

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER • ABWASSER • GEWÄSSER

Nitrifikation - Denitrifikation

Band 69 - Wien 1987

WIENER MITTEILUNGEN

WASSER · ABWASSER · GEWÄSSER

BAND 69

NITRIFIKATION - DENITRIFIKATION

FORTBILDUNGSKURS DES ÖWWV
WIEN, 29.1.1987

HERAUSGEBER: *[Handwritten signature]*
PROF. DDR.-ING. W. v. d. EMDE
TECHNISCHE UNIVERSITÄT WIEN
INSTITUT FÜR WASSERGÜTE
UND LANDSCHAFTSWASSERBAU

116.813 I

69

INHALTSVERZEICHNIS

N. Matsché	
"Nitrifikation - Grundlagen, Bemessung und Ausführung"	1
R. Kayser	
"Simultane Denitrifikation - Grundlagen, Bemessung, Ausführung"	19
G. Spatzierer, W. Stalzer	
"Erfahrungen mit Belebungsanlagen mit Nitrifikation - Denitrifikation im Burgenland"	37
E. Mayr	
"Nitrifikation - Denitrifikation Betriebserfahrungen in Oberösterreich"	55
H. Hofmann, W. Hegemann	
"Vorgeschaltete Denitrifikation: Bemessung, konstruktive Aspekte, Betriebserfahrungen"	70
Kh. Krauth	
"Erfahrungen mit Belebungsanlagen mit Denitrifikation"	107

NITRIFIKATION
GRUNDLAGEN, BEMESSUNG UND AUSFÜHRUNG

N. Matsché

1. ALLGEMEINES

Für einen wirkungsvollen Gewässerschutz wird zukünftig der Oxidation von reduzierten Stickstoffverbindungen (Nitrifikation) bzw. der Stickstoffelimination durch Nitrifikation/Denitrifikation erhöhte Bedeutung zukommen. Stickstoffverbindungen sind nach den Kohlenstoffverbindungen der Menge nach die wichtigste Komponente im Abwasser. Sie gelangen in Form von Harnstoff und in Form verschiedener organischer Verbindungen (org.-N) in das Abwasser, wo durch die anwesenden Bakterien sehr rasch eine Umwandlung in Ammon-Stickstoff ($\text{NH}_4\text{-N}$) einsetzt. Die pro Einwohner anfallende Stickstofffracht beträgt 10 - 12 g N/E.d. Bei Einbringung von Stickstoffverbindungen in Gewässer können direkt schädigende Auswirkungen auf Wasserorganismen erwartet werden:

- Toxizität von Ammoniak, abhängig vom pH-Wert
($\text{NH}_4^+ + \text{OH}^- \rightarrow \text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O}$),
- Toxizität von Nitrit ($\text{NO}_2\text{-N}$),
- Einfluß auf den Sauerstoffhaushalt durch vermehrten Verbrauch für Nitrifikationsvorgänge.

Der in Nitrat ($\text{NO}_3\text{-N}$) übergeführte Stickstoff wirkt als Pflanzendünger und führt zu verstärktem Wachstum von Algen und höheren Wasserpflanzen (Eutrophierung).

Die Anwesenheit von N-Verbindungen hat aber auch im Hinblick auf die Verwendung als Rohwasser für die Trinkwassergewinnung Bedeutung. Ammon-Stickstoff stört bei der Trinkwasseraufbereitung durch einen stark erhöhten Chlorbedarf, da es zur Bildung von Chloraminen mit geringerer Desinfektionswirkung kommt. Ein großes Problem stellen die zunehmenden Nitratwerte in Trinkwässern verschiedener Herkunft (Grundwasser, Oberflächenwasser)

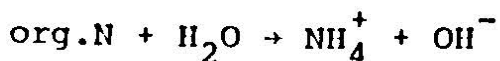
dar. Bei der Methämoglobinämie der Säuglinge führt die Bildung von Nitrit aus Nitrat zur Blockierung des für den Sauerstofftransport notwendigen Blutfarbstoffes. Des weiteren kann es durch erhöhte Nitratwerte im Trinkwasser im sauren Milieu des Magens mit sekundären und tertiären Aminen aus der Nahrung zur Bildung von Nitrosaminen kommen, deren stark krebserregende Wirkung bekannt ist.

Neben diesen biologisch-chemischen Problemen für Mensch und Umwelt, die durch N-Verbindungen im Wasser hervorgerufen werden, haben N-Verbindungen auch einen maßgeblichen Einfluß auf die Prozesse bei der biologischen Abwasserreinigung. Die Bedingungen und die beeinflussenden Faktoren für die biologische Oxidation von reduzierten N-Verbindungen (Nitrifikation) werden im vorliegenden Vortrag behandelt. Die Entfernung der gebildeten Nitrate (Denitrifikation) und damit die weitgehende Eliminierung der N-Verbindungen aus dem Abwasser ist Thema der nachfolgenden Ausführungen.

2. GRUNDLAGEN DER NITRIFIKATION

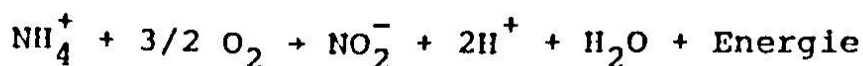
2.1 Mikrobiologie

Der bei der Ammonifikation gebildete Ammonstickstoff

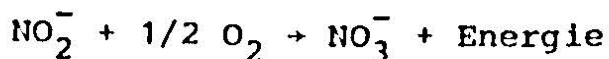


wird durch eine zweistufige biologische Oxidation über Nitrit als Zwischenprodukt in Nitrat übergeführt.

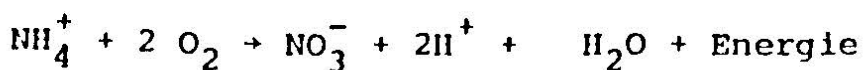
Nitrifikation 1. Stufe (Nitritation) durch Nitrosomonas



Nitrifikation 2. Stufe (Nitratation) durch Nitrobacter



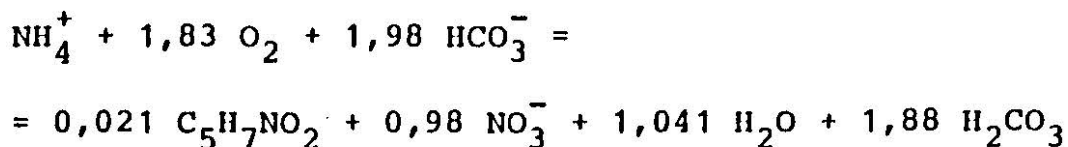
Die Gesamtreaktion



ist gekennzeichnet durch einen hohen Sauerstoffverbrauch (1 g $\text{NH}_4\text{-N}$ benötigt 4,6 g O_2) und durch eine hohe Säureproduk-

tion (1 mol $\text{NH}_4\text{-N}$ bildet 2 mol H^+).

Die bei den obigen Reaktionen freiwerdende Energie wird von den nitrifizierenden Bakterien zum Aufbau ihrer Zellsubstanz verwendet. Unter Verwendung der vereinfachten chemischen Zusammensetzung für die Biomasse $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ kann die Gesamtreaktion folgendermaßen angegeben werden:



Nach dieser Beziehung verringert sich der Sauerstoffverbrauch pro g $\text{NH}_4\text{-N}$ auf 4,2 g O_2 . Der Ertrag an Biomasse ist sehr gering und beträgt nach der obigen Gleichung nur 0,17 g Zellmasse pro 1 g $\text{NH}_4\text{-N}$. Neben hohem Sauerstoffverbrauch und starker Säureproduktion stellt der niedere Zellertrag den wesentlichsten Faktor für den Nitrifikationsprozeß dar.

2.2 Wachstumskinetik

2.2.1 Einfluß der Temperatur

Nach Untersuchungen in England (KNOWLES; 1965) wurden folgende Wachstumsraten für nitrifizierende Bakterien ermittelt:

Temperatur	Wachstumsrate μ (d^{-1})	
	Nitrosomonas	Nitrobacter
10°	0,29	0,58
20°	0,75	1,04
30°	1,97	1,87
Faktor pro °C	1,101	1,06

Messungen der Nitrifikationsatmung mit Belebtschlamm aus der Kläranlage Wien Blumental brachten folgendes Ergebnis:

Temperatur	O ₂ -Verbr. für Nitrif. mg O ₂ /l.h
13°	17,4
18°	25,6
23°	<u>36,7</u>
Faktor pro °C	1,08

Nach Untersuchungen in der Schweiz (GUJER, 1976) beträgt der Temperaturfaktor 1,12 pro °C.

Unter normalen Umständen ist die Wachstumsrate von Nitrosomonas also geringer als von Nitrobacter und bestimmt die Geschwindigkeit der Gesamtreaktion. Die Abhängigkeit von der Temperatur kann folgendermaßen ermittelt werden:

$$\mu_T = \mu_{15} \cdot 1,101^{(T-15)} \quad [d^{-1}]$$

$$\mu_T = 0,47 \cdot 1,101^{(T-15)} \quad [d^{-1}]$$

2.2.2 Einfluß von gelöstem Sauerstoff

Die Aktivität von nitrifizierenden Bakterien wird durch die Konzentration an gelöstem Sauerstoff beeinflusst. In niederen Konzentrationen stellt Sauerstoff demnach einen das Wachstum der Nitrifikanten limitierenden Faktor dar. Die Abhängigkeit der Wachstumsrate von der Konzentration limitierender Stoffe läßt sich in Form einer Monod-Kurve darstellen (Abb. 1).

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

μ Wachstumsrate

μ_{\max} Wachstumsrate bei unbegrenztem Substratgehalt

S Konzentration des begrenzenden Substrates

K_S Sättigungskonstante, Nährstoffkonzentration bei halbmaximaler Wachstumsrate

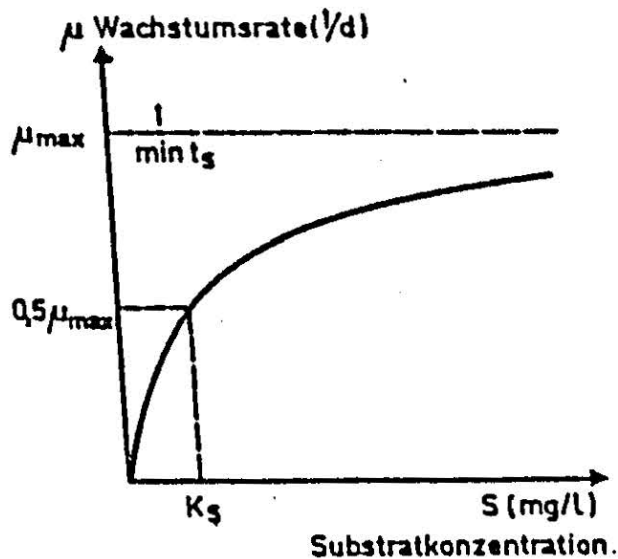


Abb. 1: Die Wachstumsrate von Mikroorganismen in Abhängigkeit von einer limitierenden Substratkonzentration

Für die Sättigungskonstante K_s werden in der Literatur Werte von 0,15 - 2,0 mg O_2 /l angegeben (EPA, 1975). Es wird empfohlen, nicht mit Konzentrationen unter 1 mg O_2 /l zu arbeiten, wenn eine Verminderung der Wachstumsrate vermieden werden soll. 2 mg O_2 /l werden in jedem Fall als ausreichend gehalten, um keine Limitierung durch gelösten Sauerstoff zu erhalten.

2.2.3 Einfluß der NH_4 -N Konzentration

Die Wachstumsrate von Nitrosomonas hängt ebenfalls nach einer Monod-Beziehung von der NH_4 -N Konzentration ab.

$$\mu = \mu_{max} \frac{N}{K_N + N}$$

Für die Größe der Sättigungskonstante K_N werden in der Literatur Werte zwischen 0,5 und 3,5 mg NH_4 -N/l angegeben, es wird jedoch empfohlen, mit einem Wert von 1 mg NH_4 -N/l zu arbeiten (WPCF, 1983). Auf den negativen Einfluß von hohen NH_4 -N Konzentrationen wird später eingegangen.

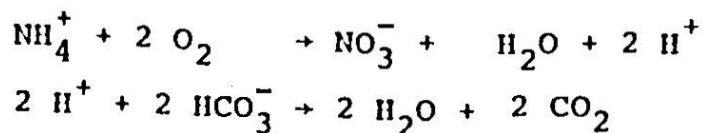
Bei Messungen mit dem Belebtschlamm einer zweistufigen Belebungsanlage wurden wesentlich niedrigere K_N -Werte festgestellt. Bei Messungen der Konzentrationsabhängigkeit der Stickstoffatmung wurden K_N -Werte zwischen 0,03 - 0,09 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ erhalten (MOSER, 1985). Die maximale Reaktionsgeschwindigkeit wurde dabei schon mit 0,15 - 0,45 mg $\text{NH}_4\text{-N/l}$ erreicht.

2.2.4 Einfluß des pH-Wertes

Der pH-Wert hat einen ausgeprägten Einfluß auf die Nitrifikation. Der optimale Bereich liegt zwischen pH 7,5 und 8,6. Eine Absenkung des pH bringt eine deutliche Verminderung der Nitrifikationsleistung mit sich, eine Anhebung auf pH 9,5 zeigt nur geringe Auswirkungen. Allgemein wird empfohlen, mit pH-Werten über 7,2 zu arbeiten (WPCF, 1983).

Die Auswirkungen von pH-Änderungen auf biologische Systeme sind sehr komplex und beinhalten meist eine Reihe von Faktoren. Im Falle der Nitrifikation ist es schwer, zwischen direkten Auswirkungen des pH-Wertes und indirekten Wirkungen, die auf Grund der pH-abhängigen Gleichgewichte für die Dissoziation von Ammoniak und salpetriger Säure entstehen können, zu unterscheiden.

Bei der Nitrifikation erfolgt die Bildung von Säure; die entstehenden Wasserstoffionen führen zu einer Abnahme der Säurekapazität des Abwassers:



Da bei der Ammonifikation mit jedem gebildeten $\text{NH}_4\text{-N}$ ein HCO_3^- -Ion (Hydrogenkarbonat) entsteht (KAPP, 1984) ergibt sich bei der Nitrifikation ein Nettoverbrauch an Säurekapazität von 1 mol HCO_3^- pro 1 mol oxidiertem $\text{NH}_4\text{-N}$. Dies bedeutet einen Verlust an Karbonathärte von 2,8° dH pro 14 mg/l an nitrifiziertem Stickstoff oder 1° dH pro 5 mg/l N_{ox} .

Um einerseits eine vollständige Nitrifikation sicherzustellen und andererseits einem Absinken des pH-Wertes in der biologischen Stufe entgegenzuwirken, sollte eine Rest-Säurekapazität im Abwasser nach erfolgter Nitrifikation von 2 mmol/l bzw. 5,6° dH eingehalten werden (KAPP, 1985).

Für die Karbonathärte des Trinkwassers im Einzugsgebiet der Kläranlage als maßgebende Komponente der Säurekapazität des Abwassers ergibt sich daher die Forderung:

$$KH \geq 5,6 + \frac{N_{\text{ox}}}{5} \quad [^\circ \text{dH}]$$

Ist diese Bedingung nicht erfüllt, so wird eine teilweise Denitrifikation erforderlich (siehe auch KRAUTH, dieser Berichtsband).

Der pH-Wert in einem durch Hydrogenkarbonat gepuffertem Wasser errechnet sich aus der Beziehung

$$\text{pH} = \text{pK}_s + \log \frac{[\text{HCO}_3^-]}{[\text{CO}_2]}$$

$$\text{pK}_s = 6,4$$

Eine Verringerung der HCO_3^- -Ionen führt demnach ebenso zu einer pH-Verminderung wie eine Erhöhung an gelöstem CO_2 . Daher hat auch das gewählte Belüftungssystem bzw. die Austreibung von CO_2 aus der Lösung einen Einfluß auf den pH-Wert.

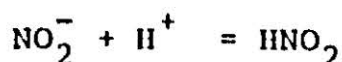
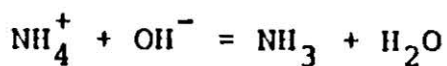
Bei einer Karbonathärte von 2 mmol/l und CO_2 -Konzentrationen von z.B. 4,4 mg CO_2 /l (entsprechend ca. 0,1 mmol/l, Wasser im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht) errechnet sich z.B. ein pH von $6,4 + \log(2/0,1) = 6,4 + 1,3 = 7,7$. Würde z.B. durch Begasung von Belebtschlamm mit Sauerstoff an Stelle von Luft durch schlechtere Austreibung des CO_2 der CO_2 -Gehalt auf 88 mg/l (entsprechend 2 mmol/l) ansteigen, errechnet sich der zugehörige pH mit $6,4 + \log(2/2) = 6,4 + 0 = 6,4$. Damit können die niedrigen pH-Werte bei Begasung mit Reinsauerstoff bzw. die Behinderung der Nitrifikation in solchen Anlagen erklärt werden.

2.2.5 Einfluß von Hemmstoffen

Die nitrifizierenden Bakterien und insbesondere Nitrosomonas werden durch eine Reihe von Hemmstoffen beeinflusst. Solche Hemmstoffe wurden sehr ausführlich im Zusammenhang mit der Hemmung der Nitrifikation bei der BSB-Bestimmung untersucht. In diesem Zusammenhang müssen Thioharnstoff bzw. Allylthioharnstoff (ATH) erwähnt werden, die bereits in einer Konzentration von 0,5 mg/l zu einer vollständigen Hemmung der Nitrifikation führen. Eine Zusammenstellung zahlreicher anorganischer und organischer Verbindungen, die die Nitrifikation negativ beeinflussen, wurde von RICHARDSON, 1985, durchgeführt.

Eine sehr häufige Hemmung der Nitrifikation tritt in Gegenwart erhöhter Konzentrationen an $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. $\text{NO}_2\text{-N}$ auf. In manchen Industrieabwässern mit erhöhten Stickstoffkonzentrationen können dadurch bei der Nitrifikation Probleme auftreten. Die Konzentrationen an reduzierten Stickstoffverbindungen (org.N, $\text{NH}_4\text{-N}$) können dabei um ein Vielfaches über den Werten von kommunalem Abwasser liegen. Solche Abwässer fallen z.B. in der anorganischen Grundstoffindustrie bei der Herstellung von Düngemitteln aber auch in der org.-chemischen Industrie bei der Herstellung von Polyamiden, Acrylnitril u.a. an. Weitere Beispiele sind die Abwässer von Fermentationsprozessen sowie die Abwässer der Tierkörperverwertung. Vereinzelt treten solche hohen N-Konzentrationen auch in häuslichen Abwässern auf (z.B. Autobahnraststätten). Bei der biologischen Reinigung solcher Abwässer wurde in Abweichung von der zu erwartenden Nitrifikation bis zum Nitrat eine Anreicherung von Nitrit festgestellt. Es kommt demnach zu einer Hemmung der zweiten Stufe der Nitrifikation.

Die Aktivität von Nitrobacter kann, wie die Untersuchungen von ANTHONISEN, 1976, zeigen, sowohl durch freien Ammoniak (NH_3) als auch durch freie salpetrige Säure (HNO_2) eingeschränkt werden. Für beide Verbindungen existiert ein vom pH abhängiges Gleichgewicht



Die Zusammenhänge sind in Abb. 2 dargestellt.

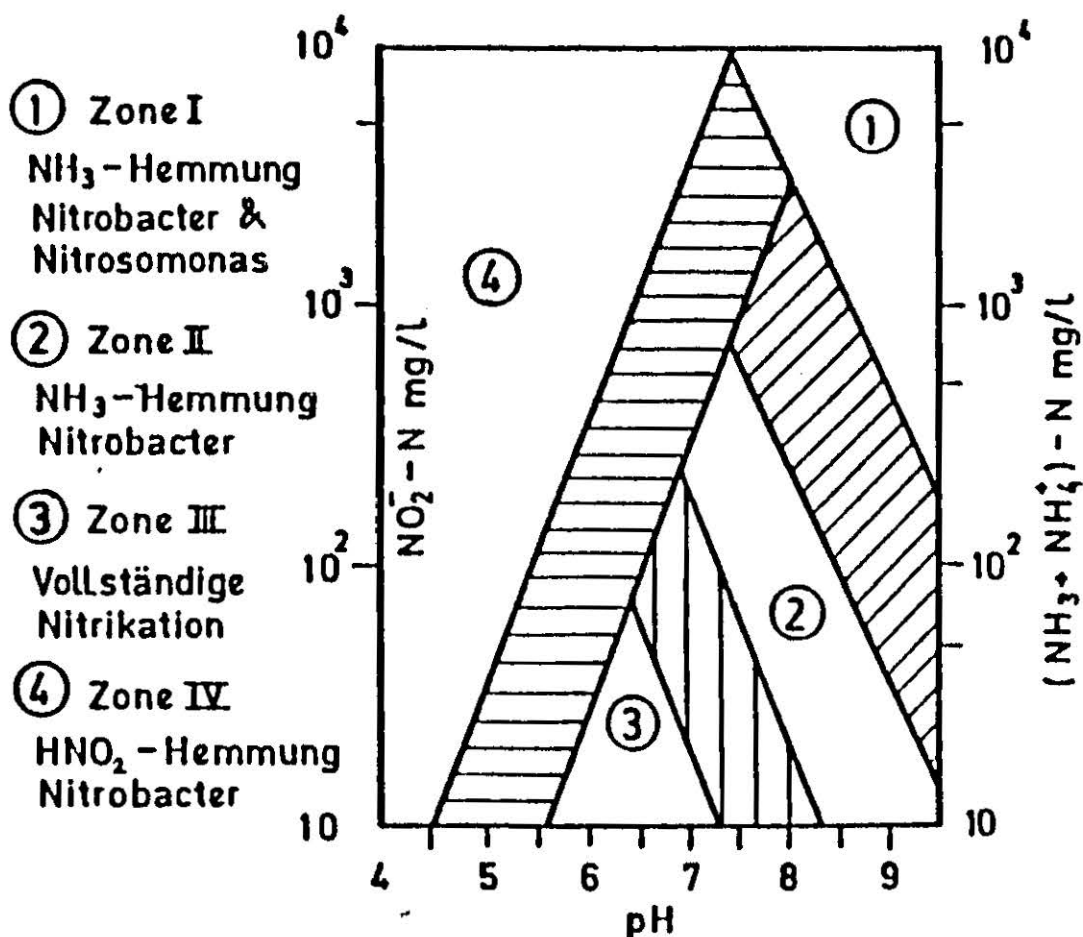


Abb. 2: Hemmung der Nitrifikation durch NH_3 und HNO_2 in Abhängigkeit vom pH-Wert (nach ANTHONISEN, 1976)

Eine ungehinderte vollständige Nitrifikation findet nur bei niedrigen NH_4 -N und NO_2 -N Konzentrationen statt. Die Hemmung durch NH_3 bzw. NH_4 -N wird bei pH-Werten über ca. 7,5 wirksam, steigt jedoch die NH_4 -N Konzentration über 100 mg/l an, so tritt eine Hemmwirkung schon bei einem pH von 6,5 auf. Die Hemmwirkung von Nitrit bzw. von freier salpetriger Säure nimmt umgekehrt mit steigendem pH-Wert ab. Da die Hemmung durch undissoziierten Ammoniak bzw. durch die undissoziierte salpetrige Säure hervorgerufen wird, deren Bildung vom pH-Wert beeinflusst wird, kann man die Bedeutung des pH-Wertes für die Reaktionen abschätzen. Die Zusammenhänge werden noch durch die bei der Nitrifikation auftretende Säureproduktion beeinflusst, die bei fehlender Puf-

ferung zu einem pH-Abfall führen kann. Bei hohen Konzentrationen von $\text{NH}_4\text{-N}$ im zu behandelnden Abwasser kann eine Hemmung der zweiten Stufe der Nitrifikation sowohl durch NH_3 als auch durch HNO_2 auftreten.

Eine Abhilfe ist nur durch eine langsame Steigerung der Belastung beim Einfuhrvorgang bzw. durch eine Verminderung des gebildeten Nitrits in einer Denitrifikationsstufe möglich. Dabei ist in jedem Falle eine sorgfältige Überwachung des Reinigungsvorganges erforderlich, da eine vermehrte Nitritbildung nicht nur zu einer unzulässigen Emission in den Vorfluter sondern auch zu einer unmittelbaren Störung der Biozönose des belebten Schlammes (Flockenzerfall) führen kann.

3. NITRIFIKATION BEIM BELEBUNGSVERFAHREN

3.1 Grundlagen der Bemessung

Um eine ausreichende Nitrifikation in einer Belebungsanlage zu erhalten, müssen zwei Bedingungen erfüllt sein. Zunächst muß das Schlammalter (t_s) lange genug sein, um eine Auswaschung der langsam wachsenden nitrifizierenden Bakterien zu vermeiden. Als weitere Bedingung muß gelten, daß die Kontaktzeit zwischen den Bakterien (nitrifizierender Belebtschlamm) und dem Ammoniumstickstoff lange genug sein muß, um bei den zur Verfügung stehenden Reaktionsraten eine ausreichende Oxidation zu gewährleisten.

Nach theoretischen Überlegungen über kontinuierliche mikrobielle Wachstumsprozesse mit Rückführung der Organismen, wie sie das Belebungsverfahren darstellt, stimmen die Wachstumsrate und das reziproke Schlammalter ($1/t_s$) bei einem Gleichgewichtszustand des biologischen Prozesses überein. Liegt der Wert von $1/t_s$ über dem Wert der maximalen Wachstumsrate der jeweiligen Organismen, so kommt es zu einer Auswaschung dieser Organismen.

Die Wachstumsrate von Bakterien, die im Schlamm anwesend sind, muß also mindestens dem reziproken Schlammalter entsprechen.

$$\mu_{\max} = \frac{1}{\min t_s}$$

Wird diese Bedingung gerade noch erfüllt, so sind die langsam wachsenden Bakterien im Schlamm zwar anwesend, ihre Konzentration ist jedoch äußerst gering. Wird das Produkt aus maximaler Wachstumsrate der langsam wachsenden Bakterien (z.B. nitrifizierende Bakterien) und erforderlichem Schlammalter, um diese Bakterien im Belebtschlamm halten zu können, gebildet, so ergibt sich für diesen Grenzfall ein Wert von 1. Nach GUJER, 1976 hängt die Wirksamkeit einer Belebtschlammanlage von diesem Produkt aus der maximalen Wachstumsgeschwindigkeit der Nitrifikanten und dem Schlammalter ab. Dieses Produkt wird als Sicherheitsfaktor (SF) für die Nitrifikation bezeichnet.

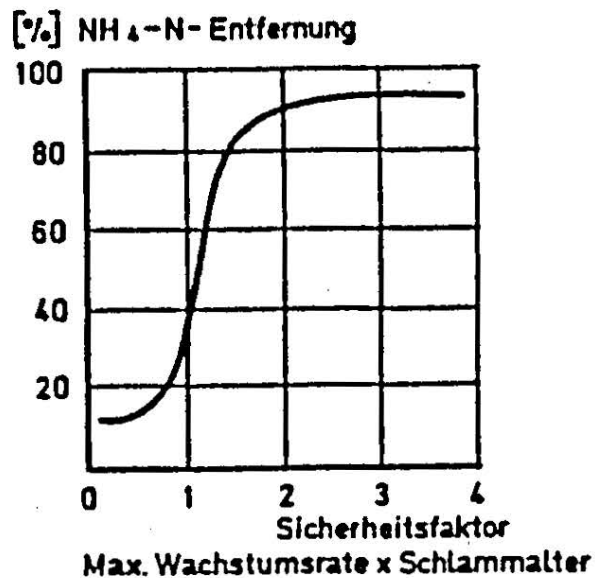


Abb. 3: Wirkungsgrad der Nitrifikation bei unterschiedlichem Sicherheitsfaktor (nach GUJER, 1976)

Für große Anlagen sollte ein Sicherheitsfaktor von 2 (bei kleineren Anlagen eher größer bis gegen 3) eingehalten werden, um die Nitrifikation auch unter ungünstigen Verhältnissen aufrecht zu erhalten. Das Schlammalter, mit dem ein nitrifizierender Belebtschlammprozeß betrieben werden muß, kann dann mit Hilfe des Sicherheitsfaktors und der Wachstumsrate berechnet werden.

$$SF = \mu_{\max} \cdot t_s$$

SF < 1 keine Nitrifikation

SF = 1 labiles System, beginnende Nitrifikation

SF > 2 - 3 stabiles System, weitgehende Nitrifikation

Der Sicherheitsfaktor kann auch auf Grund der Schwankungen der Stickstoffwerte im Zulauf abgeschätzt werden. Im Gegensatz zu Belastungsspitzen beim BSB₅ kann NH₄-N nicht von den Flocken des belebten Schlammes adsorbiert und später verarbeitet werden. Da keine Speicherung von NH₄-N möglich ist, hängen die NH₄-N Werte im Ablauf vom Verhältnis der jeweiligen NH₄-N Belastung zur Menge an Nitrifikanten im System und der Verweilzeitcharakteristik des Abwassers im Belebungsbecken ab. Um den Durchbruch von NH₄-N Spitzen durch eine Belebtschlamm-anlage zu verhindern, muß der Sicherheitsfaktor groß genug sein und sollte mindestens folgendem Ausdruck entsprechen (GUJER, 1986, WPCF, 1983):

$$SF \geq \frac{\text{Maximalwert der NH}_4\text{-Fracht}}{24 \text{ Std. Mittelwert der NH}_4\text{-Fracht}}$$

Die maßgebenden Gleichungen für das sich in einer Belebungs-anlage einstellende Schlammalter lauten nach v.d.EMDE, 1979 bzw. nach KAYSER, 1983

$$USP_R = 0,6 \cdot q_R \cdot (S_O + TS_O) - 0,072 \cdot x \cdot TS_R \cdot F$$

$$t_s = \frac{TS_R}{USP_R}$$

$$x = 0,55 + 4,167 \cdot A \frac{B_{TS}}{F} - \sqrt{(0,55 + 4,167 \cdot A \frac{B_{TS}}{F})^2 - 8,33 \frac{B_{TS}}{F}}$$

$$\text{mit } A = 1 + \frac{TS_O}{S_O} \quad \text{und} \quad F = 1,072^{(T-15)}$$

Das Schlammalter ist neben der Schlammbelastung B_{TS} auch vom Verhältnis der Schwebstoffe zum BSB₅ des Zulaufes (TS_O/S_O) abhängig. Auch die Zugabe von Chemikalien zum Belebungsbecken (z.B. Simultanfällung) muß berücksichtigt werden.

Zur Vereinfachung des Bemessungsvorganges wurden von ERMEL, 1983 bzw. von KAYSER, 1983 Nomogramme entwickelt, die in Abb. 4 dargestellt sind.

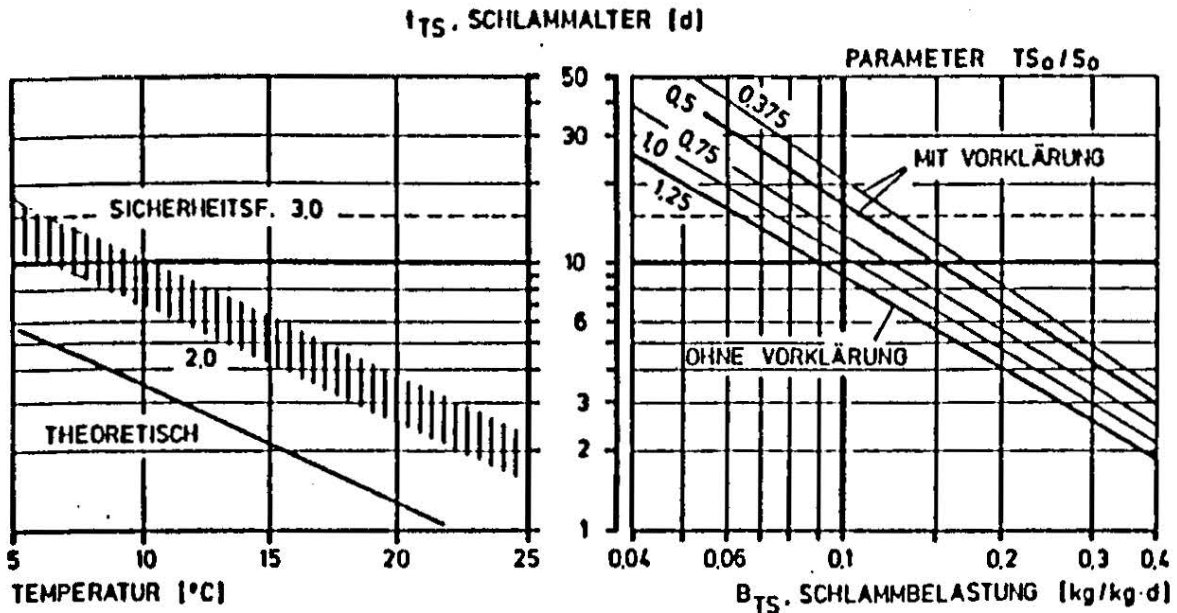


Abb. 4: Bemessungsdiagramm für Nitrifikation (nach KAYSER, 1983)

Der Bemessungsvorgang kann an Hand eines einfachen Beispiels erläutert werden. Es soll ein vorgeklärtes Abwasser ($Q = 10.000 \text{ m}^3/\text{d}$, $BSB_5 = 200 \text{ mg/l}$, $TS_0 = 100 \text{ mg/l}$, $TKN_0 = 40 \text{ mg/l}$) bei 15° C weitgehend nitrifiziert ($TKN_e = 5 \text{ mg/l}$) werden.

Nach Abb. 4 ist bei 15° C für einen Sicherheitsfaktor $SF = 3,0$ ein Schlammalter von etwa $6,5 \text{ d}$ erforderlich. Für vorgeklärtes Abwasser mit $TS_0/S_0 = 0,5$ darf die Schlammbelastung $B_{TS} = 0,21 \text{ kg/kg.d}$ betragen. Es wird mit $TS_R = 3,3 \text{ kg/m}^3$ gerechnet, woraus sich eine Raumbelastung von $B_R = 0,70 \text{ kg/m}^3.d$ und ein erforderliches Belebungsbeckenvolumen von 2860 m^3 ergibt.

3.2 Betrieb von Anlagen mit Nitrifikation

Bei Anlagen, die über lange Zeit mit konstanter Schmutzstofffracht und unter gleichbleibenden Betriebsbedingungen betrieben werden (stationärer Prozeß, keine Tages- und Wochengang-

linie), kann die Ablauf- $\text{NH}_4\text{-N}$ -Konzentration mit Hilfe der Monod-Beziehung berechnet werden. Wegen der niedrigen K_N -Werte ergibt sich je nach Schlammalter bzw. Wachstumsrate eine vollständige bzw. keine Nitrifikation.

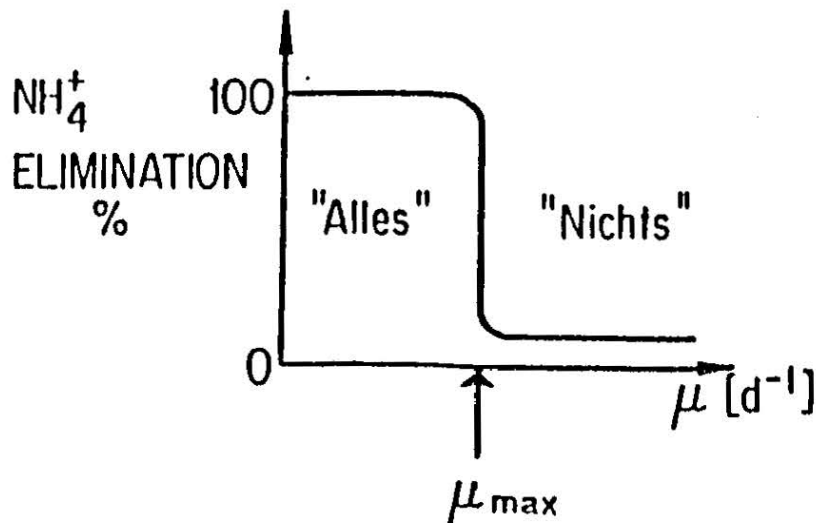


Abb. 5: Ammoniumelimination im stationären Zustand eines Belebtschlammverfahrens (nach GUJER, 1978)

Im häuslichen Abwasser kommt es zu beträchtlichen Schwankungen in der $\text{NH}_4\text{-N}$ Belastung (nicht stationärer Prozeß), denen durch entsprechende Wahl eines Sicherheitsfaktors für die Nitrifikation Rechnung getragen wird. Eine gewisse Vergleichmäßigung der $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung kann durch die Zugabe von Trübwasser oder Filtraten aus der Schlammmentwässerung während Zeiträumen mit niedriger $\text{NH}_4\text{-N}$ -Belastung erfolgen (Abb. 6).

Einen wesentlichen Einfluß auf den vollständigen Ablauf der Nitrifikation hat die Versorgung des Belebungsbeckens mit Sauerstoff. Eingehende Untersuchungen in der BRD (KRAUTH, 1986) an Belebungsanlagen konnten einen deutlichen Einfluß der O_2 -Konzentration im Belebungsbecken auf den Umfang der Nitrifikation nachweisen. Bei Belebungsanlagen mit Druckluftbelüftung war eine minimale O_2 -Konzentration von 1,5 mg/l im gesamten Belüftungsbecken ausreichend. Wegen der ungleichmäßigeren Verteilung des gelösten O_2 ist bei Belebungsanlagen mit Oberflächenbelüftung eine minimale O_2 -Konzentration von 2,5 mg/l bei Messung an der Oberfläche des Beckens einzuhalten. Bei Konzentrationen von 1 mg O_2 /l an der Oberfläche weisen große

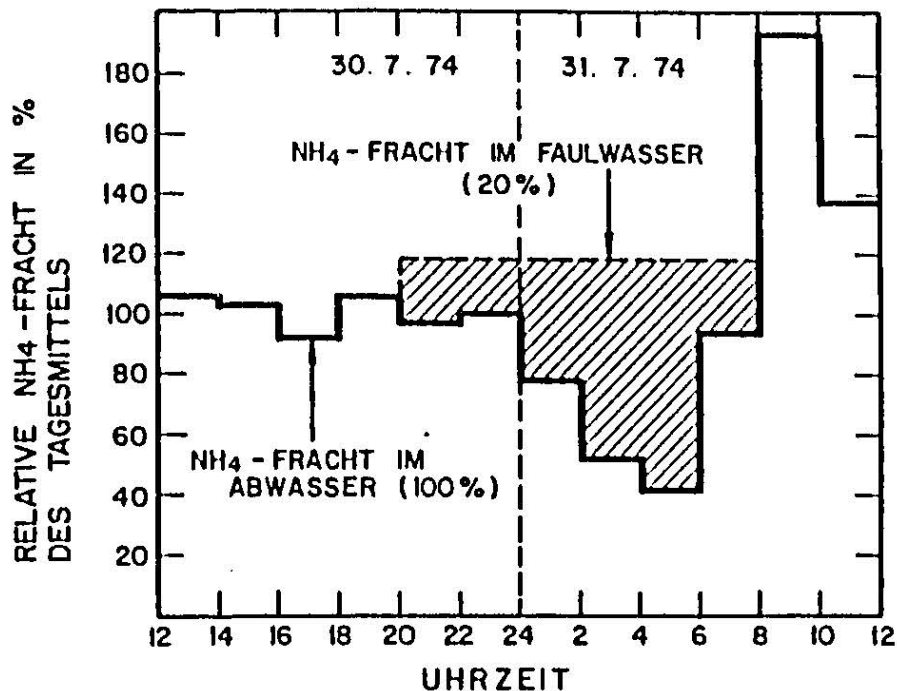


Abb. 6: Ausgleich der NH₄-N Fracht mit Faulwasser (nach GUJER, 1978)

Teile des Beckens keinen gelösten Sauerstoff auf, wodurch die Nitrifikation behindert wird. Im selben Becken konnte mit einer Erhöhung der O₂-Konzentration eine sichere Nitrifikation erreicht werden. Bei ausreichendem Beckenvolumen ergeben sich durch die unterschiedliche Verteilung des gelösten Sauerstoffs bei Anwendung von Oberflächenbelüftern Vorteile hinsichtlich simultaner Nitrifikation/Denitrifikation.

3.3 Anteil der Nitrifikanten im Schlamm. Ermittlung von Nitrifikationsraten.

Ein weiterer maßgebender Faktor für die Nitrifikation ist eine ausreichende Kontaktzeit des zu nitrifizierenden Abwassers mit Belebtschlamm unter aeroben Bedingungen. Soll der gesamte Ammoniumstickstoff nitrifiziert werden, so muß das Produkt aus spezifischer Nitrifikationsrate des Schlammes und der unter aeroben Bedingungen sich befindenden Menge des Belebtschlammes mindestens der Zulauffracht an Ammoniumstickstoff entsprechen. Die für die Nitrifikation zur Verfügung stehende Menge an

nitrifizierenden Bakterien ergibt sich aus dem Produkt von spezifischem Anteil des Belebtschlammes an nitrifizierenden Bakterien und dem unter aeroben Bedingungen sich befindenden Teil des Belebungsbeckens. Ist die Menge an nitrifizierenden Bakterien nicht ausreichend, so ist entweder der aerobe Anteil des Belebungsbeckens oder der spezifische Anteil des Belebtschlammes an nitrifizierenden Bakterien zu vergrößern.

Die Messung der Nitrifikationsleistung kann auf verschiedene Weise erfolgen:

Wird bei der Sauerstoffverbrauchsmessung dem belebten Schlamm $\text{NH}_4\text{-N}$ zugegeben, so stellt sich eine Grundatmung mit maximaler Stickstoffoxidation ein ($\text{OV}_{\text{C+N}}$). Wird diesem Schlamm Allylthioharnstoff (ATH) zur Hemmung der Nitrifikation zugegeben, so geht der Sauerstoffverbrauch des Schlammes auf die Grundatmung (OV_{C}) zurück. Die Differenz der beiden Atmungswerte ergibt die Stickstoffatmung (OV_{N}).

In ähnlicher Weise kann man die Nitrifikationsleistung eines belebten Schlammes im Standversuch mit Hilfe der zeitlichen Abnahme von $\text{NH}_4\text{-N}$ bzw. der Zunahme von $\text{NO}_3\text{-N}$ durch chemische Analysen ermitteln. Beide Methoden ergeben die maximale Nitrifikationsleistung eines Schlammes.

Eine Stickstoffbilanzierung über einen Zeitraum von mindestens 24 Stunden auf einer Kläranlage kann für die Nitrifikationsmessung unter Betriebsbedingungen herangezogen werden.

Der Anteil von Nitrifikanten in einem bestimmten Schlamm kann mit Hilfe folgender Überlegung abgeschätzt werden:

Aus Untersuchungen an Reinkulturen von *Nitrosomonas* wurde die spezifische Nitrifikationsleistung mit 250 mg N/g Zellmasse und Stunde bei einer Temperatur von 20° C ermittelt. Messungen der Nitrifikationsleistung von Belebtschlämmen werden in der Literatur mit 0,5 - 6 mg Stickstoff/g Trockensubstanz und Stunde angegeben. Auf der Kläranlage Wien-Blumental wurde bei einem Schlamm Trockengewicht von 5 g/l eine Nitrifikationsatmung von etwa 30 mg O_2 /l.h bei 20° C festgestellt. Unter Berücksichti-

gung des Umrechnungsfaktors zwischen Sauerstoff und Stickstoff von etwa 4,6 g O₂/g oxidierter Ammoniumstickstoff entspricht die Nitrifikationsleistung dieses Schlammes etwa 1,5 mg N/g TS.h (Abwasserzusammensetzung BSB₅ etwa 200 mg/l, NH₄-N 15 - 20 mg/l, berechneter Anteil der Nitrifikanten ca. 0,6 %). Bei einer technischen Versuchsanlage, die mit anaerob vorbehandeltem Abwasser beschickt wurde, das einen relativ niedrigen BSB₅ von nur etwa 100 mg/l und einen hohen Ammoniumstickstoff von etwa 60 mg/l aufwies, wurden bei 2 g/l TS eine Stickstoffatmung von 75 mg O₂/l.h bei 20° C festgestellt. In diesem Fall ergibt sich eine spezifische Nitrifikationsleistung des Belebtschlammes von 7 - 8 mg N/g TS.h (berechneter Anteil der Nitrifikanten ca. 3 %). Aus diesen Ergebnissen kann geschlossen werden, daß die Nitrifikationsleistung eines Belebtschlammes weitgehend von der Abwasserzusammensetzung abhängt und im wesentlichen vom Verhältnis BSB₅ zu Ammoniumstickstoff beeinflußt sein dürfte. Im allgemeinen dürfte aber die Annahme, daß etwa 1 % der Trockensubstanz von Belebtschlämmen aus Nitrifikanten besteht, für die Behandlung von häuslichem Abwasser Gültigkeit haben.

4. LITERATUR

- Anthonisen, A.C.: Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. JWPCF 48, 835-852 (1976)
- v.d.Emde, W.: Fortbildungskurs "Biologische Abwasserreinigung" Inst.f. Wassergüte, TU Wien Februar/Sept. 1979
- EPA - Environmental Protection Agency: "Process Design Manual for Nitrogen Control", Washington D.C., Okt. 1975
- Ermel, G.: "Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen - Steuerung der Denitrifikation". Veröffentl. Inst.f.Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 35 (1983)
- Gujer, W.: Verfahrenstechnische Grundlagen der Nitrifikation in Belebungsanlagen. Gas-Wasser-Abwasser 56, 609-614 (1976)
- Gujer, W.: Nitrifikation in Belebungsanlagen, 1. WAKO-Abwasserkurs des VSA, Sept. 1978
- Kapp, H.: Zur Interpretation der Säurekapazität des Abwassers. GWF-Wasser/Abwasser 124, 127-130 (1983)

- Kapp, H., Krauth K.H.: Veränderungen des Stickstoffs im Abwasser durch seine Behandlung in biologischen Kläranlagen. Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Bd. 69, Aachen 1985
- Kayser, R.: Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation - Denitrifikation. GWF 124, 419-427 (1983)
- Knowles, G., Downing, A.L., Barrett, M.J.: Determination of kinetic constants for nitrifying bacteria in mixed culture. J.gen.Microbiol. 38, 365 (1965)
- Krauth, K.H., Maier, W.: Studien über den Stand der Nitrifizierung und Denitrifizierung in Kläranlagen. Schlußbericht. Stuttgarter Berichte zur Siedlungswasserwirtschaft, Band 93 Oldenbourg, München (1986)
- Krauth, K.H.: Erfahrungen mit Belebungsanlagen mit Denitrifikation. Wiener Mitteilungen, Band 69, Wien, Jan. 1987
- Moser, D.: Studie über die Oxidation der Stickstoffverbindungen von Abwasser am Beispiel der Hauptkläranlage Wien Simmering. Diplomarbeit, TU Wien, April 1985
- Richardson, M.: Nitrification inhibition in the treatment of sewage. Royal Society of Chemistry, Burlington House, London W 1V OBN (1985)
- WPCF - Water Pollution Control Federation: Nutrient Control, Manual of Practice FD-7, Washington D.C., 1983

Univ.-Doz. Dipl.Ing. Dr. Norbert Matsché
Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
TU Wien
Karlsplatz 13, 1040 Wien

SIMULTANE DENITRIFIKATION
GRUNDLAGEN BEMESSUNG AUSFOHRUNG

Kayser R.

1. VERFAHRENSBESCHREIBUNG

Unter simultaner Denitrifikation versteht man einen Prozeß, bei dem in einem ungeteilten Belebungsbecken der Abbau von organischem Kohlenstoff (BSB_5), Nitrifikation und Denitrifikation erfolgen. Voraussetzungen für eine weitgehende Stickstoffelimination sind ein genügend großes Beckenvolumen und ein für die Denitrifikation günstiges org. Kohlenstoff : Stickstoff-Verhältnis des zufließenden Abwassers (i.a. $BSB_5 : N > 3$).

Nitrifikation, also die Oxydation von Ammonium zu Nitrit und weiter zu Nitrat ist nur mit gelöstem Sauerstoff (im oxischen Milieu) möglich. Parallel zur Nitrifikation erfolgt auch ein Abbau von org. Kohlenstoff.

Denitrifikation ist der Abbau org. Kohlenstoffs im sauerstoffarmen (anoxischen) Milieu unter Verwendung von Nitrat- und Nitritsauerstoff. Nitrat wird dabei über Nitrit zu Stickstoff (N_2) reduziert, org. Kohlenstoff wird zu CO_2 oxydiert.

Die Verknüpfung der Denitrifikation mit dem Kohlenstoffabbau läßt auch eine Aussage zur Geschwindigkeit der Denitrifikation zu: Je rascher an einer Stelle im Becken der Abbau von org. C bei Vorhandensein von gelöstem Sauerstoff ablaufen würde, desto größer wäre an gleicher Stelle unter anoxischen Verhältnissen die Denitrifikationsrate. Da die Abbau-geschwindigkeit des org. Kohlenstoffs eine Funktion dessen Konzentration ist, kann man auch sagen, je höher die Konzentration an org. Kohlenstoff (BSB_5) ist, desto größer ist unter anoxischen Bedingungen das Denitrifikationspotential. Das Potential kann nur ausgeschöpft werden, wenn Nitrat oder Nitrit in entsprechenden Konzentrationen vorhanden ist.

Die aufgezeigten Zusammenhänge machen deutlich, daß zur simultanen Denitrifikation im Becken Zonen mit gelöstem Sauerstoff zur Oxydation des Ammoniums vorhanden sein müssen (worin auch org. C abgebaut wird) und anoxische Zonen mit Nitrat und möglichst noch viel an adsorbiertem org. C für die Denitrifikation. Anstelle von Zonen kann auch ein zeitlicher Wechsel von oxischen und anoxischen Verhältnissen treten.

In längsdurchflossenen, vor allem aber in Kaskaden aufgeteilten Belebungsbecken mit Kreiselbelüftern kann simultane Denitrifikation nur dann erfolgen, wenn die Sauerstoffzufuhr in den Becken so abgestimmt ist, daß das gebildete Nitrat sofort wieder denitrifiziert wird. Dies erfordert jedoch einen größeren Regelaufwand, vor allem werden Kreisel mit veränderlicher Drehzahl benötigt.

Für eine gezielte Stickstoffentfernung durch simultane Denitrifikation sind daher nur totale Mischbecken oder Umlaufbecken sinnvoll, weil hier der Sauerstoffverbrauch (theoretisch) an jeder Stelle im Becken in etwa gleich ist und damit die Steuerung der Sauerstoffzufuhr erleichtert wird.

In Umlaufbecken, die in der Regel punktuell belüftet werden, stellen sich im Abstrom der Belüfter oxische Zonen ein, denen anoxische folgen (Abb. 1). Bei konstanter Belüftungsleistung wird bei hohen Belastungen die oxische Zone kurz und die anoxische lang, umgekehrt ist es bei geringen Belastungen.

In Mischbecken kann man auf einfache Weise oxische und anoxische Verhältnisse durch zeitlichen Wechsel von intensiverer und schwächerer oder auch vollständig abgeschalteter Belüftung einstellen.

Bei ausreichendem Beckenvolumen kann man bei richtiger Abstimmung der oxischen und anoxischen Perioden oder Zonen zugleich weitgehende Nitrifikation und Denitrifikation erhalten (Abb. 2, oben). Sind die oxischen Verhältnisse vergleichsweise lang, so bleibt zu wenig Zeit für die Denitrifikation; die Nitratgehalte sind erhöht (Abb. 2, mitte). Umgekehrt verhält es sich, wenn die anoxischen Perioden zu lang sind: Die

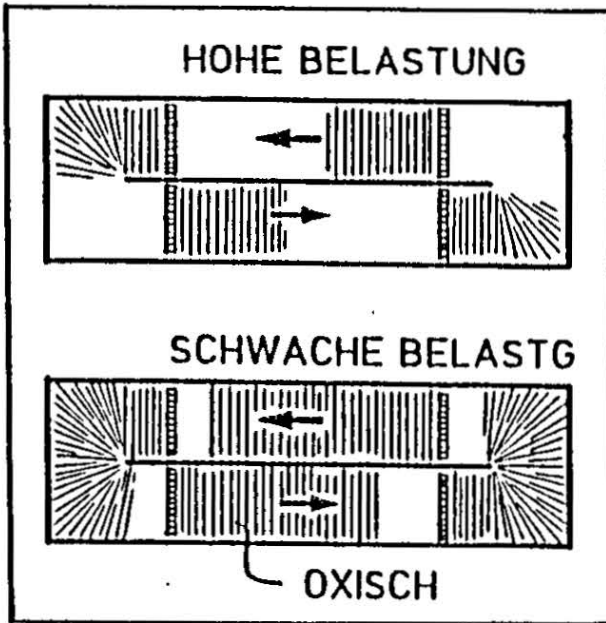


Abb. 1:
Oxische und anoxische Zonen in
Abhängigkeit von der Be-
lastung bei konstanter
Belüftung

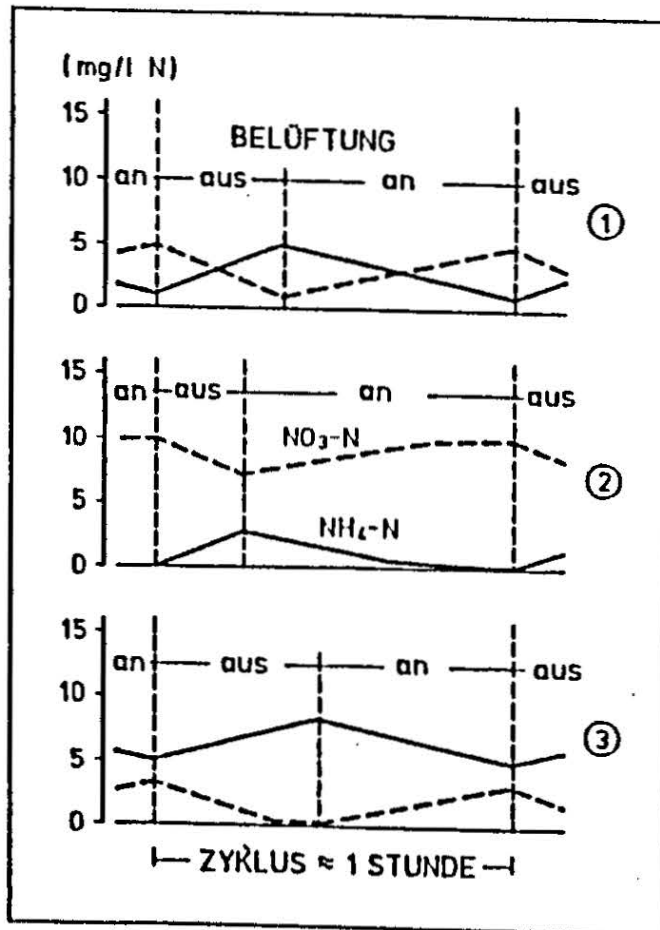


Abb. 2: Ganglinien von Nitrat und Ammonium bei Intervallbelüftung/
Denitrifikation

Nitrifikation wird unvollständig und es bleiben höhere Ammoniumgehalte im Ablauf (Abb. 2, unten).

Zur Erzielung weitgehender Nitrifikation-Denitrifikation ist also eine entsprechende Einstellung, Steuerung oder Regelung der Belüftung erforderlich. Hierauf wies PASVEER (1964) schon hin, als er nach Korrektur der Sauerstoffzufuhr in einem Oxydationsgraben eine 85%- bis 90%-ige Stickstoffelimination erreichte.

2. BEMESSUNG

Die Bemessung erfolgt in zwei Schritten: Zuerst wird das für die Nitrifikation erforderliche oxische Volumen berechnet. Ausschlaggebend ist hierfür, bis zu welcher Temperatur weitgehende Nitrifikation gefordert wird. Das für die Denitrifikation erforderliche zusätzliche (anoxische) Volumen wird im zweiten Schritt durch Iteration ermittelt.

Auf der Grundlage des Berechnungsvorschlages von KAYSER (1985) wird der Berechnungsgang hier an einem Beispiel gezeigt, vgl. dazu die Tabelle auf der folgenden Seite.

In den Zeilen 1 - 7 stehen die Vorgaben. Neben der Abwassermenge (Q) werden BSB_5 , der Gehalt an abfiltrierbaren Stoffen (TS_0), die Gehalte an nicht oxydierten Stickstoffverbindungen im Zulauf (TKN_0) und im Ablauf (TKN_e) sowie der Gehalt an Nitratstickstoff im Ablauf (NO_3N_e) und nicht zuletzt die Temperatur im Belebungsbecken (T) angegeben.

Aus Abb. 3 wird für den Sicherheitsfaktor 3 bei hier 15°C ein erforderliches Schlammalter für Nitrifikation von 6,5 d abgegriffen und in Z 8 eingetragen. Der Anteil des Denitrifikationsvolumens am Gesamtvolumen (V_D/V , Z 9) wird angenommen, hier zu 0,35. Jetzt rechnet man das im Gesamtvolumen vorhandene Schlammalter gleich aus

$$\begin{aligned} \text{erf } t_{TS} &= t_{TS} / (1 - V_D/V) \\ &= 6,5 / (1 - 0,35) = 10,0 \text{ d} \end{aligned}$$

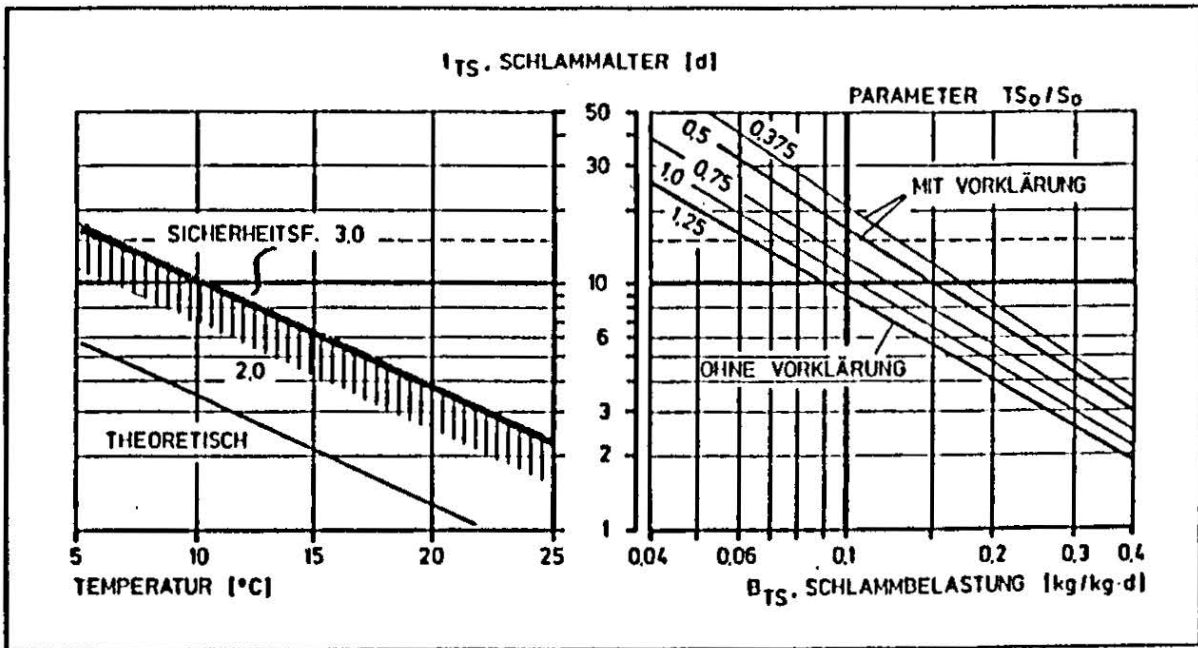


Abb. 3: Erforderliche Schlammbelastung für Nitrifikation

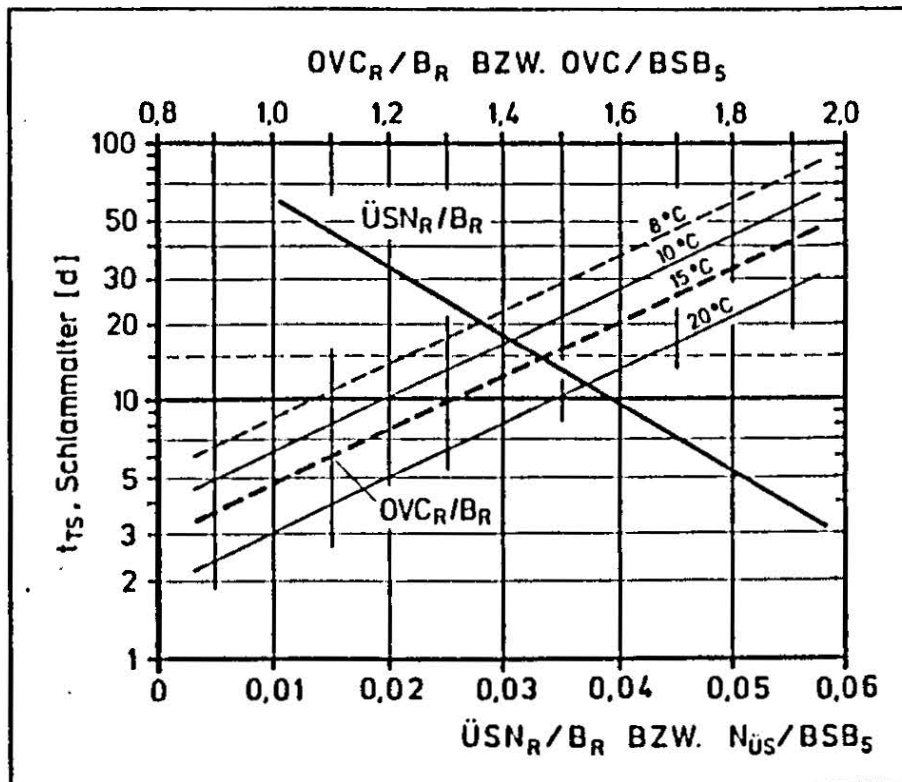


Abb. 4: Sauerstoffverbrauch für C-Abbau und in den Überschussschlamm eingebauter Stickstoff

1.	Q	m^3/d	10.000		
2.	BSB ₅	mg/l	200		
3.	TS ₀	"	100		
4.	TKN ₀	"	40		
5.	TKN _e	"	5		
6.	NO ₃ Ne	"	5		
7.	T	°C	15	12	10
8.	ERF. t _{TS} (N)	d	6,5	8	10
9.	(ANN.) V _D /V	-	0,35	0,35	0,35
10.	VORH t _{TS}	d	10	12,3	15,4
11.	OVC/BSB ₅	-	1,32	1,35	1,35
12.	N _{üs} /BSB ₅	-	0,040	0,037	0,033
13.	N _{üs}	mg/l	8	7,0	7
14.	OVC	"	264	270	270
15.	NO ₃ ND	"	24	24	24
16.	NO ₃ Ne+TKNe	"	8	9	9
17.	TS ₀ /S ₀	-	0,5	0,5	0,5
18.	B _{TS}	kg/kg·d	0,15	0,12	0,11
19.	TS _B	kg/m ³	3,3	3,3	3,3
20.	B _E	kg/m ³ ·d	0,50	0,40	0,36
21.	V _{BB}	m ³	4000	5000	5.500
22.	OVC _D	kg/d	2640	2700	2700
23.	OVND _D	"	776	822	822
24.	OVCND _D	"	3416	3.522	3522
25.	UEFS	"	1320	1.341	1.178

Tab. 1: Berechnungsbeispiel

es kommt in Zeile 10. Mit diesem Wert geht man in Abb. 4 und greift $OVC/BSB_5 = 1,32$ und $N_{OS}/BSB_5 = 0,040$ ab, die Werte kommen in die Zeilen 11 und 12.

N_{OS} , die auf die Abwassermenge bezogene aber mit dem Überschußschlamm entfernte Stickstoffmenge ergibt sich als

$$N_{OS} = N_{OS}/BSB_5 * BSB_5 = 0,040 * 200 = 8 \text{ mg/l (Z 13).}$$

Ebenso erhält man die auf die Abwassermenge bezogene Kohlenstoffatmung (OVC)

$$OVC = OVC/BSB_5 * BSB_5 = 1,32 * 200 = 264 \text{ mg/l (z 14).}$$

Die denitrifizierbare Nitratmenge ist proportional zur Kohlenstoffatmung, sie ist aber um den Faktor 0,75 geringer. Pro g denitrifizierten Nitratstickstoff werden 2,9 g O_2 veratmet; und das nur im Denitrifikationsvolumen.

$$\begin{aligned} NO_3ND &= \frac{0,75 * OVC * V_D/V}{2,9} \\ &= \frac{0,75 * 270 * 0,35}{2,9} = 24 \text{ mg/l (Z 15)} \end{aligned}$$

Im Ablauf der Anlage findet man dann als Summe von Nitratstickstoff und nicht oxydierten Stickstoffverbindungen

$$\begin{aligned} NO_3N_e + TKN_e &= TKN_o - NO_3ND - N_{OS} \\ &= 40 - 24 - 8 = 8 \text{ mg/l (Z 16)} \end{aligned}$$

Da dieser Wert kleiner ist als in der Vorgabe enthalten (10 mg/l), kann jetzt das Volumen berechnet werden. Zuerst ermittelt man TS_o/S_o , die Werte stehen in Zeile 2 und 3, hier $100 : 200 = 0,5$ (Z 17), hiermit und mit dem Schlammalter (t_{TS} , Z 10, hier 10 d) geht man in Abb. 3 (rechts) und greift $B_{TS} = 0,15 \text{ kg/kg}\cdot\text{d}$ ab (Z 18). Nach Annahme von TS_B (hier $3,3 \text{ kg/m}^3$) ergibt sich die Raumbelastung B_R (hier $0,5 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$, Z 20). Das Belebungsbeckenvolumen wird dann

$$V_{BB} = \frac{Q \cdot BSB_5}{B_R \cdot 1000} = \frac{10.000 \cdot 200}{0,5 \cdot 1000} = 4.000 \text{ m}^3 \text{ (Z 21).}$$

Nun kann man auch noch schnell den Sauerstoffverbrauch ausrechnen. Für den BSB_5 -Abbau wird

$$\begin{aligned} OVC_D &= OVC \cdot Q/1000 \\ &= 264 \cdot 10.000/1000 = 2640 \text{ kg/d (Z 22).} \end{aligned}$$

Hinzu kommen für Nitrifikation-Denitrifikation (dabei wird sicherheits- halber im Ablauf $NO_3N_e = 8 \text{ mg/l}$ angesetzt):

$$\begin{aligned} OVND_D &= (1,7 \cdot NO_3N-D + 4,6 \cdot NO_3N_e) Q/1000 \\ &= (1,7 \cdot 24 + 4,6 \cdot 8) \cdot 10.000/1000 \\ &= 776 \text{ kg/d (Z 23)} \end{aligned}$$

so daß sich in der Summe 3.415 kg/d ergeben. Die Belüftungsleistung muß zur Berücksichtigung von Spitzen höher sein!

Die tägliche Überschußschlammfeststoffmenge erhält man auch sofort

$$\begin{aligned} UEFS &= V_{BB} \cdot TS_B/t_{TS} = 4000 \cdot 3,3/10 \\ &= 1320 \text{ kg/d (Z 25).} \end{aligned}$$

Die Rechnung ist für die Temperaturen von 10°C und 12°C wiederholt worden. Müssen z.B. bei 10°C die gleichen Bedingungen eingehalten werden wie bei 15°C, so muß das Beckenvolumen anstatt mit 4000 m³ dann 5.500 m³ bzw. 35,5% größer werden. Die erforderliche Sauerstoffzufuhr ist aber für diesen Temperaturbereich praktisch gleich, d.h. die Belüftungs- installation ist auch gleich. Die Mehrkosten resultieren also nur aus der Vergrößerung des Beckenvolumens, und diese sind vergleichsweise sehr klein. So müßte ein Mammutrotorbecken mit 7,50 m Rotoren rd. 35 m länger werden oder statt 2 Rundbecken Ø 25 m wären 2 Ø 30 m erforderlich.

3. ERFAHRUNGEN MIT DER STEUERUNG/REGELUNG DER DENITRIFIKATION

Für Anlagen mit simultaner Denitrifikation ist die übliche Regelung der Belüftung nach dem Sauerstoffgehalt nicht geeignet. Die Regelung ist wegen des Ziels der Stickstoffelimination auf die Ammonium- oder Nitrat- (ggf. Nitrit) Gehalte auszurichten, oder es sind Hilfsgrößen zu verwenden. Man findet heute:

- Regelung der Belüftung mit dem O_2 -Minimator
- Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch mit manueller Überwachung und Korrektur
- Programmsteuerung mit manueller Überwachung und Programmkorrektur
- Regelung nach dem Redox-Potential
- Automatische Regelung nach dem Nitratgehalt oder dem Ammoniumgehalt.

Beim O_2 -Minimator der Fa. Schreiber wird die Belüftung nach der Trübung des Ablaufes eines konstant beschickten Absetzbeckens geregelt (Abb. 5). Das Verfahren ist absolut unspezifisch für Nitrat oder Ammonium. Trotzdem werden damit nach Anpassung an die örtlichen Verhältnisse zum Teil gute Ergebnisse erzielt, so betrug auf der Kläranlage Wedemark z.B. im Juli 1985 bei i.M. 68,6 mg/l NH_4 -N im Zulauf die Ablaufkonzentrationen 2,3 mg/l NH_4 -N und 4,6 mg/l NO_3 -N. Ähnlich gute Ergebnisse stellten sich in den Kläranlagen Veringendorf, Hatten und Bredenborn ein.

Die Regelung der Belüftung nach dem Sauerstoffverbrauch wurde von v.d. EMDE (1975) für die erste Großanlage mit simultaner Denitrifikation (Wien-Blumental) eingesetzt. Die relativ aufwendige Meßeinrichtung wurde vereinfacht (Abb. 6). Näheres hierzu ist bei KAYSER (1983, 2) nachzulesen. Die Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch ist ebenfalls nicht spezifisch für Ammonium oder Nitrat. Trotzdem lassen sich damit gute Ablaufergebnisse erzielen.

Die Programmsteuerung ist gut geeignet für kleinere, schwach belastete Anlagen (z.B. $B_{TS} < 0,05$ kg/kg*d) mit relativ konstanten Zulaufverhältnissen. Vorhanden sein muß eine Programmsteuerung für die Belüftung. Während der Optimierung des Programms werden täglich morgens und abends die Nitrat- und Ammoniumgehalte des Filtrates von Proben aus dem

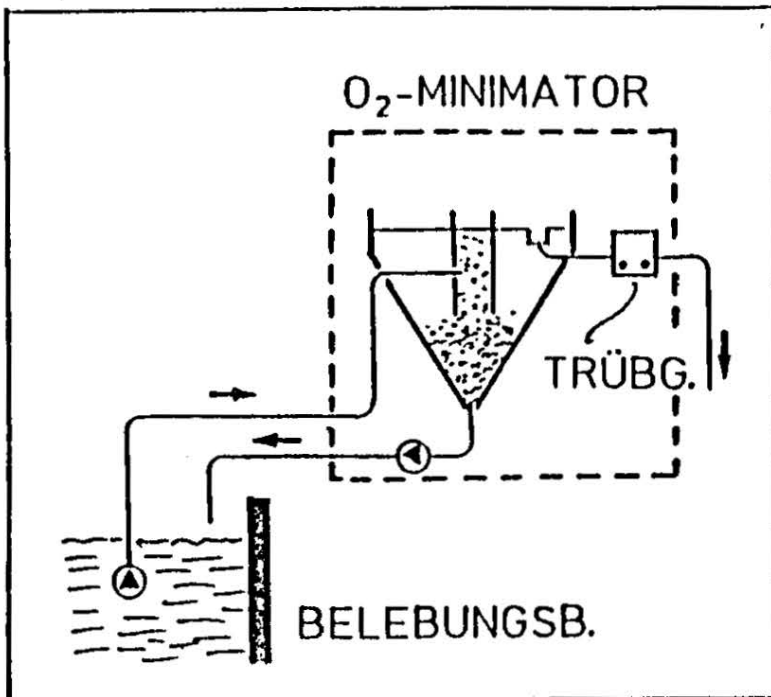


Abb. 5: Schreiber O_2 -Minimator (schematisch)

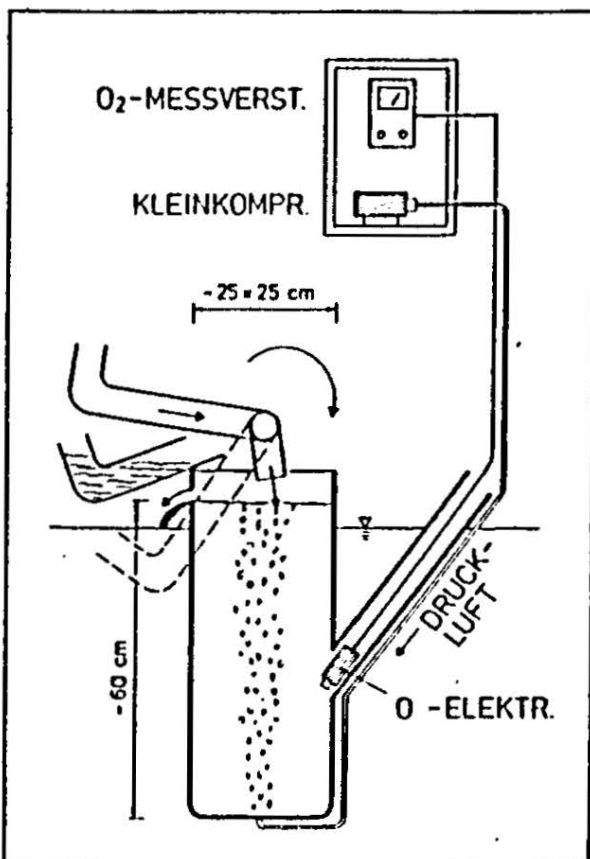


Abb. 6: Kontinuierliche Sauerstoffverbrauchs-messung

Belebungsbeckenablauf bestimmt. Sind morgens die Nitratgehalte hoch, so muß in den Nachtstunden weniger belüftet werden, sind die Ammoniumgehalte hoch, so muß mehr belüftet werden. Entsprechend geht man für die Belüftung in den Tagesstunden von der abendlichen Probe aus. Nach der Verstellung des Programms sollte man einige Tage die Tendenzen beobachten, bevor man eine erneute Veränderung vornimmt. Hat man das günstigste Programm dann gefunden, so genügt die regelmäßige Analyse des Nachklärbeckenablaufes auf Ammonium und Nitrat. Bei Ausschlägen des einen oder anderen Parameters sollte man nicht gleich das Programm verändern, sondern zunächst die Tendenz abwarten.

Eine so betriebene Programmsteuerung ist spezifisch für Stickstoffverbindungen. Der Klärwärter ist Analysator und Regler zugleich. In Norddeutschland werden einige kleine Kläranlagen (z.B. Bederkesa und Hitzacker) mit Erfolg so "geregelt". Dies ist mit ein Verdienst der Klärwärterfortbildung in den Kläranlagennachbarschaften.

Das Redox-Potential läßt sich ebenfalls zur Regelung der Belüftung einsetzen. Angeregt durch die Arbeit von CARPENTIER ET AL. (1986) haben wir in einer Versuchsanlage parallel zur noch zu besprechenden Regelung nach dem Nitratgehalt das Redox-Potential mitgeschrieben (Abb. 7). Es wurde intermittierend belüftet.

Während der Nitratgehalt linear zwischen 2,5 und 6,0 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ pendelt, schwankt das Redox-Potential zwischen -130 und +20 mV. Man könnte hier also Grenzwerte entsprechend setzen und müßte für Nitrat den gleichen Verlauf erhalten.

Bemerkenswert ist, daß bei Abfall des Nitratgehaltes auf Null das Redox-Potential rapide abfällt (Abb. 8). Der untere Knickpunkt in der Redox-Kurve signalisiert also Nitratgehalt Null. Auch hierauf läßt sich eine Regelstrategie aufbauen: Die Redox-Kurve wird mittels Rechner zwecks Erkennung des unteren Knickpunktes laufend ausgewertet. Die Belüftung wird nun für eine bestimmte Zeit, welche für die örtlichen Verhältnisse zu optimieren ist, intensiviert.

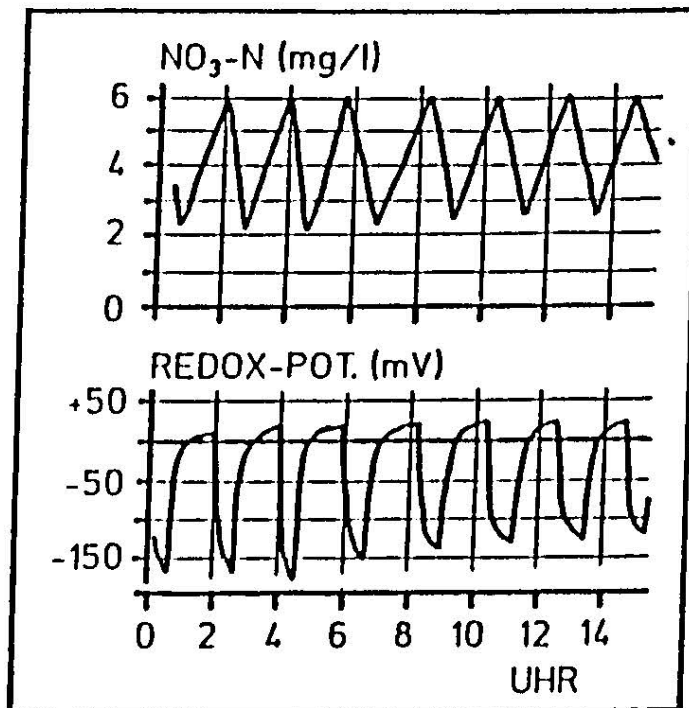


Abb. 7: Verlauf des Nitratgehaltes und des Redox-Potentials bei intermittierender Belüftung ($\text{NO}_3\text{-N} > 0$)

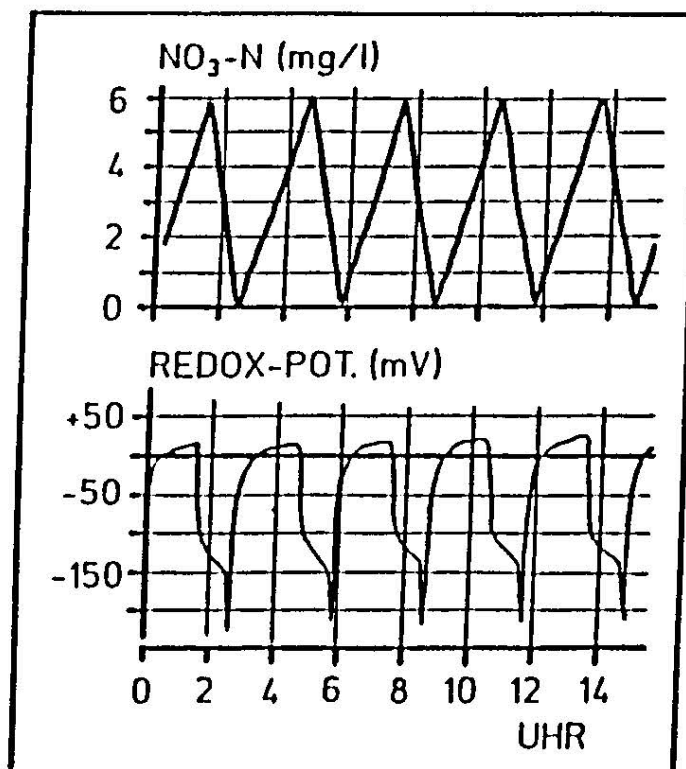


Abb. 8: Verlauf des Nitratgehaltes und des Redox-Potentials bei intermittierender Belüftung

Da das Redox-Potential von vielerlei Faktoren beeinflusst werden kann, erscheint die letztgenannte Regelstrategie die erfolgversprechendere zu sein. Wir beginnen z.Zt. mit großtechnischen Untersuchungen daran.

Als echte Prozeßsteuerung ist die Regelung der Belüftung nach der Ammonium- oder Nitratgehalt anzusehen. Sie wurde von ERMEL (1983) entwickelt und in einer Reihe von Kläranlagen erprobt.

Das Grundschemata des Regelsystems ist auf Abb. 9 dargestellt. Aus dem Belebungsbecken wird belebter Schlamm durch ein Ultrafilter in solcher Menge gefördert, daß die Fließgeschwindigkeit im Ultrafilter $v > 3,5$ m/s ist. Hierdurch wird vermieden, daß sich an der Schlauchmembran ein Filterkuchen aufbaut. Der schwebstofffreie Probenstrom wird einem Nitrat- oder Ammoniumanalysator zugeführt. Über einen Regler werden dann die Belüfter ein- bzw. ausgeschaltet.

Wählt man als Regelgröße den Ammoniumgehalt, so werden bei einem vorgegebenen unteren Grenzwert Belüfter ab und beim oberen Grenzwert zugeschaltet. Arbeitet man mit einem Nitratanalysator, so wird am unteren Grenzwert die Belüftung intensiviert und am oberen reduziert. Das neue Klärwerk der Stadt Husum ist mit einer Ammonium-Regelung ausgestattet. Sie ist aber gerade erst in Betrieb gegangen, so daß Ergebnisse noch nicht vorliegen.

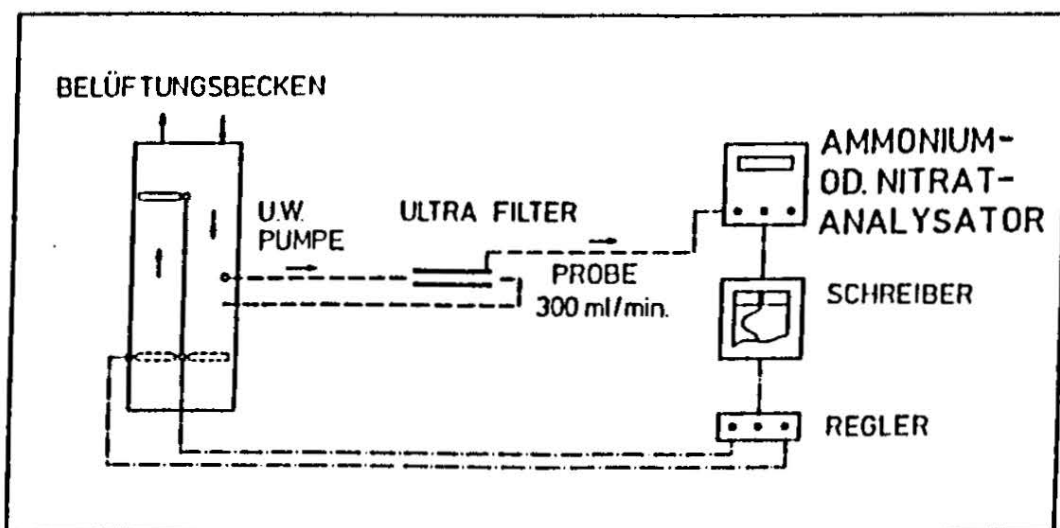


Abb. 9: Automatische Belüftungsregelung nach dem Nitrat- oder Ammoniumgehalt

Wenn das Belebungsbecken eine ausreichende Größe hat und das $BSB_5 : N$ -Verhältnis groß genug ist, ist es gleichgültig, welchen Parameter man für die Regelung verwendet. Es werden sich stets zugleich geringe Ammonium- und Nitratgehalte im Ablauf einstellen.

Dies ist z.B. bei der Kläranlage der Eiweiß- und Fettverwertung (Tierkörperbeseitigungsanstalt) Icker der Fall. Das Karussell-Belebungsverfahren ist mit $B_R = 0,25 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ und $B_{TS} = 0,05 \text{ kg/kg} \cdot \text{d}$ belastet. Das Abwasser ist zwar konzentriert ($BSB_5 = 1500 - 3000 \text{ mg/l}$, $TKN = 500 - 1000 \text{ mg/l}$), aber günstig zusammengesetzt ($BSB_5 : N = 3 : 1$).

Die Belüftung wurde nach dem Nitratgehalt im Belebungsbecken geregelt. Ein Kreisel lief ständig. Ober die Regelung wurden zwei Kreisel zuge- schaltet und zwar mit den Grenzschildern bei 5 und 3 mg/l NO_x-N für den ersten zuzuschaltenden Kreisel, und 3 und 0,5 mg/l für den zweiten. Auf Abb. 10 sind zwei Ganglinien dargestellt.

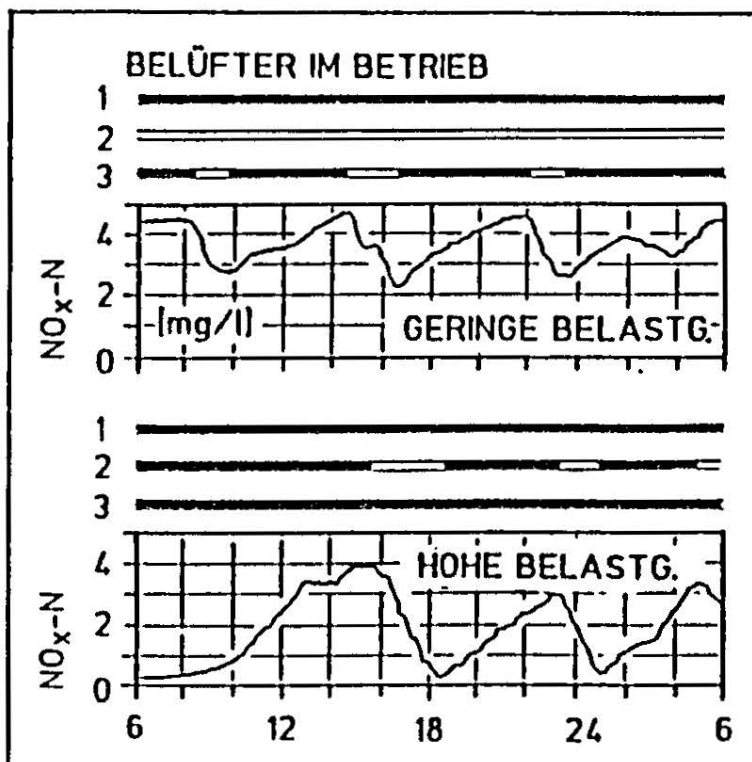


Abb. 10: Ganglinien des NO_x -Gehaltes im Belebungsbecken der TKV-Icker

Am Wochenbeginn, bei geringeren Belastungen, schaltete sich nur der Kreisel mit den hohen Grenzwerten zu (Abb. 10, oben). Mit steigender Belastung, zum Wochenende hin, stiegen der Sauerstoffverbrauch und damit auch die Denitrifikationsraten, der NO_x -N-Gehalt sank und erreichte den Einschaltpunkt ($0,5 \text{ mg/l NO}_x\text{-N}$) des dritten Kreisels. Jetzt liefen zwei Kreisel dauernd und der dritte schaltete sich nach Bedarf zu. Mit dieser Regelung konnten bei Zulaufkonzentrationen von im Mittel 750 mg/l N Ablaufkonzentrationen von rd. 10 mg/l N ($\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_2\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$) eingehalten werden.

Ist das Belebungsbecken nur so groß, daß man entweder vollständige Nitrifikation und teilweise Denitrifikation oder umgekehrt erreichen kann, so hängt es von den Forderungen aus der Sicht des Gewässerschutzes ab, welchen Parameter man zu wählen hat. Werden stets geringe Ammoniumgehalte gefordert, so ist nur die Regelung nach dem Ammoniumgehalt sinnvoll. Der Nitratgehalt im Ablauf der Anlage wird einen Tages-, Wochen- und Jahresgang aufweisen. Bei hohen Temperaturen wird z.B. weniger Volumen für die Nitrifikation benötigt; die Denitrifikation ist dann also im Sommer weitgehender als im Winter. Der Tages- und Wochengang resultiert aus den Schwankungen der Stickstofffrachten des Zulaufes und der Schwankung des $\text{BSB}_5\text{:N}$ -Verhältnisses.

Solche Verhältnisse liegen auf der Kläranlage Salzgitter Bad ($B_R = 0,35 \text{ kg/m}^3\cdot\text{d}$) vor. In jedem der zwei parallel beschickten Umlaufbecken mit Mammutrotoren läuft ein Rotor ständig, der zweite und dritte wurde durch die Nitratregelung zugeschaltet. Im Sommer sind der Nitrat- und der Ammoniumgehalt stets gering (je $2\text{-}3 \text{ mg/l N}$ bei 55 mg/l TKN im Zulauf). Im Winter kann bei gleichbleibend niedrigem Nitratgehalt der Ammoniumgehalt bis auf 20 mg/l steigen. Im November 1984 wurde parallel zur Nitratmessung eine kontinuierliche Ammoniummessung vorübergehend eingebaut. Beide Ganglinien sind in Abb. 11 zu sehen. Während der Nitratgehalt im Ablauf konstant gehalten wird, schaukelt sich der Ammoniumgehalt im Laufe des Tages stetig auf. Die Gradienten des Ammoniumgehaltes sind stets denen des Nitratgehaltes entgegengesetzt. Wäre hier nach dem Ammoniumgehalt geregelt worden, hätte die Nitrat-Ablaufkonzentration entsprechend hohe Werte angenommen.

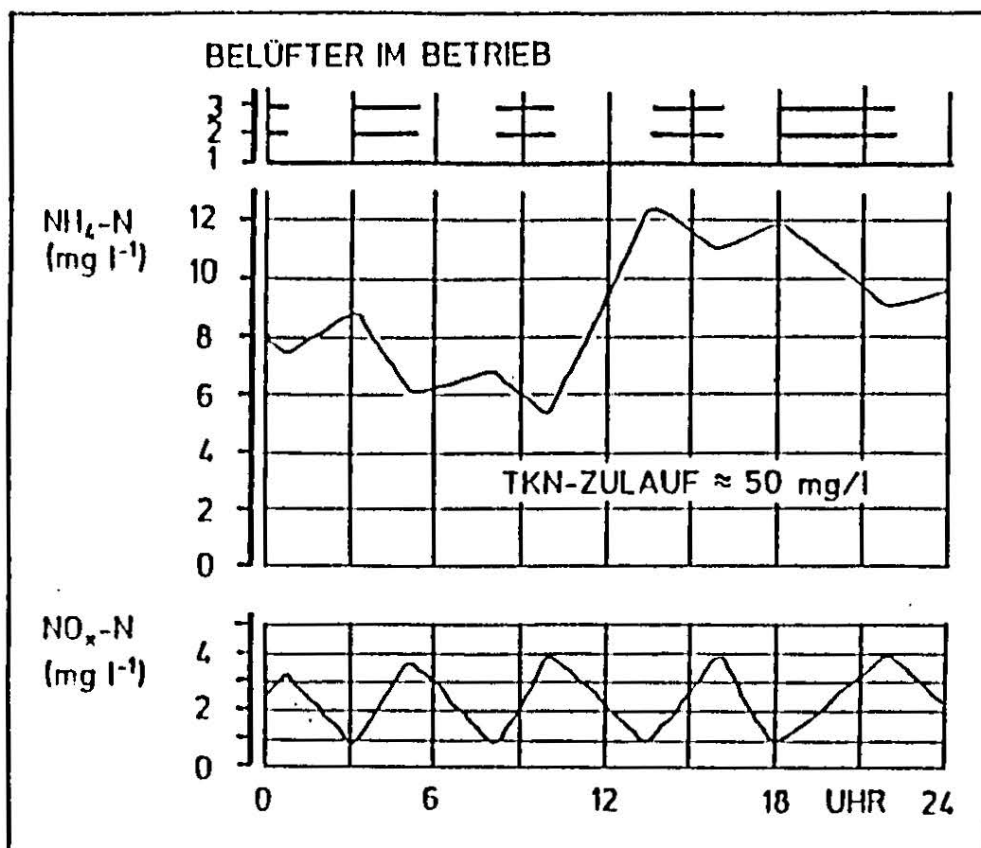


Abb. 11: Ganglinien des Ammonium- und Nitratgehaltes, Belebungsbecken Salzgitter-Bad (Winter)

Nitratregelungen laufen in einer Reihe von Anlagen, so z.B. außer den schon genannten in Wenningsen (b. Hannover), Brake (Unterweser), Heppenheim (Weinstraße), weitere werden z.Zt. installiert.

4. ZUSAMMENFASSUNG UND AUSBLICK

Simultane Nitrifikation - Denitrifikation ist gut in total durchmischten Becken (zweckmäßig intermittierend belüftet und umgewälzt) oder Umlaufbecken möglich.

Die Belüftung muß zweckentsprechend geregelt werden. Die allerbesten Regelungen nach dem Ammonium- oder Nitratgehalt werden wegen der hohen Kosten für die Prozeßmeßgeräte, wohl nur auf größeren Anlagen (20.000 EGW) einzusetzen sein. Ähnliches gilt für den Schreiber O_2 -Minimator. Für schwachbelastete Anlagen eignet sich die "Hand-

Regelung" in Verbindung mit einer zweckmäßigen Programmsteuerung außerordentlich gut. Die Regelung nach dem Sauerstoffverbrauch ist einfach und robust, es ist schwer verständlich, warum sie nicht mehr Verbreitung findet. Wir hoffen, die Regelung nach dem Redox-Potential zur Praxisreife entwickeln zu können.

Nachdem die Frage der Regelung der simultanen Denitrifikation als gelöst zu betrachten ist, steht einem breiten Einsatz nichts im Wege. Zur Vermeidung von Blähschlamm sollte man einer simultanen Denitrifikation nach Vorklärung ein (anaerobes) Mischbecken für Abwasser und Rücklaufschlamm vorschalten. Dies hat nebenbei noch den Vorteil, daß vermehrt Phosphor im belebten Schlamm gebunden wird.

Abwässer mit hohen Stickstoffgehalten und schwacher Pufferung erfordern eine sehr weitgehende Denitrifikation (z.B. Icker). Für solche Abwässer ist die simultane Denitrifikation vorzuziehen. Bei vorgeschalteter Denitrifikation würden die Kreislaufmengen (z.B. 1000 mg/l N auf 10 mg/l erfordern rd. 100 Q) so hoch, daß man im Prinzip ein Umlaufsystem erhält.

5. LITERATUR

- CARPENTIER, J.,
FLORENTZ, M.,
DAVID, G. Oxidation-Reduction Potential Regulation: A way to optimize Pollution Removal and Energy, Savings in the Low Load Activated Sludge Process. Prog. Wat. Tech., Vol. 19 (1987), p. 645-655
- v.d. EMDE, W.: Die Kläranlage Wien Blumental, Betriebsergebnisse einer Belebungsanlage ohne Vorklärung zur weitergehenden Entfernung von Kohlenstoff und Stickstoffverbindungen. ÖAR, 1975, S. 7-82.
- ERMEL, G.: Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen - Steuerung der Denitrifikation. Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen, TU Braunschweig, Heft 35, 1983.
- KAYSER, R.: Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation. GWF 124 (1983), S. 419-427.

KAYSER, R.: Möglichkeiten und Grenzen der Walzenbelüftung in
Umlaufbecken.
Berichte der ATV. Nr. 35 (1983), S. 693-705.

KAYSER Rolf, Prof. Dr.-Ing.
Institut für Stadtbauwesen
TU Braunschweig
Postfach 3329
3300 Braunschweig

ERFAHRUNGEN MIT BELEBUNGSANLAGEN
MIT NITRIFIKATION-DENITRIFIKATION IM
BURGENLAND

G.Spatzierer und W.Stalzer

1. ÜBERBLICK

Im Burgenland haben sich für den ländlichen Raum mit kleinen Siedlungseinheiten mit durchschnittlich 2000 Einwohnern pro Gemeinde Abwasserreinigungsverfahren im niederen Belastungsbereich mit aerober Schlammstabilisierung durchaus bewährt. Lediglich 2 von 66 in Betrieb befindlichen Anlagen wurden für anaerobe Schlammstabilisierung (beheizte Faulbehälter) konzipiert, weiters sind noch 3 Tropfkörperanlagen in Betrieb (Tabelle 1).

Die Anlagenauslegung ermöglicht daher für mehr als 90 % der burgenländischen Kläranlagen zumindest in der wärmeren Jahreszeit eine weitgehende Nitrifikation.

Bei gegebener Nitrifikation ist aber aus betrieblicher Hinsicht (Schwimmschlamm Bildung im Nachklärbecken) sowie aus Wirtschaftlichkeitsgründen eine Denitrifikation anzustreben. Eine nicht besonders gesteuerte Teildenitrifikation kann über eine Rücknahme der Sauerstoffzufuhr bei gleichzeitiger Kontrolle der Stickstoffparameter (Ammonium- und Nitratstickstoff) im Ablauf erreicht werden. Dementsprechend sind auch die nachfolgend angeführten landesweit erzielten Ablauferebnisse zu interpretieren.

Im Rahmen der Fremdüberwachung, die beim Amte der Burgenländischen Landesregierung eingerichtet wurde, werden Ablaufproben aller Kläranlagen zentral hinsichtlich der Restbelastung (COD, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, Ges.P) untersucht. Unter Berücksichtigung der Einzelfrachten konnte so zunächst eine

Tabelle 1 Kläranlagen im Burgenland (Stand 1986)

Bemessungs- größe		Anzahl der Anlagen			TK	Gesamt	Gesamt Kapazität EGW
von	bis	Aerobe getrennt	Stabilisierung gleichzeitig	Anaer.St.			
200	- 1.000	7	5	-	1	13	8.460
1.001	- 2.500	6	4	-	2	12	25.600
2.501	- 5.000	7	7	-		14	52.050
5.001	- 10.000	6	5	-		11	87.900
10.001	- 20.000	1	4	-		5	75.000
20.001	- 50.000	4	4	2		10	246.500
	(125.000) ^x	-	1	-		1	(125.000)
Gesamt		31	30	2	3	66	

x) AWV Wulkatal mit 250.000 EGW Bemessungsgröße ohne Schlammbehandlung während der Zuckerkampagne.

regionale Qualifizierung der Gesamtemission (Tabelle 2) errechnet werden. Unter Einschluß aller Anlagen wurde 1986 ein Mittelwert von 4,8 mg/l NH₄-N und 6,8 mg/l NO₃-N als Restbelastung ausgewiesen. Anzumerken wäre hierbei, daß die angespannten Vorflutverhältnisse - geringe Wasserführung der Vorfluter, hohe sommerliche Wassertemperaturen und die Nährstoffproblematik im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees - zusätzlich in Teilregionen die Festlegung eines Emissionsgrenzwertes für Ammoniumstickstoff (kleiner 5 mg/l NH₄-N) erforderten. In der Region Neusiedler See (23 Kläranlagen mit simultaner P-Fällung) konnte so an Hand der Ablaufüberwachung - zumindest 220 ausgewertete Einzeldaten für jede Anlage - im Jahre 1986 ein Ammoniummittelwert von 3,4 mg/l nachgewiesen werden. Getragen wird dieses positive Ergebnis jedoch im wesentlichen von den beiden im Einzugsgebiet befindlichen Großverbänden, auf die 58 % der Abwassermengen entfallen und die im Mittel 2,0 mg/l NH₄-N erzielten. Durch die zuvor angedeutete Teildenitrifikation konnte darüber

Tabelle 2 Landesemissionserfassung 1986
Ergebnisse der Fremdüberwachung

	Abwasser- menge $10^3 \text{ m}^3/\text{a}$	COD mg/l	$\text{NH}_4\text{-N}$ mg/l	$\text{NO}_3\text{-N}$ mg/l
Region				
Neusiedler See	17.366	26,1	3,4	6,2
davon				
Verbände	10.172	24,1	2,0	4,4
Einzelanl.	7.194	29,1	5,5	8,7
Gesamt				
Burgenland	36.696	28,0	4,8	6,8
davon				
Verbände	25.531	25,8	4,3	5,8
Einzelanl.	11.165	33,1	5,8	9,1

hinaus der Nitratabstoß auf im Mittel 4,4 mg/l $\text{NO}_3\text{-N}$ gehalten werden.

Zurückkomend auf die anzustrebende Stickstoffentfernung konnte im Rahmen der Überblicksdarstellung für das Jahr 1986 nachgewiesen werden, daß die Summe der Jahresmittelwerte für $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$

- bei 3 Anlagen kleiner 5 mg/l,
- bei 7 Anlagen zwischen 5 und 10 mg/l und
- bei 18 Anlagen zwischen 10 und 15 mg/l lag.

Dementsprechend wird auf 10 von 66 Kläranlagen - und hier auch auf den größten Anlagen des Landes - eine sehr beachtliche, nicht besonders gesteuerte Stickstoffentfernung erzielt. Eine Gegenüberstellung der Summe der Ablauf-Jahresmittelwerte für $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ und dem $\text{NH}_4\text{-N}$ Mittelwert des Ablaufes (Abb.1) bzw. dem $\text{NO}_3\text{-N}$ Mittelwert des Ablaufes (Abb.2) läßt eine recht gute Abgrenzung zwischen nicht nitrifizierenden, nitrifizierenden und gut denitrifizierenden Anlagen erkennen. So klassifiziert konnte 1986 bei knapp

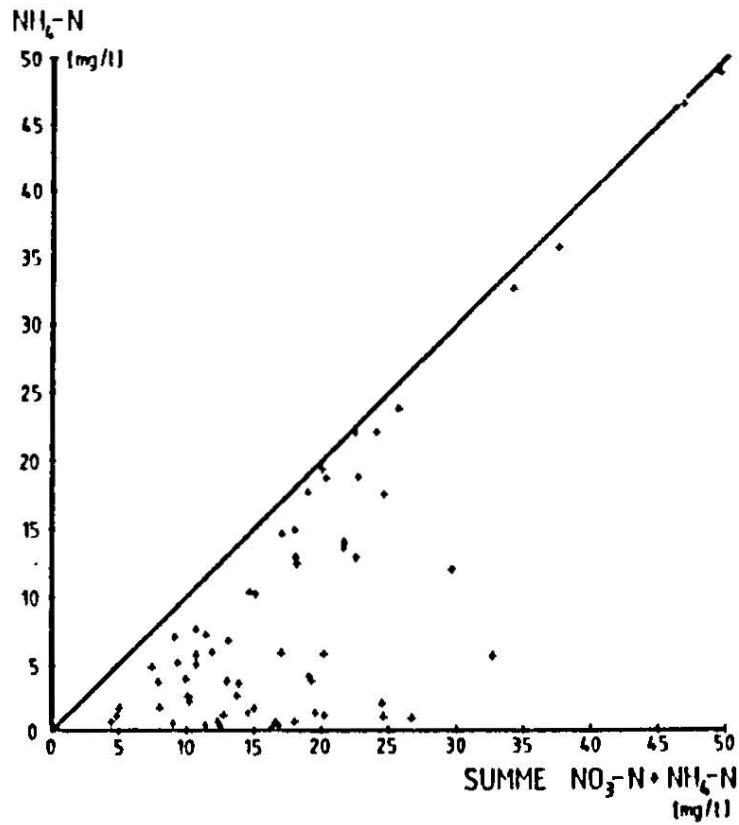


Abb. 1: Kläranlagen im Burgenland 1986; Darstellung $\text{NH}_4\text{-N}$ und Summe $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ der Abläufe.

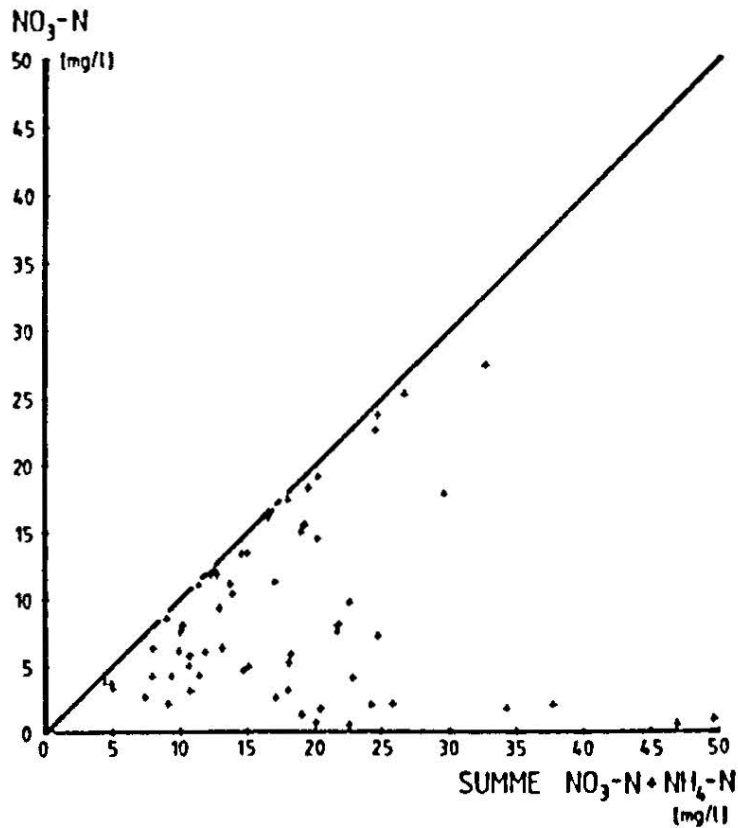


Abb. 2: Kläranlagen im Burgenland 1986; Darstellung $\text{NO}_3\text{-N}$ und Summe $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$ der Abläufe.

20 % der Anlagen keine Nitrifikation, bei etwa 14 % nahezu ausschließlich Nitrifikation und bei den verbleibenden 2/3 eine zumindest teilweise Nitrifikation-Denitrifikation nachgewiesen werden.

2. DARSTELLUNG AUSGEWÄHLTER EINZELANLAGEN

In diesem Abschnitt werden die Betriebsergebnisse von 3 Kläranlagen unterschiedlicher Größe mit vorgeschaltetem Denitrifikationsbecken angegeben und diskutiert. Bemerkenswert ist, daß keine der angeführten Anlagen ursprünglich für Denitrifikation bemessen wurde, sondern sich die Größe des Denitrifikationsbeckens aus den vorhandenen Baulichkeiten zwangsläufig ergab. Weitere Ergebnisse sind bei STALZER, 1981, angeführt.

2.1 Kläranlage Friedrichshof

Die Gemeinnützige Wohn-, Bau- und Siedlungsgenossenschaft "Gemeinschaftsbau" betreibt seit dem Jahre 1978 für die Abwässer der Wohnsiedlung Friedrichshof (Zurndorf) eine vollbiologische Kläranlage mit Simultanfällung. In dieser Siedlung wohnen ständig 220 bis 250 Menschen, saisonal bedingt kann die Zahl der Bewohner jedoch bis auf 500 ansteigen (Kurse, Veranstaltungen). Da ein Vorfluter in Form eines Oberflächengewässers in diesem Bereich nicht vorhanden ist, mußten an die Abwasserreinigung hohe Anforderungen gestellt werden. Die Kläranlage wurde daher als Belebungsanlage mit gleichzeitiger Schlammstabilisierung ($B_R = 0,25 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$) und Simultanfällung ausgelegt. Das vollbiologisch gereinigte Abwasser wird anschließend über ein Vlies (Feststoffrückhalt) in einen Schönungsteich geleitet und sodann zur Versickerung gebracht (Abb.3).

Die Anlage besteht im wesentlichen aus einem Handrechen, einem Belebungsbecken mit Druckluftbelüftung ($V = 117 \text{ m}^3$, $t = 3,8 \text{ m}$, Flygt-Schaumstoffbelüfter), ein Nachklärbecken

(Trichterbecken, $V = 49 \text{ m}^3$, $Q = 16 \text{ m}^3$, $t = 3,8 \text{ m}$) sowie einem Schlammstapelbecken ($V = 51 \text{ m}^3$).

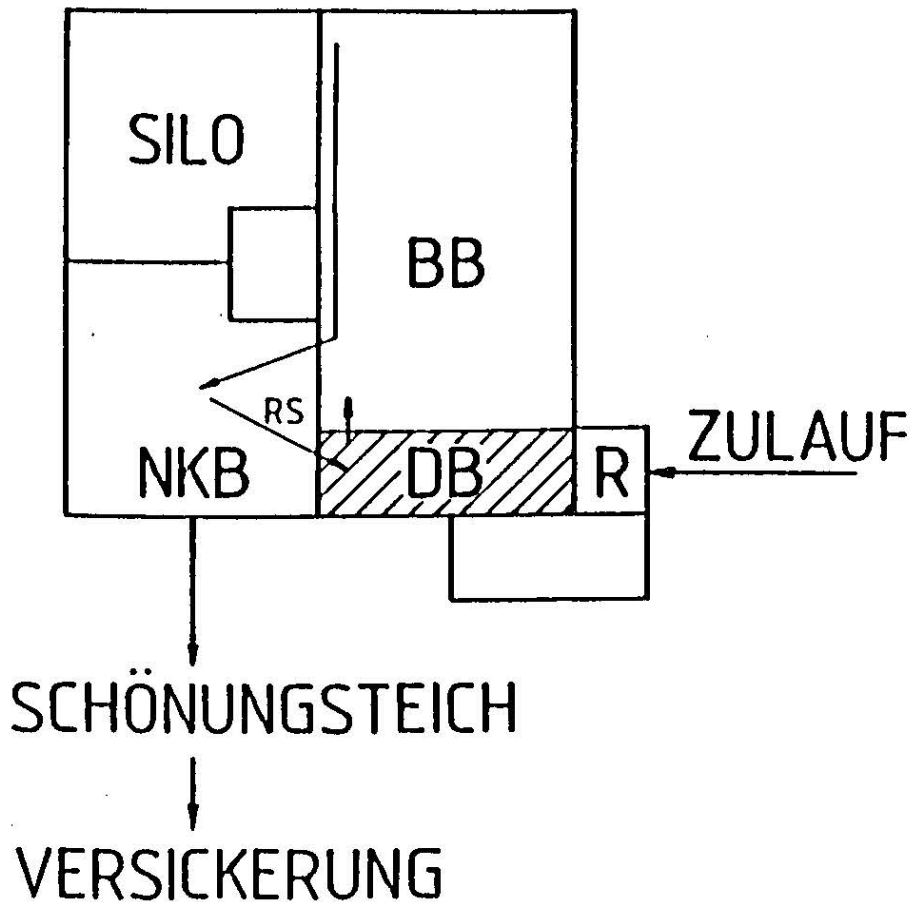


Abbildung 3: Lageplan Kläranlage Friedrichshof

Die Belüftung erfolgte intermittierend (Zeitschaltuhr), wobei vorerst ein Sauerstoffgehalt $>1 \text{ mg/l}$ im Belebungsbecken eingehalten wurde. Bis Mitte 1983 kam es durch diese Betriebsweise und die relativ hohen Nitratkonzentrationen im Ablauf ($\text{NO}_3\text{-N} = 40 \text{ mg/l}$) zu Denitrifikationsvorgängen im Nachklärbecken (Schwimmschlambildung). Mitte 1983 wurde daher im Zulaufbereich des Belebungsbeckens durch den Einbau einer Trennwand ein vorgeschaltetes Denitrifikationsbecken gebildet ($V = 14 \text{ m}^3$, 12 % des Belebungsbeckenvolumens),

in welches sodann auch der Rücklaufschlamm geleitet wurde. Gleichzeitig wurde auch die Rücklaufschlammfördermenge erhöht (RV = 300 bis 400 %). Da kein eigenes Rühraggregat zur Verfügung stand, wurde die Belüftung in diesem Beckenteil stark gedrosselt ($O_2 = 0$ mg/l). Die intermittierende Belüftung wurde beibehalten, die Laufzeit des Gebläses nunmehr aber auf Grund der Bestimmung des NH_4 -N-Gehaltes im Ablauf (dreimal täglich) vorgenommen. Bei NH_4 -N-Werten unter 0,1 mg/l werden die Belüftungszeiten reduziert, bei Werten über 0,5 mg/l erhöht. Zusätzlich wird auch täglich der NO_3 -N Gehalt des Ablaufes bestimmt. Bei Meßwerten über 10 mg/l erfolgt ebenfalls eine Reduktion der Belüftung. Durch diese Maßnahmen konnte nicht nur die Schwimmschlammdeckenausbildung im Nachklärbecken verhindert, sondern auch die Stickstoffelimination gesteigert werden (Tabelle 3).

Tabelle 3 Ablaufergebnisse KA Friedrichshof

Zeitraum	n	COD mg/l	NH_4 -N mg/l	NO_3 -N mg/l	ΣNO_3 -N + NH_4 -N mg/l
3 - 6/83	24	40,3	2,0	32,6	34,6
7 - 12/83	44	28,1	0,6	7,1	7,7
1 - 12/84	75	23,0	0,8	2,4	3,2
1 - 12/85	88	17,8	0,5	11,6	12,1
1 - 12/86	90	20,4	0,5	8,5	9,0

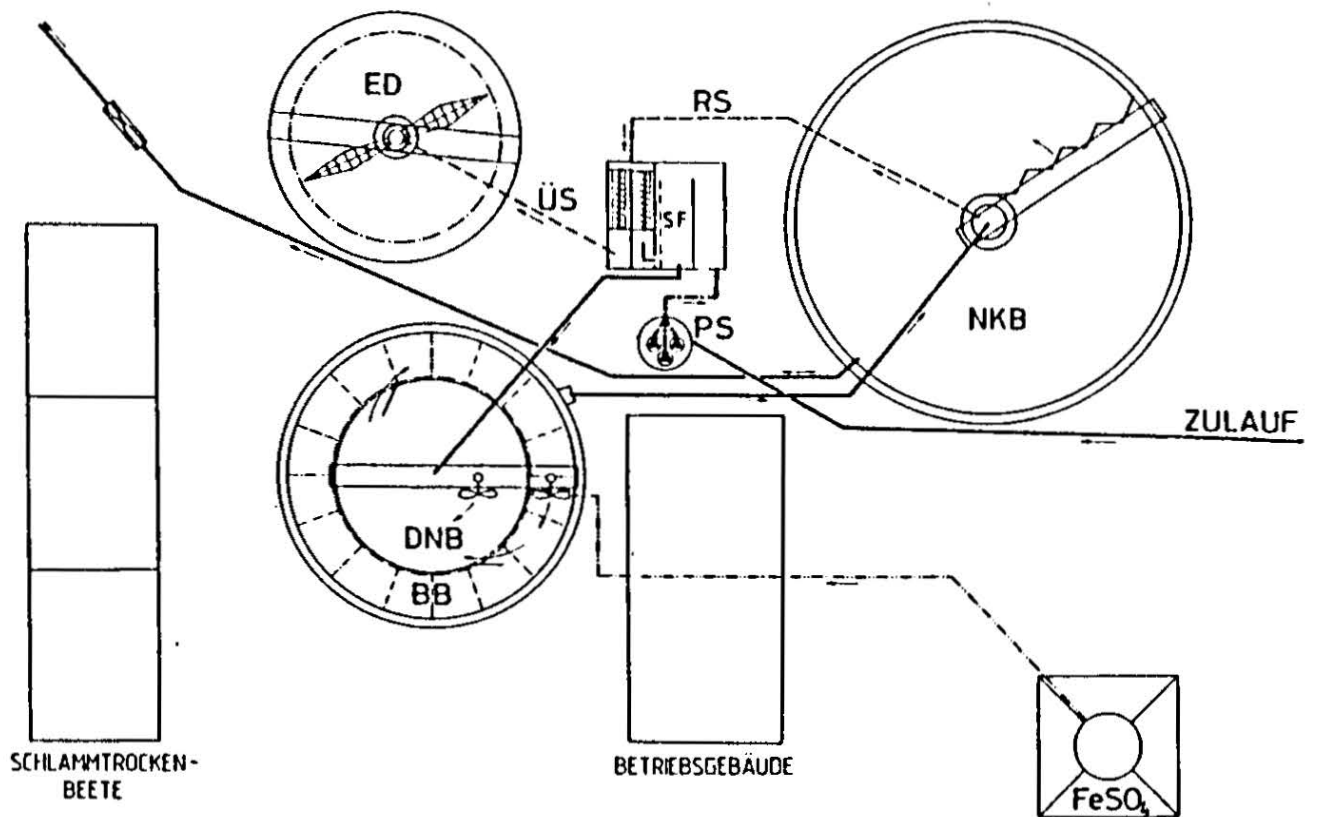
Bei einem Gesamtstickstoffgehalt des Zulaufes von 63 - 70 mg/l ($N_{red.}/BSB_5 = 0,17$) konnte im Jahresmittel 1984 ein Eliminationsgrad von ca. 95 % erzielt werden. Infolge der niedrigen BSB_5 -Schlammbelastung von 0,015 kg/kg.d ($t_s = 50$ d) kann nach KAYSER, 1987, davon ausgegangen werden, daß nur etwa 5,5 mg N/l als Biomasse mit dem Überschussschlamm entfernt wurden. Daraus resultiert ein denitrifizierter Stickstoffanteil von ca. 56 mg bzw. von 86 %.

Die rechnerische Kontaktzeit betrug hierbei in der Tages-
spitze im Denitrifikationsbecken etwa 1 Stunde, im rest-
lichen Belebungsbecken 9 Stunden und im Nachklärbecken
4 Stunden (jeweils bei einmaligem Durchlauf), in den Nacht-
stunden lagen diese Werte noch höher. Insgesamt besitzt das
Abwasser eine Verweilzeit von ca. 4 Tagen in der Anlage.
Bemerkenswert sind auch die hohen Zulaufkonzentrationen
($BSB_5 = 450$ bis 550 mg/l), die zu einem raschen Nitratabbau
im Denitrifikationsbecken führen.

In den Folgejahren kam es durch den intermittierenden Be-
lüfterbetrieb zu Verstopfungen, wodurch periodisch ein Er-
satz der Belüfter erforderlich wurde. Aus diesem Grunde er-
folgte auch 1985 und 1986 eine Erhöhung der Belüftung im
Denitrifikationsbecken, wodurch sich eine geringere Stick-
stoffelimination ergab. Dennoch konnten auch in diesen Jahren
im Jahresmittel 80 bis 85 % der Stickstoffverbindungen in
der Kläranlage entfernt werden. Die beschriebene Fahrweise
der Anlage hat sich in Summe gut bewährt, erfordert jedoch
ein gewissenhaftes Klärwerkspersonal. Zukünftig soll im
Denitrifikationsbecken ein Rührwerk eingebaut werden.

2.2 Kläranlage Weiden/See

Die Kläranlage der Gemeinde Weiden/See wurde in der ersten
Ausbaustufe (1970, 4000 EGW) für Vollreinigung einschließ-
lich Nitrifikation mit getrennter aerober Stabilisierung
als Kompaktanlage (OXIGEST) errichtet. Infolge der ständig
steigenden Belastung durch den Fremdenverkehr bzw. durch
Winzereiabwässer traten jedoch bereits nach wenigen Jahren
in der Saisonspitze Überlastungen auf, sodaß die bestehende
Kläranlage unter voller Aufrechterhaltung des Betriebes in
den Jahren 1985/86 auf eine Gesamtkapazität von 8.000 EGW
erweitert werden mußte (Abb.4).



-Abbildung 4: Lageplan Kläranlage Weiden/See.

Die bestehende Kompaktanlage (Stahlbauweise) konnte durch die Entfernung von Zwischenwänden relativ leicht in ein Belebungsbecken ($V = 360 \text{ m}^3$, $t = 4,6 \text{ m}$) mit innenliegendem, vorgeschaltetem Denitrifikationsbecken ($V = 300 \text{ m}^3$, ehemaliges Nachklärbecken, ca. 45 % des Belebungsbeckenvolumens) und Simultanfällung umgestaltet werden. Neu errichtet wurden ein Nachklärbecken mit Saugräumer ($V = 880 \text{ m}^3$), ein getrenntes Stabilisierungs- bzw. Schlamm-speicherbecken ($V = 245 \text{ m}^3$) sowie ein belüfteter Sandfang. Aus den oben angeführten Volumina ergab sich bei der Bemessung eine BSB_5 -Raumbelastung von $0,73 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ und eine BSB_5 -Schlamm-belastung von $0,15 \text{ kg/kg} \cdot \text{d}$. Als Umwälzeinrichtungen wurden 2 Flygt-Rührwerke à 2 kW vorgesehen, wobei das im Denitri-

fikationsbecken befindliche, ständig betrieben wird, jenes im Belebungsbecken nur intermittierend. Erwähnenswert sind noch 2 verstellbare Durchtrittsöffnungen (Türen, Fläche jeweils $2,3 \text{ m}^2$) in der Trennwand zwischen Belebungsbecken und Denitrifikationsbecken, wodurch ein gewisser Rückstrom des Belebtschlammes vom Belebungsbecken ins Denitrifikationsbecken möglich ist.

Die Belüftung erfolgt mittelblasig (Flächenbelüftung), wobei für die Belebungsstufe drei Gebläse vorhanden sind. Davon wird ein Gebläse jeweils im Grundlastbetrieb frequenzgesteuert (O_2 im Belebungsbecken $0,3$ bis $0,6 \text{ mg/l}$) betrieben, bei höheren Belastungen schaltet sich das 2. Gebläse automatisch dazu. Das 3. Gebläse dient als Reserve bzw. zur Abdeckung von Stoßbelastungen in der Saisonspitze. Die Rücklaufschlammfördermenge wird ständig konstant gehalten, wodurch bei Trockenwetter ein Rücklaufverhältnis von 350 bis 450% resultiert.

Die umgebaute Kläranlage ist seit April 1986 in Betrieb. Im Zeitraum Mai bis Juli 1986 wurde die Anlage mit einem Mindestsauerstoffgehalt im Belebungsbecken von $1,5 \text{ mg/l}$ gefahren, wodurch wohl eine vollständige Nitrifikation erreicht, der Nitratgehalt aber nicht reduziert wurde (Tabelle 4). Erst nach Reduktion des Sauerstoffgehaltes im Belebungsbecken auf $0,3$ bis $0,6 \text{ mg/l}$ konnte auch eine weitgehende Denitrifikation sichergestellt werden. An 40% der Meßtage lag hierbei der Gehalt an $\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N} < 1 \text{ mg/l}$. Ammoniumkonzentrationen über 1 mg/l wurden nur bei Niederschlagsereignissen festgestellt.

Im November/Dezember 1986 wurden die Vorgänge bei der Stickstoffentfernung in der Kläranlage näher untersucht. Bei einer mittleren Trockenwassermenge von $1.130 \text{ m}^3/\text{d}$ ergeben sich in den einzelnen Beckenteilen unter Berück-

sichtigung der Rücklaufschlammmenge (50 l/s) bei einmaligem Durchlauf folgende Kontaktzeiten:

Denitrifikationsbecken	1,3 Stunden
Belebungsbecken	1,6 Stunden
Nachklärbecken	3,9 Stunden

Tabelle 4 Kläranlage Weiden/See; Ablaufkonzentrationen
1984 - 1986 (Mittelwerte)

Zeitraum	n	COD mg/l	NH ₄ -N mg/l	NO ₃ -N mg/l	NH ₄ -N + NO ₃ -N mg/l
1 - 12/84	243	24,8	9,2	4,9	14,1
1 - 12/85	247	21,9	7,9	5,1	13,0
1 - 3/86	59	29,0	5,3	5,6	10,9
5 - 7/86	61	18,9	0,2	11,2	11,4
8 - 12/86	105	20,9	0,4	2,8	3,2

Der teilweise Rückstrom vom Belebungsbecken ins Denitrifikationsbecken wurde dabei nicht berücksichtigt. Die mittlere Gesamtaufenthaltszeit des Abwassers in der Kläranlage beträgt 33 Stunden. Durchschnittlich durchläuft das Abwasser jeden Beckenteil ca. fünfmal.

Zur Abschätzung der Vorgänge im Denitrifikations- bzw. Belebungsbecken wurden unter Berücksichtigung der Kontaktzeiten am 9.12.1986 Proben vom Zulauf, Rücklaufschlamm, sowie aus dem Denitrifikations- und Belebungsbecken entnommen, sofort faltenfiltriert und der Gehalt an NH₄-N und NO₃-N bestimmt (Tabelle 5).

Demnach wurde im Denitrifikationsbecken der Ammoniumgehalt um 5 mg/l herabgesetzt, was auf einen Einfluß des Belebungsbeckens auf das Denitrifikationsbecken hinweist (Rückmischung über die beiden Durchtrittsöffnungen). Der

Tabelle 5 Kläranlage Weiden; Nährstoff- und Sauerstoff-
konzentration in den einzelnen Beckenteilen
(9.12.1986, faltenfiltrierte Proben)

		Zulauf + Rücklaufschlamm	Denitrifikations- becken	Belebungs- becken
$\text{NH}_4\text{-N}$	mg/l	6,6	1,6	0,1
$\text{NO}_3\text{-N}$	mg/l	2,8	3,0	3,6
$\text{NH}_4\text{-N} + \text{NO}_3\text{-N}$	mg/l	9,4	4,6	3,7
O_2	mg/l	0 - 2,5	0	0,4

Nitratgehalt stieg aber nur geringfügig um 0,2 mg/l an, d.h. in Summe wurden 4,8 mg N/l entfernt. Im Belebungsbecken tritt eine vollständige Oxidation des Ammonium-Stickstoffes ein, die weitere Verminderung des Gesamtstickstoffgehaltes dürfte ebenfalls auf den Austausch mit dem Denitrifikationsbecken zurückzuführen sein. Insgesamt wurde der Stickstoffgehalt um 5,7 mg/l herabgesetzt. Die oben angeführten Messungen wurden zum Zeitpunkt höherer Belastung (Vormittagsstunden) durchgeführt ($B_R = 0,45 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$, $B_{TS} = 0,044 \text{ kg/kg} \cdot \text{d}$, $\text{BSB}_5\text{-Zulauf} = 267 \text{ mg/l}$, $N_{\text{red.}}/\text{BSB}_5 = 0,10$). In den Nachtstunden ist mit verringerten Stickstoffeliminationsraten zu rechnen.

Weitere Hinweise auf die ablaufenden Denitrifikationsvorgänge zeigte auch das Redoxpotential, welches im Denitrifikationsbecken bei - 20 bis -30 mV lag (vergleiche Belebungsbecken: + 10 mV bis + 20 mV). Auf Grund des Stickstoffgehaltes des Belebtschlammes und des Schlammalters ($t_S = 45 \text{ d}$) wurde eine Aufnahme von Stickstoff in den Überschußschlamm von 4,5 mg/l errechnet. Demnach ergab sich für den 9.12.1986 folgende Stickstoffbilanz ($T_{BB} = 9^\circ\text{C}$):

Gesamtstickstoff-Zulauf	27,9 mg/l
Stickstoff im Überschußschlamm	4,5 mg/l
Gesamtstickstoff-Ablauf	2,8 mg/l

Denitrifizierter Stickstoff	20,6 mg/l bzw. 73,7 %
Gesamtstickstoffelimination	25,1 mg/l bzw. 89,9 %.

Die Beziehung BSB₅-Schlammbelastung und NO₃-N-Gehalt im Ablauf ergab den in Abbildung 5 dargestellten Zusammenhang.

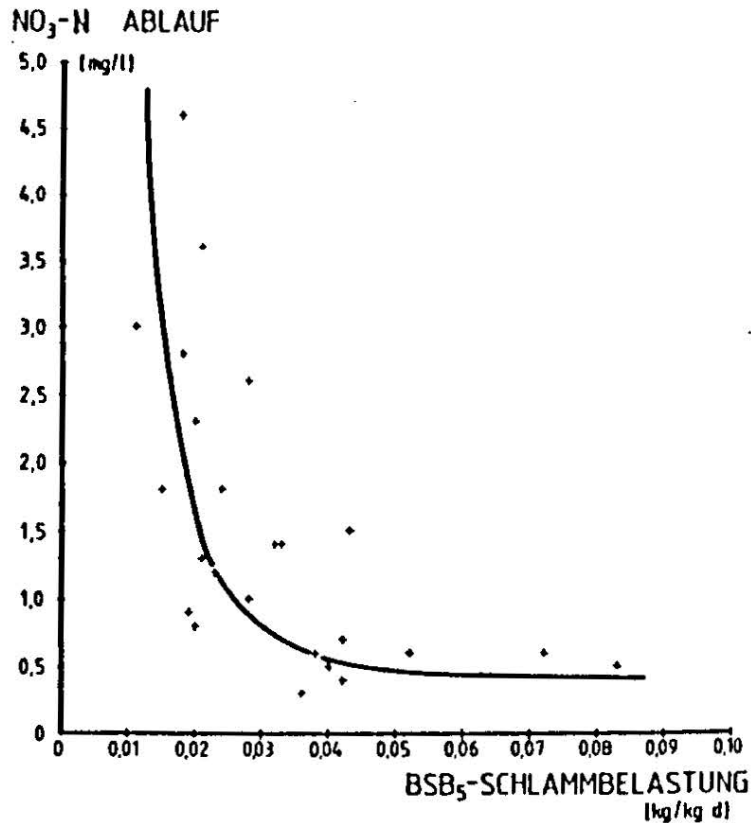


Abb. 5: Kläranlage Weiden/See; Zusammenhang NO₃-N-Ablauf und BSB₅-Schlammbelastung; Nov./Dez. 1986.

Demnach kann ab einer BSB₅-Schlammbelastung von etwa 0,025 kg/kg.d mit einer weitgehenden Denitrifikation bis auf einen NO₃-N-Gehalt von < 2 mg/l gerechnet werden. Bei höheren Schlammbelastungen sinkt der NO₃-N-Gehalt bis auf ca. 0,5 mg/l ab. Unterhalb einer Schlammbelastung von 0,025 kg/kg.d ist ein deutlicher Anstieg der Ablaufkonzentration erkennbar, der auf den Mangel an organischem Substrat für die Denitrifikation zurückzuführen ist.

Die umgebaute Kläranlage hat sich bisher sehr gut bewährt und gewährleistet eine weitgehend stabile Stickstoffent-

fernung. Im Monatsmittel konnte bisher bei einem mittleren $N_{\text{red.}}/BSB_5$ -Verhältnis des Zulaufes von 0,09 eine Gesamtstickstoffelimination von 91,4 % erzielt werden. Gewisse Probleme zeigten sich bisher nur in einer Schwimmschlammdeckenausbildung im Denitrifikationsbecken, die aber durch regelmäßiges Aufspritzen von Wasser in der wärmeren Jahreszeit beherrschbar sind. Weiters ist derzeit durch die engen Grenzwerte für den Sauerstoffgehalt im Belebungsbecken ein relativ häufiges Zuschalten des 2. Belüftungsaggregates erforderlich. Durch den Einbau eines Zeitgliedes bei der O_2 -Steuerung kann aber auch hier relativ leicht Abhilfe geschaffen werden.

2.3 Kläranlage Eisenstadt

In der Kläranlage des AWV Eisenstadt-Eisbachtal werden die Abwässer von Eisenstadt und einigen Umlandgemeinden gereinigt. Die Anlage wurde für 50000 EGW und eine BSB_5 -Raumbelastung von $0,6 \text{ kg/m}^3 \cdot \text{d}$ ($B_{15} = 0,15 \text{ kg/kg} \cdot \text{d}$) bemessen und besteht im wesentlichen aus

- Abwasserhebewerk mit Rechen und belüftetem Sandfang
- 2 Belebungsbecken á 2500 m^3
- 2 Nachklärbecken ($\phi 40 \text{ m}$, $V = 7500 \text{ m}^3$)
- 1 Schlammeindicker.

Die Belüftung erfolgt durch je 2 Stabwalzen ($\phi 1 \text{ m}$, $l=15 \text{ m}$). Nachträglich wurden im Jahre 1981 im ersten Belebungsbecken 2 Tauchmotor-Rührwerke á $1,5 \text{ kW}$ eingebaut, um eine Denitrifikation zu ermöglichen (Abb. 6). Zur P-Entfernung wird Eisensulfat zugesetzt (Simultanfällung).

Bei Untersuchungen in den Jahren 1982/83 (LUDWIG et.al., 1985) wurde bereits festgestellt, daß im ersten Belebungsbecken durch anoxische und z.T. anaerobe Verhältnisse bei entsprechender Zulaufbelastung der NO_3 -N-Gehalt auf $0,1 - 0,5 \text{ mg/l}$ herabgesetzt wird und gleichzeitig eine Phosphorrücklösung eintritt. Im zweiten Belebungsbecken wird sodann der NH_4 -N weitgehend nitrifiziert und PO_4 -P vom Schlamm

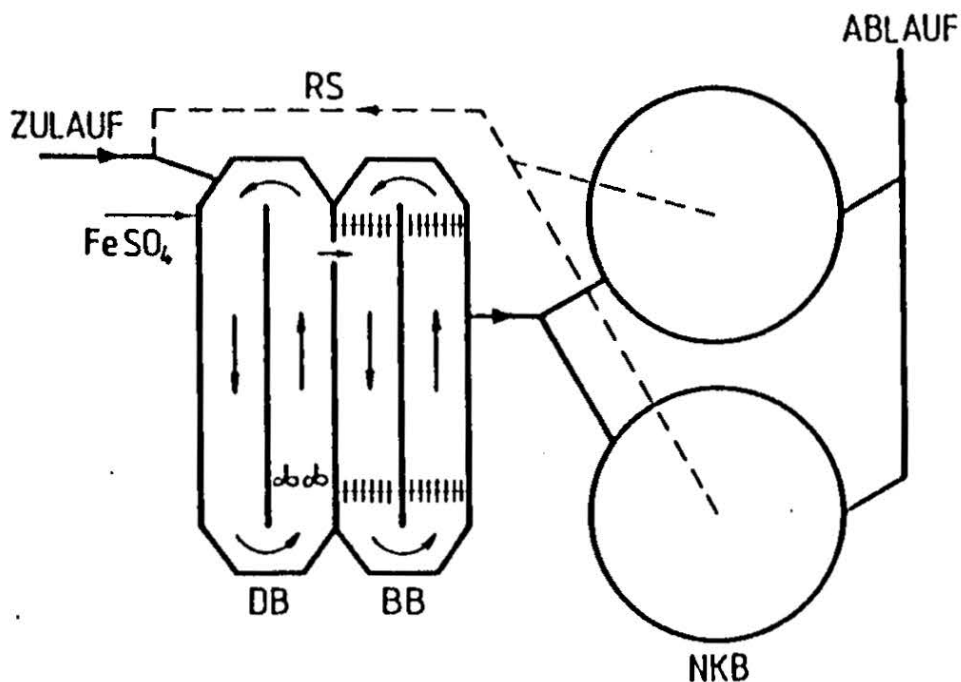


Abbildung 6: Lageplan Kläranlage AWV Eisenstadt-Eisbachtal

aufgenommen (Tabelle 6). Insgesamt wurde hierbei eine Gesamtstickstoffelimination von 75 % erzielt. Das Rücklaufverhältnis betrug ca. 280 %, die Kontaktzeit in den Belebungsbecken jeweils 2 Stunden. Bemerkenswert sind auch die relativ niedrige Zulaufkonzentration ($BSB_5 = 105 \text{ mg/l}$) sowie die BSB_5 -Schlammbelastung von $0,042 \text{ kg/kg.d}$ ($IS_R = 10,1 \text{ g/l}$).

Tabelle 6 AWV Eisenstadt; Nährstoffkonzentrationen im Rücklaufschlamm und in den beiden Belebungsbecken, 11.7.1983.

	Rücklaufschlamm	BB 1	BB 2
NH_4-N (mg/l)	0,2	6,0	0,3
NO_3-N (mg/l)	3,7	0,1	6,0
PO_4-P (mg/l)	0,8	2,9	0,6

Um das Ausmaß der biologischen Phosphorentfernung zu ermitteln wurde in einer weiteren Versuchseinstellung die Eisensulfatzugabe über einen Zeitraum von 2 Monaten unterbrochen. Hierbei ergab sich eine P-Elimination von 64 %. In weiterer Folge wurde die Eisensulfatzugabe auf eine Dosierung von 1,08 - 1,35 g Fe/g P eingestellt, wodurch im Jahresmittel trotz reduzierter Fällmittelgabe eine PO_4 -P-Ablaufkonzentration von 0,6 - 0,8 mg/l erreicht werden konnte. Die Kombination der biologischen P-Entfernung mit der Simultanfällung führte dabei zu Fällmitteleinsparungen von ca. 55 - 65 % bzw. von 500 - 600 kg $FeSO_4$ /d gegenüber der Betriebsweise mit Belüftung in beiden Belebungsbecken.

Ebenso ergaben sich auch hinsichtlich des Energieaufwandes durch den Einsatz der Rührwerke anstelle der Stabwalzen im ersten Belebungsbecken Einsparungen von ca. 32 % bzw. von 430 kWh/d. Pro kg abgebautem BSB_5 waren nunmehr nur noch 0,93 kWh/kg BSB_5 erforderlich. Durch den überaus geringen Energieeintrag von 1,2 W/m³ im Denitrifikationsbecken bildeten sich in diesem Becken wohl Schlammablagerungen in einer Höhe von ca. 0,4 m, Messungen in den Folgejahren zeigten jedoch keine weitere Zunahme dieser Ablagerungen. Ebenso entsprach der Schlammgehalt des in Schwebelage befindlichen Schlammes jenem im zweiten ständig belüfteten Becken. Gewisse, vor allem ästhetische Probleme ergaben sich durch die Schwimmschlammdeckenausbildung im Denitrifikationsbecken, die jedoch durch periodische, kurzzeitige Inbetriebnahme des Stabwalzenbelüfters rasch beseitigt werden konnten.

Die Anlage zeigte bisher einen stabilen Betrieb. Im Jahresmittel konnte insgesamt eine Gesamt-Stickstoffelimination von ca. 65 % ohne aufwendigen Steuer- und Meßaufwand erzielt werden. Lediglich in den Wintermonaten sank die Stickstoffelimination auf etwa 50 - 55 % herab. Dies ist aber weitgehend auf die zu diesen Zeiten unvollständige Nitrifikation zurückzuführen.

3. FOLGERUNGEN

Die Grundvoraussetzungen für Nitrifikation sind insbesondere bei kleineren Anlagen sehr häufig gegeben. Die sodann anzustrebende Denitrifikation kann bereits auch bei kleinen Anlagen durch Regelung der Sauerstoffzufuhr erreicht werden.

Als Regelgrößen haben sich der $\text{NH}_4\text{-N}$ - und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Gehalt des Ablaufes bewährt. Gerade bei Kleinanlagen kann bereits über eine stichprobenartig durchgeführte Ablaufanalyse (täglich z.B. mittels Testkits) seitens des Kläranlagenpersonals eine simultane Teildenitrifikation mit bis zu 50 - 60 % Gesamtstickstoffentfernung erzielt werden.

Eine weitere Leistungssteigerung kann durch eine Steuerung der Sauerstoffzufuhr in Abhängigkeit vom Sauerstoffgehalt und in Verbindung mit den Reststickstoffkonzentrationen im Ablauf erreicht werden. Derartige Lösungen bieten sich vor allem bei mittleren und größeren Anlagen an.

Für eine gesteuerte weitgehende Denitrifikation ($\mu\text{-Ges.-N}$ = 75 - 90 %) hat sich die Vorschaltung eines Denitrifikationsbeckens bewährt.

Neben einer Verbesserung der Ablaufqualität und der Beseitigung der Schwimmschlammbildung im Nachklärbecken lassen sich durch den Einsatz der Denitrifikation auch Energiekosteneinsparungen bis zu 30 % erzielen.

4. LITERATUR

- KAYSER, R.: Simultane Denitrifikation - Grundlagen, Bemessung, Ausführung.
Wiener Mitteilungen - Wasser, Abwasser, Gewässer, 1987, (im Druck).

- LUDWIG, Ch.,
SPATZIERER, G.,
MATSCHE, N.:
Praktische Anwendung der biologischen
Phosphorentfernung in Kombination mit der
Simultanfällung.
gwf - Wasser/Abwasser 126 (1985), H. 5,
257 - 263.
- STALZER, W.:
Stickstoffentfernung auf ausgewählten
Kläranlagen im Einzugsgebiet des Neu-
siedler Sees.
ÜWW, 33 (1981), H. 3/4, 39 - 48.

STALZER Wolfgang, Doz.Dipl.Ing.Dr. und
SPATZIERER Gerhard, Dipl.Ing.
beide: Amt der Burgenländischen Landesregierung
Abt. XIII/3 - Gewässeraufsicht
7041 Wulkaprodersdorf

NITRIFIKATION - DENITRIFIKATION
BETRIEBSERFAHRUNGEN IN OBERÖSTERREICH

E. MAYR

Aufgabe der Zukunft wird es sein, Kläranlagen so zu bemessen und zu betreiben, daß nicht nur eine BSB_5 -Elimination von über 90 Prozent sondern auch eine weitgehende Nitrifikation und in zunehmendem Maße auch eine verbesserte Phosphorentfernung erzielt werden. Dies hat natürlich möglichst wirtschaftlich zu erfolgen.

Kläranlagen, welche für Nitrifikation bzw. simultane Schlammstabilisierung bemessen sind, bringen durch die bekannten Denitrifikationsvorgänge im Nachklärbecken Betriebsprobleme verbunden mit einer fallweise nicht unerheblichen Verschlechterung der Ablaufqualität. Nitrifikation erfordert somit auch Denitrifikation. Gleiches gilt auch für konventionelle Anlagen (Vorklärung - Biologie - Faulturm), welche auf Raumbelastungen $B_R = 0,7 - 1,0$ bemessen aber nur zum Teil ausgelastet sind. Davon sind vor allem Verbandskläranlagen betroffen, wenn der Ausbau des Kanalnetzes einen längeren Zeitraum beansprucht.

Als Beispiel kann die Kläranlage des RV Hallstättersee für die Gemeinden Bad Goisern, Steeg, Obertraun und Hallstatt gelten. Von 1981 bis 1985 war nur Bad Goisern angeschlossen und damit der Auslastungsgrad nur bei etwa 25 - 30 Prozent. Um die Schlammumwälzung einigermaßen gewährleisten zu können, mußte einer von 3 Rotoren ständig betrieben werden, obwohl der Sauerstoffgehalt in der Biologie ständig über 4 mg/l betrug. Abgesehen von den hohen spezifischen Stromkosten traten auch Probleme mit der Denitrifikation im Nachklärbecken und den Schlammablagerungen im Belebungsbecken auf. Versuchsweise wurde daraufhin ein Propeller mit einer Leistungsaufnahme von 6,5 kW eingebaut (Bild 1) und auf intermittierenden Betrieb umgestellt (Bild 2). Der Stromverbrauch konnte dadurch von 420 kWh/d

auf 200 kWh/d gesenkt und gleichzeitig eine weitgehende Denitrifikation in der Biologie erreicht werden. Behoben werden konnte auch das Problem der Schlammablagerungen im Belebungsbecken. Mit den heute auf dem Markt befindlichen Umwälzaggregate wäre der Stromverbrauch auf etwa 120 kWh/d zu senken gewesen. Trotz dieser Energiekosteneinsparung wurde eine durchschnittliche BSB₅-Elimination von 95 % erzielt (Tabelle 2).

Diese positive Erfahrung hat uns in Oberösterreich veranlaßt, auch andere Kläranlagen mit Umwälzaggregate auszurüsten, Belüftung und Umwälzung durch intermittierenden Betrieb zu trennen (Bild 3).

Als nächste Kläranlage wurde eine Simultanstabilisierungsanlage, die Kläranlage Ampflwang, umgerüstet. Diese Anlage, für 6.000 EGW bemessen, war 1982 ebenfalls nur zu etwa 30 % ausgelastet. Durch die Umrüstung konnte der durchschnittliche monatliche Energieverbrauch von 12.400 kWh um 60 Prozent auf 4.900 kWh gesenkt werden (Bild 4). Stichproben vom Ablauf zeigten, daß der gelöste Stickstoff (NH₄-N, NO₃-N) weitestgehend eliminiert wurde.

Es war nun von Interesse festzustellen, ob bei Simultanstabilisierungsanlagen, welche im Bereich der Bemessung, Raumbelastung $B_R = 0,25$, belastet waren, ebenfalls entsprechende Energieeinsparungen bei gleichzeitiger Elimination des gelösten Stickstoff möglich sind. Zu diesem Zweck wurde in der Kläranlage des RV Zell-Ried und Umgebung an einer der beiden Rotorbrücken ein Umwälzaggregate installiert. Der Energieverbrauch für die Biologie konnte von durchschnittlich 380 kWh/d um 50 % auf 195 kWh/d gesenkt werden, wobei im Mittel die Rotorlaufzeit 10,5 h/d und die Propellerlaufzeit 10 h/d betrug. Im Durchschnitt konnten folgende Eliminationsraten erzielt werden (Tabelle 3):

BSB ₅	96,3 %	N gel.	87,9 %
CSB	88,5 %	P ges.	31,6 %

Der spezifische Energiebedarf wurde mit 1,3 kWh/kg BSB₅ abgebaut ermittelt (Bild 5).

Auffallend am Untersuchungsergebnis war die zum Teil sehr gute Phosphorelimination mit Werten bis 60 Prozent und darüber (Bild 6). Die Einbrüche der Elimination konnten im Zusammenhang mit dem Trübwasserabzug aus dem Schlamm-silo gebracht werden.

Im Jahre 1983 wurde die Kläranlage Aspach, eine Simultanstabilisierungsanlage, für 11.000 EGW (Raumbelastung $B_R = 0,25$) in Betrieb genommen. Das Belebungsbecken mit einem Nutzvolumen von 2.800 m^3 ist als Umlaufbecken mit mittelblasiger Belüftung und zwei Umwälzaggregate (je 2,7 kW) konzipiert. Messungen in den Monaten November/Dezember 1983 brachten in bezug auf die Elimination von BSB_5 , CSB, gelöstem Stickstoff und Gesamtphosphor ein außerordentlich positives und auch überraschendes Ergebnis (Tabelle 4). Die Eliminationsraten für diese Parameter lagen durchwegs über 90 %. Überraschend war insbesondere die Phosphorelimination, welche abgesehen von der Betriebsweise vor allem darauf zurückzuführen ist - zumindest sehen wir das so - daß im Meßzeitraum kein Trübwasser abgezogen wurde. Diese Erklärung erscheint durch eine Messung im Oktober/November 1984 bestätigt. In diesem Zeitraum wurde laufend Trübwasser aus den Schlamm-silos in die Biologie eingeleitet, sodaß sich ein ähnliches Bild wie bei der Kläranlage Zell-Riedau ergeben hat (Tabelle 5). Mehrfach durchgeführte Analysen des Trübwassers ergaben Phosphorkonzentrationen um 150 mg/l , woraus auf starke Phosphorrücklösungen im Schlamm-silo geschlossen werden muß. Die Eliminationen für BSB_5 , CSB und gelöstem Stickstoff lagen wieder über 90 %.

Als negativ sind die hohen spezifischen Energiekosten für die Biologie anzusehen. Hätte man jedoch Belfütung und Umwälzung nicht getrennt, wären diese noch wesentlich höher, wie Erfahrungen an anderen Kläranlagen mit geringer Auslastung zeigen. Problematisch ist dabei, daß es praktisch keine Möglichkeit gibt, eine Verminderung der spezifischen Energiekosten zu erreichen, da nur ein Belebungsbecken

vorhanden ist und somit keine einigermaßen wirtschaftliche spezifische Belastung erzielt werden kann.

Eine Konsequenz aus dieser Erfahrung war, daß bei weiteren Planungen der Aufteilung des erforderlichen Volumens für die Biologie auf zumindest zwei Belebungsbecken - soweit dies technisch möglich war - der Vorzug gegeben wurde, auch wenn damit höhere Baukosten verbunden waren. Über zwei Kläranlagen dieser Konzeption liegen aus dem Jahre 1986 Untersuchungen und Betriebsergebnisse vor.

Die Kläranlage Eberschwang verfügt bei einer Raumbelastung $B_R = 0,25$ über eine Kapazität von 6.000 EGW (BSB_5) und ist bezogen auf diese Bemessung ausgelastet bzw. an manchen Tagen überlastet. Die Belebungsbecken werden parallel betrieben. Die spezifischen Energiekosten von 1,2 kWh/kg BSB_5 bei einer Reinigungsleistung von weit über 95 % und Eliminationen von CSB und gelöstem Stickstoff von ebenfalls über 90 % sind außerordentlich niedrig und liegen unter den Werten der Kläranlage Zell-Riedau. Nicht befriedigend war die Phosphorelimination im Untersuchungszeitraum, wobei auch hier ein Zusammenhang mit dem Trübwasserabzug aus dem Schlammlo bestand (Tabelle 6).

Vergleichbar bezüglich Konzeption und Ausbaugröße nicht jedoch in der Auslastung mit der Kläranlage Eberschwang ist die Anlage des RV Mittleres Rodltal. Auch diese Kläranlage verfügt über zwei Belebungsbecken, welche sowohl parallel als auch hintereinander gefahren werden können, und ein gemeinsames Nachklärbecken. Im Zeitraum von September bis Dezember 1986 wurden mehrere Betriebsweisen untersucht, wobei die Becken hintereinander betrieben wurden.

Periode I:	BB1	intermittierende Belüftung, O_2 0 - 2,5 mg/l, Pause 45 min
	BB2	nur Umwälzung
Periode II:	BB1	nur Umwälzung
	BB2	intermittierende Belüftung, O_2 0 - 2,5 mg/l, Pause 45 min

Periode III:	BB1	nur Umwälzung
	BB2	intermittierende Belüftung, O ₂ 0 - 2,0 mg/l, Pause 45 min
Periode IV:	BB1	nur Umwälzung
	BB2	intermittierende Belüftung, O ₂ 0 - 1,0 mg/l, Pause 60 min
Periode V:	BB1	nur Umwälzung
	BB2	intermittierende Belüftung, O ₂ 0 - 1,5 mg/l, Pause 60 min

Als wesentliche Ergebnisse der verschiedenen Betriebsweisen (Tabelle 7) kann zusammengefaßt werden:

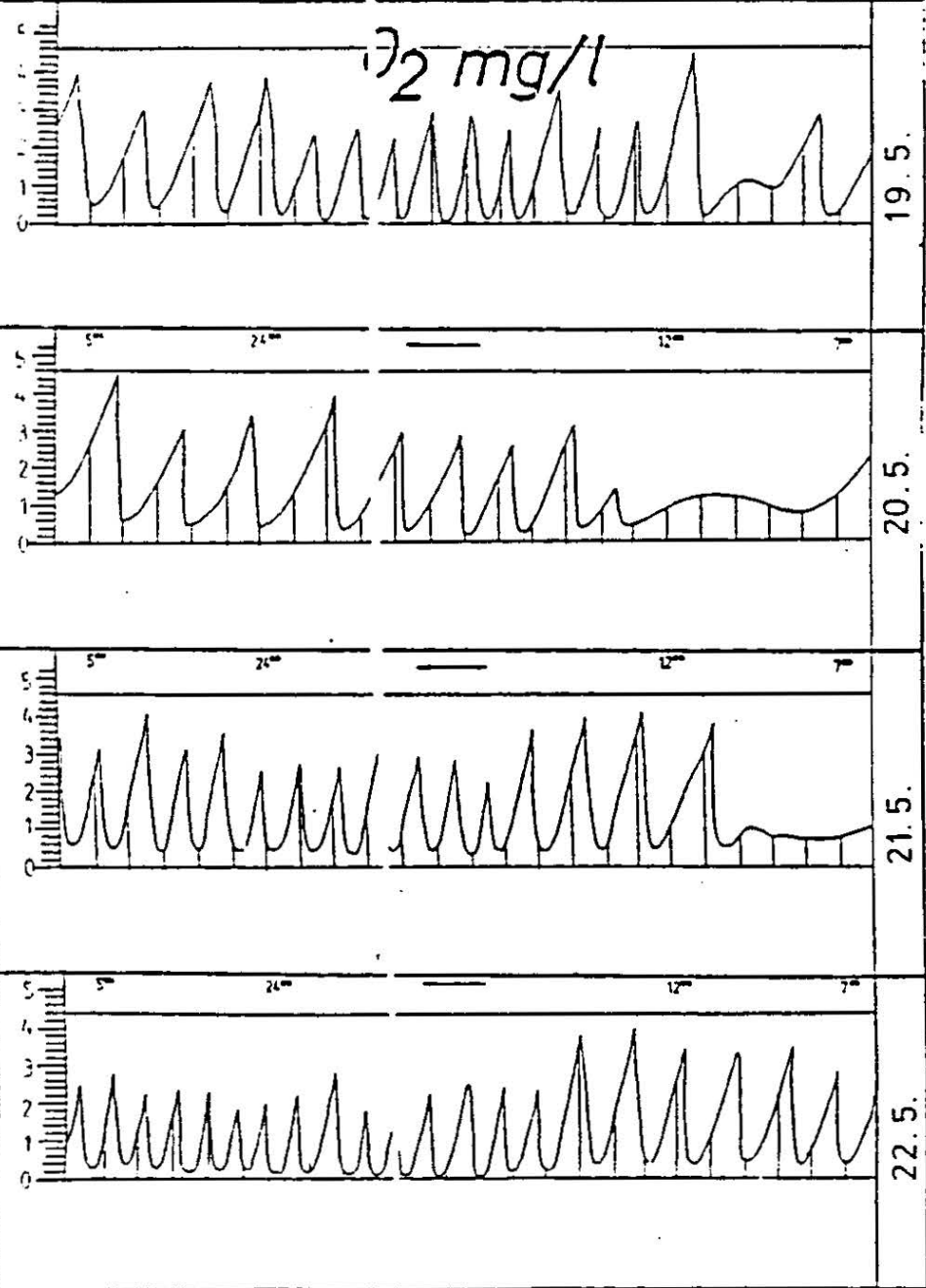
1. Für alle Perioden gilt, daß auf Grund der geringen Auslastung der spezifische Energieverbrauch ähnlich wie bei der Kläranlage Aspach sehr hoch ist. Es wird deshalb im Normalbetrieb auch nur mit einem Becken gefahren, wodurch eine Senkung der Energiekosten um jenen Betrag, welcher für die Umwälzung des zweiten Beckens (etwa 50 kWh/d) erforderlich ist, gegeben ist.
2. Die nachgeschaltete Umwälzung bringt keine positiven Auswirkungen auf die Elimination von BSB₅, CSB, gelöstem Stickstoff oder Gesamt-Phosphor. Vielmehr ist die Elimination für Stickstoff und Phosphor deutlich geringer, die Ammoniumablaufwerte sind erhöht.
3. Die vorgeschaltete Umwälzung mit nachfolgender intermittierenden Belüftung erbringt wesentlich bessere Ergebnisse, doch sind auch hier trotz niedriger Belastung bezüglich Sauerstoffversorgung und Pausenzeit für die Belüftung deutliche Grenzen zu sehen. Bei Sauerstoffkonzentrationen unter 1,5 bzw. 2,0 mg/l (als Auflüftungsgrenzwert) geht die Elimination an gelöstem Stickstoff zurück, die Ammoniumkonzentration im Ablauf steigt deutlich an.
4. Bei normalem Betrieb des Schlammsilo mit Trübwasserabzug liegt die Phosphorelimination bei etwa 30 %. Sie kann nur dann wesentlich erhöht werden, wenn wie in den ersten beiden Wochen der Periode V kein Trübwasser abgezogen wird.

5. Durch Variation des Sauerstoffgrenzwertes und der Pausenzeiten kann die Reinigungsleistung und die Stickstoffelimination sehr einfach und zuverlässig gesteuert werden, wie auch die Ergebnisse der anderen Kläranlagen zeigen (Bild 7).

Über diese zum Teil anlagespezifischen Ergebnisse hinaus kann man grundsätzlich feststellen, daß durch das System der Trennung von Belüftung und Umwälzung mit intermittierendem Betrieb sehr gute Reinigungsleistungen bei BSB_5 und CSB und weitgehende Stickstoffentfernung möglich sein. Treten nicht extreme Unterbelastungen auf, liegt der spezifische Energieverbrauch mit Werten um 1,0 - 1,5 kWh/kg BSB_5 sehr niedrig. Vergleicht man diese Ergebnisse von Simultanstabilisierungsanlagen einer Ausbaugröße von 5.000 bis 11.000 EGW mit dem Ergebnis einer Kläranlage für 65.000 EGW mit Vorklärung, beheiztem Faultrum und Biologie ($B_R \sim 0,7$), erscheint der spezifische Energieverbrauch dieser Anlagen bei vergleichbarer Reinigungsleistung kaum wesentlich niedriger, wie eine Untersuchung der Kläranlage des RV Ager-West zeigt (Tabelle 8). Eine Einschränkung dieser Aussage ist jedoch insofern zu treffen, als noch untersucht werden muß, wie weit die spezifische Zusammensetzung des Abwassers der Kläranlage Ager-West von Einfluß auf das Betriebsergebnis ist.

OBR. Dipl.Ing. Hannes Ewald Mayr
Amt der o.ö. Landesregierung
Kärtnerstraße 12
4020 Linz.

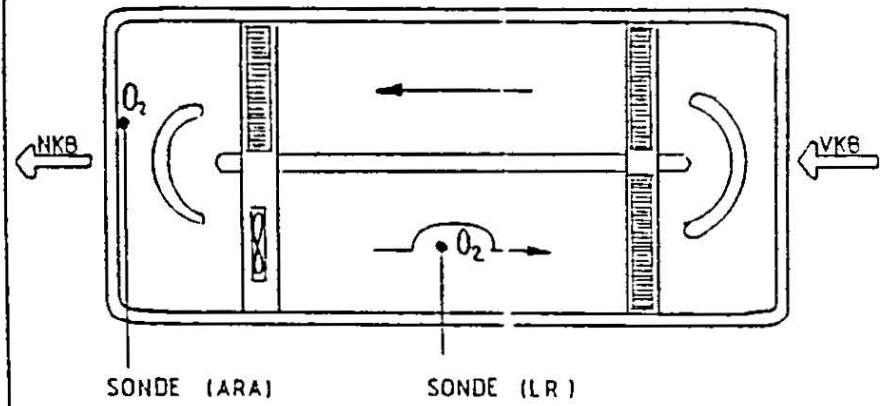
O₂-BELEBUNG | mg/l | RV - HALLSTÄTTERSEE | Mai 82





RV - HALLSTÄTTERSEE

O₂-MESSUNG (mg / l)
MAI 82

SONDENANORUNG IM BELEBUNGSBECKEN (DELTA)



-  PROPELLOR
-  VTG - ROTOREN

RV-HALLSTÄTTERSEE

Zusammenfassung
Früchtereinigung

April, Mai 1982

Lfd.Nr.	Datum	m ³ /d	EGW-ZUL.	EGW-VKB	EGW-ABL	Reinigungs-
						leistung in [%] ZUL:ABL
1	19.4.	900	5889	3020	196	96
2	20.4.	856	5992	2211	257	95
3	21.4.	899	4944	2771	224	95
4	22.4.	995	4643	2985	381	92
5	24.4.	1174	11348	1467	352	97
6	25.4.	1123	4866	3556	337	93
7	26.4.	1106	13272	3502	332	97
8	27.4.	1021	11571	1871	561	95
9	4.5.	465	8370	1585	125	98
10	5.5.	519	10034	2151	140	98
11	6.5.	622	7652	1625	377	95
12	7.5.	575	4192	889	270	93
13	8.5.	591	3291	764	258	92
14	9.5.	600	2333	633	330	84
15	13.5.	801	7342	654	601	92
16	14.5.	755	3397	736	216	94
17	15.5.	692	4152	548	144	97
18	16.5.	885	3540	637	182	95
19	17.5.	1813	16317	3149	546	97
20	24.5.	5003	11611	6524	1306	88
21	25.5.	4842	21674	5359	899	96
22	26.5.	3394	13598	3676	678	95
1-22	3	1374	8163	2286	396	95%

RV - HALLSTÄTTERSEE

ZUSAMMENFASSUNG - ENERGIE

DATUM	Verbrauch (kWh/d)			Laufzeiten (h)			
	Ges.	Abwasser- hebung	Wasser	Propeller	Motor	Propeller	
1	19.4.82	515	73	75	125	5	19
2	20.4.82	509	76	76	132	4	20
3	21.4.82	497	79	75	125	5	19
4	22.4.82	524	84	75	125	5	19
5	24.4.82	508	76	76	132	4	20
6	25.4.82	508	76	76	132	4	20
7	26.4.82	518	92	143	112	7	17
8	27.4.82	526	92	143	112	7	17
9	4.5.82	562	76	78	145	2	22
10	5.5.82	568	79	77	139	3	21
11	6.5.82	595	84	77	139	3	21
12	7.5.82	545	79	57	139	3	21
13	8.5.82	545	79	57	139	3	21
14	9.5.82	545	79	57	139	3	21
15	13.5.82	518	56	78	145	2	22
16	14.5.82	506	84	78	145	2	22
17	15.5.82	506	84	78	145	2	22
18	16.5.82	506	84	78	145	2	22
19	17.5.82	602	130	76	132	4	20
20	24.5.82	1497	194	477	158	23	24
21	25.5.82	719	156	77	139	3	21
22	26.5.82	685	166	75	125	5	19
Ø	19.4-26.5 1982	591	100	73	134	15,5 %	Ø 84,5 %

Quelle 24.5

Am Wochenende wurde der Durchschnittswert errechnet.

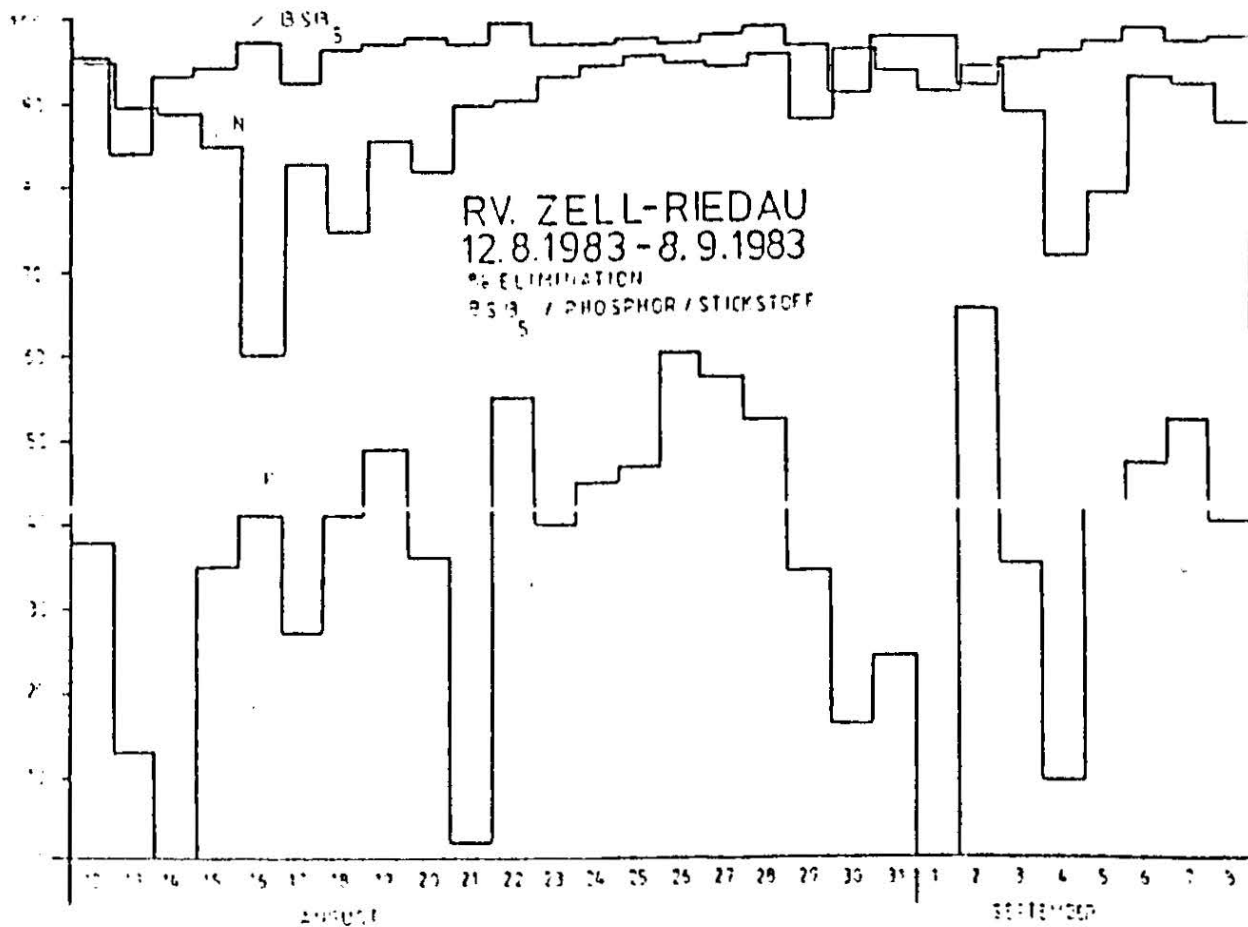
ZELL-RIEDAU

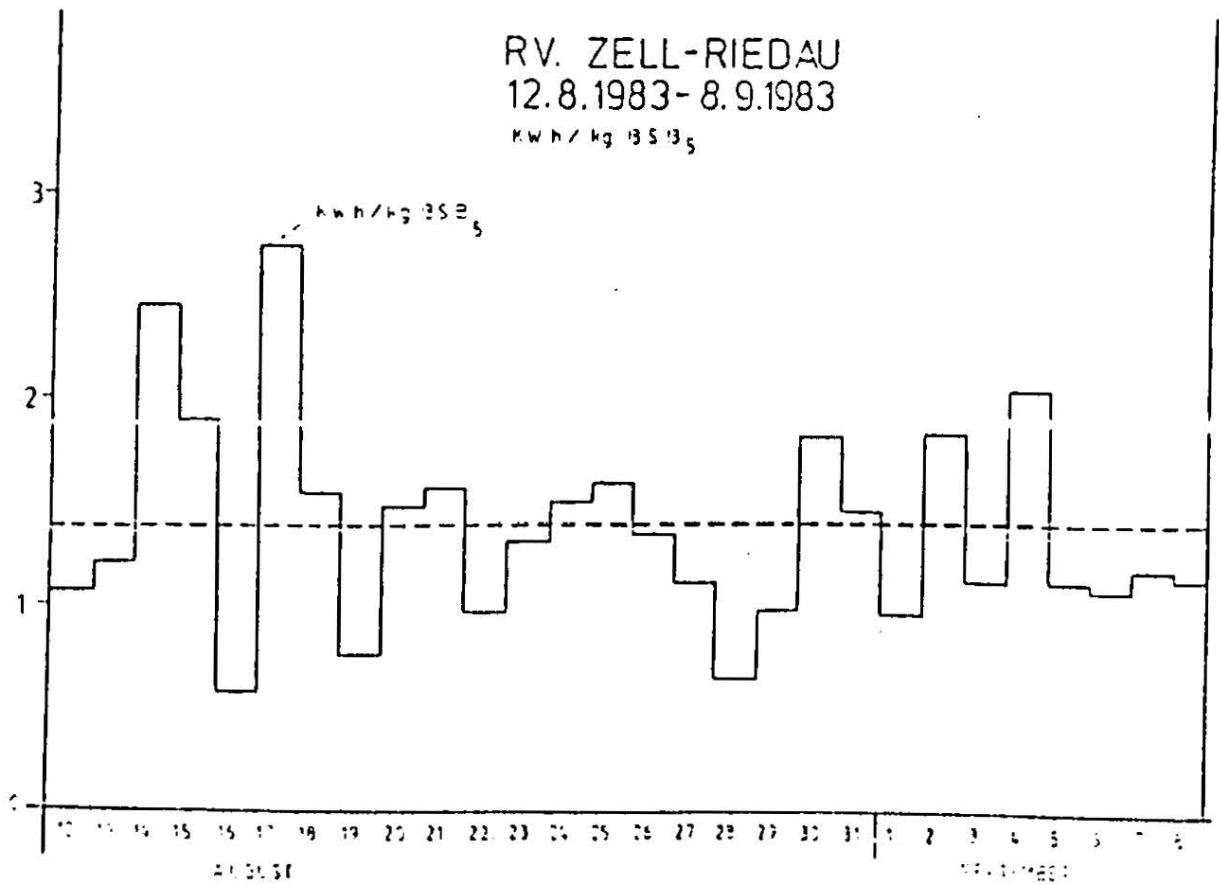
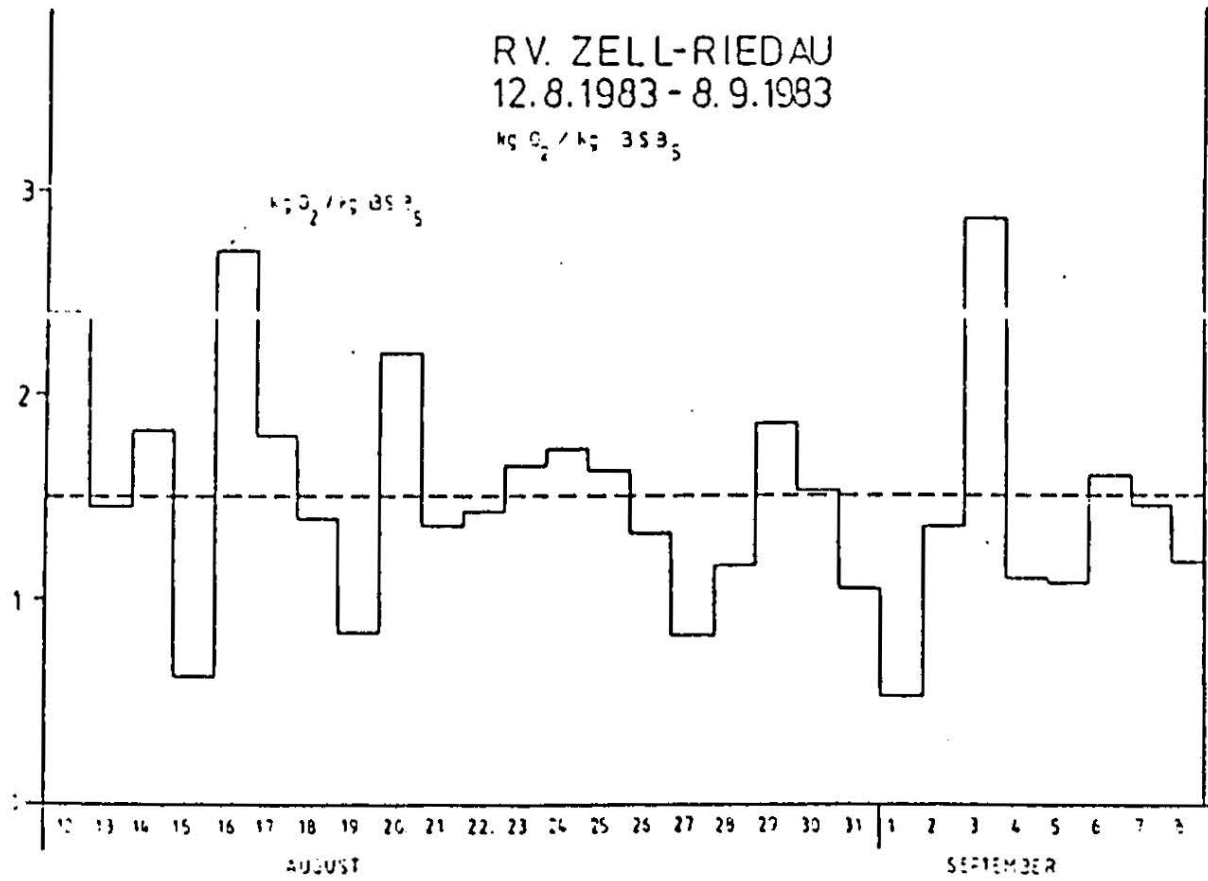
		12.-18.8.	19.-25.8.	26.8.-1.9.	2.-8.9.	Ø
B ₅ S ₅	4 %	93,5	97,1	96,6	96,0	96,3
C ₅ S ₅	4 %	83,7	90,8	91,1	86,4	88,5
gel.V	4 %	93,5	90,2	92,8	86,1	87,9
ges.P	4 %	31,8	42,5	39,2	43,2	31,6
B _R	kg/m ³ .d	0,15	0,17	0,19	0,16	0,17
B _B	kg/kg.d					
E _{biol.}	kWh/kg	1,63	1,31	1,19	1,35	1,37
O ₂ Biol.	mg/l	0 - 2,0				
Pause	min	40				
Ablauf						
B ₅ S ₅	mg/l	7	5	6	6	6
C ₅ S ₅	mg/l	53	39	47	52	48
NH ₄ -N	mg/l	1,6	0,7	0,3	0,8	0,9
NO ₃ -N	mg/l	1,5	1,9	1,1	1,7	1,6
ges.P	mg/l	5,9	5,6	6,0	5,8	5,8

tabelle 3

Rotor 16 kW Ø 10,5 h/d 168 kWh/d

Propeller 2,6 kW Ø 10,0 h/d 26 kWh/d





ASPACH

1984		4.-10.10.	11.-17.10.	18.-24.10.	25.-31.10.	1.-7.11.	Ø
BSB ₅	4 %	97,9	98,9	98,3	98,1	98,0	98,2
CSB	4 %	95,6	95,8	96,1	95,4	94,2	95,4
gel.N	4 %	83,9	94,4	93,2	92,6	69,6	86,8
ges.P	4 %	25,9	26,4	47,0	42,7	22,6	32,9
B _R	kg/m ³ .d	0,02	0,03	0,02	0,03	0,03	0,03
B _{IS}	kg/kg.d						<0,01
E _{Biol.}	kWh/kg	5,2	3,3	5,0	5,8	3,6	4,5
O ₂ Biol.	mg/l	0 - 2,0					
Pause	min	40					
Ablauf	Ø						
BSB ₅	mg/l	6	4	6	7	4	5
CSB	mg/l	27	26	26	27	26	26
NH ₄ -N	mg/l	1,3	0,6	0,5	0,5	4,4	1,5
NO ₃ -N	mg/l	2,3	1,0	1,0	1,2	0,6	1,2
ges.P	mg/l	6,0	5,4	5,0	5,0	6,0	5,5

Tabelle 5

ASPACH

1983		10.-16.11.	17.-23.11.	24.-30.11.	1.-7.12.	8.-14.12.	Ø
BSB ₅	4 %	96,3	95,9	96,0	97,7	96,0	96,4
CSB	4 %	87,1	84,8	89,7	92,1	88,0	88,3
gel.N	4 %	90,3	94,5	95,5	95,8	87,6	92,7
ges.P	4 %	94,8	96,2	90,3	96,9	95,9	94,8
B _R	kg/m ³ .d	0,04	0,04	0,04	0,04	0,05	0,04
B _B	kg/kg.d	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
E _{Biol.}	kWh/kg	2,4	2,5	1,7	2,3	1,3	2,1
O ₂ Biol.	mg/l	0 - 1,2					
Pause	min	45					
Ablauf	Ø						
BSB ₅	mg/l	7	10	6	7	15	9
CSB	mg/l	110	108	41	54	100	83
NH ₄ -N	mg/l	1,6	1,4	0,4	0,6	1,8	1,2
NO ₃ -N	mg/l	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1
ges.P	mg/l	0,4	0,2	0,4	0,3	0,4	0,4

Tabelle 4

RV MITTLERES RÖDLTAL

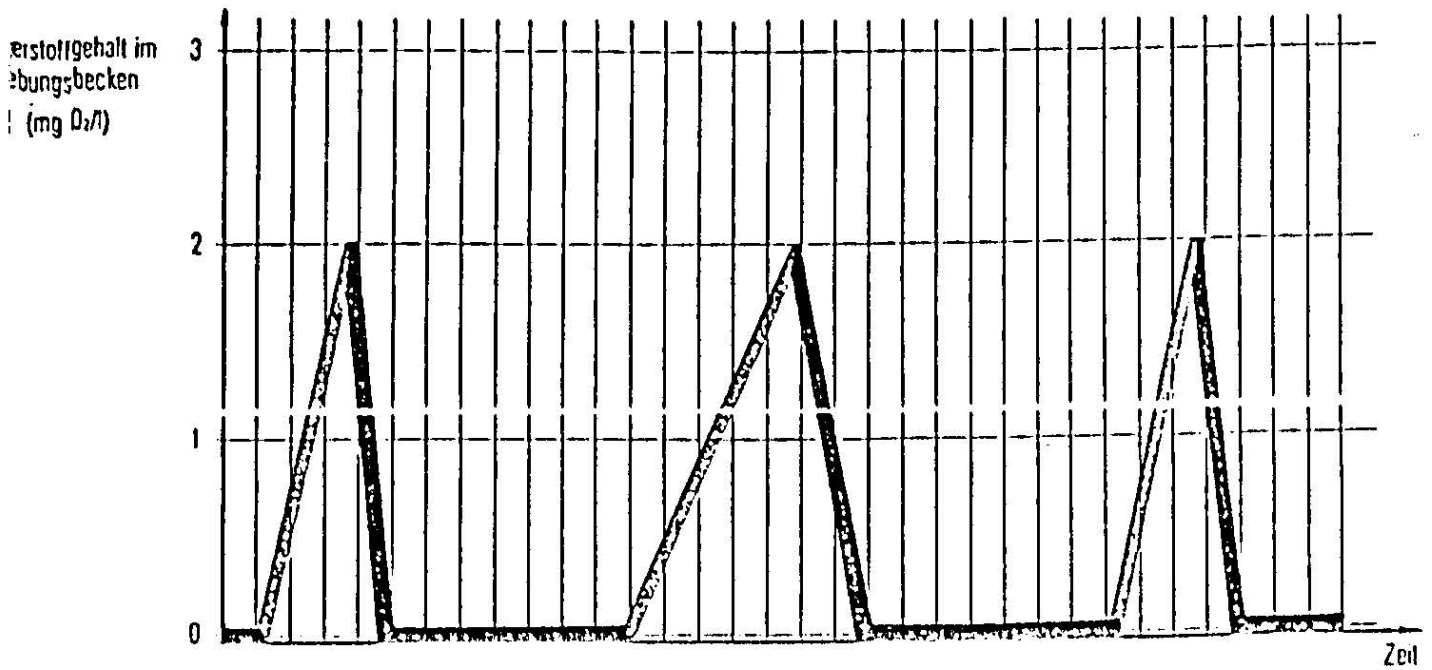
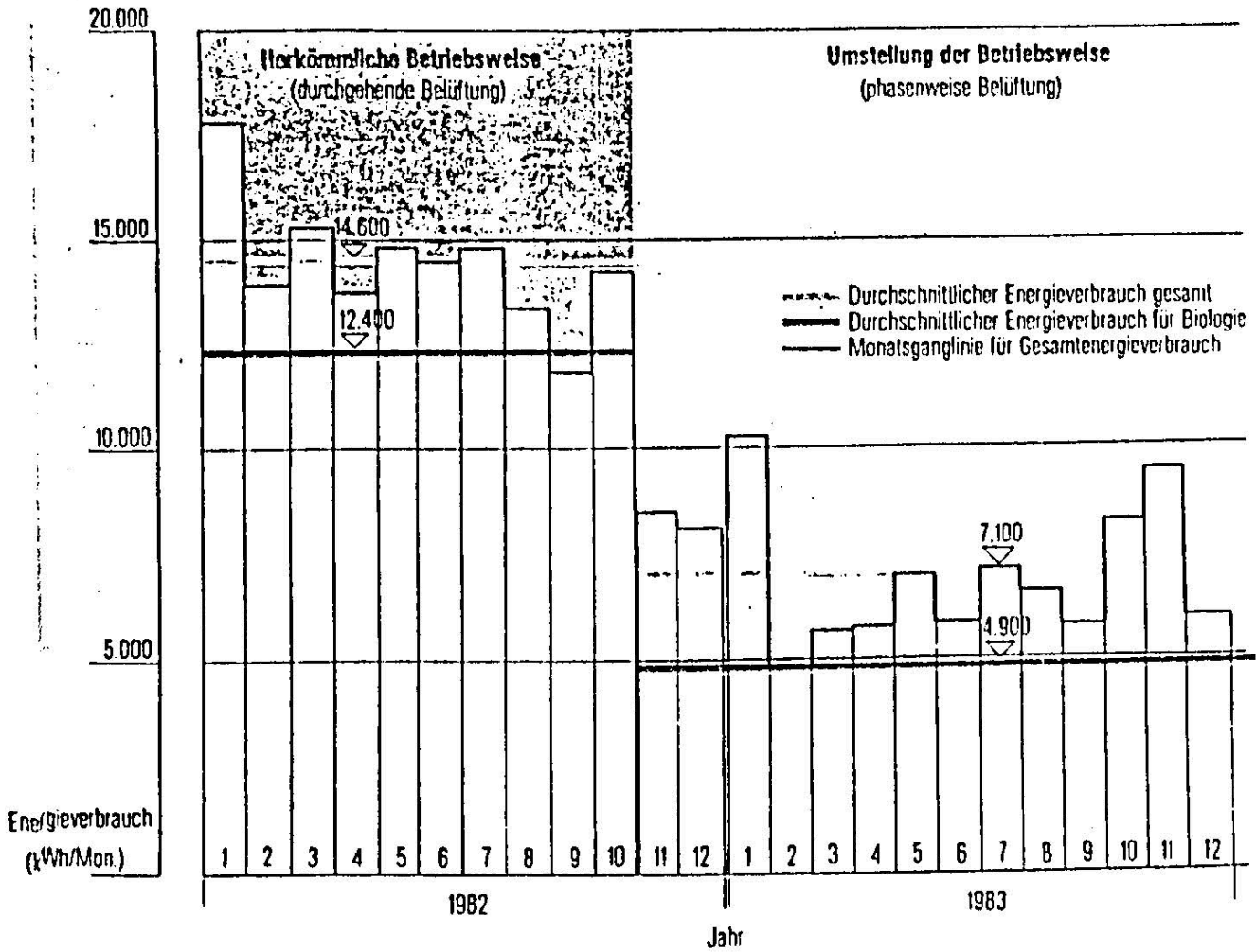
Periode		I			II	III	IV	V		
1986		22.-24.9.	25.9.-1.10.	2.-8.10.	9.-21.10.	28.10.-6.11.	7.-13.11.	14.-20.11.	21.-27.11.	28.11.-4.12.
BSB ₅	4 %	97,6	98,1	98,2	88,7	96,7	93,6	94,1	95,3	94,4
CSB	4 %	93,4	94,7	93,0	87,9	92,4	87,2	89,9	89,7	89,2
gel.N	4 %	86,4	89,4	83,5	81,6	89,4	66,1	58,1	76,4	59,5
ges.P	4 %	5,6	19,9	16,9	0	37,2	23,3	49,5	54,6	28,7
B ₅ BSB	g/l	0,02	0,045	0,045	0,02	0,02	0,02	0,02	0,026	0,023
E _{glol.}	kg/kg.d	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01
	kWh/kg	6,3	4,35	5,62		4,75	7,3	5,2	7,0	6,3
O ₂ Biol	mg/l	0-2,5			0-2,5	0-2,0	0-1,0	0-1,5		
Pause	min	45			45	45	60	60		
Ablauf										
BSB ₅	mg/l	2	2	2	5	2	4	5	3	4
CSB	mg/l	13	15	19	21	14	19	20	19	19
NH ₄ -N	mg/l	2,3	1,7	3,0	0,7	0,4	6,4	9,9	3,7	7,7
NO ₃ -N	mg/l	0,6	0,7	1,0	3,5	1,4	0,8	0,7	1,2	0,7
ges.P	mg/l	5,6	5,6	5,7	7,0	3,0	5,1	3,5	2,8	4,4

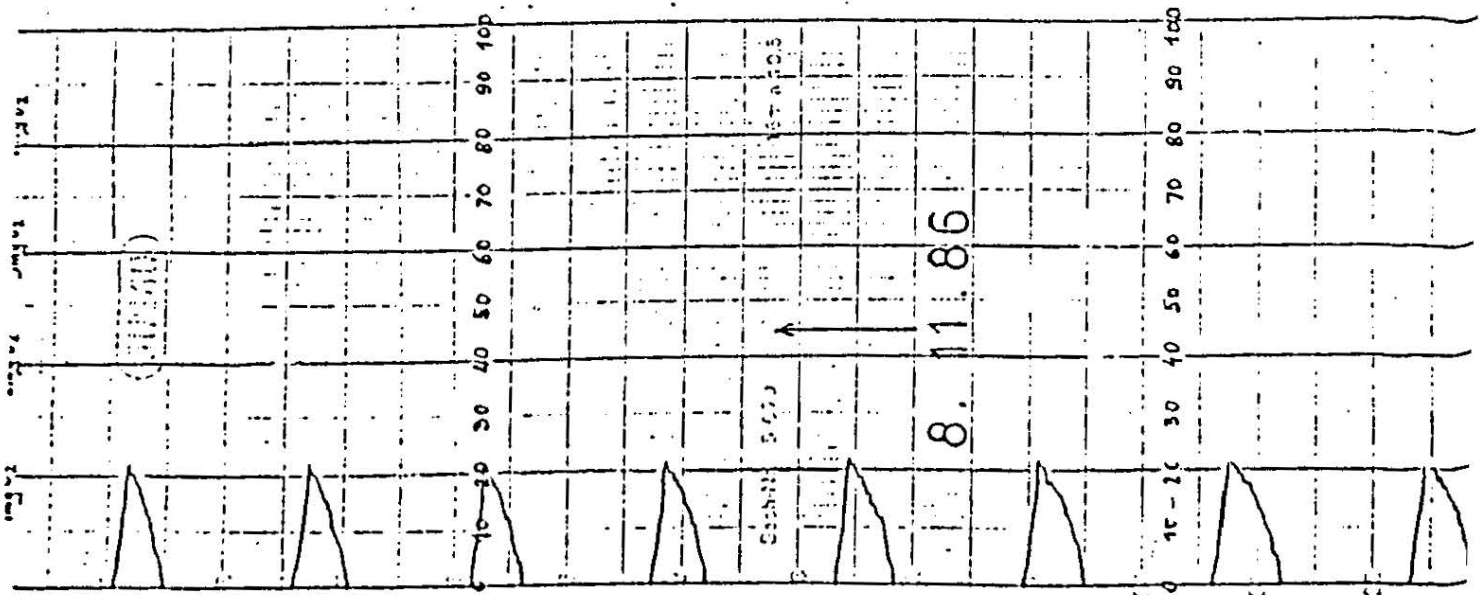
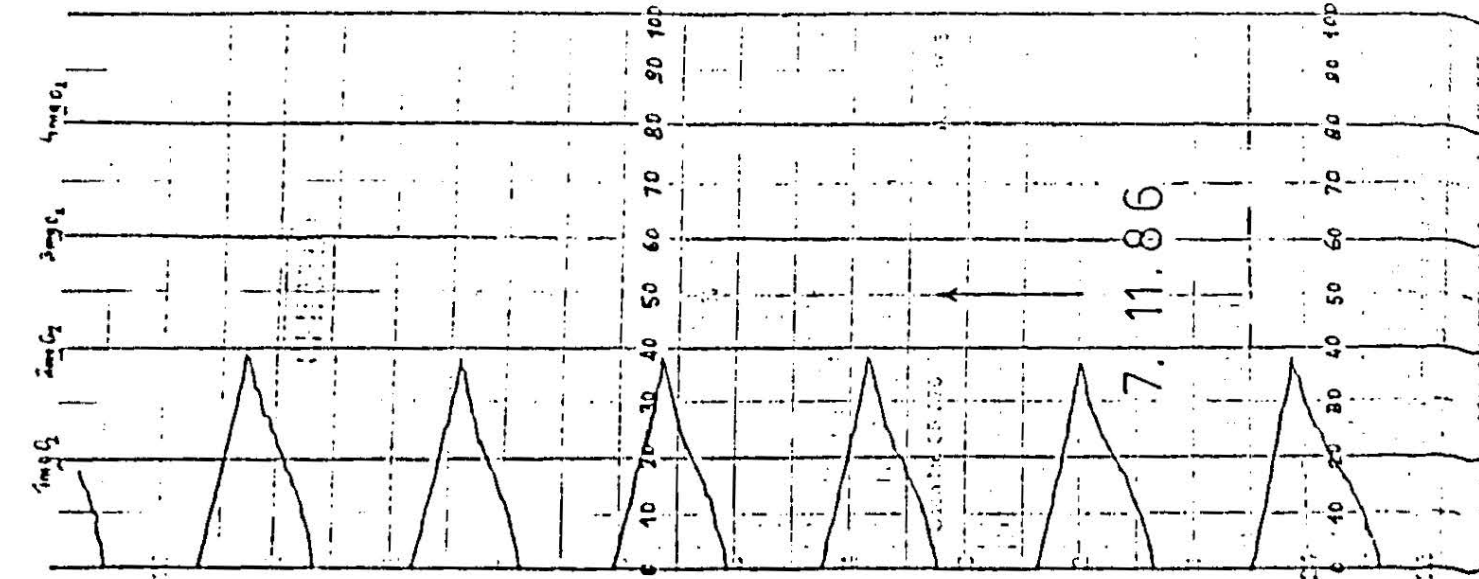
Tabelle 7

EBERSCHWANG

1986		12.5.	13.5.	14.5.	15.5.	Ø	Feber	März	April
BSB ₅	4 %	97,1	98,1	96,0	99,2	97,3	98,8	99,2	99,3
CSB	4 %	95,7	93,9	93,6	92,8	94,0	-	-	-
gel.N	4 %	93,2	94,6	94,3	96,2	94,7	-	-	-
ges.P	4 %	16,7	-43,3	-43,3	9,8	-15,0	-	-	-
B ₅		0,13	0,13	0,09	0,19	0,13	0,26	0,24	0,20
B ₁₅		0,015	0,015	0,011	0,023	0,016	0,06	0,05	0,03
E _{glol.}		1,68	1,7	2,5	1,3	1,77	1,2	1,2	0,91
Ablauf									
BSB ₅	mg/l	5	3	4	4	4			
CSB	mg/l	14	24	24	27	22			
NH ₄ -N	mg/l	0,7	0,7	0,7	0,3	0,7			
NO ₃ -N	mg/l	0,3	0,4	0,4	0,4	0,5			
ges.P	mg/l	4,5	4,3	4,3	4,3	4,4			

Tabelle 6





ACER-WEST

1986		3.11.	4.11.	5.11.	6.11.	7.11.	8.11.	9.11.	Ø
BSB ₅	4 %	99,8	99,6	99,7	96,7	99,5	99,8	99,7	99,3
CSB	4 %	98,3	97,8	98,1	90,1	97,4	98,0	96,7	96,6
gel.N	4 %	85,2	95,9	95,9	90,5	95,3	96,4	97,0	93,7
ges.P	4 %	67,9	75,8	73,4	47,6	53,3	46,2	42,3	58,1
B _R		-	-	-	-	-	-	-	0,50
B _{TS}		-	-	-	-	-	-	-	0,05
E _{biol.} x)		-	-	-	-	-	-	-	0,7
Ablauf									
BSB ₅	mg/l	1	2	2	16	3	1	1	4
CSB	mg/l	20	24	28	116	30	29	30	40
NH ₄ -N	mg/l	2,2	0,7	1,0	1,4	0,6	0,5	0,6	1,0
NO ₃ -N	mg/l	2,2	0,7	0,6	0,7	0,6	0,6	0,5	0,8
ges.P	mg/l	4,2	2,9	3,4	5,6	5,6	6,2	6,1	4,9

Tabelle B

x) nur zusätzliches E-Gebüße

Energie gesamt (ohne Gas) Ø 2.800 kWh/d

0,93 kWh/kg BSB₅

FeCl₃-Dosierung Ø 240 kg/d

VORGESCHALTETE DENITRIFIKATION: BEMESSUNG, KONSTRUKTIVE ASPEKTE, BETRIEBSERFAHRUNGEN

H. Hofmann und W. Hegemann

1. EINFÜHRUNG

Durch Anordnung des Denitrifikationsbeckens vor dem Nitrifikationsbecken kann die Anfangs- und Endatmung der Mikroorganismen zur Erzielung hoher Denitrifikationsgeschwindigkeiten und damit zu einer Minimierung des Beckenvolumens genutzt werden. Bild 1 zeigt das prinzipielle Fließschema dieser Verfahrenstechnik.

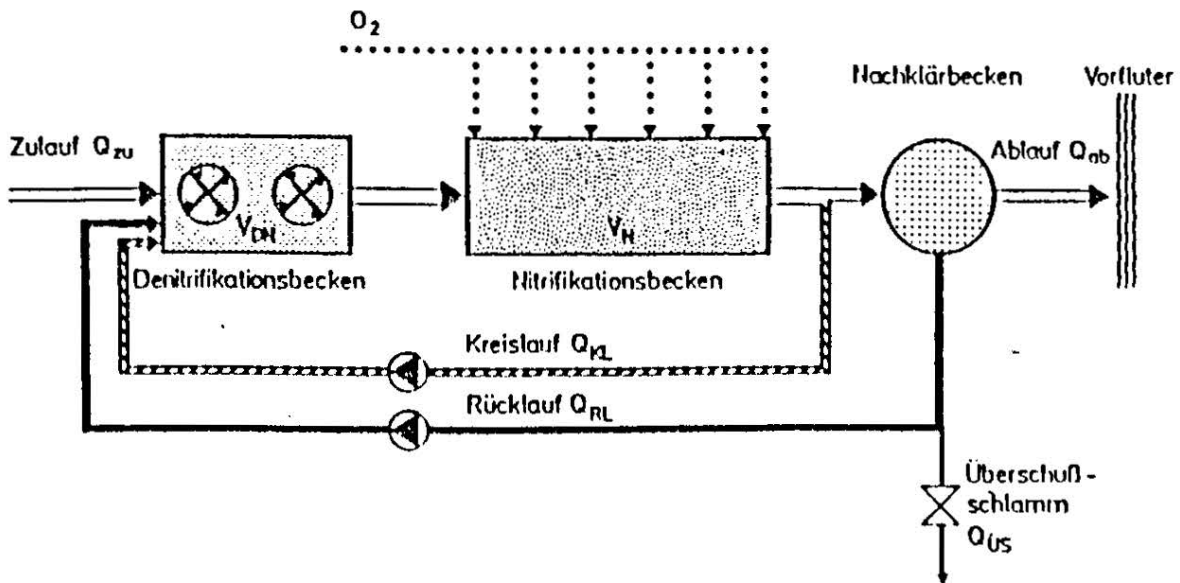


Bild 1: Schematische Darstellung der vorgeschalteten Denitrifikation

Das Roh- oder kurz sedimentierte Abwasser durchfließt zusammen mit dem Rücklaufschlamm, unter ständigem Rühren, aber ohne Belüftung das vorgeschaltete Denitrifikationsbecken. Erst im zweiten Becken erfolgt intensive Belüftung um den gewünschten Nitrifikationsgrad sicherzustellen. Bei dieser Verfahrenstechnik ist der maximale Wirkungsgrad der Denitrifikation durch den zurückgeführten Anteil des gebildeten Nitrates bestimmt. Da eine Schlammrückführung über 100 bis 150 % ohne Beeinträchtigung des Absetzvorganges im Nachklärbecken nicht möglich ist, muß zur Erzielung von Eliminationsleistungen über 50 bis 60 % nitrathaltiges Kreislaufwasser aus dem Nitrifikationsbecken zurückgeführt werden.

2. DER VERLAUF DER NITRATATMUNG ALS BEMESSUNGSGRUNDLAGE

Viele Mikroorganismen des belebten Schlammes verfügen über ein Atmungssystem, das es ihnen ermöglicht ihren Stoffwechsel sowohl durch aerobe Atmung, als auch durch anaerobe Atmung, zum Beispiel durch Nitratatmung, aufrecht zu erhalten. Die Nitratatmung bezeichnet man auch als Denitrifikation, wobei das zur Denitrifikation erforderliche Enzymsystem nur unter anaeroben Bedingungen induziert wird (CHRISTENSEN, HARREMOES, 1977; SCHLEGEL, 1981). Wie aus der vereinfachten Darstellung in Bild 2 zu ersehen ist, wird in beiden Fällen organischer Kohlenstoff von Mikroorganismen unter Energiegewinn zu neuer Zellsubstanz, CO_2 und Wasser umgebaut. Bei der Denitrifikation entstehen außerdem Hydroxylionen, die mit dem CO_2 reagieren, was zu einer Erhöhung der Pufferkapazität führt. Der Stickstoff entweicht als Gas in die Atmosphäre. Unter aeroben Bedingungen bevor-

zugen die Mikroorganismen immer die aerobe Atmung, da sie dabei mehr Energie gewinnen (MC CARTHY, 1972; VAN HAADEL, 1981).

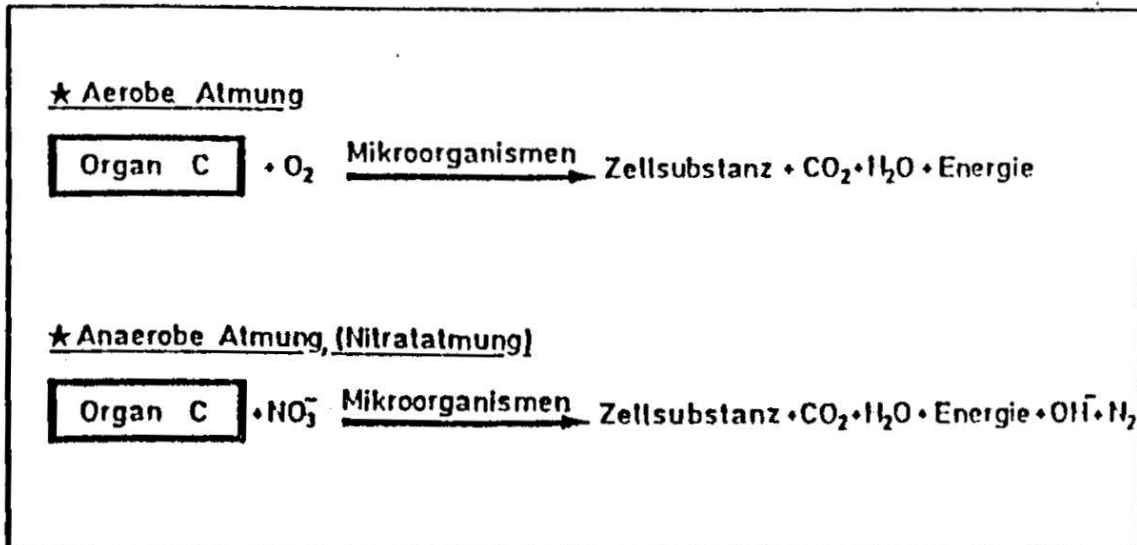


Bild 2: Aerobe und anaerobe Atmung (vereinfacht)

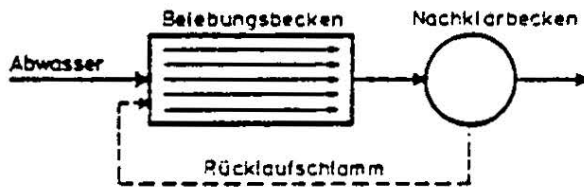
Aerobe Atmung und Nitratatmung sind demnach aus biochemischer Sicht ähnlich und weisen deshalb auch ähnliche Charakteristiken und Einflußfaktoren auf. In der Atmungsintensität unterscheiden sie sich aber. Auf das Sauerstoffäquivalent bezogen beträgt die Nitratatmung nur ungefähr 70 bis 80 % der aeroben Atmung. Dies gilt aber nur, wenn der Anteil der Substratatmung überwiegt. Bei klar dominierender endogener Atmung kann das Atmungsverhältnis auf 55 bis 60 % absinken.

Mit der Kenntnis des Atmungsverhältnisses kann demzufolge ein Denitrifikationsbecken oder eine Denitrifikationszone immer dann unproblematisch bemessen werden, wenn auch der Verlauf des aeroben Sauerstoffverbrauches bekannt ist. In Bild 3 ist auf der rechten Seite oben das Reaktorsystem Mischbecken dargestellt und darunter der dazugehörige spezifische Sauerstoffverbrauch über die Durchflußzeit. Aufgrund der vollständigen Durchmischung des Beckens sind im gesamten Becken annähernd gleiche Bedingungen vorhanden, so daß der Sauerstoffverbrauch an jeder Stelle des Beckens dem durchschnittlichen Verbrauch entspricht. Das Reaktorsystem Mischbecken spiegelt ungefähr den Atmungsverlauf wieder, wie er auch bei der simultanen Nitrifikation-Denitrifikation auftritt. Da zur Berechnung des durchschnittlichen aeroben Sauerstoffbedarfes bewährte Bemessungsansätze zur Verfügung stehen (VON DER EMDE, 1957, 1983), kann die Denitrifikationszone der simultanen Nitrifikation-Denitrifikation unter der Annahme eines Atmungsverhältnisses von 75 % unproblematisch bemessen werden (MATSCHE, 1980). Ein anderer Vorschlag, der auf einem Atmungsverhältnis von 80 % für die Substrat- und 60 % für die endogene Atmung beruht, führt ungefähr zu gleichen Ergebnissen (ERMEL, 1983; KAYSER 1983).

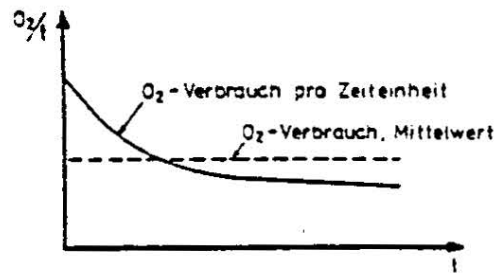
Auf der linken Seite von Bild 3 ist oben das Reaktorsystem eines ideal längsdurchströmten Beckens dargestellt und darunter wiederum der dazugehörige spezifische Sauerstoffverbrauch über die Durchflußzeit. Es ist deutlich zu erkennen, daß die Atmung nicht konstant verläuft, sondern sich belastungsabhängig ein Atmungsgradient ausbildet. Die dabei auftretende wesentlich höhere aerobe Atmung am Beckenanfang, die sich infolge der Atmungsanalogie auch auf die Nitrat-

Längsdurchströmtes Becken (Rohrreaktor)

Fließschema :

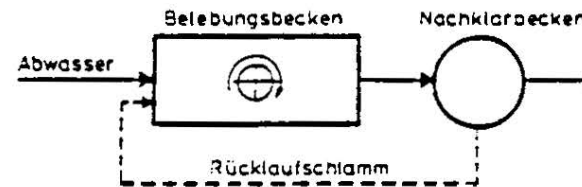


Verlauf des O_2 -Verbrauches :



Mischbecken (Rührkessel)

Fließschema :



Verlauf des O_2 -Verbrauches :

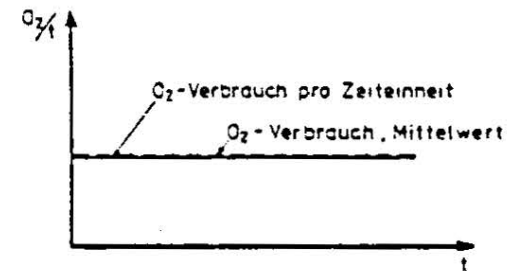


Bild 3: Betriebssysteme (Reaktormodelle) des Belebungsverfahrens (idealisiert)

atmung überträgt, wird bei der Verfahrenstechnik vorgeschaltete Denitrifikation gezielt dazu genutzt, um mit vergleichsweise weniger Beckenvolumen die gleiche Stickstoffelimination zu erreichen. Zur Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation reicht die Kenntnis der durchschnittlichen aeroben Atmung und des Atmungsverhältnisses von aerober Atmung zu Nitratatmung nicht aus. Bisher empfiehlt es sich auch nicht, stattdessen auf abbaukinetische Modelle zurückzugreifen, da sich diese für die Bemessungspraxis als wenig hilfreich erwiesen haben. Die mittlere Denitrifikationsgeschwindigkeit kann für die Praxis hinreichend genau beschrieben werden, wenn neben dem funktionellen Zusammenhang zwischen Schlammbelastung und Nitratatmung

$$v_{DN} = 9,0 \cdot B_{TS}^{0,57} \quad \text{in g NO}_x/\text{kg OTS} \cdot \text{h}$$

nur gültig bei: Volumenverhältnis $B = 0,4$

Umwälzverhältnis $\omega = 5$

der aber nur für die angegebenen Randbedingungen Gültigkeit hat, 2 Parameter Beachtung finden, die den Atmungsverlauf im vorgeschalteten Denitrifikationsbecken wesentlich beeinflussen können.

Aufgrund des nichtlinearen Verlaufes der Nitratatmung verändert sich selbst bei gleicher Schlammbelastung die mittlere Denitrifikationsgeschwindigkeit, wenn das Verhältnis

$$B = \frac{V_{DN}}{V_{DN} + V_N} \quad //$$

von Denitrifikations- zum Gesamtvolumen verändert wird.

Eine weitere wesentliche Beeinflussung der Denitrifikationsgeschwindigkeit ist bei sonst gleichen Randbedingungen durch die hydraulische Belastung des Systems gegeben. Dies kann leicht aus Bild 3 abgeleitet werden. Wenn beim längsdurchströmten Becken der Rücklauf, der bei der vorgeschalteten Denitrifikation dem Rücktransport des gebildeten Nitrates dient, ständig weiter erhöht wird, dann stellt sich im Extremfall ein gleichmäßiger Atmungsverlauf wie beim Mischbecken ein. Dieser hydraulische Einfluß auf die Atmungsgeschwindigkeit kann durch das Umwälzverhältnis

$$\omega = \frac{Q_{zu} (1 + r_n)}{V_{DN} + V_N} \quad d^{-1} \quad /2/$$

erfaßt werden, das angibt wie oft der gesamte Mengestrom das Gesamtvolumen durchläuft.

Sowohl für den Einfluß aus dem Volumen-, als auch aus dem Umwälzverhältnis wurden Korrekturfunktionen ermittelt, so daß für die mittlere Denitrifikationsgeschwindigkeit geschrieben werden kann: (HOFMANN, 1985)

$$V_{DN} = 9,0 \cdot B_{TS}^{0,57} \cdot f_n \cdot f_\omega \quad \text{in g NO}_x/\text{kg OTS h} \quad /3/$$

mit f_n = Korrekturfaktor für das Volumenverhältnis nach Bild 4

f_ω = Korrekturfaktor für das Umwälzverhältnis nach Bild 5

Mit Gleichung /3/, die im folgenden als Bemessungsgrundlage dienen soll, konnten die mehrjährigen Betriebsergebnisse einer technischen Versuchsanlage mit einer Toleranz von $\pm 8,2 \%$ erfaßt werden.

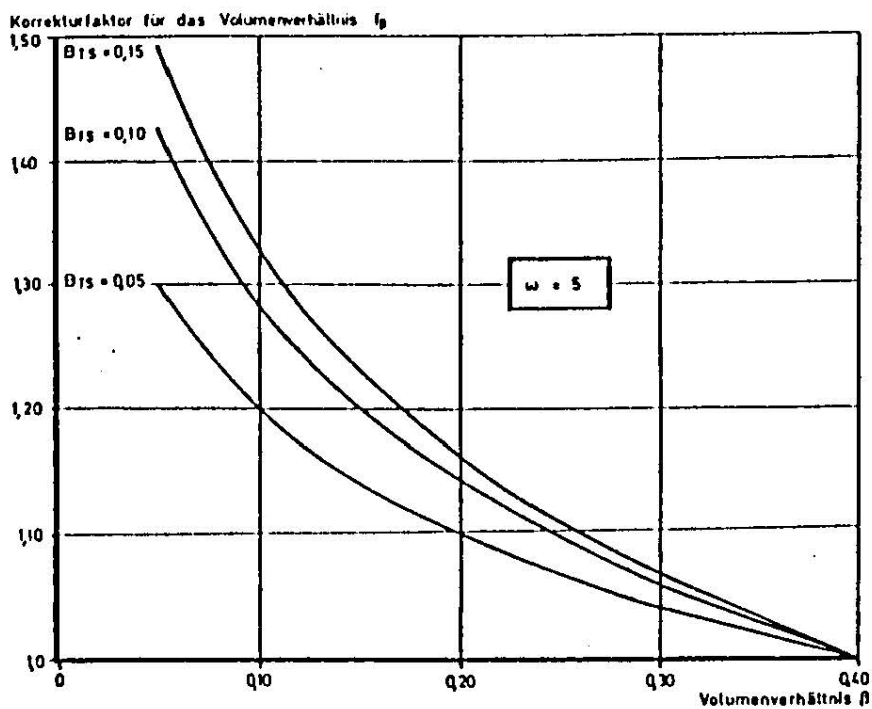


Bild 4: Denitrifikationsgeschwindigkeit v_{DN}
Korrekturfaktor f_{β} für das Volumenverhältnis

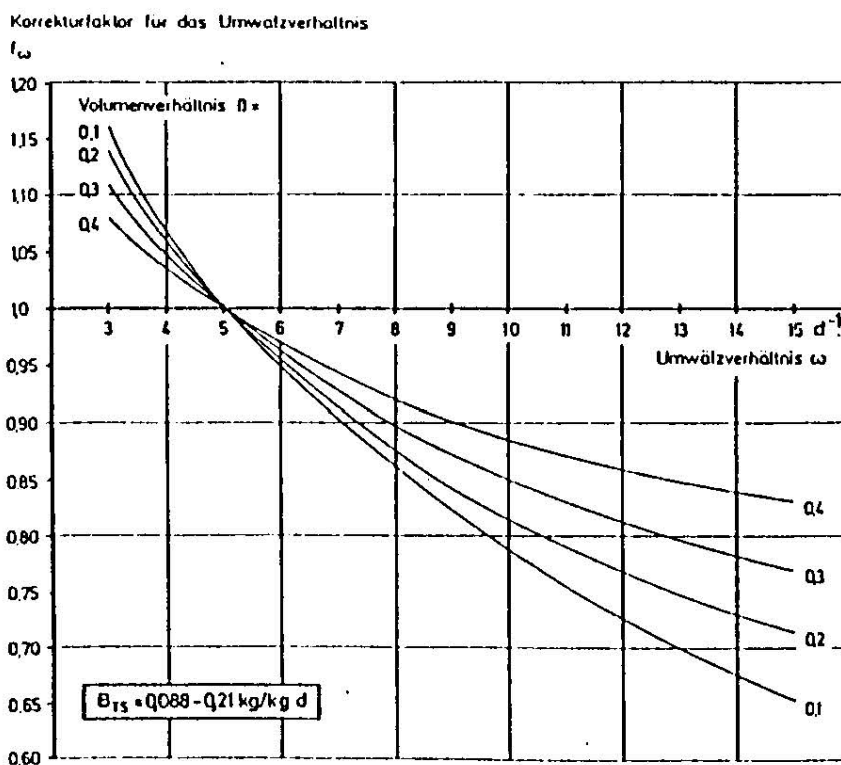


Bild 5: Denitrifikationsgeschwindigkeit v_{DN}
Korrekturfaktor f_{ω} für das Umwälzverhältnis

3. BEMESSUNGSVORSCHLAG FÜR DIE NITRIFIZIERENDE BE- LEBUNGSANLAGE MIT VORGESCHALTETER DENITRIFIKATION

3.1 Zusammenstellung der Stickstoff-Frachten und Stickstoffkonzentrationen

Vor Beginn der Bemessung werden die für die Berechnung relevanten Stickstoff-Frachten und -konzentrationen zweckmäßigerweise in Tabellenform zusammengestellt. Tabelle 1 kann hier als Beispiel gelten. Im folgenden sind dazu einige Hinweise gegeben:

- Zulauf Denitrifikationsbecken (Tabelle 1, Spalte 1)
Anzusetzen sind die Stickstoff-Frachten und Stickstoffkonzentrationen, roh oder sedimentiert, im Zulauf zum Denitrifikationsbecken. Sind nur Werte für Rohabwasser verfügbar, so kann der Wirkungsgrad einer Vorklärung näherungsweise mit 10 %, bezogen auf Kj-N, angenommen werden (RÜFFER, 1964).

- Inkorporierter Stickstoff (Spalte 2)

$$N_{\text{ink}} = B_D^i \cdot n_{\text{ass}} \cdot f_r \text{ in kg/d} \quad (4)$$

mit $B_D^i \approx B_D = \text{BSB}_5\text{-Fracht in kg/d}$
 $n_{\text{ass}} = 0,05$ (Assimilationsquote)
 $f_r =$ berücksichtigt die Rücklösung infolge Schlammbehandlung; für anaerobe Stabilisierung $f_r = 0,7$

- zu denitrifizierende Stickstoff-Fracht ΔNO_x
(Spalte 5)

Für die spätere Berechnung der Rücklaufwassermenge Q_{RL} , der Kreislaufwassermenge Q_{KL} und der Denitrifikationsgeschwindigkeit ist die Kenntnis

Tabelle 1 : Zusammenstellung der Stickstoff-Frachten und -konzentrationen

		kg/d	$\frac{\text{g}}{\text{m}^3}$
1	<u>Zulauf Denitrifikationsbecken</u> Kj-N (zu) NO _x (zu) G-N (zu)		$Q_{\text{zu}} = \frac{\text{m}^3}{\text{d}}$
2	<u>Inkorporierter Stickstoff N_{ink}</u> nach Gleichung / 4 / $N_{\text{ink}} = B_D \cdot n_{\text{ass}} \cdot f_r$ mit: $n_{\text{ass}} = 0,05$ $f_r = 0,7$ (anaerobe Schlammbehandl.)		
3	<u>zu nitrifizierender Stickstoff ΔN_{oxi}</u> $\Delta N_{\text{oxi}} = \text{Kj-N(zu)} - N_{\text{ink}} - \text{Kj-N(Ab)}$		
4	<u>zu eliminierender Stickstoff $\Delta \text{G-N}$</u> $\Delta \text{G-N} = \text{G-N(zu)} \cdot \eta_{\text{G-N}}$ mit: $\eta_{\text{G-N}}$ aus Aufgabenstellung		
5	<u>zu denitrifizierender Stickstoff ΔNO_x</u> $\Delta \text{NO}_x = \Delta \text{G-N} - N_{\text{ink}}$ davon müssen zurückgeführt werden: $\Delta \text{NO}_x(\text{rück}) = \Delta \text{NO}_x - \text{NO}_x(\text{zu})$ dafür erforderliche Rückführtrate: $\eta_r = \frac{\Delta \text{NO}_x(\text{rück})}{\Delta N_{\text{oxi}}} \cdot 100 = \% \rightarrow$ nach Bild 6 $r_n =$		

des Rückführungsfaktors r_n erforderlich. Dazu wird zuerst bestimmt, welcher Prozentsatz von dem im Nitrifikationsbecken gebildeten Nitrat in das Denitrifikationsbecken zurückgeführt werden muß, um die gewünschte Denitrifikationsleistung erhalten zu können:

$$\eta_r = \frac{\Delta NO_x(\text{rück})}{\Delta N_{oxl}} \cdot 100 \quad \text{in \%} \quad /5/$$

mit $\Delta NO_x(\text{rück}) = \Delta NO_x - NO_x(\text{zu})$ in kg/d

r_n kann aus dem Diagramm in Bild 6 abgelesen werden.

3.2 Nitrifikation

Um in einer Belebungsanlage weitgehende Nitrifikation erzielen zu können, müssen zwei Bedingungen eingehalten werden:

- ein ausreichendes Schlammalter

$$\min t_s = \frac{\hat{\mu}}{0,76 \cdot 1,1^{(T-20)}} = \hat{\mu} \cdot 2,12 \cdot 1,1^{(15-T)} \quad \text{in d} \quad /6/$$

mit $\hat{\mu}$ = Sicherheitsfaktor nach GUJER, (1976)
für kleine Anlagen $\hat{\mu} = 3$
für große Anlagen $\hat{\mu} = 2$

Das vorhandene Schlammalter kann in Anlehnung an VON DER EMDE berechnet werden.

$$\text{vorh } t_s = \frac{TS_B}{US_R} \quad \text{in d} \quad /7/$$

$$US_R = 0,6 \cdot B_R \cdot A - 0,072 \cdot TS_B \cdot F \cdot$$

$$\left[0,555 + 4,167 \cdot A \cdot \frac{B_{TS}}{F} - \sqrt{\left(0,555 + 4,167 \cdot A \cdot \frac{B_{TS}}{F} \right)^2 - 8,33 \cdot \frac{B_{TS}}{F}} \right] \quad \text{in kg/m}^3\text{d} \quad /8/$$

$$\text{mit } A = 1 + \frac{TS_0}{S_0} ; F = 1,072^{(T-15)}$$

Maßgebend ist das Schlammalter der Gesamtanlage, bestehend aus Nitrifikations- und Denitrifikationsbecken.

- und eine ausreichende Belüftungszeit im Nitrifikationsbecken $\text{vorh } t_N > \text{erf } t_N$

$$\text{erf } t_N = \frac{L_{Kj-N}(\text{zu}) - L_{Kj}(\text{ab}) - L_{Kj-N}(\text{ink})}{v_N \cdot \text{OTS}} \quad \text{in h} \quad /9/$$

Die mittlere Nitrifikationsgeschwindigkeit v_N kann für überschlägige Berechnungen, wie folgt ermittelt werden:

$$v_N = 2,5 \cdot 1,1^{(T-20)} \quad \text{in g/kg OTS} \cdot \text{h} \quad /10/$$

$10^\circ\text{C} < T < 20^\circ\text{C}$

$$\text{vorh } t_N = \frac{V_N}{Q_{zu}} \cdot 24 \quad \text{in h} \quad /11/$$

3.3 Denitrifikation

- Biochemische Voraussetzung für die vollständige Denitrifikation des zu denitrifizierenden Stickstoffes ΔNO_x ist die Bedingung:

$$\left(\frac{BSB_5}{\Delta NO_x} \right)_{\text{vorh}} \geq \left(\frac{BSB_5}{\Delta NO_x} \right)_{\text{krit}} \quad /12/$$

Ein Teil des zufließenden BSB_5 wird von den Mikroorganismen veratmet und daraus die Energie gewonnen um neue Zellsubstanzen aufbauen zu können. In die neue Zellsubstanz wird dann der andere Teil des Substrates inkorporiert und steht für die Denitrifikation nicht mehr zur Verfügung. In Bild 7 ist das kritische $(BSB_5 : \Delta NO_x)$ - Verhältnis in Abhängigkeit von der spezifischen Überschussschlammproduktion US_{BSB} und dem $(OTS : TS)$ - Verhältnis dargestellt. Die Zusammenhänge wurden unter der Annahme verschiedener Vereinfachungen ermittelt und eignen sich für durchschnittliche Fälle zur Abschätzung des kritischen

$\left(\frac{BSB_5}{\Delta NO_x} \right)$ - Verhältnisses (HOFMANN, 1985). US_{BSB} kann

nach Gleichung /13/ berechnet werden:

$$US_{BSB} = \frac{US_R}{B_R} \quad \text{in kg/kg} \cdot \text{d} \quad /13/$$

Wenn das vorhandene $(BSB_5 : \Delta NO_x)$ -Verhältnis das kritische $(BSB_5 : \Delta NO_x)$ -Verhältnis unterscheldet, dann hat dies zur Folge, daß die Nitrataatmung nach dem Veratmen des Substrates in die endogene Phase übergeht. Die endogene Nitrataatmung verläuft sehr viel langsamer, ist dadurch unwirtschaftlich

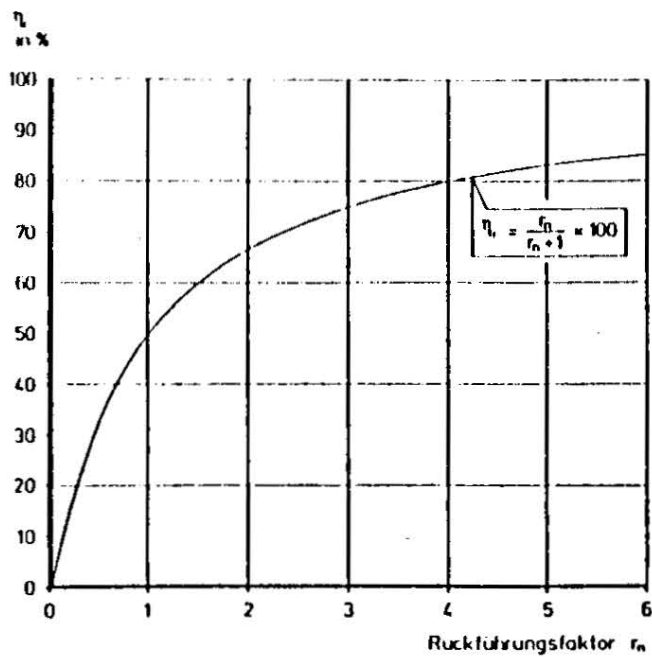


Bild 6: In Abhängigkeit vom Rückführungsfaktor r_n erzielbare Stickstoffelimination

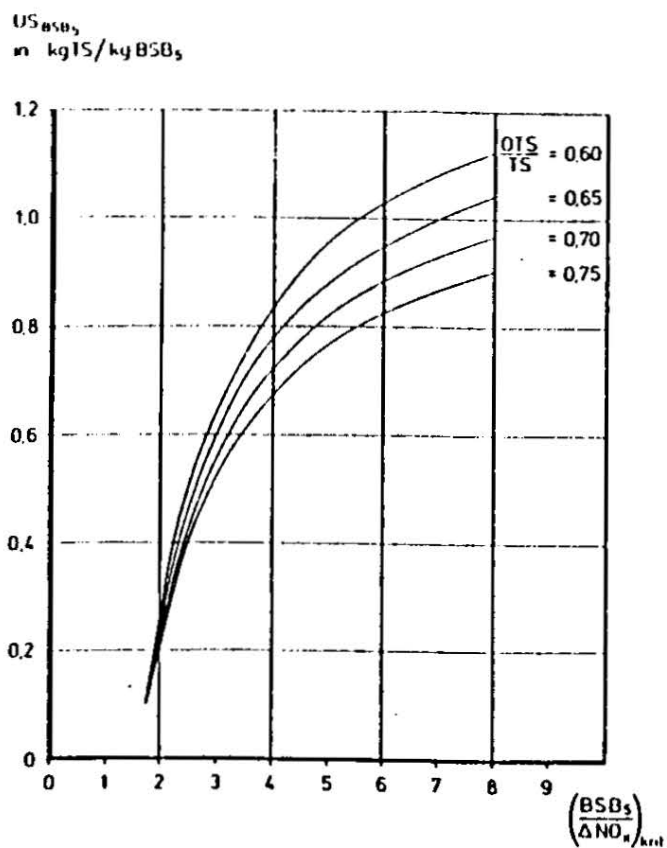


Bild 7: $\left(\frac{BSB_5}{\Delta NO_x}\right)_{krit}$ - Verhältnis

und sollte möglichst vermieden werden.

- Bemessung des Denitrifikationsbeckens V_{DN}

Nach hinreichend gesicherter Erkenntnis verläuft die Denitrifikation im Bezug auf die Nitratkonzentration als Reaktion nullter Ordnung (CHRISTENSEN, HARREMOES, 1977). Damit gilt:

$$V_{DN} = \frac{1000 \cdot \Delta NO_x}{v_{DN} \cdot OTS \cdot 24} \quad \text{in m}^3 \quad /14/$$

mit ΔNO_x = zu denitrifizierender Stickstoff in kg/d

OTS = organische Trockensubstanz in kg/m³

v_{DN} = mittlere Denitrifikationsgeschwindigkeit bei 15°C in g NO_x/kg OTS · h
Berechnung nach Gleichung /3/

- Bestimmung der Rücklaufwassermenge Q_{RL} und der Kreislaufwassermenge Q_{KL}

Geht man von den derzeit angewandten Kriterien zur Bemessung von Nachklärbecken aus, so kommt dies in der Praxis Rücklaufschlammverhältnissen von 100 bis (150) % gleich. Aus dem bereits bekannten Rückführungsfaktor r_n ergibt sich damit die noch benötigte Kreislaufwassermenge Q_{KL} zu:

$$Q_{KL} = r_n \cdot Q_{zu} - Q_{RL} \quad \text{in m}^3/\text{d} \quad /15/$$

Die Berechnung muß iterativ erfolgen! Dazu werden die Volumina des Nitrifikations- und Denitrifikationsbeckens vorgegeben und die Annahme durch Nachrechnung überprüft. Die Iteration kann abgebrochen werden, sobald Annahme und Nachrechnung weitgehend ($\pm 3\%$) übereinstimmen.

4. KONSTRUKTIVE ASPEKTE UND BETRIEBSERFAHRUNGEN

Zwar sind denitrifizierende und nicht denitrifizierende Belebungsanlagen verfahrenstechnisch sehr ähnlich und in manchen Teilen gleich, trotzdem sind einige Besonderheiten zu beachten, die sich insbesondere daraus ergeben, daß die Mikroorganismen ihren Stoffwechsel nur dann auf die Verwendung von Nitrat als Sauerstoffquelle umstellen, wenn kein gelöster Sauerstoff vorhanden ist. Hieraus ergeben sich folgende Forderungen für die Planung:

- Vermeidung unerwünschten Sauerstoffeintrags in das Denitrifikationsbecken,
- Umwälzung im Denitrifikationsbecken durch Einrichtungen, die nicht gleichzeitig Sauerstoff eintragen.

Darüber hinaus ergeben sich weiter Anforderungen, die bei der Planung von Anlagen zur vorgeschalteten Denitrifikation zu berücksichtigen sind:

- Die Menge des Kreislaufes sollte variabel sein
- Der sich auf dem Denitrifikationsbecken bildende Schwimmschlamm muß abgezogen werden können
- Bei Anlagen mit veränderbarem Volumenverhältnis Nitrifikations- zu Denitrifikationszone muß ein Teil der Denitrifikationszone belüftet werden können (s. Abschnitt 4.2.3).

Nachfolgend werden diese Anforderungen und Besonderheiten bei denitrifizierenden Belebungsanlagen präzisiert.

4.1 Besonderheiten bei der Planung

4.1.1 Vermeidung unerwünschten Sauerstoffeintrages

Wegen der höheren Energiegewinnung bevorzugen die Mikroorganismen gelösten Sauerstoff (aerobe Atmung) und stellen erst auf die Nitratatmung (= Denitrifikation) um, wenn kein gelöster Sauerstoff verfügbar ist. Der Eintrag von Sauerstoff in das Denitrifikationsbecken hemmt also die Denitrifikation. Sauerstoffeintrag kann erfolgen

- über das Kreislaufwasser,
- über Überfälle im Zulauf und bei der Einleitung von Kreislaufwasser und Rücklaufschlamm, wenn die Rohrleitungen über dem Wasserspiegel des Denitrifikationsbeckens enden,
- bei der Verwendung von Schneckenpumpen zur Kreislauf- und Rücklaufförderung.

Hieraus ergeben sich folgende Forderungen:

Zur Verminderung des mit dem Kreislaufwasser eingebrachten Sauerstoffes ist die Möglichkeit vorzusehen, am Ende der Nitrifikationszone die Sauerstoffkonzentration möglichst niedrig zu halten, d.h. den Sauerstoffeintrag in dieser Zone getrennt von dem übrigen Beckenbereich regeln zu können.

Sehr kurze Fließstrecken zwischen dem Nitrifikations- und Denitrifikationsbecken mögen zwar aus energetischen Gründen vorteilhaft sein, führen aber zu einem erhöhten Sauerstoffeintrag. Beckenanordnungen, bei denen der Kreislauf auf direktem Wege, u. U. ohne Pumpe unter Ausnutzung des höheren Wasserspiegels durch den Lufteintrag im Nitrifikationsbecken erfolgt, führen zu einer Verminderung der Denitrifikationsgeschwindigkeit.

keit (Bild 8). Dies ist bei der Bemessung der Denitrifikationszone zu berücksichtigen, die dadurch größer wird.

Um eine volle Ausnutzung der Anfangsatmung zu erreichen, sollten darüberhinaus die nitrathaltigen Rück- und Kreisläufe und der mit leicht abbaubaren organischen Stoffen belastete Zulauf nebeneinander in das Denitrifikationsbecken eingeleitet und sofort untereinander vermischt werden. Sie sollten zur Vermeidung von Sauerstoffeintrag unter dem Wasserspiegel eingeleitet werden.

4.1.2 Umwälzung im Denitrifikationsbecken

Da dem Denitrifikationsbecken kein Sauerstoff zugeführt werden darf, kann bei der vorgeschalteten Denitrifikation die Umwälzung nicht mit den gleichen Aggregaten wie beim konventionellen Belebungsverfahren erfolgen. Stattdessen sind Rührwerke einzusetzen. Es eignen sich sowohl Propeller-, Schrägblatt- oder Blattrührer als auch überstaute Kreiselbelüfter. Propellerrührer sind energetisch günstiger, aber auch in der Beschaffung teurer. Unter Betriebsbedingungen reicht ein spezifischer Nettoenergieeintrag von 5 W/m^3 aus, um den belebten Schlamm in Schwebe zu halten (HOFMANN, BISCHOFBERGER, 1982). Ein höherer Energieeintrag bringt keinen Vorteil, da die Denitrifikationsgeschwindigkeit davon unabhängig ist.

4.1.3 Variable Kreislaufmenge

Wie zuvor schon beschrieben wurde, kann bei der vorgeschalteten Denitrifikation nur so viel Stickstoff eliminiert werden, wie an Nitrat vorhanden ist. Da-

mit ist bei einer festgelegten Rücklaufschlammförderung von in der Regel 100 % die über eine steuerbare Kreislaufmenge zurückgeführte Nitratfracht von entscheidender Bedeutung. Andererseits erfolgt über den Kreislauf auch eine Verdünnung des Abwassers und damit eine Verminderung der Denitrifikationsgeschwindigkeit. In der Praxis wird eine Kreislaufmenge von 200 %, max. 300 %, bezogen auf die Bemessungsbemessungsmenge im Zulauf, angewandt. Damit sind genügend Reserven vorhanden, um einen Wirkungsgrad der Gesamtstickstoffelimination von rd. 80 % zu erzielen.

4.1.4 Schwimmschlammabzug

Bestimmungsgemäß soll bei der Denitrifikation oxidierter Stickstoff $\text{NO}_2 + \text{NO}_3$ zu elementarem, gasförmigen Stickstoff N_2 reduziert werden. Die im Denitrifikationsbecken entstehenden Stickstoffblasen haften an den Flocken des belebten Schlammes und bewirken eine Flotation, so daß sich auf der Oberfläche des Denitrifikationsbeckens eine dicke, stabile Schwimmschlammsschicht bildet. Den gleichen Vorgang kann man übrigens an der Oberfläche der Nachklärung nitrifizierender Belebungsanlagen beobachten, wenn die Denitrifikation unerwünscht im Nachklärbecken stattfindet. Dieser Schwimmschlamm beeinflusst die Denitrifikation zwar nicht, stört aber aus ästhetischen Gründen und erschwert Wartungsarbeiten. Da dieser Schwimmschlamm im belüfteten Teil des Beckens leicht zerstört wird, wobei sich die Stickstoffblasen von den Schlammflocken lösen und in die Luft entweichen, sollte die Trennwand zwischen der Denitrifikationszone und der belüfteten Nitrifikationszone unter dem

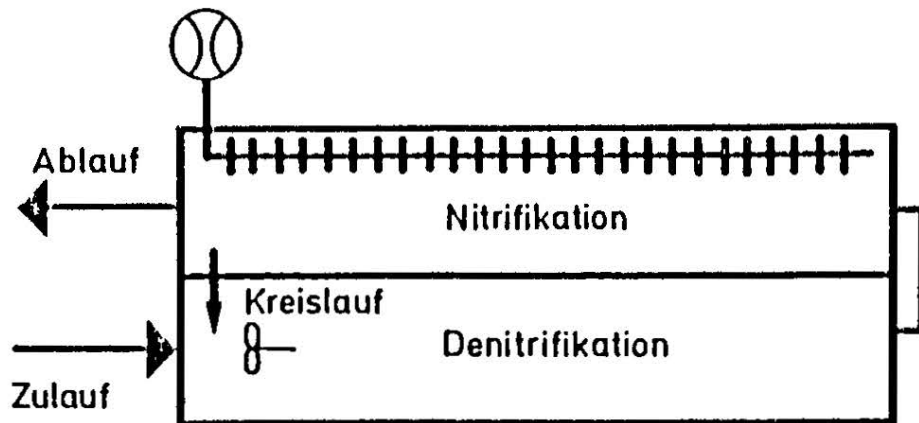


Bild 8: Beispiel einer direkten Kreislaufführung auf kurzem Wege

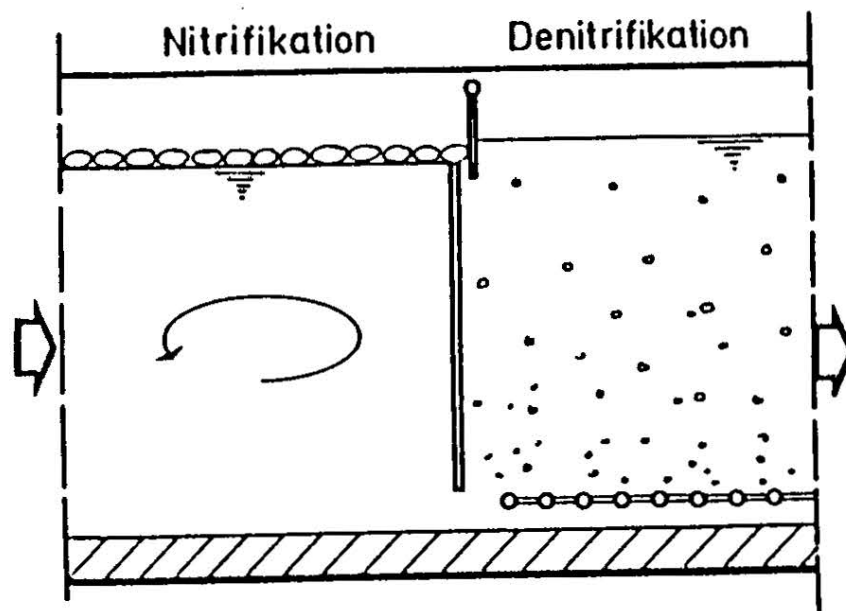


Bild 9: Trennwand zwischen Denitrifikations- und Nitrifikationszone mit beweglicher Klappe

Wasserspiegel enden oder mit einer Klappe versehen werden, die ein Abtreiben des Schwimmschlammes in den belüfteten Teil ermöglicht (Bild 9).

4.1.5 Veränderung des Volumenverhältnisses der Denitrifikations- zur Nitrifikationszone

Wie jeder andere biologische Reaktor auch, so werden sowohl das Nitrifikationsbecken als auch das Denitrifikationsbecken für eine bestimmte zu nitrifizierende Stickstofffracht bemessen. Das Gesamtvolumen ist damit festgelegt und konstant. Werden über der Bemessungsannahme liegende Stickstofffrachten in die Anlage eingeleitet, ist das Volumen der Nitrifikationszone zur weitgehenden Nitrifikation nicht ausreichend, die Konzentration an nicht oxidiertem Stickstoff im Ablauf steigt an. Wenn eine Verminderung des Wirkungsgrades der N-Elimination zugunsten einer niedrigeren (Kj - N)-Konzentration im Ablauf toleriert werden kann, ist durch eine Verkleinerung der Denitrifikationszone eine Vergrößerung der Nitrifikationszone möglich. Zweckmäßigerweise gestaltet man den Denitrifikationsteil als Kaskade (Bild 10), wobei z.B. 2 Becken der Kaskade immer der Denitrifikation dienen und nur umgerührt werden, während 3 Becken alternativ gerührt oder belüftet werden. Gesteuert wird dieser Betrieb durch die Messung des Ammoniumstickstoffes im Zulauf. Weitere Einzelheiten zur Regelung und Steuerung veröffentlicht HEGEMANN, HOFMANN, 1986 .

4.2 Ausgewählte Beispiele

Nachfolgend werden einige Anlagen zur Denitrifikation, die in den letzten Jahren in der Bundesrepublik Deutschland gebaut oder umgerüstet wurden, beschrie-

Vorgeschaltete Denitrifikation in Kaskadenbauweise

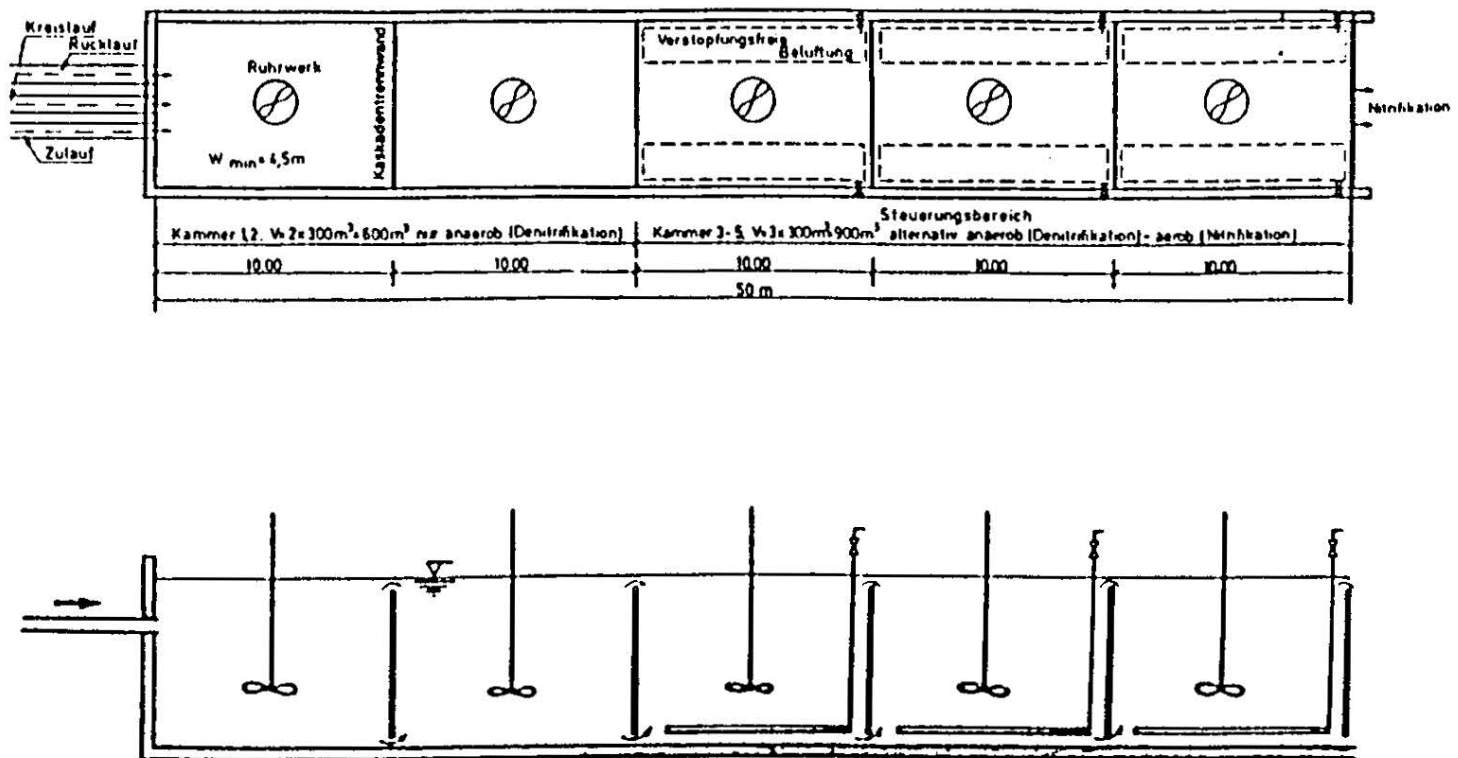


Bild 10: Beispiel einer Denitrifikationskaskade - Kläranlage Dreieich

ben sowie ihre Vor- und Nachteile dargestellt.

4.2.1 Anlagen mit festem Volumenverhältnis

Die einfachste Anlage dieser Art besteht aus einem Umlaufbecken mit innen liegendem runden Denitrifikationsbecken (Bild 11). Das Abwasser wird in das Denitrifikationsbecken eingeleitet, der oxidierte Stickstoff gelangt aus der Nitrifikationszone durch Schlitze in der Trennwand in den Denitrifikationsteil. Die Anlage ist baulich einfach und kostengünstig, eine getrennte Kreislaufführung ist nicht vorgesehen. Durch die in ihren Abmessungen nicht veränderbaren Schlitze tritt immer die gleiche Abwassermenge in den Denitrifikationsteil. Bei niedriger Belastung und weitgehender Nitrifikation gelangt eine hohe Sauerstofffracht in die Denitrifikationszone, wodurch die Denitrifikationsgeschwindigkeit verringert wird, NO_x im Ablauf steigt an. Bei hoher Belastung reicht das nicht veränderbare Volumen der Nitrifikationszone nicht aus, die $(K_j - N)$ -Konzentration im Ablauf steigt an.

Eine Verbesserung stellt ein Anlagentyp dar, der baulich gleich ausgebildet ist, aber eine getrennte Kreislaufförderung über Pumpen aufweist (Bild 12). Die Stickstoffelimination kann dadurch verbessert werden, aber Maßnahmen gegen einen Anstieg der $(K_j - N)$ -Konzentration im Ablauf infolge Überlastung der Nitrifikationsstufe sind ebenfalls nicht möglich.

Auch bestehende, längsdurchströmte Anlagen, bei denen die Belüftung im Einlaufbereich des Belebungsbeckens so weit reduziert wurde, um gerade noch eine Umwälzung zu erreichen, und bei denen über eine erhöhte

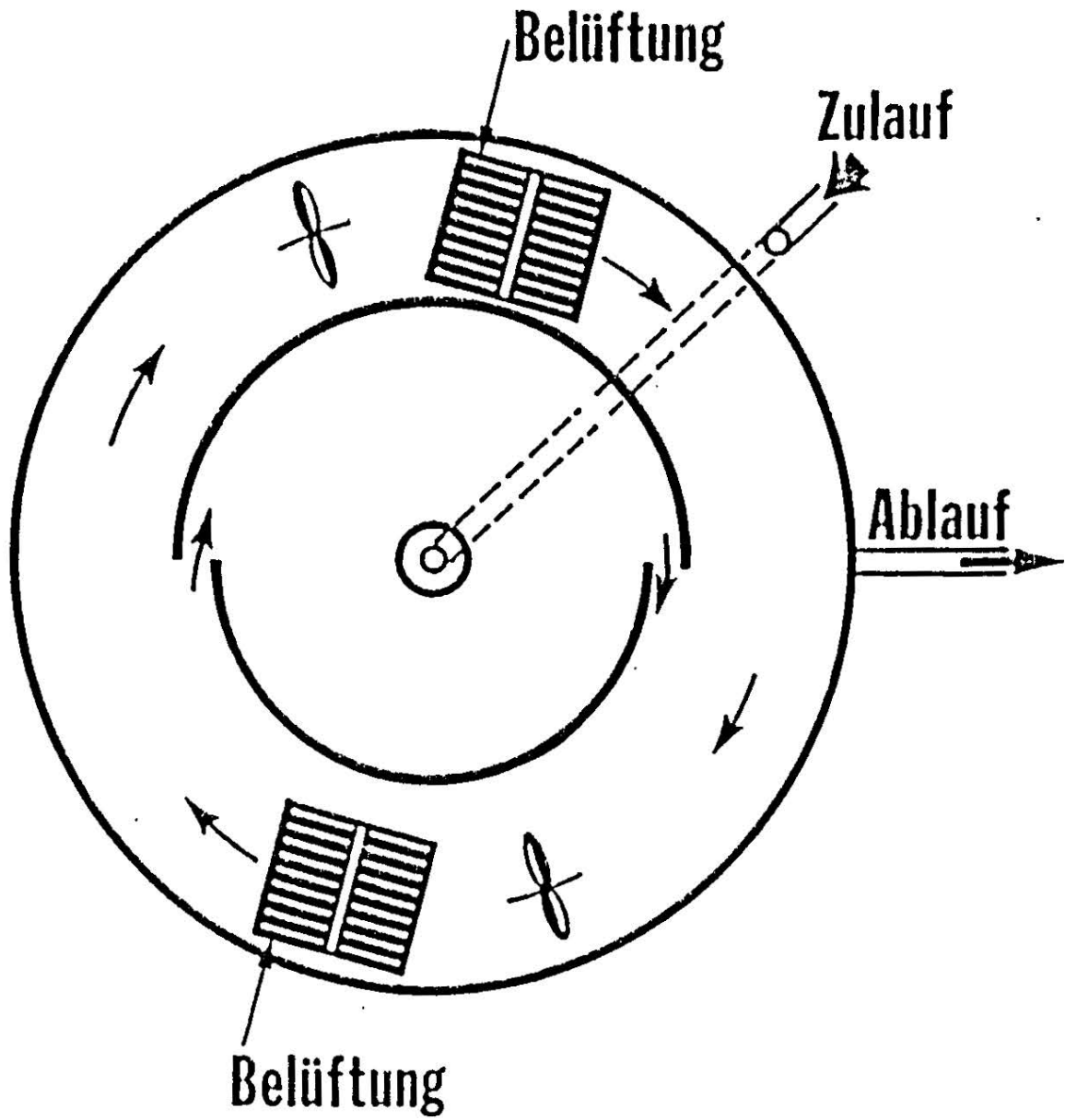


Bild 11: Denitrifikation mit fester Volumenaufteilung, System Menzel

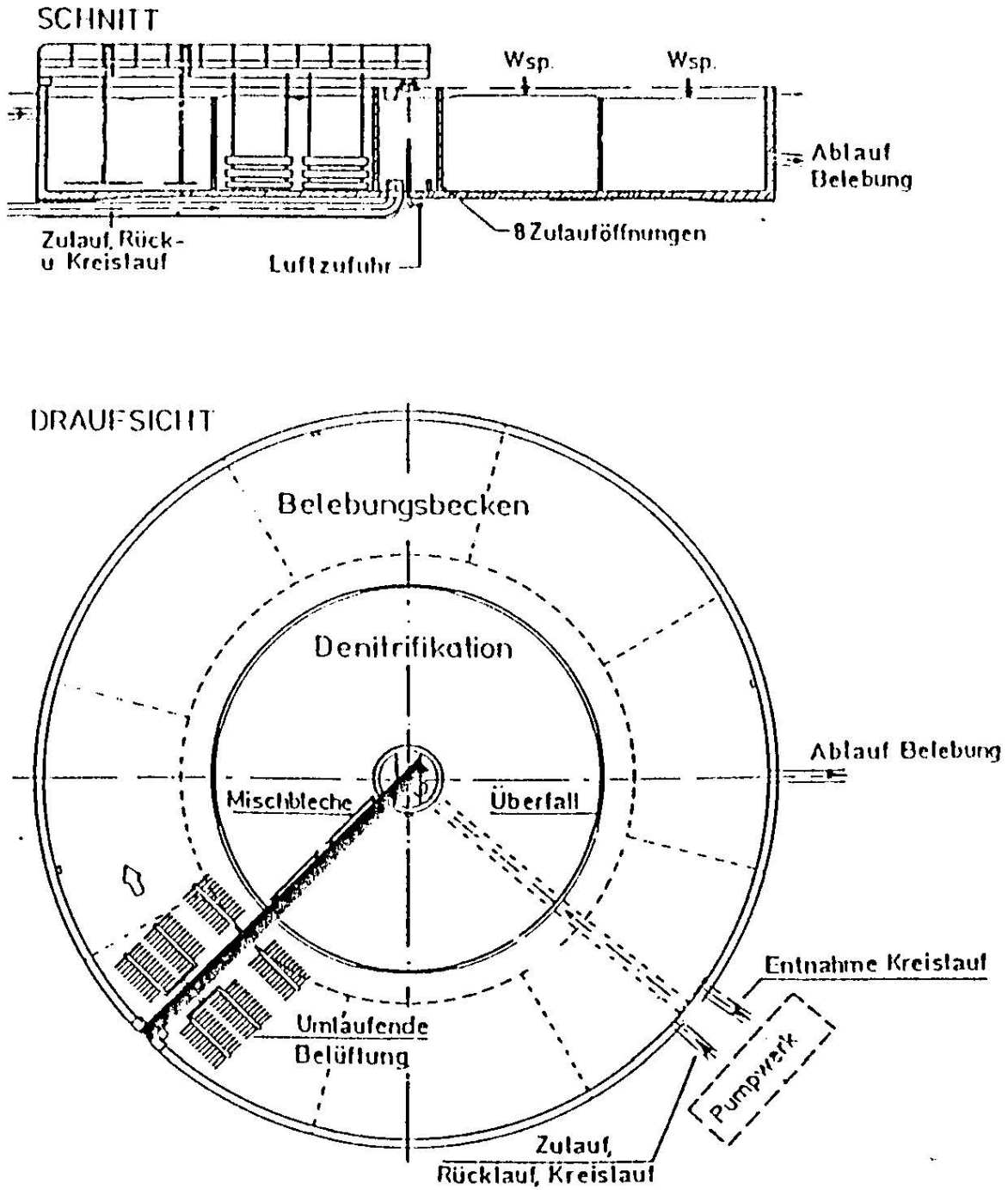


Bild 12: Vorgeschaltete Denitrifikation mit fester Volumenaufteilung, System Schreiber

Rücklaufschlammförderung größere Nitratfrachten in den Zulauf transportiert werden, stellen eine einfache Lösung einer vorgeschalteten Denitrifikation dar. Sie erreichen jedoch nur eine sehr begrenzte Leistung, weil durch die zwar verminderte, aber noch vorhandene Sauerstoffzufuhr zur Umwälzung und die fehlende Trennung zwischen Denitrifikations- und Nitrifikationsteil zu viel Sauerstoff in die Denitrifikationszone gelangt.

Diese Einfachlösungen erfordern zwar nur einen geringen Aufwand - sie sind aber in ihrer Leistung deutlich begrenzt.

4.2.2 Anlagen in Stufenanordnung

Eine der am ausführlichsten dokumentierten Denitrifikationsanlagen ist die Kläranlage Lüdinghausen des Lippeverbandes (SCHLEGEL, 1983). Die längsdurchströmten Becken wurden in der Volumenabstufung

- 1/6 - Denitrifikationszone
- 2/6 - Nitrifikationszone
- 1/6 - Denitrifikationszone
- 2/6 - Nitrifikationszone

durch Trennwände unterteilt (Bild 13). Der Inhalt der Denitrifikationsbecken wird durch tiefliegende Kreiselbelüfter umgewälzt. Das Abwasser wird sowohl in die erste als auch in die zweite Denitrifikationskammer eingeleitet. Eine Klappe auf der Trennwand zwischen Denitrifikations- und Nitrifikationszone verhindert den Rückfluß von sauerstoffreichem Abwasser aus dem Nitrifikationsbecken.

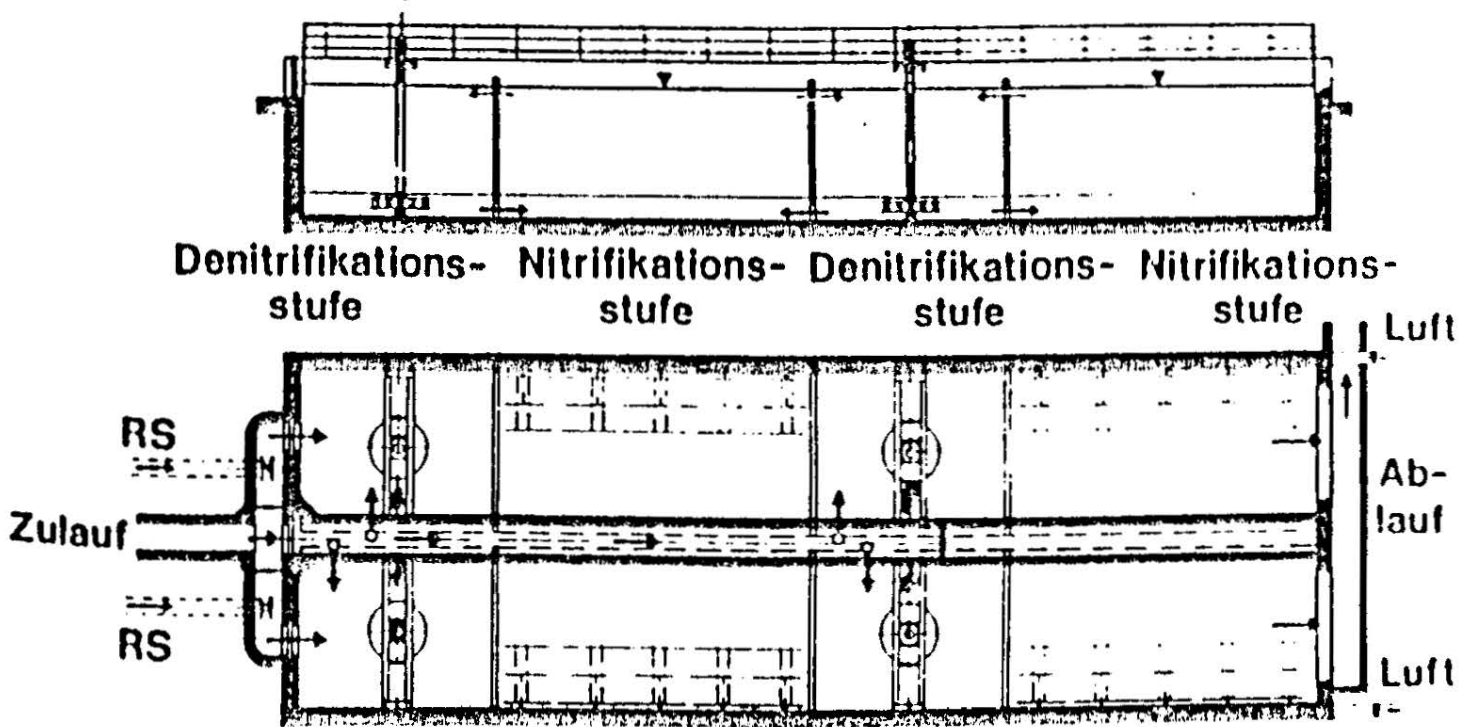


Bild 13: Denitrifikation in Stufenanordnung, Klär-
anlage Lüdinghausen

In die 1. Denitrifikationsstufe wird ein Teil des Rohabwassers und der gesamte Rücklaufschlamm eingeleitet. In die 2. Denitrifikationszone gelangt nitrathaltiger Ablauf der 1. Nitrifikationsstufe und nochmals Rohabwasser. Damit sind dort ohne zusätzlichen Kreislauf Voraussetzungen für eine wirksame Denitrifikation gegeben. Die veröffentlichten Ergebnisse der Kläranlage Lüdinghausen bestätigen dies.

Eine Variante einer zweistufigen Anlage stellt die im Bau befindliche Kläranlage Selm des Lippeverbandes dar (Bild 14). Nitrifikation und Denitrifikation sind auf zwei identische Rundbecken aufgeteilt, wobei im zentrisch angeordneten Innenbecken denitrifiziert wird. In der Regel soll die Anlage zweistufig betrieben werden. Eine Erhöhung der Nitratrückführung ist dadurch möglich, daß aus dem rotierenden Wasserkörper der Nitrifikation eine regelbare Abwassermenge der Denitrifikationszone zugeführt wird.

Bei konsequentem Ausbau der Stufenanordnung, z.B. auf 4 Stufen (Bild 15), kann auf eine Kreislaufführung ganz verzichtet werden, da auch so ein Wirkungsgrad von rd. 87 % erreicht werden kann. Das ist bei einstufigen Anlagen nur mit einer Rückführungsrate von ungefähr 4 zu erreichen.

Die mehrstufige Anordnung Denitrifikation - Nitrifikation bietet den Vorteil, daß mit geringen Kreislaufmengen bzw. gänzlich ohne Kreislauf eine sehr weitgehende Denitrifikation erreicht werden kann.

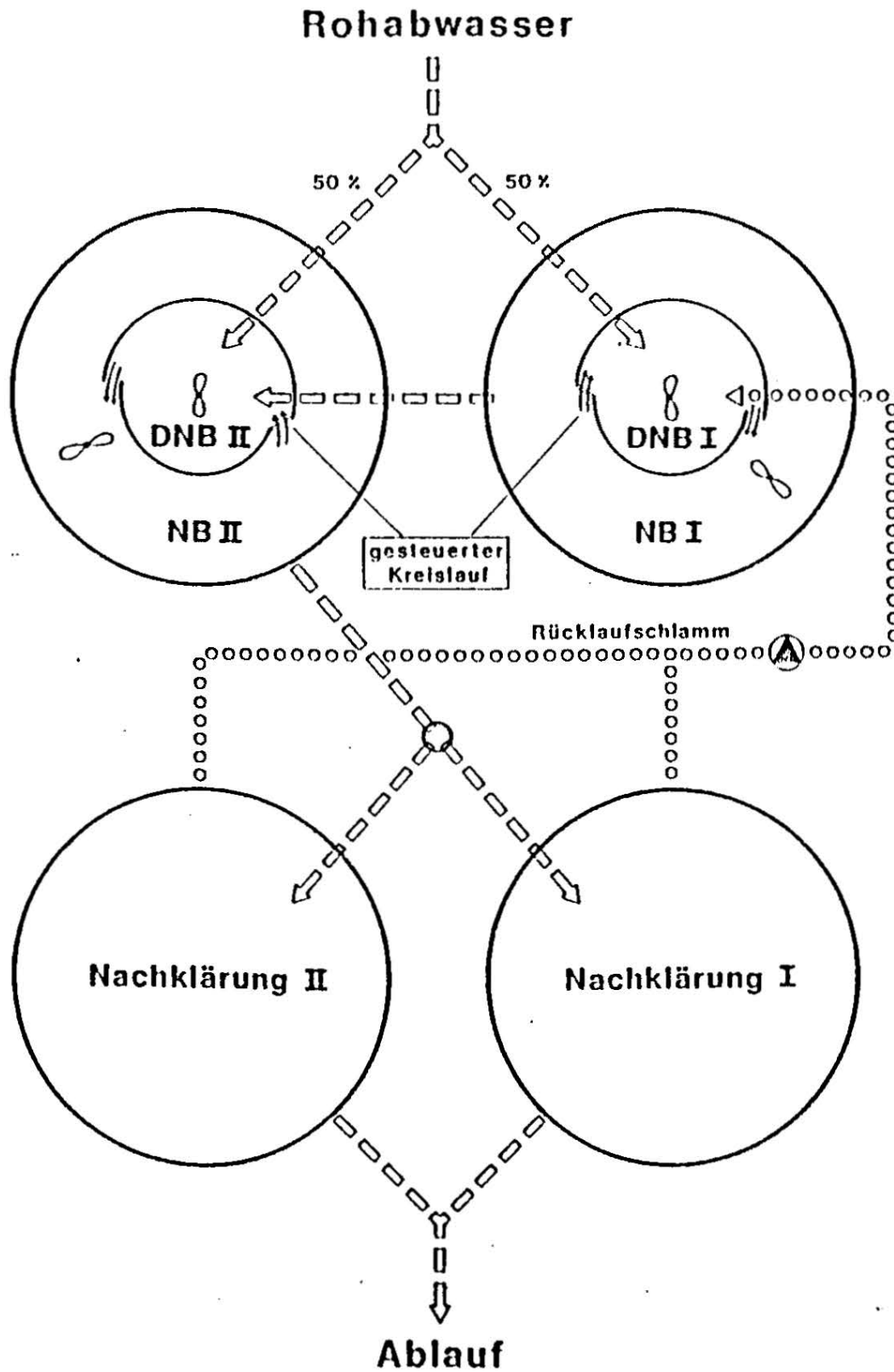


Bild 14: Kläranlage Selm, vorgeschaltete Denitrifikation in Stufenbauweise (2stufig) mit internem Kreislauf

Nicht gelöst sind bei dieser Anordnung die Probleme, die bei überlasteter Nitrifikationszone auftreten, da eine Veränderung der Volumenverhältnisse nicht vorgesehen ist.

4.2.3 Denitrifikationsbecken_in_Kaskadenanordnung

Eine weitere Möglichkeit, sehr effektive Denitrifikationsleistungen zu erzielen, besteht darin das Denitrifikationsbecken als Kaskade auszubilden. Am Lehrstuhl für Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen der Technischen Universität München wurden mit dieser Verfahrensvariante umfangreiche Untersuchungen durchgeführt. Auf der Kläranlage Dreieich bei Darmstadt wurde dieses Prinzip verwirklicht. Das Denitrifikationsbecken ist in 5 gleich große Einzelbecken aufgelöst, die nacheinander durchflossen werden (Bild 10). Während in den ersten beiden Becken nur umgewälzt wird, können die 3 folgenden Kammern nur umgewälzt oder auch belüftet werden. Auf diese Weise ist es möglich, das Volumenverhältnis Denitrifikations- zur Nitrifikationszone zu verändern. Betriebsergebnisse einer technischen Versuchsanlage mit einer Kaskade aus 6 Kammern als Denitrifikationsstufe sind in Tabelle 2 dargestellt. Um einen Wirkungsgrad der Denitrifikation von 80 % zu erreichen, mußte eine Rückführungsrate $r_n = 3$ eingehalten werden, z.B. 100 % Rücklaufschlamm und 200 % Kreislauf. Um höhere Wirkungsgrade zu erreichen, war eine Rezirkulation von rd. 5 erforderlich. Diese Ergebnisse wurden erreicht bei einer Abwassertemperatur von 18 - 20°C und einem Volumenanteil der Denitrifikationszone von 38 % des Gesamtvolumens (HOFMANN, 1985).

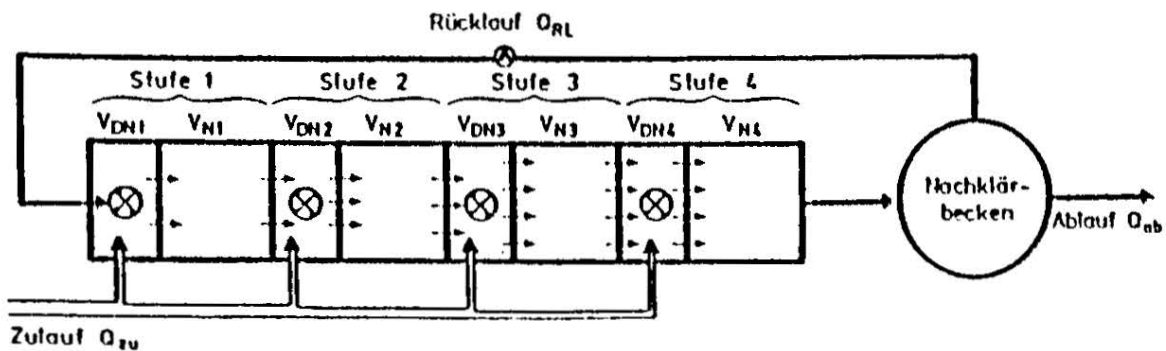


Bild 15: Vorgeschaaltete Denitrifikation in Stufenbauweise (4stufig)

Tabelle 2: Versuchsergebnisse einer technischen Versuchsanlage, Denitrifikationsbecken als Kaskade mit 6 Kammern

Meßserie	B_{TS} in kg/kg·d	r_n —	η_{G-N} in %
363 - 371	0,19	3,0	86
390 - 398	0,19	3,0	82,3
336 - 344	0,14	3,1	75
372 - 380	0,18	4,8	89,9
399 - 407	0,17	5	89,7
345 - 353	0,12	5,3	83,3
318 - 326	0,19	5,6	88,4

5. ZUSAMMENFASSUNG

Auf der Basis einer Ähnlichkeit von aerober Atmung und Nitrataatmung wird ein Bemessungsvorschlag für die vorgeschaltete Denitrifikation entwickelt, der einerseits vom Praktiker leicht anzuwenden ist, andererseits aber auch durch das Einbeziehen verfahrenstechnischer Komponenten der Wirkungsweise des Verfahrens gerecht wird. Die den Bemessungswerten zugrunde liegenden Untersuchungen fanden im technischen Maßstab auf zwei kommunalen Kläranlagen statt, so daß die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse als gesichert angesehen werden kann.

Die Planung von Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation erfordert die Beachtung einiger zusätzlicher Aspekte um optimale Betriebsergebnisse erzielen zu können. Dazu zählen unter anderem die Vermeidung unerwünschten O_2 -Eintrages in das Denitrifikationsbecken, die Gestaltung und Auslegung des Umwälzaggregates und die Schwimmschlammräumung. Außerdem werden die Möglichkeiten der konstruktiven Gestaltung wie die Stufenbauweise oder die variable Beckenaufteilung an Beispielen vorgestellt und über deren Betriebsleistungen berichtet.

6. LITERATURVERZEICHNIS

- McCarthy, P.L. Energetics of Organic Matter Degradation, Water Pollution Microbiology
Ed. Mitchell, R. Wiley-Interscience
(1972)

- Christensen, M.U., Biological Denitrification of Sewage. A Literature Review, Progress in Water Technology (1977) H.8, S. 509.
- von der Emde, W. Beitrag zu Versuchen zur Abwasserreinigung mit belebtem Schlamm, Institut für Siedlungswasserwirtschaft der TH Hannover, Heft 1 (1957)
- von der Emde, W. in Ermel, G: Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen - Steuerung der Denitrifikation, Institut für Stadtbauwesen, TU Braunschweig Heft 35 (1983)
- Ermel, G. Stickstoffentfernung in einstufigen Belebungsanlagen - Steuerung der Denitrifikation. Institut für Stadtbauwesen, Technische Universität Braunschweig (1983) H. 35
- Gujer, W. Verfahrenstechnische Grundlagen der Nitrifikation in Belebungsanlagen. Gas-Wasser-Abwasser (1976) S. 609
- van Haandel, A.C. Nitrification and Denitrification Kinetics in the Activated Sludge Process, University of Cape Town, South Africa Res. Rept. No W 39 (1981).
- Hegemann, W.
Hofmann, H. Vorgeschaltete Denitrifikation - Bemessung, Steuerung und erste Betriebserfahrungen, 11. Wassertechnisches Seminar, Darmstadt (1986)
- Hofmann, H.
Bischofsberger, W. Beitrag zur getrennten Denitrifikation beim Belebungsverfahren, Forum Städte-Hygiene 44 (1982) S.341
- Hofmann, H. Konzeption und Bemessung der vorgeschalteten Denitrifikation beim Belebungsverfahren, Institut für Wassergütewirtschaft TU München, Heft 72 (1986)

- Kayser, R. Ein Ansatz zur Bemessung einstufiger Belebungsanlagen für Nitrifikation-Denitrifikation.
gwf - Wasser/Abwasser (1983) H. 10
- Matsché, N. Nitrifikation und Denitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen - Einflußfaktoren und Verfahrensmöglichkeiten.
Symposium Wissenschaftliche Grundlagen der Abwasserreinigung, Graz (1980)
- Rüffer, H. Nitrifikation und Denitrifikation in der Abwasserreinigung.
Vom Wasser, Bd. 31 (1964) S. 134
- Schlegel, H.G. Allgemeine Mikrobiologie.
5. Auflage, Georg Thieme, Stuttgart (1981)
- Schlegel, S. Nitrifikation und Denitrifikation in einstufigen Belebungsanlagen - Betriebsergebnisse der Kläranlage Lüdinghausen.
gwf - wasser/abwasser 124 (1983) H. 9, S. 428

Anschrift der Verfasser:

Dr.-Ing. Horst Hofmann
Lippeverband
Kronprinzenstr. 24
4300 Essen 1

Dr.-Ing. Werner Hegemann
Lehrstuhl und Prüfamts für
Wassergütewirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen
Technische Universität München
Forschungsgelände, Am Coulombwall
8046 Garching

Verzeichnis der Abkürzungen

<u>Symbol</u>	<u>Dimension</u>	<u>Definition</u>
B_D	kg/d	BSB ₅ -Fracht, die dem Belebungsbecken täglich zufließt
B_{TS}	kg/kg·d	Schlammbelastung
B_R	kg/m ³ ·d	Raumbelastung
f_β	-	Korrekturfaktor für das Volumenverhältnis β
f_ω	-	Korrekturfaktor für das Umwälzverhältnis
f_r	-	Faktor, der die Stickstoffrücklösung infolge Schlammbehandlung berücksichtigt
G-N(zu)	kg/d	Gesamtstickstoff im Zulauf zur biologischen Stufe
$\Delta G-N$	kg/d	Gesamtstickstoff, der eliminiert werden soll
Kj-N(zu)	kg/d	Kjeldahl-Stickstoff im Zulauf zur biologischen Stufe
Kj-N(Ab)	kg/d	Kjeldahl-Stickstoff im Ablauf
$L_{Kj-N(zu)}$	g/m ³	Konzentration des Kjeldahl-Stickstoffes im Zulauf zur biologischen Stufe
$L_{Kj-N(Ab)}$	g/m ³	Konzentration des Kjeldahl-Stickstoffes im Ablauf
$L_{Kj-N(ink)}$	g/m ³	Anteilig auf $L_{Kj-N(zu)}$ bezogene Inkorporation

<u>Symbol</u>	<u>Dimension</u>	<u>Definition</u>
$\min t_s$	d	Minimales Schlammalter
n_{ass}	%	Auf den abgebauten BSB_5 bezogene prozentuale Stickstoffassimilation (Assimilationsquote)
N_{ink}	kg/d	In die Trockensubstanz inkorporierter Stickstoff
$\text{NO}_x(\text{zu})$	kg/d	NO_x -Stickstoff im Zulauf zur biologischen Stufe
ΔNO_x	kg/d	Zu denitrifizierender Stickstoff
$\Delta \text{NO}_x(\text{rück})$	kg/d	Zu denitrifizierender Stickstoff, der in das Denitrifikationsbecken zurückgeführt werden muß
ΔN_{oxi}	kg/d	Zu nitrifizierender Stickstoff
$\left(\frac{\text{BSB}_5}{\Delta \text{NO}_x}\right)_{\text{krit}}$	-	Das minimal erforderliche Verhältnis, um durch Nitratatmung auf Substratbasis denitrifizieren zu können
OTS	kg/m ³ bzw. g/l	Organische Trockensubstanz
Q_{zu}	m ³ /d	Zulaufwassermenge
Q_{KL}	m ³ /d	Kreislaufwassermenge
Q_{RL}	m ³ /d	Rücklaufwassermenge
ΣQ	m ³ /d	$Q_{\text{zu}} + Q_{\text{KL}} + Q_{\text{RL}}$
r_n	-	Rückführungsfaktor
S_o	g/l	BSB_5 -Konzentration im Zulauf
TS	kg/m ³	Trockensubstanz
TS _o	g/l	Feststoffgehalt im Zulauf

<u>Symbol</u>	<u>Dimension</u>	<u>Definition</u>
TS_D	kg/m^3	Trockensubstanz im Belebungsbecken
t_N	h	Belüftungszeit $(\frac{V_N}{Q_{zu}} \cdot 24)$
V_N	m^3	Volumen Nitrifikationsbecken
V_{DN}	m^3	Volumen Denitrifikationsbecken
ΣV	m^3	$V_{DN} + V_N$
v_{DN}	$gNO_x-N/kg OTS \cdot h$	Mittlere Denitrifikationsgeschwindigkeit bei 15°C
v_N	$gNH_4-N/kg OTS \cdot h$	Mittlere Nitrifikationsgeschwindigkeit bei 15°C
vorh t_s	d	Vorhandenes Schlammalter
US_{BSB}	$kg/kg \cdot d$	Spezifischer, auf den BSB_5 bezogener, täglicher Überschussschlamm-anfall
US_R	$kg/m^3 \cdot d$	Überschussschlamm-anfall pro m^3 Beckenvolumen
β	-	Verhältnis von Denitrifikationsvolumen zu Denitrifikations- und Nitrifikationsvolumen (Gleichung 1)
η_{G-N}	†	Wirkungsgrad der Gesamtstickstoffelimination
η_r	†	Wirkungsgrad der Nitratrückführung
ω	-	Umwälzverhältnis nach Gleichung (2)

ERFAHRUNGEN MIT BELEBUNGS- ANLAGEN MIT DENITRIFIKATION

Prof.Dr.-Ing. Kh. Krauth

1. Einführung

Ein Erfahrungsbericht über ein Abwasserreinigungsverfahren, welches noch nicht die a.a. R.d.T. darstellt, kann sich nur darauf beziehen, ob eigene oder fremde Bemessungsansätze in der großtechnischen Praxis reproduzierbar sind und welche Randbedingungen gegeben sein müssen.

Im Rahmen dieses Erfahrungsberichtes soll deshalb nur über Kläranlagen berichtet werden, bei deren Planung das Institut für Siedlungswasserbau, Wassergüte- und Abfallwirtschaft der Universität Stuttgart mitgewirkt hat. Auch alle Messungen - mit Ausnahme beim Hauptklärwerk Stuttgart-Mühlhausen - wurden vom Institut durchgeführt.

Die Bemessung der Nitrifikations- und Denitrifikationszone in Abhängigkeit von der Betriebsweise der Belebungsanlage kann dem ATV Arbeitsbericht "Umwandlung und Elimination von Stickstoff im Abwasser" KA H 1 + 2, 1987 entnommen werden. Dort findet sich auch ein Bemessungsbeispiel für eine getrennt vorgeschaltete Denitrifikation mit einer Bemessungsschlammbelastung von 0,15 kg/(kg.d). Abweichend von Bemessungsempfehlungen anderer Forscher ergibt sich aus unseren Messungen die zwingende Notwendigkeit, die Kontaktzeit (Verweilzeit unter Beachtung aller Volumenströme) bei der Bemessung der DN- und N-Zone zu berücksichtigen. Entscheidend dabei ist das Verhältnis von reduziertem Stickstoff zu BSB_5 oder oxidierbarem CSB im Zulauf zur Belebungsanlage. Viel zu wenig Beachtung bei der Bemessung finden bisher das N/BSB_5 -Verhältnis, das Fremdwasser und der Regenwetterzufluß. Nur den NH_4^+ -N-Anteil zu berücksichtigen, ist sicherlich nicht zulässig.

Es ist ebenfalls nicht zulässig, bei Regenwetterzufluß eine wesentliche Minderung der Nitrifikation in Kauf zu nehmen. Es wird allerdings

bei N/BSB_5 -Werten größer 0,2 bei RW-Bedingungen bzw. größer 0,3 bei TW-Bedingungen aus wirtschaftlichen Erwägungen heraus nicht empfehlenswert sein, höhere Stickstoffeliminationen als 70% zu versprechen.

Noch keine übereinstimmenden Aussagen können wir heute zur Frage der zweckmäßigen Systemwahl machen.

Bei BSB_5 -Raumbelastungen kleiner $0,3 \text{ kg}/(\text{m}^3 \cdot \text{d})$ und N/BSB_5 -Verhältnissen $\leq 0,2$ spielt die Systemwahl sicherlich keine Rolle. In diesem Bereich lassen sich mit allen Verfahren grundsätzlich dieselben Ergebnisse erzielen.

Bei höheren BSB_5 -Raumbelastungen und vor allem höheren N/BSB_5 -Verhältnissen ist nach unserer Erfahrung der getrennt vorgeschalteten Denitrifikation die höchste Priorität einzuräumen, weil mit diesem Verfahren immer NH_4^+ -N-Werte nahe 0 mg/l zu erreichen sind und auch die in Abhängigkeit vom N/BSB_5 -Verhältnis höchstmögliche Denitrifikation mit dem kleinsten Bauvolumen zu erzielen ist.

Die Nitrifikationsleistung kann durch einen vorhandenen, geringen Gehalt an Hydrogencarbonationen begrenzt werden, die zur Bindung der bei der Oxidation des Ammoniumstickstoffs freiwerdenden H^+ -Ionen erforderlich sind. Ammoniumstickstoff wird nur in dem Maße oxidiert, wie stöchiometrisch Hydrogencarbonationen zur Verfügung stehen. Geht der Gehalt an Hydrogencarbonationen gegen Null, so sinkt der pH-Wert unter 6,0 ab, was eine Veränderung der Flockenstruktur mit erhöhtem Schlammabtrieb zur Folge haben kann, wobei das Schlammalter so stark verkürzt wird, daß die Nitrifikanten aus dem System ausgetragen werden. Aus diesem Grund sollte man bei der Bemessung von einer erforderlichen Restsäurekapazität von 2 mmol/l nach erfolgter Nitrifikation ausgehen. Im Betrieb können die negativen Folgen einer zu geringen Säurekapazität mit einer entsprechenden pH-Regelung (Alkaliengabe) immer, mit einer Denitrifikation in vielen Fällen vermieden werden (Bild 1). Das Problem ist nur bei weichen Wässern mit geringer Carbonathärte (Trinkwasser) gegeben.

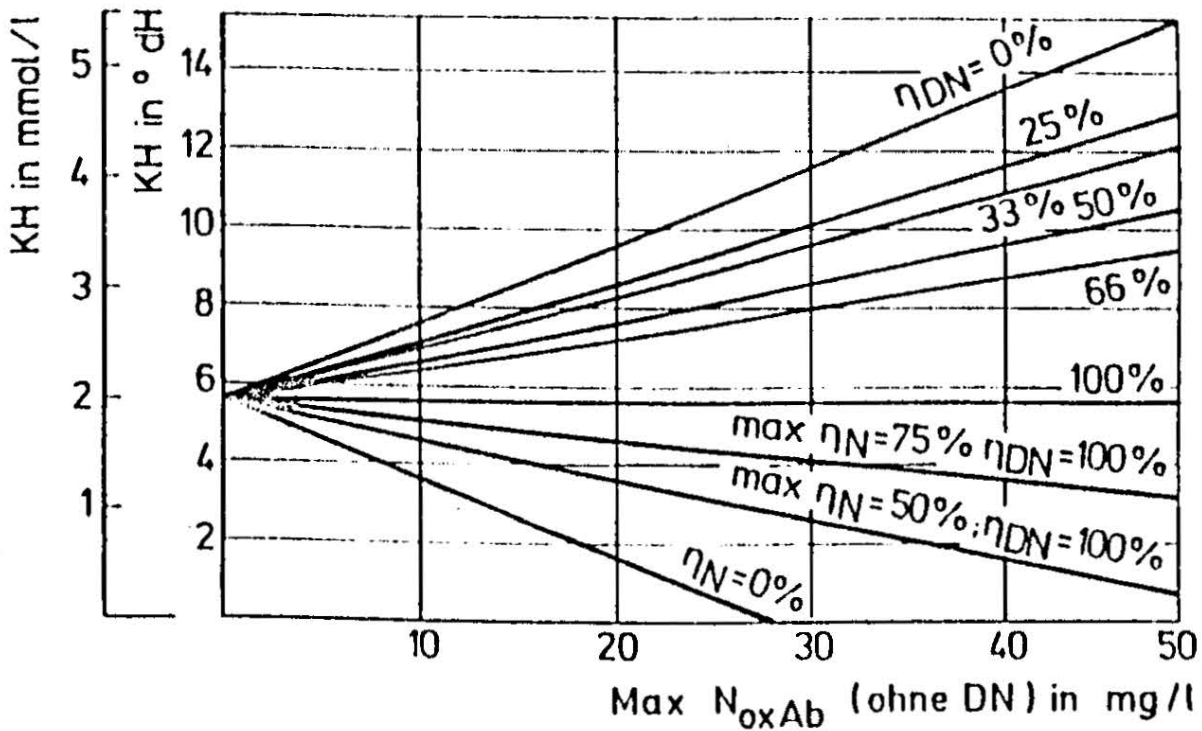


Bild 1: Erforderlicher Denitrifikationsgrad η_{DN} (bzw. maximaler Nitrifikationsgrad η_N) in Abhängigkeit von der Wasserhärte KH und der ohne N Denitrifikation maximal möglichen N_{ox} -Konzentration im Ablauf

2. Erreichbare Stickstoffelimination

Die gesamte Stickstoffelimination aus dem Abwasser ergibt sich als Summe aus der Stickstoffentnahme über die anfallenden Schlämme (Primärschlamm und biologischer Überschussschlamm) und der Denitrifikation in der biologischen Stufe.

Die Stickstoffelimination durch den gebildeten Überschussschlamm beträgt ca. 3 bis 6% bezogen auf den BSB_5 im Zulauf zur biologischen Stufe.

Bild 2 zeigt beispielhaft Stickstofffrachten bei mechanisch-biologischer Reinigung von häuslichem Abwasser und Ausfällung der anfallenden Schlämme.

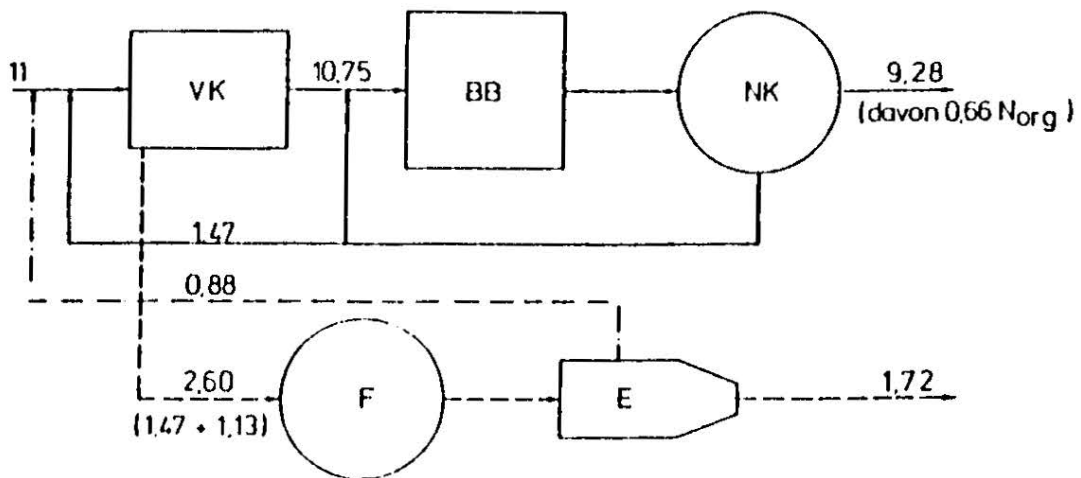


Bild 2: Stickstofffrachten in g/(E.d) ohne Denitrifikation

Für Rohabwasser errechnet sich danach:

$$N_{\text{red}}:\text{BSB}_5 = 11 : 60 = 0,18$$

Für abgesetztes Abwasser:

$$N_{\text{red}}:\text{BSB}_5 = 10,75 : 40 = 0,27$$

Mit der im Bild 3 aufgezeigten möglichen Denitrifikation von $\Delta N_{\text{Ges}}:\text{BSB}_5 = 0,12$ in einem weiten Belastungsbereich und einer angenommenen mittleren Stickstoffentnahme durch den biologischen Überschussschlamm von $\Delta N_{\text{red}}:\text{BSB}_5 = 0,05$ ergibt sich:

$$\Sigma \Delta N_{\text{red}}:\text{BSB}_5 = 0,17$$

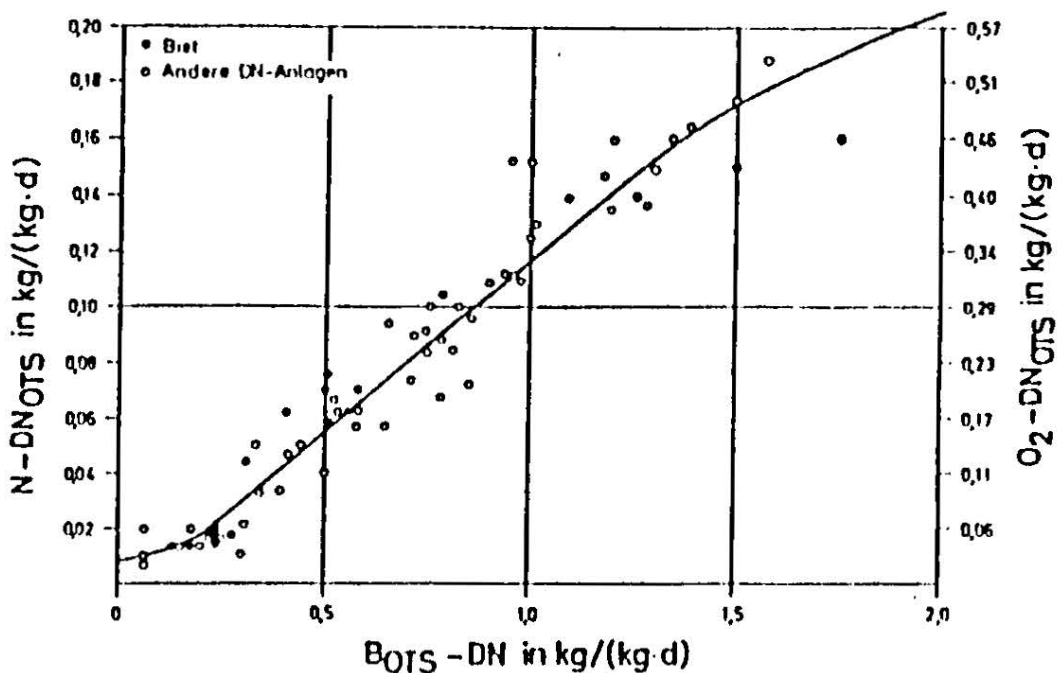


Bild 3: Gemessene Nitratatmungswerte

Beim Rohabwasser wäre demnach theoretisch eine 94%-ige, beim abgesetzten Abwasser eine 63%-ige Stickstoffelimination möglich. Das Beispiel zeigt, daß eine weitgehende N-Elimination ($\geq 70\%$) vor allem dann erreicht werden kann, wenn die Vorklärung möglichst klein ist. Bei maximalem Zufluß sollte die Verweilzeit hier nicht größer als 0,25 h sein. Vorteilhaft wäre ein Ersatz der Vorklärung durch eine betriebssichere Siebanlage zur Entnahme der Grob- und Faserstoffe.

Gleichfalls wird aber auch deutlich, daß bei höheren $N_{red}:BSB_5$ -Verhältnissen auf hohe N-Eliminationsraten verzichtet werden muß, weil nicht genügend abbaubare organische Wasserinhaltsstoffe vorhanden sind. Normalerweise kann man davon ausgehen, daß die Denitrifikation bei einem $N_{red}:BSB_5$ -Verhältnis kleiner als 0,2 und einer Kontaktzeit größer als 0,5 h immer vollständig verläuft. Der Denitrifikationsgrad ist bei diesen Verhältnissen nur vom Rezirkulationsverhältnis abhängig. Bei $N_{red}:BSB_5$ -Verhältnissen größer 0,3 ist max. nur noch eine N-Elimination von 60% möglich.

3. Gemessene Wirkung

Betriebsbereite Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation, die in Abhängigkeit vom $N_{red}:BSB_5$ -Verhältnis nach der Kontaktzeit bemessen wurden, gibt es bis heute im BSB_5 -Schlammbelastungsbereich von 0,15 kg/(kg.d) noch nicht. Eine Vielzahl ist jedoch im Bau. Zur Beschreibung dieses Types muß deshalb auf Versuchsergebnisse im halb- und technischen Maßstab zurückgegriffen werden. Zur Ermittlung der Wirkung von Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation im technischen Maßstab stehen jedoch eine Reihe andersartig bemessener Anlagen zur Verfügung. Bei diesen Anlagen wurden auch das $N:BSB_5$ -Verhältnis und die Kontaktzeit ermittelt, so daß sich trotzdem konkrete Aussagen machen lassen.

Vergleicht man in Tabelle 1 die $N_{red}:BSB_5$ -Verhältnisse mit den erforderlichen Bemessungskontaktzeiten, so zeigt sich, daß mit Ausnahme der Meßzeiträume 7 und II die Kontaktzeit immer ausreichend war. Im Versuch II kann die Kontaktzeit in Wirklichkeit auch etwas größer gewesen sein, da zwischen der DN- und der N-Zone keine Trennwand vorhanden war. Der trotz extrem kurzer Kontaktzeit gute Erfolg der Denitrifikation in Abschnitt 7 ist nicht eindeutig erklärbar. Möglicherweise war dies auf die recht hohe Temperatur von 15-21°C zurückzuführen. Mit Ausnahme des Abschnittes VI liegen alle $\Delta N_{Ges}:BSB_5$ -Verhältnisse zwischen 0,13 und 0,22. Der Mittelwert von 0,177 aller Meßzeiträume ist fast identisch mit dem im Beispiel (Abschn. 2) errechneten möglichen Wert von 0,17.

Tabelle 1: Gemessene Wirkung von Belebungsanlagen mit vorgeschalteter Denitrifikation

Meßzeitraum	$N_{red}:BSB_5$	Kontaktzeit in h	RZ in %	N in %	H in %	$\Delta N_{Ges}:BSB_5$
1	0,23	0,98 - 1,77	328	62,2	79,2	0,143
2	0,18	0,85 - 1,35	498	74,6	90,3	0,134
3	0,18	0,84 - 1,14	483	69,2	88,5	0,125
6	0,25	0,50 - 0,68	258	63,4	96,9	0,159
7	0,30	0,2 - 0,54	371	60,2	88,8	0,181
I	0,31	1,14	173	65,2	118	0,202
II	0,36	0,93	94	44,8	114	0,161
III	0,44	2,47	221	72,6	105	0,319
B	0,26	2,74	68	54,9	123	0,143
C	0,36	1,43	178	61,9	96	0,223
D	0,29	1,93	242	70,1	100	0,203
S	0,26	0,5 - 0,7	150- 200	67-71	93	0,190
V (vor)	0,17	1,2 - 1,95	140- 720		111	0,130
V (sim)	0,17	-	-	70	-	0,120
G (sim)	0,52	-	-	72	-	0,38*
BS (vor)	0,29	0,5	400	73	86	0,21

* Bezogen auf den oxidierten CSB ergibt dies eine Rate von 0,12 kg/kg

Die Betriebskennwerte der Versuchsanlage in technischer Größe in Stuttgart-Mühlhausen sind in Tabelle 2 im Detail nochmals aufgeführt. Die Versuche zeigen, daß ein Ersatz der Rührwerke in der DN-Zone durch eine grobblasige Belüftung zu einer deutlich schlechteren N-Elimination führt. Die Außerbetriebnahme eines von drei Vorklärbecken führte dagegen zu einer Verbesserung des

Tabelle 2: (Betriebskennwerte der N-DN-Versuchsanlage
Stuttgart-Mühlhausen, Haydt 1986)

Abschnitt		3	4	8	9
Datum		13.6.-31.7. 1984	1.8.-28.8. 1984	1.10.-9.10. 19.11.-13.12. 1985	1.1.-28.1. 1985
Rücklaufschlamm	l/s	100	100	100	100
Kreislaufwasser	l/s	-	-	50	100
DN-Zone		1/4	1/4	1/3	1/3
Rührwerke		3	grobblasige Belüftung	3	3
Q _S	l/s	54	59	65,4	50
Temperatur	°C	17-20	18-19	15-16	9,1-11,5
TS	g/l	2,9	3,76	3,0	3,4
B _{TS}	kg BSB ₅ /kg TS x d	0,14	0,11	0,185	0,163
Schlammalter	d	7,9	10,3	7,0	8,9
Aufenthaltszeit DN	h	0,67	0,66	0,53	0,7
Aufenthaltszeit N	h	2,01	1,98	1,05	1,39
NZ/BSB ₅	/	0,34	0,31	0,28	0,24
$= \frac{n}{n+1}$	/	0,65	0,63	0,75	0,75
N _Z	mg/l	35,9	32,1	41,4	40,7
N _A	mg/l	12,1	17,7	12,1	13,9
Stickstoffelimination	%	65,4	44,6	70,8	67,1
Erfolgsquote	%	100,2	59,8	93,0	92,2
N-DN _{OTS}	kg N/kg	0,099	0,041	0,103	0,064

N_{red} :BSB₅-Verhältnisses von 0,29 nach 0,20, was zu günstigeren Bedingungen für die Denitrifikation beiträgt.

Dies hat dann auch in den Versuchsabschnitten 8 + 9 zu einer gleichmäßigeren Denitrifikation geführt. Ein direkter Vergleich zwischen einer simultanen und vorgeschalteten Denitrifikation war auf dem Klärwerk des AZV Scheer-Lauchert mit dem Reinigungsziel aerobe Schlammstabilisation möglich.

Hier konnten beide Systeme gleichzeitig mit demselben Abwasser und auch sonstigen gleichen Randbedingungen betrieben werden. Die Ergebnisse sind in Tabelle 3 dargestellt.

Tabelle 3: Stickstoffbilanzen der Versuchsabschnitte 4 + 5

	VA 4				VA 5			
	sim		vg		sim		vg	
	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%
N_{ges} - Zu	28,1	100	28,1	100	39,5	100	39,5	100
N_{ges} - Ab	11,3	40,2	8,8	31,3	12,2	30,9	9,0	22,8
$\sum N_{ges}$	59,8	-	68,7	-	69,1	-	77,2	-
N_{ges} - US	6,6	23,5	6,6	23,5	8,9	22,5	8,9	22,5
N-DN	10,2	36,3	12,7	45,2	18,4	46,6	21,6	54,7

Die Ablaufwerte der vorgeschalteten Anlage sind im VA 4 etwas besser als in der simultanen Anlage. Daraus resultiert ein Wirkungsgrad der Stickstoffelimination von 68,7% bzw. 59,8%. Da der Stickstoffbilanz die Annahme zu Grunde liegt, das aus beiden Systemen die gleiche Menge an Stickstoff mit dem Überschussschlamm entfernt wird, ist eine bessere Elimination und daher niedrigere Ablaufwerte, allein mit einer besseren Denitrifikation erzielt worden. Der Wirkungsgrad in VA 5 beträgt für die beiden unterschiedlichen Systeme 77,2% bzw. 69,1%. Beide Systeme wiesen den gleichen Energieverbrauch auf.

Zum Abschluß sollen noch einige Anmerkungen zur Denitrifikationsgeschwindigkeit gemacht werden, die erhebliche Unterschiede in Abhängigkeit vom System aufweist. Ergänzt man die in Bild 3 dargestellten Meßwerte durch weitere Meßwerte, so lassen sich grundsätzlich folgende Aussagen treffen:

Die Nitratveratmung ist abhängig vom Schlammalter des gesamten Systems. Je kürzer das Schlammalter, umso schneller geht die Nitratveratmung. D.h. für Belebungsanlagen mit gleichzeitiger Schlammstabilisation muß die Mindestkontaktzeit in der DN-Zone etwa 1 h betragen.

Schnell und weitgehend oxidierbare Substratanteile führen zu einer schnelleren Nitratveratmung. Dies führt jedoch nicht zu einer höheren Stickstoffelimination, da hier weniger U-Schlamm entsteht.

Große DN-Zonen (40% der Belebung) sind unzweckmäßig, da hier die Nitratatmung überproportional gering wird und bei hohem N/BSB_5 -Verhältnis die Gefahr besteht, daß die N-Kapazität der N-Zone nicht mehr für eine volle Nitrifikation ausreicht.

4. Konstruktive Erfahrungen bei vorgeschalteter Denitrifikation

Als Optimum bei minimalem Schlammalter ist für eine volle Nitrifikation ein Durchlaufbecken mit einer plug-flow-Strömung oder eine drei- bis vierkaskadige Ausbildung des Belebungsbeckens anzusehen. Diese konstruktive Gestaltung führt auf dem größten Teil des Fließweges zu einem relativ gleichmäßigen Sauerstoffverbrauch und ermöglicht eine gezielte, berechenbare Denitrifikation. Das Abwasser und der Rücklauf sind stets vor Kopf des Durchlaufbeckens zuzugeben. Nitrifikations- und Denitrifikationszonen sind durch Trennwände so zu unterteilen, daß keine Rückströmung auftreten kann. Die Denitrifikationszone ist mit einer Umwälzeinrichtung ohne gleichzeitige Sauerstoffzufuhr auszurüsten. Aber auch ein schnell betriebsbereites Sauerstoffzufuhraggregat muß vorhanden sein. Bei Druckbelüftung wird die in Bild 4 dargestellte konstruktive Ausbildung empfohlen.

Bei Kreislaufbelüftung stellt die vierkaskadige Anordnung eine wirtschaftliche und betriebssichere Lösung dar.

Eine Veränderbarkeit des DN-Volumens ist in der Regel nicht zu fordern, d.h. eine diskontinuierliche Belüftung ist nicht notwendig.

Bei vollständiger Nitrifikation kommt auch der Art und Betriebsweise der Nachklärung eine hohe Bedeutung zu. Insbesondere muß eine Schlammstapelung im Nachklärbecken verhindert werden, da dies zu einer starken Schwimmschlamm Bildung führen kann.

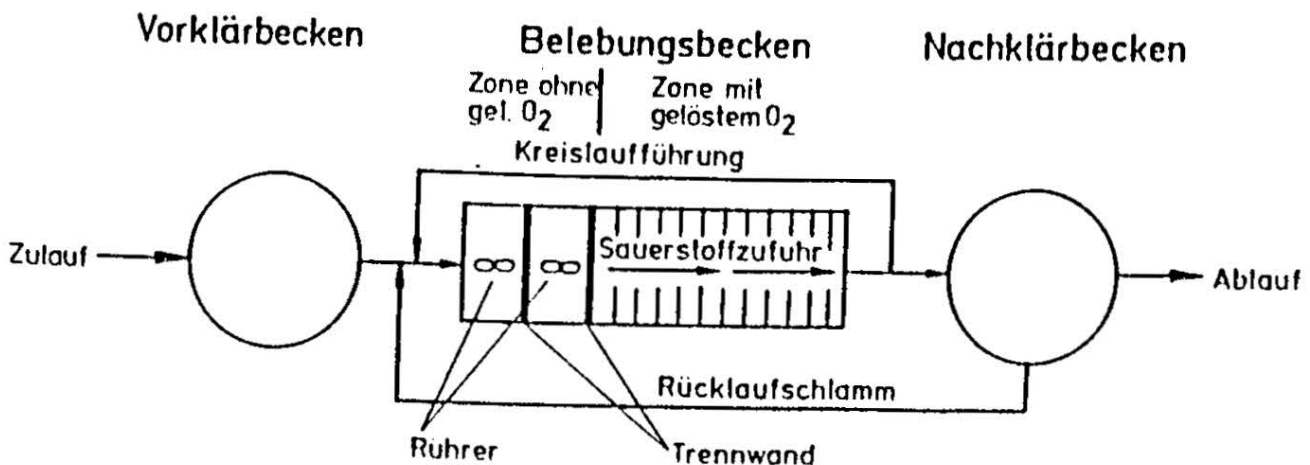


Bild 4: Nitrifikationsanlage mit vorgeschalteter Denitrifikation

5. Betriebliche Erfahrungen bei vorgeschalteter Denitrifikation

Eine ständige und weitgehende Nitrifikation setzt folgende betriebliche Bedingungen voraus:

- vollständige Umwälzung des Belebungsbeckeninhaltes
- keine Ablagerungen im Belebungsbecken
- gleichbleibender Feststoffgehalt im Belebungsbecken

- dies läßt sich erreichen, wenn täglich der Schlammzuwachs als Überschußschlamm entfernt wird, keine Schlammstapelung im Nachklärbecken eintritt und bei Regenwetter kein Schlammaustrag aus der Nachklärung stattfindet.
- keine Rückführung von Feststoffen aus Eindickern und Faulturn in das Belebungsbecken
- keine stoßartige Zusatzbelastung der Belebung durch Filtrat der Schlammentwässerung
- ständig ausreichender Sauerstoffgehalt im gesamten Belebungsbecken

Bei Belebungsanlagen mit Druckluftbelüftung ist eine minimale O_2 -Konzentration von 1,5 mg/l im gesamten Belüftungsbecken ausreichend. Bei Belebungsbecken mit Oberflächenbelüftern ist jederzeit eine minimale O_2 -Konzentration von 2,5 mg/l bei Messung an der Oberfläche des Beckens einzuhalten. Damit wird in der Regel auch die Versorgung der tieferen Schichten des Beckens mit Sauerstoff gewährleistet.

In der DN-Zone darf der Sauerstoff nur in chemisch gebundener Form als Nitratsauerstoff vorliegen, gelöster Sauerstoff darf nicht zur Verfügung stehen, d.h. es müssen "anoxische" Verhältnisse herrschen.

Bei einem sehr hohen Rezirkulationsverhältnis kann es bei Sauerstoffgehalten über 2 mg/l in der Nitrifikationszone zu zeitweilig aeroben Verhältnissen in der DN-Zone kommen. Dies führt zu einer Minderung der Denitrifikation. Besonders kritisch wird dies bei lang andauernden Niederschlägen.

6. Meßtechnische Hinweise bei vorgeschalteter Denitrifikation

Wenn das N_{red}/BSB_5 -Verhältnis im Zulauf einen Wert von 0,25 überschreitet, kommt meß- und regeltechnischen Maßnahmen eine erhebliche Bedeutung zu. Das Ziel der Regelung ist es zu verhindern, daß die Bemessungskontaktzeit unterschritten wird. Eine Wassermengendifferenzmessung muß bei steigendem Abwasserzufluß eine Verkleinerung der Rezirkulation herbeiführen. Sinkt der Abwasserzufluß, so erhöht sich die Rezirkulation wieder zu der

festgelegten Rezirkulationsrate. Liegt der aktuelle Zufluß unterhalb des Bemessungszuflusses Q_t , so bewirkt dies keinen regulierenden Eingriff, zumal eine Verlängerung der Kontaktzeit sowohl in der Denitrifikations- als auch in der Nitrifikationszone keine negativen Folgen hat, unter der Voraussetzung einer gleichzeitigen Verminderung der BSB₅-Schlammbelastung B_{OTS} . Es sollte bedacht werden, daß die Veränderungen nicht sofort und direkt erfolgen, sondern über ein Zeitglied in der Regelstrecke erst nach nochmaligem Abfragen ausgeführt werden. Dadurch werden kurzfristige Veränderungen unterdrückt und die notwendige Einrichtung geschont.

Eine Sauerstoffmessung ist erforderlich in der Nitrifikationszone zur Einhaltung der für eine erfolgreiche Nitrifikation notwendigen O_2 -Konzentration. Auch hier ist ein Zeitglied in der Regelstrecke von Vorteil. Die letzten 50% der Nitrifikationszone müssen ständig einen Sauerstoffgehalt um 2 mg/l aufweisen. An keiner Stelle dürfen jedoch Werte unter 1,5 mg/l über einen längeren Zeitraum hinweg auftreten.

Eine quasikontinuierliche NH_4^+ -N-Messung im Ablauf der Nitrifikationszone überwacht die Güte der Nitrifikation, kann aber die O_2 -Regelung in der N-Zone nicht ersetzen. Eine Überschreitung der NH_4^+ -N-Grenzkonzentration bewirkt eine Freigabe der Einwirkungsmöglichkeit auf die Rezirkulation. Wird innerhalb des nächsten Meßzyklus keine Veränderung der NH_4^+ -N-Konzentration gemessen, wird die Rezirkulation stufenweise bis auf die Rücklaufschlammförderung zurückgenommen. Ist auch diese Rücknahme ohne Erfolg, so wird die zweite Kaskade der Denitrifikationszone belüftet und damit der Nitrifikationszone zugeschaltet.

Eine Unterschreitung der NH_4^+ -N-Grenzkonzentration bewirkt zunächst eine Rückführung der zweiten Denitrifikationskaskade in den Zustand der Denitrifikation, gefolgt von einer schrittweisen Erhöhung der Kreislaufführung bis zum vorgegebenen Maximalwert.

Unter der Voraussetzung einer unter Betriebsbedingungen sicher funktionierenden kontinuierlichen bzw. quasikontinuierlichen NO_2^- -N, NO_3^- -N oder N_{ox} -Messung ist es auch möglich, diese zur Steuerung der Denitrifikation zu verwenden.

Mit dieser Regelung kann vermieden werden, daß die in die DN-Zone eingebrachte Nitratfracht größer ist als die denitrifizierbare Nitratmenge.

Prof. Dr.-Ing. Karlheinz Kräuth
Institut für Siedlungswasserbau,
Wassergüte- und Abfallwirtschaft
der Universität Stuttgart
Bandtäle 1
7000 Stuttgart 80

W I E N E R M I T T E I L U N G E N

W A S S E R - A B W A S S E R - G E W Ä S S E R

Eine von den Wasserbauinstituten an der Technischen Universität Wien,
dem Institut für Wasserwirtschaft der Universität für Bodenkultur u.
dem Österreichischen Wasserwirtschaftsverband
herausgegebene Schriftenreihe

Band Nr.		Preis ÖS
1	Kresser, W.: Das Wasser (1968)	vergriffen
2	Breiner, H.: Die Gesetzmäßigkeiten der stationären Flüssigkeits- strömung durch gleichförmig rotierende zylindrische Rohre (1968)	200,--
3	von der Emde, W.: Abwasserreinigung - Grundkurs (1969)	vergriffen
4	4. Seminar ÖWWV, Raach 1969 Abwasserreinigungsanlagen Entwurf-Bau-Betrieb (1969)	vergriffen
5	5. Seminar ÖWWV, Raach 1970 Zukunftsprobleme der Trinkwasserversorgung (1970)	vergriffen
6	6. Seminar ÖWWV, Raach 1971 Industrieabwässer (1971)	vergriffen
7	7. Seminar ÖWWV, Raach 1972 Wasser- und Abfallwirtschaft (1972)	vergriffen
8	Schmidt, F.: Das vollkommene Peilrohr (Zur Methodik der Grundwasserbeobachtung) (1972)	250,--
9	Doleisch, M.: Über die Auswertung von Abflußmessungen auf elektronische Rechenanlagen Pruzinsky, W.: Über die Anwendung von radioaktiven Tracern in der Hydrologie (1972)	250,--
10	1. Hydrologie-Fortbildungskurs Hochschule für Bodenkultur (1972)	vergriffen
11	Gutknecht D.: Vergleichende Untersuchungen zur Berechnung von HW-Abflüssen aus kleinen Einzugsgebieten (1972)	vergriffen
12	8. Seminar ÖWWV, Raach 1973 Uferfiltrat und Grundwasseranreicherung (1973)	270,--
13	von der Emde W., Fleckseder H., Huber L., Viehl K.: Zellstoffabwässer - Anfall und Reinigung (1973)	vergriffen

Band Nr.		Preis ÖS
14	2. Hydrologie-Fortbildungskurs 1973 Hochschule für Bodenkultur (1973)	vergriffen
15	9. Seminar ÖWWV, Raach 1974 Neue Entwicklungen in der Abwassertechnik (1973)	vergriffen
16	von der Emde, W.: Praktikum der Kläranlagentechnik (1974)	vergriffen
17	Behr, O.: Stabilitätsuntersuchung von Abflußprofilen mittels hydraulischer Methoden u. Trendanalyse (1974)	250,--
18	3. Hydrologie-Fortbildungskurs 1975 Universität für Bodenkultur (1975)	180,--
19	1. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1976 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur (1976)	180,--
20	11. Seminar ÖWWV, Raach 1976 Abfall- und Schlammbehandlung aus wasser- wirtschaftlicher Sicht (1976)	vergriffen
21	2. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1977 Institut für Hydraulik, Technische Univ. Wien (1977)	300,--
22	12. Seminar ÖWWV, Raach 1977 Abwasserreinigung in kleineren Verhältnissen (1977)	350,--
23	Baron W., Heindl W., Behr O., Reitinger J.: Methoden zur rechnerischen Behandlung von Grundwasserleitern (1977)	200,--
24	Begert, A.: Ein Beitrag zur Reinigung des Abwassers eines Chemie- faserwerkes eines chemischen Betriebes und einer Kokerei (1978)	vergriffen
25	Kroiss, H.: Ein Beitrag zur Reinigung von Zuckerfabriksabwasser	vergriffen
26	Gutknecht, D.: Methoden der hydrologischen Kurzfristvorhersage	300,--
27	13. Seminar ÖWWV, Raach 1978 Wasserversorgung-Gewässerschutz	350,--
28	14. Seminar ÖWWV, Raach 1979 Industrieabwasserbehandlung-Neue Entwicklungen	400,--
29	Frischherz, H.: Probleme der Uferfiltration und Grundwasseranreicherung mit besonderer Berücksichtigung des Wiener Raumes	350,--
30	Beiträge zur Hydraulik, Gewässerkunde und Wasser- wirtschaft: o.Univ.-Prof. DDr. Werner Kresser zum 60. Geburtstag	350,--
31	Schügerl, W.: Grundwasserzuströmungsverhältnisse zu Horizontalfilterrohrbrunnen	200,--

Band Nr.		Preis öS
32	3. Hydrologisches Seminar des ÖWWV 1980 Institut für Wasserwirtschaft, Universität für Bodenkultur	350,--
33	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (1) (1980)	vergriffen
34	15. Seminar ÖWWV, Raach 1980 Behandlung und Beseitigung kommunaler und industrieller Schlämme	350,--
35	Usrael, G.: Faktoren, die die Inaktivierung von Viren beim Belebungsverfahren beeinflussen (1980)	250,--
36	Flögl, W.: Vergleichende Kostenuntersuchungen über das Belebungsverfahren (1980)	350,--
37	Ruider, E.: Ein Beitrag zur Reinigung und Geruchsfreimachung von Abwasser aus TK-Verwertungsanstalten	350,--
38	Schiller, G.: Wasserwirtschaftliche Probleme der Elektrizitätserzeugung (1981)	Restbestände
39	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (2)	400,--
40	16. Seminar ÖWWV, Raach 1981 Wasseraufbereitung und Abwasserreinigung als zusammengehörige Techniken	350,--
41	Kurs 1: Filterbrunnen zur Erschließung von Grundwasser	400,--
42	Kirnbauer, R.: Zur Ermittlung von Bemessungshochwässern im Wasserbau	300,--
43	Institut für Wasserwirtschaft: Wissenschaftliche Arbeiten	350,--
44	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (3)	350,--
45	Kurs 2: Verbundwirtschaft in der Wasserversorgung	400,--
46	Stalzer, W.: Gewässerschutzplanung, deren Umsetzung und Ziel- kontrolle im Einzugsgebiet des Neusiedler Sees	350,--
47	17. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1982 Wechselwirkung zwischen Planung und Betrieb von Abwasserreinigungsanlagen. Erfahrungen und Probleme	400,--
48	Kleinwasserkraftwerke, Notwendigkeit u. Bedeutung Flußstudien: Schwarza, Kleine Ybbs, Saalach	440,--
49	Beiträge zu Wasserversorgung, Abwasserreinigung, Gewässerschutz und Abfallwirtschaft o.Univ.-Prof. Dr.-Ing. W.v.d.Emde zum 60. Geburtstag	440,--
50	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (4)	300,--

Band Nr.		Preis ÖS
51	18. Seminar ÖWWV Ottenstein, 1983 Sicherung der Wasserversorgung in der Zukunft	vergriffen
52	ÖWWV-Kurs 3, 1983 Thermische Beeinflussung des Grundwassers	350,--
53	Fortbildungskurs des ÖWWV 1984 "Planung und Betrieb von Regenentlastungen"	vergriffen
54	19. Seminar ÖWWV, Gmunden 1984 Sonderabfall und Gewässerschutz	vergriffen
55	Naturnahes Regulierungskonzept "Pram"	360,--
56	Fortbildungskurs des ÖWWV 1985 "Blähschlammprobleme beim Belebungsverfahren"	vergriffen
57	ÖWWV-Kurs 4, 1985 Chemie in der Wassergütewirtschaft	Restbestände 400,--
58	20. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1985 Klärschlamm - Verwertung und Ablagerung	vergriffen
59	Pelikan, B.: Wasserkraftnutzung an der Thaya	320,--
60	Seminar "Wasser - Umwelt - Raumordnung"	220,--
61	Fleckseder, H.: Gewässerschutz im Wandel der Zeit - Ziele und Maßnahmen zu ihrer Verwirklichung	300,--
62	Kroiss, H.: Anaerobe Abwasserreinigung	300,--
63	Begert, A.: Kleine Belebungsanlagen mit einem Anschlußwert bis 500 Einwohnergleichwerte	300,--
64	Fortbildungskurs des ÖWWV 1986 "Belüftungssysteme beim Belebungsverfahren"	300,--
65	21. Seminar ÖWWV, Ottenstein 1986 Planung und Betrieb von Behandlungsanlagen für Industrieabwasser	400,--
66	Ausspracheseminar Grundwasserschutz in Österreich (1986)	400,--
67	Kulturtechnik und Wasserwirtschaft - heute (5)	175,--
68	Schmid, B.H. Zur mathematischen Modellierung der Abflusentstehung an Hängen	300,--
69	Fortbildungskurs des ÖWWV 1987 "Nitrifikation - Denitrifikation"	300,--

Diese Bände sind zu beziehen von:

Institut für Hydraulik, Gewässerkunde und Wasserwirtschaft
Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band 2, 8, 9, 17, 21, 23, 26, 30, 31, 41, 42, 52, 66

Institut für Wassergüte und Landschaftswasserbau
Technische Universität Wien, Karlsplatz 13, A-1040 Wien

Band 12, 28, 34, 36, 37, 47, 49, 57, 61, 62, 63, 64, 65

Institut für Wasserwirtschaft, Universität Bodenkultur,
Gregor Mendel-Straße 33, A-1180 Wien

Band 18, 19, 22, 27, 29, 32, 38, 39, 40, 43, 44, 45, 46, 48, 50,
55, 59, 60, 67