

Aus der Sektion Chemie
der Technischen Hochschule „Carl Schorlemmer“ Leuna-Merseburg
Wissenschaftsbereich Reinhaltung der Biosphäre
(Leiter des Wissenschaftsbereiches: Prof. Dr. R. Kümmel)

Überblick über Verfahren zur Nitratelimination aus der flüssigen Phase

Von **Ingrid Mascheski** und **Rolf Kümmel**

Mit 5 Abbildungen

(Eingegangen am 29. Januar 1985)

In den letzten Jahren zeichnete sich in industriell und landwirtschaftlich hochentwickelten Ländern eine allgemeine Tendenz der Zunahme des Nitratgehaltes im Grund- und Oberflächenwasser ab. So werden bereits jetzt in einer steigenden Anzahl von Trinkwasseraufbereitungsanlagen die Richtwerte nach TGL 22 433 überschritten. Erhöhte Nitratgehalte im Trinkwasser können bei Säuglingen zur Erkrankung an Methämoglobinämie führen (Brenzikofer 1981; Fichtner 1983). Neueren medizinischen Forschungsergebnissen entsprechend, ist eine weitere Gefährdung zu befürchten, da unter bestimmten physiologischen Voraussetzungen das Nitrat im menschlichen Körper zu N-Nitroso-Verbindungen umgesetzt werden kann, die als potentielle Kanzerogene gelten (Wiegleb, Scholze und Wissel 1983). Neben der Gefährdung der Trinkwasserversorgung beschleunigen hohe Stickstoffgehalte die Eutrophierung und Sauerstoffzehrung in Oberflächengewässern (Kümmel 1983).

Als hauptsächlicher Verursacher des Nitratanstiegs wurde die Landwirtschaft infolge hoher Düngemittelgaben und wegen des Anfalls von Abprodukten aus der industriemäßigen Tierproduktion erkannt. Im Jahr 1982 beispielsweise betrug die Gesamtstickstoffmenge der angewandten natürlichen und Mineraldüngemittel pro Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche 140 kg. Davon gelangten 40 bis 60 kg Stickstoff je ha infolge von Auswaschprozessen in das Grundwasser. Das bedeutet, daß nur 60 bis 70 % des eingesetzten Stickstoffs dem pflanzlichen Wachstum dient (Wiegleb 1984).

Am einfachsten und zugleich ökonomischsten ist es, den Nitratreintrag in die Gewässer durch erstens landwirtschaftliche und zweitens wasserwirtschaftliche Maßnahmen zu reduzieren. Zu den ersteren gehören zum Beispiel die Erhöhung von Lagerkapazitäten für Abprodukte aus Tierproduktionsanlagen bzw. deren sinnvolle Verwertung, Schutzzonenerrichtung im Einzugsgebiet von Wasserwerken und die Beachtung der optimalen Einsatzzeit und -menge des Stickstoffdüngers. Zu den zweiten zählt beispielsweise die Herbeiführung eines Konzentrationsausgleichs im System durch Verdünnung der meist in Spitzenzeiten anfallenden stark nitrathaltigen Wässer.

Zur Eliminierung von Nitraten aus Oberflächen- und Grundwasser haben sich in den letzten Jahren drei Verfahrensgruppen herauskristallisiert, im einzelnen

- biochemisch-makrophytische Verfahren
- chemisch-physikalische Prozesse
- biochemisch-bakteriologische Verfahren.

Chemisch-physikalische Verfahren

Zur Verfahrensgruppe der chemisch-physikalischen Verfahren gehören der Ionenaustausch, die Umkehrosmose, die Elektrodialyse und andere Membranverfahren.

Elektrodialyse

Bei der Elektrodialyse werden Anionen- und Kationenaustauschermembranen im Wechsel nacheinander in einer Zelle angeordnet und eine Elektrolyse durchgeführt (s. Abb. 2). Im Ergebnis verarmen bestimmte Elektrolyträume an Ionen, wogegen es

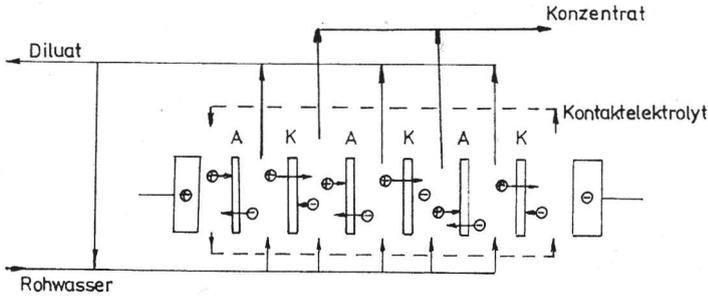


Abb. 2. Schema einer Elektrodialyseanlage

in den Nachbarräumen zu einer Aufkonzentrierung kommt. Das Diluat bzw. Konzentrat wird entnommen und entsprechend weiterbehandelt. Um eine Chlorbildung an der Anode bzw. Kalkabscheidung an der Kathode zu vermeiden, durchströmt eine Kontaktelektrolytlösung mit hoher elektrischer Leitfähigkeit (H_2SO_4 oder Na_2SO_4) die Elektrolysezelle. Mit diesem Verfahren kann ein Nitratgehalt im Rohwasser von 50 . . . 80 mg/l auf 6 mg/l im Diluat gesenkt werden (Putzien 1984). Den großtechnischen Einsatz verhindern zur Zeit noch einige Mängel, wie

- Störungen durch Konzentrationsausgleich zwischen Diluat und Konzentrat bzw. Diluat und Kontaktelektrolyt
- unzureichende Bereitstellung von über lange Zeiträume resistenten Membranmaterialien
- scaling (Ausfallen von Kristallen auf der Membranoberfläche)
- fouling (Verstopfen der Membran durch organische oder anorganische Stoffe kolloidalen Charakters)
- Probleme der Konzentratbeseitigung.

Umkehrosmose

Das schon seit langem bekannte und großtechnisch z. B. bei der Meer- und Brackwasserentsalzung genutzte Prinzip des Übergangs von Lösungsmittelmolekülen aus einer konzentrierten in eine verdünnte Lösung durch eine semipermeable Membran unter der Wirkung eines hydrostatischen Druckes kann ebenso bei der NO_3^- -Entfernung aus der wässrigen Phase Anwendung finden (Abb. 3). Bei pH-Werten von 5 bis 6, 24 °C und 4 MPa ist es möglich, den Rohwassernitratgehalt von 100 mg/l auf 6 mg/l im Permeat zu senken (Rautenbach und Henne 1980).

Ionenaustausch

Das Ionenaustauschverfahren besitzt von den chemisch-physikalischen Verfahren zur Zeit als einziges volkswirtschaftliche Relevanz. Zur Eliminierung des Nitrations

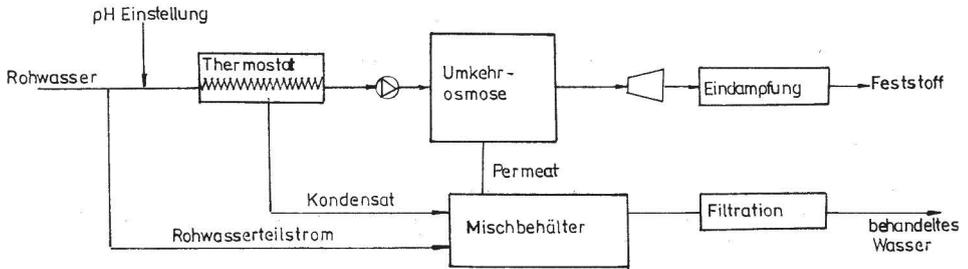


Abb. 3. Schema einer Anlage zur Nitratentfernung durch Umkehrosmose

werden stark basische Anionenaustauscher der Typen Wofatit SBW, SBK, AD 41, SL 30, SZ 30, SW 32 DS und Y 52 in der Chloridform eingesetzt (Wiegleb und Baeck 1981).

Für den Ionenaustausch mit Wofatit SBW gilt die Gleichung:



Das Ionenaustauschverfahren zeichnet sich aus durch

- einen hohen und sicheren Aufbereitungseffekt
- leichte Bedienbarkeit durch Automatisierung
- kurzfristige Inbetriebnahme und problemlose Stilllegung
- Realisierbarkeit in der DDR und Exportfähigkeit.

Nachteilig ist die Umweltbelastung durch chloridionenhaltiges Abwasser in adäquater Höhe zur Eingangsnitratmenge. Die Anwendung des Ionenaustauschverfahrens ist demzufolge an die Realisierungsmöglichkeit der Abwasserbeseitigung gebunden. Eine weitere Anwendungseinschränkung ergibt sich aus der starken Absenkung der Nutzvolumenkapazität bei Behandlung von sulfatbelasteten Rohwässern.

Die Einsatzdauer der Ionenaustauscherharze ist infolge von irreversiblen Inaktivierungsreaktionen mit hydratisierten Eisen-, Mangan-, Aluminium- und bestimmten organischen Verbindungen, wie Huminsäure, auf 5 bis 8 Jahre begrenzt.

Bei der Anwendung des Ionenaustauschverfahrens zur Nitratentfernung aus dem Trinkwasser liegen in der DDR bereits großtechnische Erfahrungen vor. 1980 wurde im VEB WAB Gera eine Ionenaustauscheranlage für die Trinkwasseraufbereitung in Betrieb genommen.

Die Nitrateliminierung erfolgt im Gleichstromverfahren in parallelgeschalteten Festbettreaktoren. Als Reaktorfüllung kommen Ionenaustauscherharze der Typen Wofatit SBW und Y 52 zum Einsatz. In Abhängigkeit von Durchflußrate, Nitrat-, Sulfat- und Chloridkonzentrationen im Rohwasser liegt die Nutzvolumenkapazität in Größenordnungen von 0,10 bis 0,25 mol NO_3^-/l Wofatit (Wiegleb und Baeck 1981).

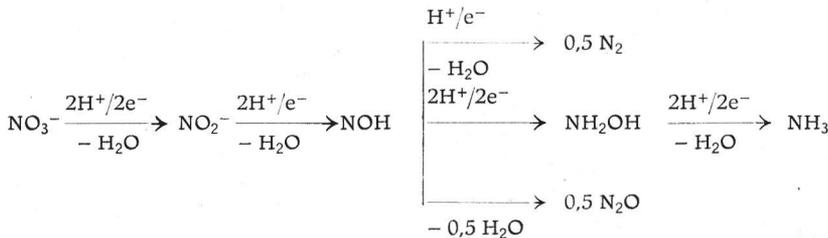
Die Regenerierung des Anionenaustauschers erfolgt mit 10- bis 30%igen Natrium- oder Magnesiumchloridlösungen. Für ein Volumen von 1000 cm^3 Wofatit sind etwa 100 ... 200 g Natriumchlorid nötig (Wiegleb 1980). So fallen in der Trinkwasseraufbereitungsanlage Wilhelmsdorf mit 200 m^3/d Kapazität täglich 2,7 m^3 Abwasser als 2%ige Salzlösung an. Diese Ionenaustauschabwässer werden gegenwärtig zum Teil auf landwirtschaftlichen Nutzflächen verregnet, als Auftaumittel im Straßenwesen eingesetzt bzw. den orflutern zugeleitet, wobei in jedem Fall der Nitratgehalt und der Chloridanteil als begrenzende Faktoren zu beurteilen sind und eine entsprechende Verdünnung erfordern. Eine allgemeingültige Lösung des Abwasserproblems steht zur Zeit noch aus (Scholze u. a. 1978; Wiegleb 1979; Wiegleb, Scholze und Wissel 1983). Das Einsatzgebiet des Ionenaustauschverfahrens liegt demzufolge vor allem auf dem

Sektor der Trinkwasseraufbereitung kleiner Wasserwerke. Insbesondere ist es ein geeignetes Verfahren zur Behandlung von in der Nitrationenkonzentration sehr schwankenden Rohwässern. In Anlagen mit einer Kapazität über 1000 m³/d begrenzt in erster Linie die Eluatverwertung den kostengünstigen Einsatz.

Biochemisch-bakteriologische Verfahren

Zu den biochemisch-bakteriologischen Verfahren gehört die mikrobielle Denitrifikation (Guhr 1979).

Unter anaeroben Bedingungen werden bei der Denitrifikation Stickstoff-Sauerstoff-Verbindungen durch eine Kette enzymatisch gesteuerter Reaktionen schrittweise zu elementarem Stickstoff bzw. Distickstoffmonoxid reduziert oder in NH₃ umgewandelt und für die Biomassesynthese verwendet (Dawson 1972).



Typische denitrifizierend wirkende Bakterienstämme sind *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Denitrobacillus*, *Spirillum* und *Achromobacter*.

Das Nitrat dient den Denitrifikanten als Sauerstoffspender zur energieliefernden Oxydation von Kohlenstoffverbindungen. Bei organisch schwach belasteten Wässern, zum Beispiel in der Trinkwasseraufbereitung, muß eine externe Zudosierung solcher Kohlenstoffverbindungen erfolgen. Volkswirtschaftlich relevant ist hier lediglich der Einsatz von Methanol bzw. Essigsäure. Anderenfalls ist es möglich, daß die organische Last des Abwassers die Rolle als Kohlenstoff- und Energiequelle übernimmt, wie es zum Beispiel in mehrstufigen Abwasserreinigungsverfahren bereits der Fall ist (Schiller und Gollasch 1977; Koné und Behrens 1981; Daniel u. a. 1982; Koné und Behrens 1982; Timmermans und van Haute 1983; Stover und Kincannon 1983; Henry und Bessiéres 1984).

In einem Überblick sollen kurz die technischen Lösungsvarianten der mikrobiellen Denitrifikation charakterisiert werden. In der ersten Hälfte dieses Jahrhunderts setzte sich das Tropfkörperverfahren mit zunächst mineralischen Füllstoffen und später Kunststoffüllungen durch. Es wurde von der biologischen Reinigung mit Belebtschlamm in Belebungsbecken (suspended growth reactors) abgelöst. Das Belebtschlammverfahren brachte Vorteile hinsichtlich der Reinigungsleistung und der betrieblichen Steuerung. Diese Verfahren waren jedoch vorrangig für die Senkung der CSV- bzw. BSB₅-Werte industrieller Abwässer konzipiert, und lediglich in anaeroben Zonen der Reaktoren lief die Denitrifikation nebenher ab (Becker 1980). Die Beeinflussung des natürlichen Stickstoffkreislaufs durch anthropogene Aktivitäten führte seit einigen Jahren zu einer intensiveren Betrachtung der biologischen Verfahren zur Nitratelimination aus Grund- und Oberflächenwässern. Es wurde das Wirbelbettverfahren entwickelt, das eine hohe Geschwindigkeit des bakteriologischen Nitratabbaus gewährleistet (Becker 1979; Becker 1980; Bull, Sterritt und Lester 1983).

Abbildung 4 zeigt das Schema einer Anlage zur kontinuierlichen Denitrifikation im Wirbelbett-Biofilm-Reaktor. Das zu denitrifizierende Wasser durchströmt den säulenartigen Reaktor und verursacht die Bildung der Wirbelschicht. Als Wirbelschicht-

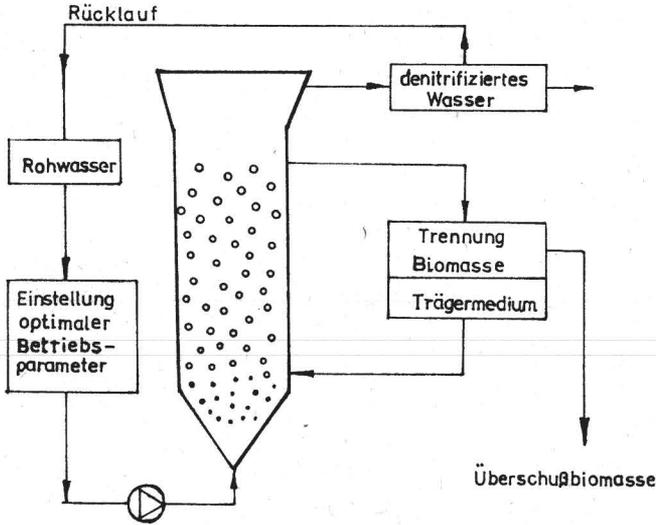
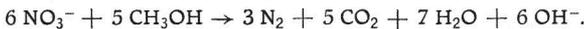


Abb. 4. Schema des kontinuierlichen Wirbelbett-Biofilm-Verfahrens

träger können Quarzsand, Aktivkohle und ähnliche Materialien mit Teilchengrößen von 0,2 bis 0,6 mm eingesetzt werden. An diese Teilchen lagern sich die Mikroorganismen unter Ausbildung eines denitrifikationsaktiven Biofilms an. Die Filmdicke muß dabei in Grenzen gehalten werden. Dies ist durch die Steuerung der Wirbelbettausdehnung möglich. Mit stärker werdendem Bewuchs vermindert sich die Dichte der aufgewirbelten Bioteilchen im Vergleich zum unbewachsenen Korn. So können über ein Überlaufwehr Partikeln mit großen Biofilmdicken abgetrennt, gereinigt und in den Reaktor zurückgeführt werden.

Unter Verwendung von Methanol als Kohlenstoffquelle bzw. Wasserstoffdonator kann der Denitrifikationsprozeß mit folgender Bruttoreaktionsgleichung beschrieben werden:



Im zu denitrifizierenden Rohwasser muß, um ein optimales Abfließen der Denitrifikationsvorgänge zu gewährleisten, ein bestimmtes Verhältnis von Kohlenstoff zu Stickstoff zu Phosphor (C/N/P-Verhältnis) eingestellt werden. Nach Koné und Behrens (1981) bzw. Mascheski (1983) beträgt das optimale C/N/P-Verhältnis 1,5/1/0,2. Das pH-Wert-Optimum liegt bei 7,5 bis 8,0, und der günstige Temperaturbereich umfaßt 20 bis 35 °C (Stensel, Loer und Lawrence 1973; Dhananjai und Shieh 1978; Mascheski 1983; Timmermans und van Haute 1983).

Das Wirbelbett-Biofilm-Verfahren besitzt eine Reihe ausgezeichneter Eigenschaften (Becker 1980). Die Wirbelschicht bietet mit einer spezifischen Oberfläche von 2600 bis 4000 m²/m³ Reaktorvolumen eine 20- bis 65mal größere Fläche für den Bewuchs mit Biomasse als das Tropfkörperverfahren. Hieraus ergibt sich ein verfügbares Denitrifikationspotential von 10 bis 40 kg/m³ Biomasse, das die Biomassekonzentration in Belebungsbecken um das 5- bis 8fache übersteigt. Folglich ist der Nitratabbau gegen Zulaufschwankungen und toxische Einflüsse weitgehend unempfindlich. Ebenso können der Abwasserdurchsatz gesteigert und die Verweilzeit beträchtlich gesenkt werden. Vorliegende Ergebnisse aus Versuchsanlagen zeigen, daß mit dem Biofilm-Wirbelbett-Reaktor stark verschmutzte industrielle Abwässer 6- bis 14mal schneller als mit konventionellen Verfahren gereinigt werden können (Becker 1979).

Die kinetische Modellierung des Biofilm-Wirbelbett-Reaktors kann mittels des Biofilm-Modells von Shieh (1980) vorgenommen werden. Dabei wird die Denitrifikation als ein Komplex von Reaktionen an aktiven Grenzflächen betrachtet.

Unter der Annahme, daß die Reaktionen im Biofilm von der Diffusion des wachstumslimitierenden Substrates in den Film bestimmt werden, gelten für das Substrat die folgenden Differentialgleichungen:

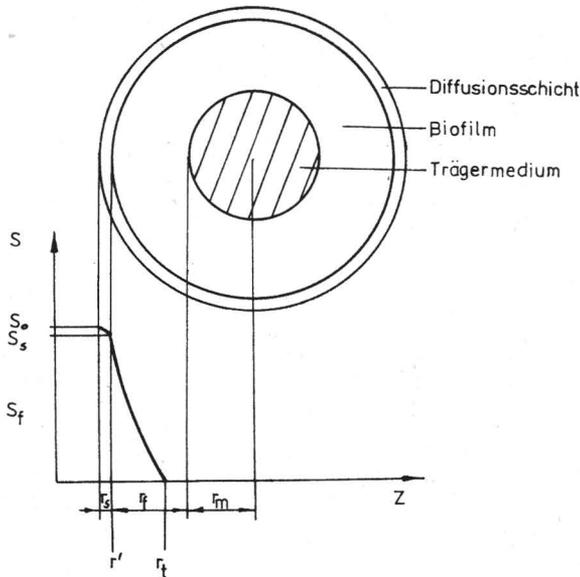


Abb. 5. Konzentrationsprofil des Substrates in Biofilm-Partikeln

Diffusionsschicht: $J = -D \frac{dS_s}{dz}$

Biofilmphase: $\frac{dS_f}{dt} = D_t \frac{d^2S_f}{dz^2}$

Flüssigphase: $0 = v \frac{dS}{dz} + R$

- D – Diffusionskoeffizient
- J – Substratstromdichte
- K_s – Sättigungskonzentration des Substrates
- R – Reaktionsgeschwindigkeit
- S – Konzentration des wachstumslimitierenden Substrates
- v – lineare Strömungsgeschwindigkeit

Durch Integration dieser Differentialgleichungen in den Grenzen von r_t bis r' und einigen Umformungen ergibt sich eine Gleichung für das Konzentrationsprofil des Substrates. Nach Shieh (1980) ist sie 0,55. Ordnung.

$$S_b^{0,55} = -k'_t m + S_0^{0,55}$$

Im Prozeß der Modellierung werden Beziehungen für die Biofilm-Diffusion, die mikrobielle Reduktion des Nitrations, Gleichgewichtsbeziehungen, Bilanzgleichungen und Wachstumsmodelle für die Biomasse, beispielsweise das Modell von Monod, miteinander verknüpft. Aus experimentellen Untersuchungen sind die mathematischen Konstanten der Prozeßgleichungen zugänglich, und es können Voraussagen über die

Denitrifikationsleistung, die Biomasseproduktion, die Geschwindigkeit des Abbaus und die optimalen Betriebsparameter erfolgen. Über Steuergrößen, wie den pH-Wert, kann die mikrobielle Denitrifikation beeinflusst werden (Mulcahy, Shieh und Lamotta 1980; Rittmann und McCarty 1980; Levenspiel 1980; Szetala und Winnicki 1981; Beccari u. a. 1983; Kauling und Henzler 1983; Mironenko und Pachepsky 1984).

Vorteile des Wirbelbett-Biofilm-Verfahrens sind

- der Abbau des Nitrats zu inertem Stickstoff bzw. Distickstoffmonoxid
- die hohe Raumausnutzung
- die Stabilität gegen Zulaufschwankungen und toxische Einflüsse
- der geringe Platzbedarf und geringe Investkosten.

Nachteilig sind

- die langsam ablaufenden Vorgänge zur Adaption der Mikroorganismen, zur Biofilmbildung und Gleichgewichtseinstellung
- die Begrenzung der Denitrifikationsleistung durch Wassertemperaturen $\leq 5^\circ\text{C}$ und Konzentrationen von gelöstem Sauerstoff $\geq 4\text{ mg/l O}_2$
- die problematische Steuerung der mikrobiellen Prozesse.

Da bei der Denitrifikation das Nitrat zu gasförmigem Stickstoff reduziert wird, muß außerdem berücksichtigt werden, daß ab bestimmten NO_3^- -Konzentrationen (300 bis 500 mg/l NO_3^-) die Vernichtung des Wertstoffes Nitrat ökonomisch nicht mehr vertretbar wird.

Die mikrobielle Denitrifikation im Wirbelbett-Biofilm-Reaktor ist in Wasseraufbereitungsanlagen mit Kapazitäten von 5000 m³/d und mehr optimal einsetzbar, da nur hier die fachgerechte Überwachung und der kontinuierliche Durchfluß einer Mindestwassermenge für den Bestand der Bakterienpopulation garantiert werden können.

Das Verfahren ist eine geeignete Variante zur Entfernung von Nitraten in Konzentrationen bis 100 mg/l NO_3^- aus dem Trinkwasser, es ist aber auch bei höheren Nitratgehalten erfolgreich einsetzbar.

S c h r i f t t u m

- Beccari, M., R. Passino, R. Ramandori und V. Tandol: Kinetics of of dissimilatory nitrate and nitrite reduction in suspended growth culture. *Journal WPCF* **55** (1983) 58-64.
- Becker, K. P.: Das Oxitron-System, ein neues biologisches Abwasserreinigungsverfahren für den BSB₅-Abbau sowie zur Nitrifikation und Denitrifikation. *Chem.-Ing.-Tech.* **51** (1979) 549-559.
- Becker, K.-P.: Biologische Abwasserreinigung im Wirbelschichtverfahren. *Maschinenmarkt* **86** (1980).
- Brenzikofer, U.: Nitrat im Trinkwasser. *Chem. Rundschau* **47** (1981) 13-15.
- Bull, M. A., R. M. Sterritt und J. N. Lester: Response of the anaerobic fluidized bed reactor to transient changes in process parameters. *Water Res.* **17** (1983) 1563-1568.
- Daniel, R. M., A. W. Limmer, K. W. Steele und M. Smith: Anaerobic growth, nitrate reduction and denitrification in 46 *Rhizobium* strains. *J. Gen. Microbiol.* **128** (1982) 1811-1815.
- Dawson, R. N., und K. L. Murphy: The temperature dependency of biological denitrification. *Water Res.* **6** (1972) 71-83.
- Dhananjai, B. S., und W. K. Shieh: Kinetics of nitrification and denitrification. *Biotechn. Bioeng.* **20** (1978) 43-72.
- Fichtner, N.: Verfahren zur Nitratelimination im Gewässer. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **11** (1983) 339-345.

- Guhr, H., und G. Rudolf: Stickstoffumsetzungen im Gewässer und ihre wasserwirtschaftliche Bedeutung. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **7** (1979) 153–161.
- Henry, Y., und P. Bessières: Denitrification and nitrite reduction. *Biochimie* **66** (1984) 259–289.
- Jorga, W., und G. Weise: Wasserpflanzen in ihrer Bedeutung für die Uferstabilisierung und für die Verbesserung der Wasserqualität. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **9** (1981) 37–56.
- Jorga, W., G. Weise und W.-D. Hoym: Die Bedeutung der Wasserpflanzen bei wasserbaulichen Maßnahmen. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden* **32** (1983) 173–175.
- Kauling, J., und H.-J. Henzler: Bioverfahrenstechnik. *Chem.-Ing.-Tech.* **55** (1983) 273–285.
- Koné, S., und U. Behrens: Zur Kinetik der Denitrifikation, Teil 1: Mischpopulation und Acetat als Kohlenstoffquelle. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **9** (1981) 523–533.
- Koné, S., und U. Behrens: Zur Kinetik der Denitrifikation, Teil 2. Mischpopulation und Gaswasser als Kohlenstoffquelle. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **10** (1982) 243–250.
- Kümmel, R.: Stickstoffkreislauf und Umwelt. *Z. Chem.* **23** (1983) 287–293.
- Levenspiel, O.: The Monod-equation: A revisit and a generalization to product inhibition situations. *Biotechn. Bioeng.* **22** (1980) 1671–1687.
- Mascheski, I.: Untersuchungen zur mikrobiellen Denitrifikation in einem Biofilm-Reaktor. Diplomarbeit, TH Leuna-Merseburg.
- Mayer, H.-G.: Biomassen submerser Wasserpflanzen – ein landwirtschaftlicher Sekundärrohstoff. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **10** (1982) 55–59.
- Mironenko, E. V., und Ya. A. Pachepsky: Analytical solution for chemical transport with nonequilibrium mass transfer, adsorption and biological transformation. *J. Hydrology* **70** (1984) 167–175.
- Mulcahy, L. T., W. K. Shieh und E. J. Lamotta: Simplified mathematical models for a fluidized bed biofilm reactor. *Water* **77** (1980) 273–284.
- Pietsch, W.: Biochemisch-makrophytische Methode der Nährstoffelimination aus Oberflächenwässern auf der Grundlage der Infiltration. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **8** (1980) 337–361.
- Putzien, J.: Nitrat im Trinkwasser – hygienische und aufbereitungstechnische Probleme. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **12** (1984) 577–593.
- Rautenbach, R., und K. H. Henne: Denitration von Grundwasser mittels Umkehrosmose. Abschlußbericht BMFT-FB-T 1980, 80–155.
- Rittmann, B. E., und P. L. McCarty: Model of steady-state biofilm kinetics. *Biotechn. Bioeng.* **22** (1980) 2343–2357.
- Schiller, H., und H. Gollasch: Versuche zur biologischen Denitrifikation von PCK-Abwässern. Diplomarbeit TH Leuna-Merseburg.
- Scholze, C., L. Stolz, D. Wissel und K. Wiegleb: Die Nitratelimination in der Trinkwasseraufbereitung. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **6** (1978) 451–461.
- Shieh, W. K.: Suggested kinetic model for the fluidized – bed biofilm reactor. *Biotechn. Bioeng.* **22** (1980) 667–676.
- Stensel, H. D., R. C. Loer und A. W. Lawrence: Biological kinetics of suspended growth denitrification. *Journal WPCF* **45** (1973) 249–261.
- Stover, E. L., und D. F. Kinconnon: Biological treatability of specific organic compounds found in chemical industry wastewaters. *Journal WPCF* **55** (1983) 97–109.
- Szetala, R. W., und T. Z. Winnicki: A novel method for determining the parameters of microbial kinetics. *Biotechn. Bioeng.* **23** (1981) 1485–1490.
- Timmermans, P., und A. van Haute: Denitrification with methanol. *Water Res.* **17** (1983) 1249–1255.
- Wiegleb, K.: Nitrateliminierung im Trinkwasser. *Wasserwirt. Wassertechn.* **29** (1979) 101–103.
- Wiegleb, K., und H. Kittner: Regenerierung von Ionenaustauschern im Gleich- und Gegenstromverfahren. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **8** (1980) 615–621.

- Wiegleb, K., und H. Baeck: Das Ionenaustauschverfahren zur Nitrateliminierung aus Trinkwasser und die Beseitigung der Abwässer. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **9** (1981) 81-94.
- Wiegleb, K., C. Scholze und D. Wissel: Verfahrensforschung zur Nitratelimination in der Trinkwasseraufbereitung. *Wiss. Z. Techn. Univ. Dresden* **32** (1983) 218-222.
- Wiegleb, K.: Methoden der Nitratentfernung aus dem Wasser. Vortrag zur Tagung Wasserschadstoffe, Leipzig 1984.

Dipl.-Chem. Ingrid Mascheski

Prof. Dr. Rolf Kümmel

Technische Hochschule „Carl Schorlemmer“ Leuna-Merseburg

Wissenschaftsbereich Reinhaltung der Biosphäre

Sektion Chemie

DDR - 4200 Merseburg

Otto-Nuschke-Straße