

Nitrat und seine Entfernung aus dem Trinkwasser: eine Pilotanlage in Zollikofen bei Bern

Autor(en): **Müller, Urs / Berdat, Francis / Gros, Henry**

Objektyp: **Article**

Zeitschrift: **Schweizer Ingenieur und Architekt**

Band (Jahr): **99 (1981)**

Heft 40

PDF erstellt am: **26.09.2024**

Persistenter Link: <https://doi.org/10.5169/seals-74567>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Inhalten der Zeitschriften. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern.

Die auf der Plattform e-periodica veröffentlichten Dokumente stehen für nicht-kommerzielle Zwecke in Lehre und Forschung sowie für die private Nutzung frei zur Verfügung. Einzelne Dateien oder Ausdrucke aus diesem Angebot können zusammen mit diesen Nutzungsbedingungen und den korrekten Herkunftsbezeichnungen weitergegeben werden.

Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. Die systematische Speicherung von Teilen des elektronischen Angebots auf anderen Servern bedarf ebenfalls des schriftlichen Einverständnisses der Rechteinhaber.

Haftungsausschluss

Alle Angaben erfolgen ohne Gewähr für Vollständigkeit oder Richtigkeit. Es wird keine Haftung übernommen für Schäden durch die Verwendung von Informationen aus diesem Online-Angebot oder durch das Fehlen von Informationen. Dies gilt auch für Inhalte Dritter, die über dieses Angebot zugänglich sind.

Nitrat und seine Entfernung aus dem Trinkwasser

Eine Pilotanlage in Zollikofen bei Bern

Seit einigen Jahren wird im Kanton Bern der Nitratbelastung des Trinkwassers erhöhte Aufmerksamkeit geschenkt. Übersetzten Nitratgehalten im Trinkwasser, denen einige öffentliche Wasserversorgungen ausgesetzt sind, kann heute nur durch dessen teilweisen oder vollständigen Ersatz durch nitratarmes Wasser wirksam begegnet werden. Eine andere Lösung, die Entfernung des Nitrates aus dem Wasser, wird gegenwärtig in der Gemeinde Zollikofen bei Bern erprobt. Die Firma Sulzer betreibt in dieser Wasserversorgung seit mehreren Monaten eine Pilotanlage mit drei verschiedenen Verfahren: der biologischen Denitrifikation, dem Ionenaustausch und der Umkehrosiose.

In den folgenden Beiträgen legt der Kantonschemiker das Problem dar, ein Vertreter des zuständigen Amtes beleuchtet die Möglichkeiten und Grenzen der Nitratentfernung, während ein Vertreter der genannten Firma die Anlage beschreibt und über erste Ergebnisse berichtet. Die Pilotversuche werden diesen Herbst abgeschlossen.

Problemstellung, Anlass und Zielsetzung der Versuche

Von Urs Müller, Bern

Seit einigen Jahren haben sich auch im Kanton Bern die Reklamationen besorgter und verärgelter Wasserbezüger über *rostiges Wasser in den Hausinstallationen* gemehrt. Dabei wurde immer wieder ein Gutachten der Eidg. Materialprüfungs- und Versuchsanstalt in Dübendorf (EMPA) zitiert, das diese unangenehme und in mehreren Gemeinden praktisch gleichzeitig aufgetretene Erscheinung hauptsächlich dem erhöhten Nitratgehalt im Trinkwasser zuschrieb. Zur seriösen Abklärung des *Korrosionsproblems* wurden auf Initiative des Volkswirtschaftsdirektors des Kantons Bern an der EMPA 1977 breit angelegte Langzeitversuche in Angriff genommen. Die aus diesen Versuchen bis heute vorliegenden Teilergebnisse weisen darauf hin, dass *hohe Nitratgehalte nur bei qualitativ schlecht verzinkten Rohren eine merkliche Zunahme der Korrosion* verursachen.

Inzwischen haben aber neuere toxikologische Erkenntnisse gezeigt, dass eher den *gesundheitlichen Aspekten* des Nitratproblems erstrangige Aufmerksamkeit geschenkt werden muss. Nitrate können nämlich unter Einwirkung von Bakterien im menschlichen Körper oder direkt im Nahrungsmittel zum weit toxischeren *Nitrit* umgewandelt werden, das dann bei Säuglingen durch Blockierung des roten Blutfarbstoffes zu einer Methämoglobinämie (*Blausucht*) führen kann. Gemäss den Empfehlungen der Weltgesundheitsorganisation soll daher Säuglingen kein Trinkwasser mit mehr als 50 mg/l Nitrat verabreicht werden. Eine entsprechende Toleranzgrenze hat der Schweizer Gesetzgeber bis heute noch nicht festgelegt; das Lebensmittelbuch enthält nur einen recht unverbindlichen Richtwert von 40 mg/l Nitrat, gemäss dem Trinkwasser mit dauernd höheren

Nitratgehalten beanstandet werden sollte.

Aber noch durch einen ganz anderen gesundheitlichen Aspekt ist neuerdings das Nitratproblem besonders aktualisiert worden: Es besteht nämlich die grundsätzliche Möglichkeit, dass Nitrite unter gewissen Bedingungen *Nitrosamine* bilden können; diese Nitrosamine haben sich im *Tierversuch* als *stark krebsfördernd* erwiesen. Die Empfehlungen einer vom Bundesamt für Gesundheitswesen eingesetzten Nitratkommission gehen denn auch dahin, die Aufnahme von Nitrat – das übrigens in Gemüsen und Salaten in wesentlich grösseren Mengen als im Trinkwasser vorkommt – möglichst niedrig zu halten. Allerdings hat sich diese Kommission in Ermangelung abschliessender toxikologischer Daten bis heute noch nicht auf gesetzliche Höchstwerte festlegen können.

Wie stark ist nun das Trinkwasser im Kanton Bern mit Nitrat belastet? Über 90 Prozent aller öffentlichen Trinkwasserversorgungen weisen Gehalte bis zu 30 mg/l Nitrat auf, 4 Prozent liegen im Grenzbereich von 30–40 mg/l Nitrat und nur in weniger als 2 Prozent der Gemeindeversorgungen werden häufig

Werte über 40 mg/l Nitrat festgestellt.

Da gesamtschweizerisch *eher ein Anstieg* der Nitratgehalte im Grundwasser feststellbar ist, müssen alle Möglichkeiten zur Ursachen- und Symptombekämpfung geprüft werden. So naheliegend und erstrebenswert eine Ursachenbekämpfung auch ist, lässt sie sich in der Praxis jedoch nur bedingt und zudem höchstens mittel- bis langfristig durchführen. Wohl haben Untersuchungen gerade der Landwirtschaftlichen Schule Ins gezeigt, dass die *Stickstoffdüngung* und die *Art der Bodenbewirtschaftung* massgebend zum Auftreten von Nitrat im Boden beitragen, doch muss angenommen werden, dass Nitrat auch auf *natürliche* und damit unbeeinflussbare Weise entsteht. Abklärungen, wieweit man durch eine *Verminderung der Düngergaben* und durch das *Vermeiden von Brachflächen* eine Reduktion des Nitratgehaltes erreichen kann, sind im Gange. Es ist unbestritten, dass überschüssiges Nitrat ins Quell- und Grundwasser ausgewaschen oder im Gemüse abgelagert wird.

Als kurzfristige Lösungsmöglichkeit bietet sich heute nur eine *Symptombekämpfung* an; dabei wird nitratbelastetes Wasser ersetzt oder zumindest mit nitratärmerem Wasser vermischt. Diese Lösung kann aber auf wirtschaftliche, technische und nicht zuletzt politische Schwierigkeiten stossen. Deshalb musste ebenfalls in Erwägung gezogen werden, das Nitrat aus dem Wasser zu entfernen. Auf ein Angebot der Fa. Sulzer hin erklärten sich die Direktionen für Volkswirtschaft und für Verkehr, Energie- und Wasserwirtschaft des Kantons Bern bereit, die Durchführung von Pilotversuchen zur Nitratentfernung aus Trinkwasser zu unterstützen. Die Mitarbeit der Gemeinde Zollikofen und die idealen Verhältnisse beim *Pumpwerk Graben* ermöglichten die Verwirklichung dieses Projektes; die Pilotanlage steht nun seit Oktober 1980 in Betrieb.

Adresse des Verfassers: Dr. U. Müller, Kantonschemiker, Kantonales Laboratorium, Muesmattstr. 19, 3012 Bern.

Möglichkeiten und Grenzen der Nitratentfernung aus der Sicht der Behörde

Von Francis Berdat, Bern

Damit die Nitratentfernung als eine der möglichen Massnahmen in Betracht gezogen werden kann, müssen verschiedene *Voraussetzungen* erfüllt sein: Gestützt auf diese Versuche ist eine *für den praktischen Einsatz taugliche Anla-*

ge entwickelt worden, die mit einer *grossen Leistungsbreite* auf dem Markt angeboten wird, die keine ungünstigen Sekundärwirkungen auf die Wasserverteilung hat (Korrosion), *vernünftige Bau- und Betriebskosten* verursacht und

deren Bedienung und Überwachung auch in kleineren Wasserversorgungen sichergestellt ist.

Die praktischen Möglichkeiten können anschaulich dargestellt werden, indem man vorerst jene Fälle ausscheidet, für die eine Nitratentfernung nicht angezeigt ist:

Fall 1: Die bestehenden Wasserbezugsorte (eigene und fremde) erlauben es, durch eine geeignete Wasserbewirtschaftung, also durch eine zeitweise oder dauernde Verminderung oder Ausschaltung des nitratbelasteten Wassers, den Nitratgehalt im Versorgungsnetz jederzeit und überall deutlich unter 40 mg NO₃/l, also auf höchstens 30–35 mg NO₃/l zu halten. Dies setzt allerdings besonders bei komplizierten Anlagen voraus, dass die Nitratgehalte und die hydraulischen Verhältnisse für alle Belastungsfälle bekannt sind. Auch bei einem Fremdwasserbezug sollte diese Lösung wirtschaftlich sein, da alle Wasserversorgungen verpflichtet sind, Wasser zum Selbstkostenpreis an andere abzugeben.

Fall 2: Die betroffene Wasserversorgung muss ohnehin aus anderen Gründen, wie aus mengenmässigem oder allgemein qualitativem Ungenügen der bisherigen Wasserbezugsorte oder wegen Aufgabe von nitratbelasteten Wasserbezugsorten infolge Überalterung oder ungünstiger Schutzzonenverhältnisse, zusätzliches (nitratarmes) Wasser beschaffen, weil die für die gleichzeitige Lösung des Nitratproblems entstehenden Mehrkosten in der Regel gering sind.

Fall 3: Für nitratbelastete Einzel- oder Kollektivversorgungen im Sinne der kantonalen Lebensmittelverordnung ist ein Anschluss an die öffentliche Wasserversorgung anzustreben, auf den auch ausserhalb der Bauzonen ein gesetzlicher Anspruch besteht, wenn es sich um grössere Siedlungen handelt.

Fall 4: Wenn die Summe der Bau- und Betriebskosten der Nitratentfernung gleich gross oder grösser ist als eine andere Massnahme, weil in erster Linie natürliches, nitratarmes Wasser genutzt werden soll.

Somit wird man in folgenden Fällen die Nitratentfernung in Betracht ziehen:

Fall 5: Die Ersatz- oder Fremdwasserbeschaffung ist wesentlich kostspieliger als die Nitratentfernung. Dies kann vor allem bei mittleren und grösseren Wasserwerken der Fall sein.

Fall 6: Bei nur geringer oder zeitweiser Überschreitung des zulässigen Nitratgehaltes von zentralen Wasserbezugsorten.

Für jeden Fall oder Kombinationen davon können im Kanton Bern Beispiele

aufgeführt werden. Betrachten wir jene Wasserversorgungen, die 40 mg NO₃/l dauernd überschreiten, überwiegen zwangsläufig die Fälle, wo die Nitratentfernung nicht im Vordergrund steht. Berücksichtigt man allerdings auch jene Versorgungen mit nur zeitweise kritischen Werten, stellt sie eine willkommene, ernsthaft zu prüfende Lösung dar.

Mit Ausnahme der gezielten Wasserbeschaffung (Fall 1) ist allen Massnahmen gemeinsam, dass sie beträchtliche Investitionen erfordern, die in Millionenhöhe gehen können und in der Regel der Zustimmung der Stimmbürger unterliegen. Bei der Fremdwasserbeschaffung ist auch das Einverständnis einer oder mehrerer Nachbargemeinden notwendig. Die Herabsetzung des Nitratgehaltes im Trinkwasser kann deshalb nicht einfach angeordnet werden. Sie bedarf vielmehr eines demokratischen Entscheidungsprozesses, der nur durch sachliche Diskussion der Notwendigkeit und Möglichkeiten von Sanierungsmassnahmen gefördert werden kann. Das Nitratproblem ist kein

Skandal, sondern ein von der Wissenschaft erkanntes Problem, das mit gutem Willen (und Geld) ohne weiteres gemeistert werden kann.

Die meisten betroffenen Gemeinden haben sich denn auch damit auseinandergesetzt, und in mehreren stehen Abhilfemassnahmen unmittelbar bevor. Die bisher abwartenden Wasserversorgungen möchten wir ermuntern, solche in Zusammenarbeit mit dem Kantonalen Laboratorium und dem Wasser- und Energiewirtschaftsamt ebenfalls zu studieren; denn auch der Kanton ist nicht untätig: Er setzt nicht nur gesetzliche Vorschriften durch, sondern er berät, vermittelt zwischen Gemeinden, erarbeitet hydrogeologische Grundlagen, erstellt regionale Wasserversorgungskonzepte, und nicht zuletzt richtet er den meisten Gemeinden auch namhafte Beiträge an die Sanierungskosten aus.

Adresse des Verfassers: F. Berdat, dipl. Kult.-Ing. ETH, Adjunkt, Wasser- und Energiewirtschaftsamt des Kantons Bern, Rathausplatz 1, 3011 Bern.

Erste Ergebnisse und Aussichten für die praktische Anwendung der Pilotanlage

Von Henry Gros und Markus Kyburz, Winterthur

Eine Elimination von gelösten, organischen oder anorganischen Stoffen aus dem Wasser wird heute in vielen Wasserwerken durchgeführt. Sie besteht im allgemeinen aus einer Kombination verschiedener Verfahren: Zugabe eines Oxidationsmittels (Chlor oder Ozon), pH-Änderung, Flockungsmittelzugabe, Elimination der Schwebstoffe, Adsorption usw. Gewisse anorganische Salze wie das Natriumchlorid (das sich im Brack- oder Meerwasser befinden) oder das Nitrat sind allerdings besonders inert und lassen sich nicht durch Fällung entfernen. Die Verfahren, die zu ihrer Abtrennung in Frage kommen, sind hauptsächlich die Destillation, der Ionentauscher und die Membranprozesse wie Umkehrosmose oder Elektrodialyse. Da das Nitrat ein Glied des Stickstoffkreislaufes ist, kann es auch über einen biologischen Weg entfernt werden. Die Nitratentfernungsverfahren, die hier untersucht werden, sind in Abstimmung auf die Grössenordnung der eventuell zu bauenden Anlagen ausgewählt worden. Sie benützen Technologien, die in ähnlichen Fällen bereits langjährig im Einsatz sind.

Biologisches Verfahren

Das Wasser ist sowohl während seines Zyklus wie auch während seiner Aufbereitung in *ständigem Kontakt mit Mikroorganismen*, wie z.B. die Algen und die Bakterienfauna der Oberflächengewässer, des Bodens, der nitrifizierenden Filter, der Langsamfilter usw. Eine dieser biologischen Reaktionen wird heute in verschiedenen europäischen Ländern als *Denitrifikationsverfahren* entwickelt und verlangt die Zugabe von organischen Nährstoffen (Äthanol, Essigsäure).

Das hier von Sulzer entwickelte Verfahren benützt dagegen Wasserstoff (H₂)

bzw. Kohlendioxid (CO₂) als Energie- bzw. Kohlenstoffquelle der Denitrifikanten. Das Verfahren ist besonders «sauber»: die Anwendung des Wasserstoffes stellt nämlich gar kein Problem bezüglich Entfernung allfälliger Überschüsse am Ausgang der Anlage. Zudem trägt dies dazu bei, dass im biologischen Reaktor sehr selektive Bedingungen herrschen. Diese lassen nur das Wachstum von ganz spezifischen, den Bedingungen adaptierten Mikroorganismen zu.

Die Gesamtbilanz dieser sogenannten *autotrophen Mikroorganismen* kann durch folgende Gleichung dargestellt werden:



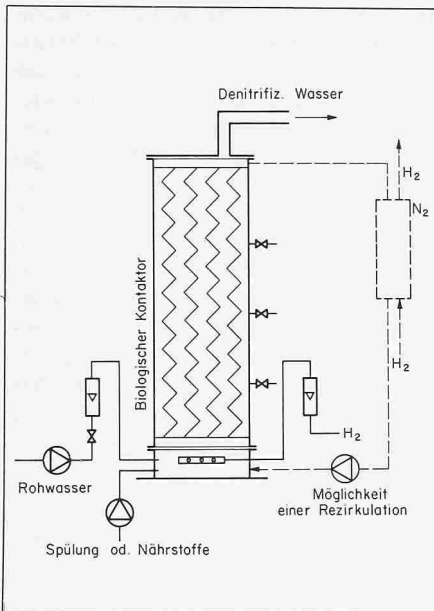


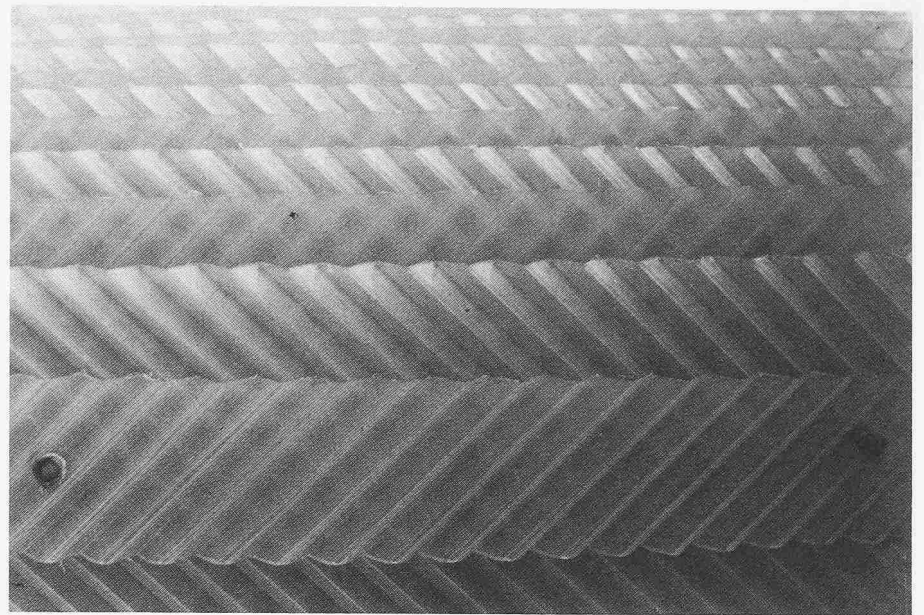
Bild 1. Schema des biologischen Kontaktors

Es sind die Sauerstoffatome (O) des Nitrates (NO_3^-), die der Oxidation zu Wasser (H_2O) des Wasserstoffes (H_2) dienen; das Nitrat wird somit zum gasförmigen Stickstoff (N_2) reduziert. Man bemerke die Notwendigkeit der Zugabe von H^+ -Ionen im Laufe der Reaktion.

Das Verfahren, in dem die feste (Mikroorganismen), die flüssige (Wasser) und die gasförmige Phase miteinander in Kontakt gebracht werden, muss so gestaltet werden, dass das Volumen der Anlage und der Wasserstoffverbrauch so klein wie möglich gehalten werden können. Das sogenannte *Festbettverfahren* steht in gutem Einklang mit diesen Anforderungen und bietet zudem den Vorteil einer einfachen Betriebsweise.

Eine der beiden in *Zollikofen* gefahrenen biologischen Pilotanlagen wird mit direktem Wasserstoffeintrag betrieben (Bild 1); Wasser und Wasserstoff fließen danach im Gleichstrom über den Festbett-Kontaktor, der als Träger der Mikroorganismen dient. In der zweiten Anlage wird das Wasser über ein externes Wasserstoffeintragsystem rezykliert.

In einer ersten Versuchsphase wurde eine körnige Masse von Kalziumkarbonat als Träger der Mikroorganismen eingesetzt. Der jetzt eingesetzte Träger hat die spezifisch räumliche Struktur der Sulzer-Mischelemente (Bild 2). Dieser erlaubt sowohl einen hohen Wirkungsgrad im Stofftransport gasflüssig wie auch eine gute Zugänglichkeit zum gesamten fixierten Mikroorganismen-Film: Die guten Leistungen in der H_2 -Absorption sind mit einer problemlosen Entfernung des entweichenden Stickstoffes (N_2) verbunden; die Homogenität der Verteilung aller fluiden Medien führt zu noch selektiveren Bedin-

Bild 2. Sulzer-Mischelement: Das H_2 -Wassergemisch zirkuliert zwischen den Lamellen

gungen für die Mikroorganismen.

Bild 3 stellt typische Ergebnisse, die am Ausgang des im Gleichstrom betriebenen biologischen Kontaktors in Abhängigkeit der Verweilzeit erhalten worden sind, dar: Eine genügend lange Verweilzeit bringt eine praktisch vollständige Elimination der Nitrates, ohne dass sich Nitrit als Zwischenprodukt ansammelt; nach Optimierung des Verfahrens sollte diese Verweilzeit auf etwa 0,5 bis 1 Stunde zu liegen kommen.

Das biologische Aufbereitungsverfahren ist gewissen Vorgängen, die in zahlreichen Oberflächenwässern oder im Boden stattfinden, sehr ähnlich. Infolgedessen wird der biologische Kontaktor von einer Nachbehandlung durch Flockungfiltration, Chlorung oder Ozonung und Aktivkohlen-Adsorption verfolgt, wie dies der Fall ist für die Aufbereitung von Oberflächenwässern. Dies ergibt dann eine gute Sicherheit bezüglich Qualität des aufbereiteten Wassers.

Ionenaustauscher

Ionenaustauschervorgänge sind zunächst in der Natur beobachtet worden; sie finden vor allem im Boden statt und üben einen grossen Einfluss auf das ionische Gleichgewicht und die Nährstoffzufuhr der Pflanzen aus. Die ersten betrieblich eingesetzten Ionenaustauscher waren folglich auch *silikatische Naturprodukte*.

Die modernen Ionenaustauscher bestehen aus *unlöslichem Kunstharz*, welches das starre mikroskopische Gerüst, an dem die ionenaustauschaktiven Gruppen fixiert sind, bildet. Im Falle der hier für die Elimination der Nitrates

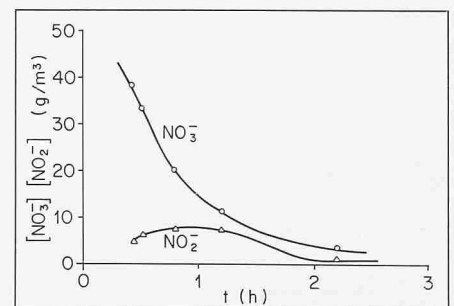
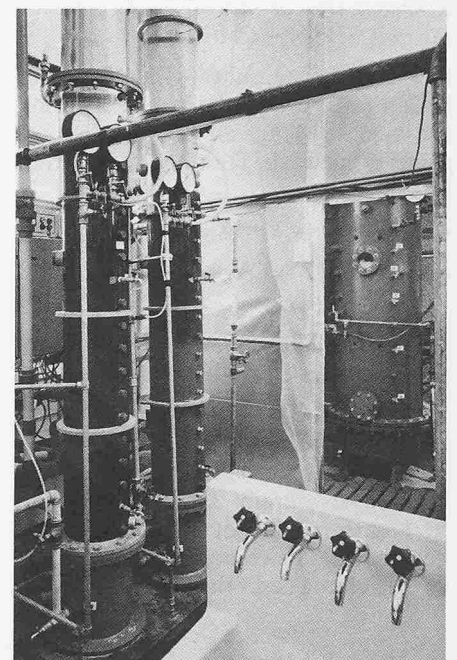
Bild 3. Nitrat (NO_3^-)- und Nitrit (NO_2^-)-Konzentration am Ausgang des im Gleichstrom betriebenen biologischen Kontaktors: Einfluss der Verweilzeit

Bild 4. Gesamtansicht der biologischen Anlage: links die Nachbehandlung, hinten der biologische Kontaktor auf körniger Masse



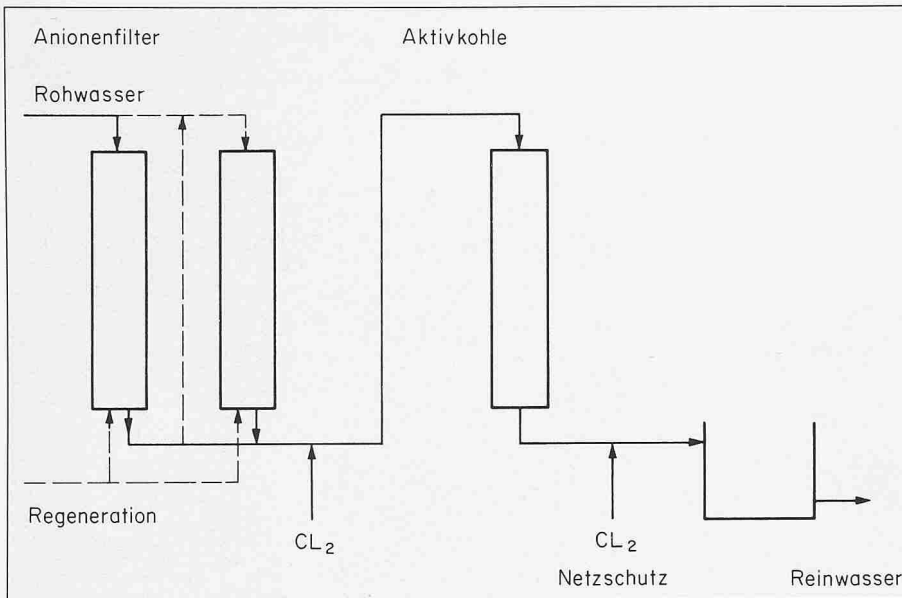


Bild 5. Ionenaustauscher: Schema der Pilotanlage

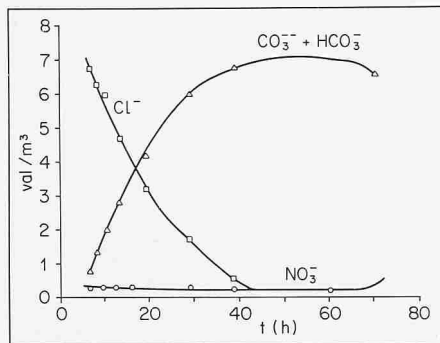
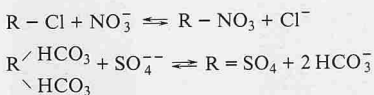


Bild 6. Denitrifikation über einen stark basischen Anionenaustauscher: Chlorid-, Bikarbonat- und Nitratkonzentration am Ausgang des Austauschers in Abhängigkeit der Laufzeit

(NO₃⁻) angewendeten, stark basischen Ionenaustauscher sind es quaternäre Ammonium-Gruppen, die nach einer Regeneration mit einer konzentrierten Kochsalz-(Na + Cl⁻)-Lösung in der Form R - R₃N - Cl liegen.

Der Ionenaustauscher gibt für jedes Anion (z.B. NO₃⁻), das er fixiert, eine äquivalente Menge an Anionen des Regeneriersalzes ab. Dies nach folgenden Gleichungen:



Die schwach basischen Anionenaustauscher müssen ihrerseits mit einer Säure- oder Lauge-Lösung regeneriert werden.

Wenn eine wässrige Lösung mit einem Ionenaustauscherharz in Kontakt gebracht wird, ergibt sich ein Gleichgewichtszustand. Dieser kann für die erste der oberen Gleichungen durch folgende Gleichung beschrieben werden:

$$K_{Cl} = \frac{(NO_3^-)_{aR-Cl}}{(Cl^-)_{aR-NO_3}}$$

K ist die Gleichgewichtskonstante
() bedeutet Konzentration des Anions in der Lösung
a bedeutet Aktivität (d. h. «aktive» Konzentration) des im Harz gebundenen Anions

Wenn das Verhältnis (NO₃⁻)/(Cl⁻) während der Regeneration künstlich erniedrigt wird, bleibt K konstant, so dass es im Harz zu einer Erhöhung des Verhältnisses a_R - Cl / a_r - NO₃ und somit zu einer Freilassung von (NO₃⁻) und zu einer Fixierung von (Cl⁻) am Harz kommt (erste der oberen Gleichungen von rechts nach links gehend). Dieser Vorgang wird durch Erhöhung der Chloridkonzentration (Cl⁻) in der Regenerierlösung noch verstärkt.

Wenn in der Praxis verschiedene Anionen in der zu behandelnden Lösung anwesend sind, so weist das Ionenaustauscherharz bezüglich der verschiedenen Anionen verschiedene Affinitäten bzw. Selektivitäten auf; jedes Anionenpaar besitzt seine eigene Gleichgewichtskonstante, die ihrerseits von den anderen anwesenden Ionen beeinflusst wird. Die beste Art der Festlegung der praktischen Leistungen eines Harzes ist also das Testen in realen Bedingungen.

Die zu diesem Zweck in Zollikofen aufgestellte Pilotanlage ist auf Bild 5 und auf Bild 9 dargestellt.

Die kleinen Harzkügelchen sind in zwei Kolonnen enthalten, die nach Wunsch parallel oder in Serie geschaltet werden können. Die nachgeschaltete Dosierung eines Biozides (Cl₂) und die Aktivkohleadsorption sind nicht prinzipiell notwendig und erfüllen hier eher die Funktion einer Sicherheitsbarriere.

Bild 6 stellt typische, in Zollikofen erhaltene Ergebnisse dar: die Chlorid-

ionen, die aus der Regeneration stammen, werden relativ rasch gegen Bikarbonat-Ionen (HCO₃⁻) ausgetauscht; die letzten werden anschliessend selbst wieder gegen Nitrat-Ionen (NO₃⁻), die immer weiter gebunden werden, ausgetauscht; nach t = 30 Stunden wird im aufbereiteten Wasser (HCO₃⁻) nämlich grösser als im Rohwasser. Wie es oben auch durch die 2. Gleichung dargestellt wird, kann ein mit Sulfat (SO₄²⁻) gesättigter, stark basischer Anionenaustauscher mit Bikarbonat-Ionen regeneriert werden. Die Untersuchung dieser Art der Regeneration bzw. die Erprobung eines Verfahrens mit einer ersten Nitratentfernungsstufe ist vorgesehen.

In der Praxis wird man den starken Änderungen der Zusammensetzung des behandelten Wassers (Bild 6) begegnen können, indem mehrere Austauscherkolonnen parallel mit Staffelung der Regenerationen der einzelnen Kolonnen über die ganze Laufzeit einer der Kolonnen betrieben werden.

Umkehrosmose

Wenn zwei wässrige Lösungen von unterschiedlichem Salzgehalt durch eine Membran getrennt sind, beschreibt die Osmose die Diffusionsphänomene durch diese Membran: Das Wasser diffundiert in Richtung der Lösung mit höherem Salzgehalt, bis der Druck in der Salzlösung so gross wird wie ihr osmotischer Druck. Der osmotische Druck ist höher in der höher konzentrierten Salzlösung. Dieses Phänomen bildet die Basis der Nährstoff- und Wasseraufnahme von lebenden Zellen.

Mit der Entwicklung der künstlichen Membranen aus Zellulose-Azetat oder aus Polyamid ist es heute möglich, das Phänomen umzukehren, indem die Salzlösung einem Druck, der höher als der osmotische Druck ist, ausgesetzt wird. Die so erhaltene umgekehrte Osmose ist eigentlich eine Art Filtration: man spricht auch von Hyperfiltration. Die Wassermoleküle diffundieren wesentlich rascher durch die Membran als die Salz-Ionen (Nitrate), so dass mehr als 80 Prozent des Wassers als sogenanntes Permeat mit niedrigem Salzgehalt nach Durchfluss durch die Membran und durch das poröse Trägermaterial (Bild 8) am Zentrum der Module gesammelt werden können. Das restliche Wasser, das immer noch unter Druck ist, verlässt kontinuierlich die Anlage als sogenanntes Konzentrat.

Die Eliminationsleistungen der Anlage werden durch den relativen Unterschied zwischen dem Wasserfluss Q_w und dem Salzfluss Q_s durch die Mem-

bran bestimmt. Q_w ist proportional zu $(\Delta P - \Delta TT)$, wo ΔP bzw. ΔTT die Unterschiede zwischen den Drücken bzw. den osmotischen Drücken auf beiden Seiten der Membran sind. Q_s ist proportional zum Unterschied des Salzgehaltes in Permeat und Konzentrat. Man sieht, dass der optimale Arbeitsdruck so weit erhöht werden muss, bis der Permeatfluss (Q_w) bedeutend grösser wird als der Salzfluss (Q_s).

Andere Parameter haben ihre praktische Bedeutung: Der pH-Wert, bei dem die Anlage betrieben wird, muss so tief sein, dass einerseits bessere Eliminationsleistungen erhalten, andererseits die Ausfällung von Kalziumbikarbonat vermieden werden kann. Das Rohwasser muss zudem chloriert werden und vor allem von seinen Schwebstoffen befreit werden, um jegliche Verblockung der Membranporen zu vermeiden.

Praktische Ergebnisse zeigen die Effekte dieser Parameter in einer gegebenen Situation. Sie erlauben es, die Effizienz der Vorbehandlungsmethoden und die Stetigkeit der Leistungen über längere Zeit zu verfolgen. Die Pilotanlage von Zollikofen ist auf Bild 7 und auf Bild 9 dargestellt. Die benutzten Module sind vom gleichen Typus und von der gleichen Grösse wie in einer Grossanlage.

Die ersten Ergebnisse von Zollikofen zeigen die Tauglichkeit des untersuchten Verfahrens in der Elimination der Nitrate. Das Verfahren bringt zudem den Vorteil, dass es mit einer totalen Enthärtung des «osmosierten» Wassers gekoppelt ist, was bedeutende Vorteile für die ganze anschliessende Wasserversorgung mit sich bringt, wenn der Permeat mit Rohwasser vermischt wird, um dessen mittleren Nitratgehalt zu reduzieren.

Bild 10 zeigt in Zollikofen erhaltene Werte des Permeatflusses (Q) und -Nitratkonzentrationen (NO_3^-) in Abhängigkeit des angewendeten Arbeitsdruckes. Das Optimum wird man so wählen, dass die spezifischen Produktionskosten minimalisiert werden können.

Praktische Aussichten

Die spezifischen Produktionskosten der untersuchten Verfahren - inkl. Anuitäten - wurden an anderer Stelle ermittelt (J. C. Ginocchio: «Denitrifikation des Trinkwassers», Wasserwirtschaft 12:397, 1980). Sie liegen zwischen etwa 0,1 und 0,4 sFr./m³ verteiltes Wasser. Die in Zollikofen erhaltenen Betriebsergebnisse bestätigen diese Grössenordnung und zeigen, dass man hiermit verschiedene Techniken zur Verfügung hat, die sowohl wirtschaft-

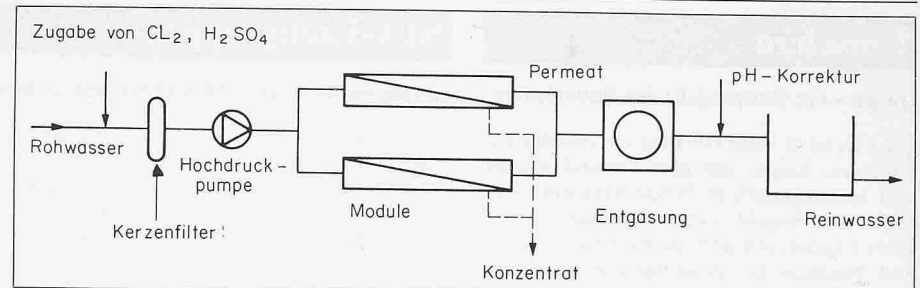


Bild 7. Schema einer Umkehrosmoseanlage

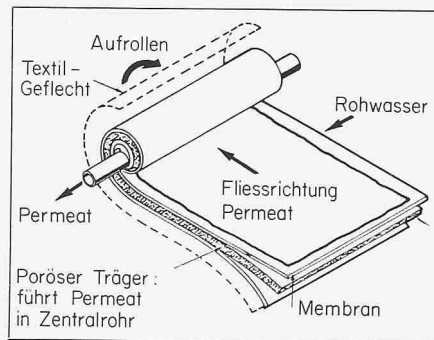


Bild 8. Umgekehrte Osmose: Aufbau eines Moduls

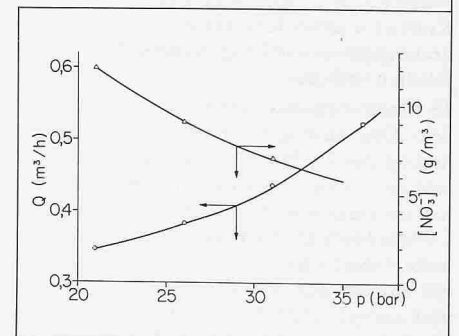


Bild 10. Umgekehrte Osmose: Permeatfluss und -qualität in Abhängigkeit des angewendeten Drucks

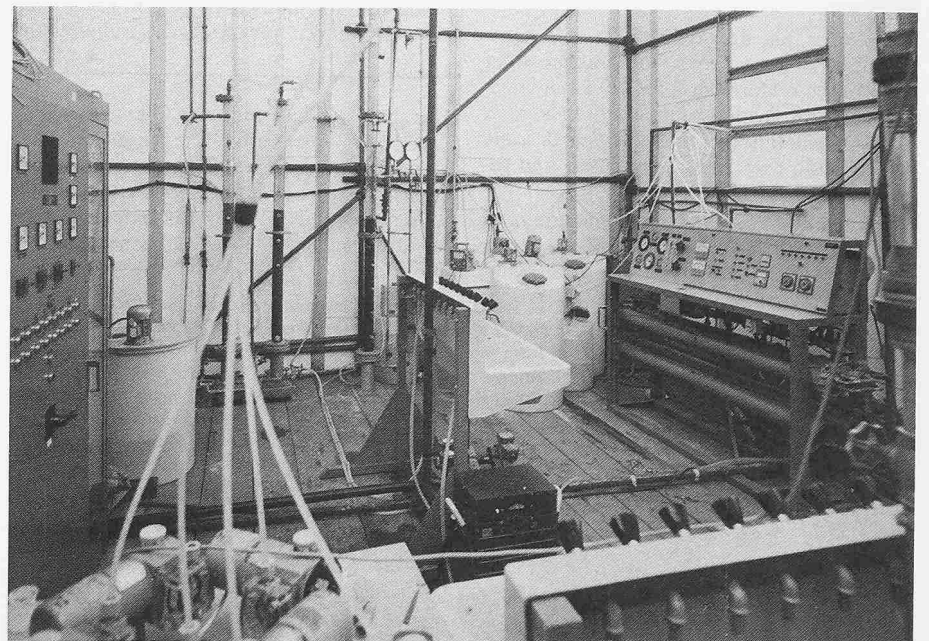


Bild 9. Ansicht der Umkehrosmose (rechts) und der Ionenaustauscheranlage (links) in Zollikofen

lich wie auch technisch für die Elimination der Nitrate aus dem Trinkwasser einsetzbar sind.

Die endgültige Wahl einer Technik wird man selbstverständlich in Abhängigkeit der spezifischen Bedingungen treffen: Grösse der Anlage, Nitratkonzentration im Rohwasser, Möglichkeit der Benützung bzw. der Entsorgung der aufkonzentrierten Nitratlösung, Bedienungsfreundlichkeit usw.

Man kann hier nochmals bemerken, dass die biologische Aufbereitung den

Vorteil hat, dass die entfernten Nitrate in gasförmigen Stickstoff umgewandelt werden. Die Umkehrosmose hat andererseits, insbesondere für Anlagen kleinerer bis mittlerer Grösse, den Vorteil einer grossen Gleichmässigkeit in der Zusammensetzung des erhaltenen Wassers und einer einfachen Betriebsweise.

Adresse der Verfasser: Dr. H. Gros, dipl. Chem. ETH, M. Kyburz, chem. HTL, Gebr. Sulzer AG, Wasser- und Abwassertechnik, 8401 Winterthur.