



Freie und Hansestadt Hamburg

Umweltbehörde

Stickstoff in Oberflächengewässern

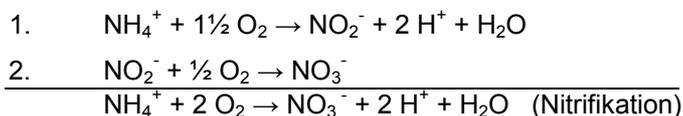
Nitrat, Nitrit, Ammonium, Ammoniak

Hinweise zur Beurteilung von Auswirkungen auf das Gewässer bei der Einleitung von ammoniumhaltigem Grundwasser oder Abwasser, z.B. aus Wasserhaltungsmaßnahmen.

1 Stickstoffverbindungen im Gewässer

Stickstoff gelangt in die Oberflächengewässer aus dem anstehenden Boden, über überdüngte Böden, die Luft, Falllaub und Stickstofffixierung aus der Luft durch Cyanobakterien (Blaualgen) oder Einträge stickstoffbelasteter Abwässer. Die relative Größe dieser Eintragspfade ist unterschiedlich, in eutrophen Gewässern kann die Stickstofffixierung bis zu 80% ausmachen.

Die in partikulärer oder gelöster organischer Substanz enthaltenen N-Verbindungen werden durch die Tätigkeit von Bakterien zu Ammonium (NH_4^+) und letztlich zu Nitrat (NO_3^-) abgebaut. Im sauerstoffreichen Wasser wird das Ammonium in zwei voneinander getrennten Schritten im Wesentlichen durch Bakterien oxidiert. Im ersten Schritt oxidiert eine Bakteriengruppe (z.B. *Nitrosomonas*) das Ammonium zu Nitrit (NO_2^-), und eine zweite Gruppe (z.B. *Nitrobacter*) das Nitrit zu Nitrat (NO_3^-).



In unbelasteten Fließgewässern liegt im Wesentlichen Nitrat vor und geringe Mengen an Ammonium. Die Mengenverhältnisse von Nitrat zu Ammonium und Nitrit verhalten sich etwa wie 85 : 14 : 1.

Im Sediment der Gewässer wird ein Teil des Ammoniums an Tonmineralien adsorbiert und liegt zum anderen Teil gelöst im Porenwasser vor. Ammonium ist nur unter anaeroben Verhältnissen - wie z.B. meist im Grundwasser - stabil. Wie oben gezeigt, wird es ansonsten unter starker Sauerstoffzehrung zu Nitrat oxidiert. Dabei werden pro mg Ammoniumstickstoff etwa 4,6 mg Sauerstoff gebraucht. Nitrat wird von Wasserpflanzen und Algen als Nährstoff aufgenommen, zu Ammonium reduziert und in die Pflanzensubstanz eingebaut.

Im Gewässer liegt ein Gleichgewicht zwischen zwei Formen des reduzierten Stickstoffs vor:



Ammoniak (NH_3) ist ein stechend riechendes, farbloses Gas, das sehr leicht in Wasser löslich ist und dabei Ammonium-Ionen bildet. Auf welcher Seite des Gleichgewichts die Konzentration höher ist, ist im Wesentlichen abhängig von der Temperatur und dem pH-Wert. Bei höheren Temperaturen steigt der Gehalt an Ammoniak und besonders bei höheren pH-Werten liegt das Gleichgewicht ganz stark auf der Seite des Ammoniaks.

2 Vorgänge im Gewässer bei Einleitung von ammoniumhaltigem Wasser

Wird bei Bauvorhaben oder Grundstückssanierungen oberflächennahes Grundwasser zur Trockenhaltung der Baugrube abgepumpt, so ist dieses Wasser in den meisten Fällen sauerstofffrei oder sauerstoffarm und oft mit Ammonium belastet. Das Ammonium kann von Altlasten herrühren oder auch aus abgelagerten Sedimenten, wobei Geest- und Marschgrundwasser sich durch den Gehalt an Ammonium, Mangan(II) und Eisen(II) unterscheiden :

Die Marsch ist nahezu vollständig mit so genannten Weichschichten (Klei, Torf, Mudde) abgedeckt, deren organische Substanz unter Verbrauch von Sauerstoff bzw. durch Reduktion von Nitrat und Sulfat abgebaut wird. An den Messstellen werden entweder kein Nitrat oder nur sehr geringe Gehalte (Maximum 1,5 mg/l NH_4) gefunden, obwohl auch hier zum Teil intensive Landwirtschaft betrieben wird. Außerdem ist das Wasser durch die Zehrungsprozesse sehr arm an Sauerstoff oder sauerstofffrei.

Demgegenüber enthält das Grundwasser auf der Geest größtenteils noch Sauerstoff und der Nitratgehalt liegt im Mittel bei 13 mg/l, der Medianwert beträgt 3,1 mg/l, d.h. es gibt einige Stellen mit sehr hohen Gehalten.

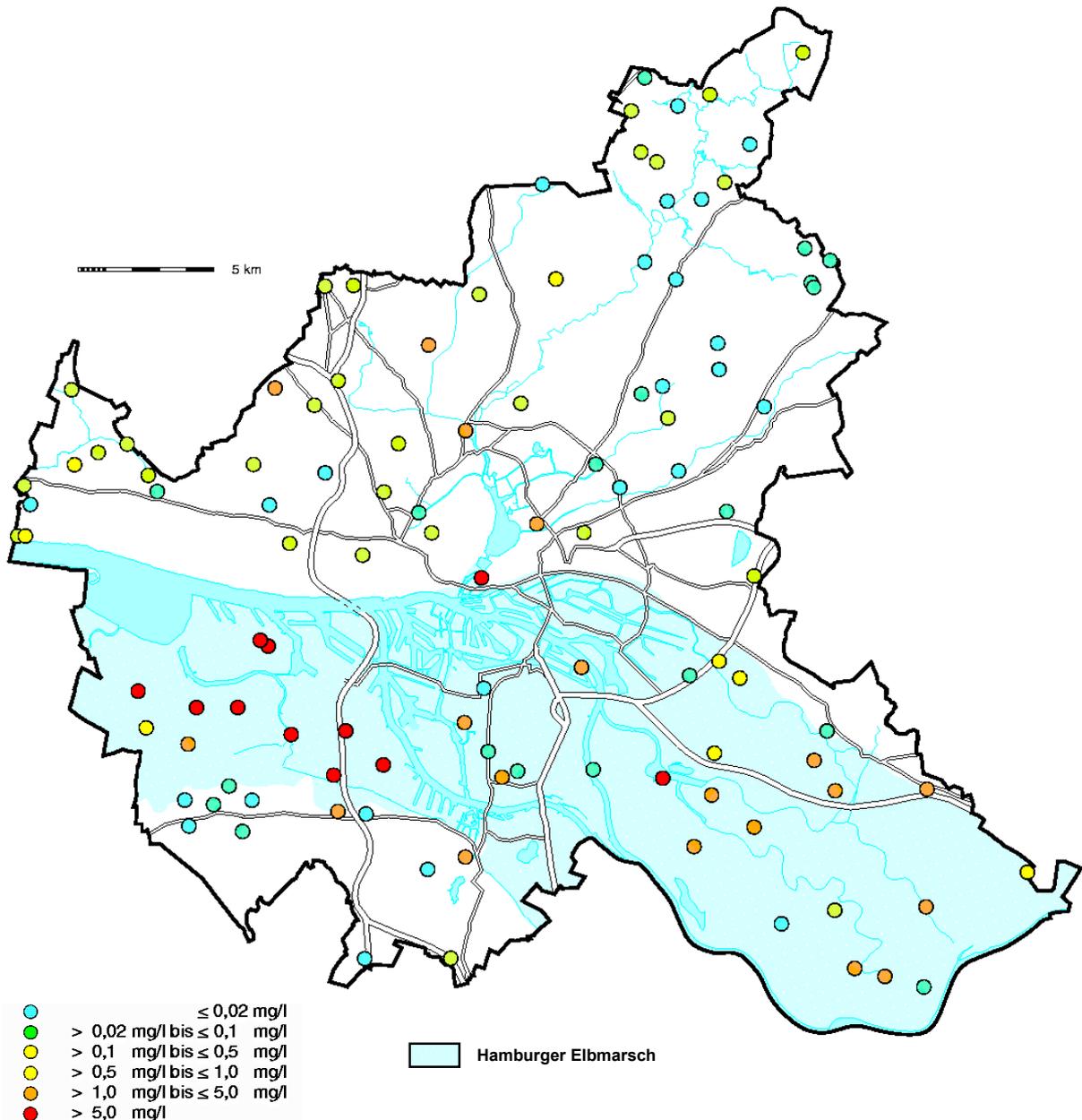


Abbildung 1: Ammoniumbelastung von Messstellen im oberflächennahen Grundwasser (aus: Grundwasserbericht Hamburg, 1997, Umweltbehörde)

Die Verteilung der Ammoniumgehalte im Grundwasser sieht entsprechend aus (s. Abbildung 1). Im westlichen Teil der Marsch liegen Bereiche mit besonders hohen Ammoniumgehalten. Untersuchungen von Gröngröft (1992) zeigen, dass das Ammonium aus den Weichschichten in das Grundwasser eingetragen wird. Dieser natürliche Vorgang macht sich dort stärker bemerkbar, wo der Grundwasseraustausch durch lateral zuströmendes Geestgrundwasser oder Uferfiltrat der Elbe besonders gering ist.

Negative Auswirkungen von Ammonium-Einleitungen in ein Oberflächengewässer beruhen auf den folgenden Effekten

- **toxische** (giftige) Wirkung
- **Sauerstoffzehrung**
- **düngende** Wirkung

2.1 Toxische Wirkungen

2.1.1 Ammonium – Ammoniak

Die toxische Wirkung des Ammoniums/Ammoniaks ist im Wesentlichen abhängig von der NH_3 -Konzentration. NH_4^+ hat auch eine Giftigkeit, die aber sehr viel geringer ist als beim Ammoniak und nur bei pH-Werten unter 7 eine Rolle spielt. Der Ammoniakanteil ist stark pH-abhängig. Bei Erhöhung von pH 6 zu 7 nimmt die Konzentration dabei um den Faktor 10 zu.

Letale Konzentrationen liegen je nach Fischart bei 0,6 – 1,2 mg/l NH_3 und bei Fischbrut bei 0,2 – 0,4 mg/l NH_3 . Intoxikationen oder chronische Schädigungen treten bei Fischen schon bei 0,01 mg/l NH_3 auf. Andere Wassertiere wie Insekten, deren Larven und Krebse sind NH_4^+ / NH_3 gegenüber sehr viel toleranter als Fische, d.h. dass erst höhere Konzentrationen für sie toxisch sind. Untersuchungen der Umweltbehörde mit dem Hydroidentest (Süßwasserpolymp) bei einem pH-Wert von 8 und einer Temperatur von 20 °C haben gezeigt, dass nach 24 Stunden subletale toxische Effekte auftreten ab 1,4 – 2,8 mg/l Ammonium, was 0,04 – 0,08 mg/l Ammoniak entspricht.

Bei der Toxizität des Ammoniaks spielt auch die Dauer der Einwirkung eine Rolle. Kurzzeitige Stossbelastungen über der akut toxischen Konzentration führen zu keinen Schädigungen, wenn die Fische sich danach in ‚reinem‘ Wasser erholen können. Ständige Schwankungen der Ammoniak-Konzentration werden schlechter ertragen als eine konstante Exposition über z.B. 96 Stunden.

Chronische Auswirkungen von Chemikalien erfolgen oft schleichend. So bewirken bereits geringe Konzentrationen von Ammoniak bei Fischen eine reduzierte Futteraufnahme mit Wachstumsverzögerungen, Degeneration von Kiemen und reduzierte Krankheitsresistenz. Das führt zu geringerer Reproduktion, zu Krankheiten, zu Ertragsausfällen in der Fischerei bis zum Verschwinden von Fischarten. Augenfällig werden allerdings meist nur Fischsterben durch akut toxische Konzentrationen.

Bei niederen Tieren konnte gezeigt werden, dass die Giftwirkung in gewissem Umfang auch von der Temperatur abhängig ist, was allerdings nach neueren Untersuchungen nicht für Fische gilt.

Die Frage, ob im Gewässer überwiegend Ammonium oder Ammoniak vorliegt, ist im wesentlichen abhängig vom pH-Wert aber auch von der Temperatur. In der Grafik von Warg (1987, Abb. 2) ist der Zusammenhang zwischen NH_4 -N-Konzentration, pH-Wert, Temperatur und toxischen Auswirkungen dargestellt. Daraus folgt, dass besonders im Sommer Situationen auftreten können, in denen Konzentrationen an Ammoniak im Gewässer erreicht werden, die auf die Gewässerfauna toxisch wirken können. Höhere pH-Werte treten in Oberflächengewässern im Sommer auf, weil es dann häufig zu Phytoplanktonblüten kommt, die bei der Fotosynthese Kohlendioxid oder Hydrogenkarbonat verbrauchen, was über das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht zu pH-Wert-Erhöhungen führt.

2.1.2 Nitrit

Wie oben gezeigt, entsteht Nitrit (NO_2^-) als Zwischenprodukt bei der Oxidation von Ammonium zu Nitrat (NO_3^-) (Nitrifikation), wobei es im Normalfall sehr kurzlebig ist, weil es schnell weiteroxidiert wird. Ist dieser Prozess durch toxische Einflüsse gestört oder unterbunden, kann es zu Akkumulationen von Nitrit kommen.

Fische sind die am empfindlichsten auf Nitrit reagierenden Wasserorganismen, wobei Forellen stärker beeinträchtigt werden als Karpfen. Die Sensibilität gegenüber Nitrit nimmt mit der Größe der Fische zu. Nitrit wird im Blut der Fische angereichert und oxidiert das Eisen des Blutfarbstoffes Hämoglobin. Dadurch wird die Sauerstofftransportkapazität vermindert und es kann zu einer Unterversorgung mit Sauerstoff kommen.

In der EU-Fischgewässer-Richtlinie und der dazugehörigen Hamburgischen Verordnung werden als Richtwert für Salmonidengewässer 0,01 mg/l und für Cyprinidengewässer 0,03 mg/l NO_2 genannt, die anzustreben sind.

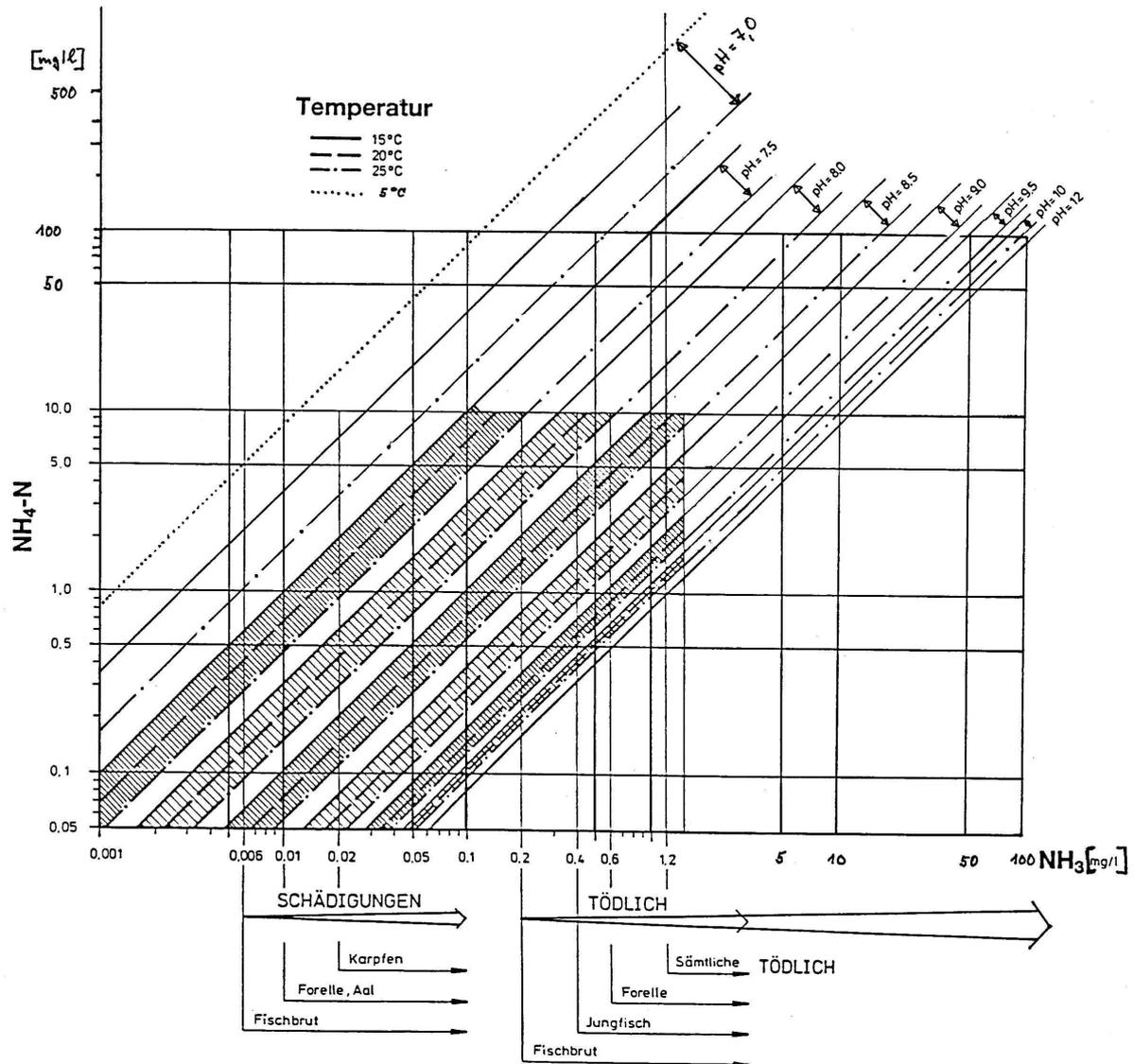


Abbildung 2: NH_3 in Abhängigkeit von $\text{NH}_4\text{-N}$, pH und Temperatur sowie die Schädigungen (nach Warg 1987)

2.2 Sauerstoffzehrungen

Die Nitrifikation (Oxidation von Ammonium über Nitrit zu Nitrat) wird im Wesentlichen von Bakterien durchgeführt. Es sind wärmeliebende Bakterien und ihre Aktivität steigt mit steigenden Temperaturen. Das bedeutet, dass besonders im Sommer durch die bakterielle Aktivität bei der Ammoniumoxidation relativ schnell sehr viel Sauerstoff verbraucht wird, was im Extremfall zu einem Fischsterben führen kann.

Deutlich verstärkt wird die Giftigkeit von Gesamt-Ammonium außerdem durch eine geringere Sauerstoff-Konzentration. Dabei ist von einer Verdoppelung der Giftigkeit auszugehen, wenn der Sauerstoffgehalt von 9 auf 3 mg/l sinkt.

2.3 Düngende Wirkung

Ammonium wird von höheren Wasserpflanzen und Algen als Nährstoff aufgenommen. Die Nährstoff-Wirkung von eingeleitetem Ammonium spielt jedoch in unseren Gewässern eine untergeordnete Rolle, weil das zusätzliche Ammonium nicht zu einem verstärkten Wachstum führt; der begrenzende Faktor ist das Phosphat.

3 Richt- und Grenzwerte

Einige internationale (EIFAC = European Inland Fisheries Advisory Commission) wie nationale (US EPA, Canada EPA) Organisationen geben Richtwerte an, die nicht überschritten werden sollten, um das Leben von Fischen zu ermöglichen. Außerdem gibt es eine „EU-Richtlinie 78/659/EWG des Rates vom 18. Juli 1978 über die Qualität von Süßwasser, das schutz- oder verbesserungsbedürftig ist, um das Leben von Fischen zu erhalten“ mit der Umsetzung in Hamburg durch die „Verordnung über die Qualität von Fisch- und Muschelgewässern“ (Fisch- und Muschelgewässerqualitätsverordnung) vom 09. September 1997 und der dazu gehörigen Bezeichnung der Hamburgischen Fischgewässer im Amtlichen Anzeiger vom 27. Oktober 1997. Alle Gewässer wurden als Cypriniden- (karpfenartige) -gewässer ausgewiesen.

National und international wird davon ausgegangen, dass in den Gewässern subletale Schädigungen durch Ammoniak minimal gehalten werden müssen, nach Möglichkeit sogar ausgeschlossen werden sollten (Richtwert EU-Rili). Aus Sicht der Gewässergüte sollte der imperative Wert (Mindestanforderung) in allen Gewässern eingehalten werden und nicht nur in ausgewiesenen Fischgewässern.

	NH ₃ (mg/l)		NH ₄ ⁺ (mg/l)	
	Richtwert	Imperativer Wert	Richtwert	Imperativer Wert
EU-Richtlinie (1978), VO Fisch- und Muschelgew. (1997)	≤ 0,005	≤ 0,025	≤ 0,2 Cyprinidengewässer	≤ 1
EIFAC (1970)	0,025			
US-EPA	0,02 (1976)		1,71 bei pH 8,0, 20 °C 0,342 bei pH 9,0, 20 °C	(1999) mg N/l
CANADA-EPA (1987)			1,37 bei pH 8,0, 10 °C 2,2 bei pH 6,5, 10 °C	
LAWA Zielvorgaben 1998			0,31 mg N/l	

Tabelle 1: Richt- und Grenzwerte für Ammonium/Ammoniak im Gewässer (Immissionswerte)

In einer Studie im Auftrag des Umweltbundesamtes (Hamm, 1990) wurde der Ammoniak-Wert der EU-Fischgewässerrichtlinie von 0,025 mg/l bestätigt, der imperative Wert von 1 mg/l Ammonium aber als viel zu hoch angesehen, weil bei 1 mg/l NH₄⁺ das Qualitätsziel von 0,025 mg/l NH₃ bei pH-Werten > 7,5 nicht eingehalten werden kann. Hier werden als Qualitätsziel in Cyprinidengewässern 0,4 mg/l NH₄⁺ (= 0,31 mg/l NH₄-N) genannt. Auch ist der Autor dieser Studie der Ansicht, dass die Qualitätsziele für Ammonium und Ammoniak der EU Fischgewässerrichtlinie für alle Gewässer gelten müssen, „da der Schutz der aquatischen Lebensgemeinschaften für alle Gewässer realisiert werden muss“.

Für Nitrat hat die LAWa als Zielvorgabe den Wert von 2,5 mg/l Nitrat-N vorgegeben, was der chemischen Gewässergüteklasse II entspricht. Die Belastung der Hamburgischen Gewässer mit Ammonium- und Nitrat-Stickstoff kann in den jeweils aktuellen Gewässergüteberichten der Umweltbehörde nachgelesen werden.

4 Konsequenzen für wasserrechtliche Erlaubnisse

Abwassereinleitungen in oberirdische Gewässer sind Benutzungen im Sinne des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und bedürfen daher der behördlichen Erlaubnis nach § 7 WHG. Gemäß § 7a WHG darf eine Erlaubnis nur erteilt werden, wenn die Schadstofffracht des Abwassers so gering gehalten wird, wie dies bei Einhaltung der jeweils in Betracht kommenden Verfahren nach dem Stand der Technik möglich ist. In Anhängen zur Abwasserverordnung (AbwV) sind für diverse Branchen Mindestanforderungen festgelegt. Für Grundwassereinleitungen z.B. aus Wasserhaltungsmaßnahmen gibt es jedoch keine Vorgaben; hier sind die Anforderungen im Einzelfall zu ermitteln.

Im Zuge des Erlaubnisverfahrens nach § 7 WHG sind außerdem die gewässerökologischen Auswirkungen der Einleitung zu beurteilen. In erster Näherung kann ein Einleitwert von 0,4 mg/l NH_4^+ (entsprechend 0,31 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$) auch bei empfindlichen Gewässern als unkritisch angesehen werden. Ansonsten ist in einer Einzelfallbetrachtung die Menge und Konzentration des Abwassers in Beziehung zur Größe des Gewässers zu sehen (Mischungsrechnung). Weiterhin ist anhand der limnologischen Daten, der Einleitstelle und der Dauer der Einleitung unter Berücksichtigung der Jahreszeit zu beurteilen, ob Schädigungen der aquatischen Lebensgemeinschaft im Gewässer zu besorgen sind.

In der Grafik von Warg (1987, Abb. 2) kann man bei vorhandenen Ammoniumstickstoff-Werten im Gewässer, dem pH-Wert und der Temperatur die resultierende Ammoniak-Belastung des Wasserkörpers ermitteln.

Im Zweifelsfall ist zu prüfen, ob durch Benutzungsbedingungen und Auflagen die Auswirkungen auf das Gewässer gemindert und/oder durch Ausgleichsmaßnahmen abgemildert werden können (§ 4 WHG). Ist eine Abwasserbehandlung unverhältnismäßig, kann z.B. Folgendes geprüft werden:

- Verlagerung der Maßnahmen, soweit möglich, in die kältere Jahreszeit.
- Ausgleich zumindest der sauerstoffzehrenden Auswirkungen der Ammoniumeinleitung durch zusätzliche Belüftung.

Ist dies nicht ausreichend oder nicht möglich, ist die Erlaubnis zu versagen (§ 6 WHG); dann gibt es nur folgende Alternativen:

- Einleitung in das öffentliche Misch- oder Schmutzwassersiel (soweit vorhanden), wobei zu beachten ist, dass Konzentrationen von Ammoniumstickstoff > 100 mg/l wegen der Betonaggressivität und der Sicherheit im Sielnetz problematisch sind.
- Abfuhr und Entsorgung.

4.1 Behandlungsverfahren

Die Entfernung von Ammonium ist relativ aufwändig und kostenintensiv und wird daher i.d.R. nur bei längerfristigen Einleitungen eingesetzt (industrielle Abwässer, Deponiesickerwasser). Mit folgenden Behandlungsverfahren kann die Ammoniumstickstoff-Konzentration auf Werte < 5 mg/l gesenkt werden:

- Strippung
- Membranverfahren
- Oxidation
- Biologie
- kombinierte Verfahren

Strippung

Vor der Strippung ist zunächst eine Verschiebung des pH-Wertes in den alkalischen Bereich erforderlich, so dass sich das Gleichgewicht $\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{NH}_4^+ + \text{OH}^-$ zum NH_3 verschiebt. Anschließend wird das Abwasser auf eine Stripp-Kolonne mit Füllkörpern aufgegeben; im Gegenstrom wird mit Dampf oder Luft als Trägergas das Ammoniak ausgetrieben. Das Strippgas kann z.B. einer Verbrennung, einer Absorption ($\text{NH}_3 + \text{H}_2\text{SO}_4 \rightarrow (\text{NH}_4)_2 \text{SO}_4$) oder einer Aufkonzentration zugeführt werden. Das gestrippte Wasser durchläuft vor der Einleitung eine Neutralisation.

Membranverfahren

Bei den Membranverfahren wird das Abwasser mit hohem Druck (bei der Umkehrosmose 60 - 200 bar) an einer Membran vorbeigeleitet (Crossflow-Verfahren). Auf der Druckseite der Membran entsteht so ein Konzentrat; das durch die Membran gepresste gereinigte Abwasser wird Permeat genannt. Man unterscheidet nach der Porengröße: Mikro-, Ultra-, Nanofiltration sowie Umkehrosmose. Für die Entfernung von Ionen ist eine Porengröße im Bereich von 0,001 µm erforderlich, also die Nanofiltration oder die Umkehrosmose. Das Permeat braucht i.d.R. nicht weiter behandelt zu werden. Das Konzentrat wird ggf. weiter aufkonzentriert und entsorgt.

Oxidation

Durch Zudosierung von Peroxid (H₂O₂) oder Ozon (O₃) wird das Ammonium zu NO₃⁻ und H₂O aufoxidiert. Der Nachteil dieses Verfahrens ist, dass die Stickstoffverbindungen im Wasser bleiben, jedoch werden die toxischen und die sauerstoffzehrenden Auswirkungen gemindert. Die Oxidation lässt sich evt. mit einer Enteisenung kombinieren. Zu beachten ist bei diesem Verfahren, dass leicht oxidierbare Grundwasserinhaltsstoffe die Ammoniumoxidation stören können.

Biologie

Bei der Nitrifikation in einem biologischen Reaktor laufen die gleichen Umsetzungsvorgänge wie im Gewässer ab (s. Ziff. 1). Die biologische Behandlung ist aufwändig und bedarf einer gewissen Einfahrzeit, damit sich die Biologie aufbauen und an die spezifischen Belastungen anpassen kann. Diese Verfahren sind daher nur bei langfristigen Maßnahmen einsetzbar. Eine zusätzliche Denitrifikation ($2 \text{NO}_3^- + 2 \text{H}^+ \rightarrow \text{N}_2 + 2,5 \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$) ist nur möglich, wenn das Wasser gleichzeitig eine hohe organische Belastung aufweist oder wenn externe C-Quellen (z.B. Methanol) zudosiert werden, so dass die Bakterien (Pseudomonas, Micrococcus Denitrobacillus, Achromobacter) Nitrat als Sauerstoffquelle verwenden können.

Kombinierte Verfahren

Bei der Ableitung von Grundwasser in Oberflächengewässer ist häufig eine Enteisenung erforderlich, d.h. es wird Eisen(II) zu Eisen(III) aufoxidiert, das dann ausfällt und mittels Sedimentation und/oder Filtration abgeschieden wird. Dieses Verfahren lässt sich ggf. mit der oben beschriebenen Ammoniumoxidation kombinieren.

Im Bereich der Deponiesickerwasseraufbereitung werden zur Behandlung der meist recht umfangreichen Schadstoffpalette häufig kombinierte Verfahren wie z.B. Membranbiologie plus Ultrafiltration, Biologie plus Umkehrosmose usw. eingesetzt.

5 Literatur

Abwassertechnische Vereinigung (ATV), Arbeitsgruppe 2.1.4, 1994, Nitrit in Fließgewässern, KA 11/94: 2069-2076

ATV 1996, Beschreibung von Sickerwasserbehandlungsanlagen, 1. Ergänzung zum Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 7.2.26 „Abwasser aus Altdeponien“. Korrespondenz Abwasser 43: 7/96 S. 1303 - 1313

Brehm, J. & Meijering, M.P.D., 1990, Fließgewässerkunde. Einführung in die Limnologie der Quellen, Bäche und Flüsse. Biologische Arbeitsbücher 36. Quelle & Meyer Verlag, Heidelberg, 295 S.

Fent, K., 1998, Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 288 S.

Gröngroft, A. 1992: Untersuchung des Sickerwasser- und Stoffeintrags aus Hafenschlick-Spülfeldern in den oberen Grundwasserleiter der Hamburger Elbmarsch

Hamm, A., 1990, Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern. UBA Forschungsvorhaben Wasser 102 04 356/03

Metzner, G., 1988, Ist Ammonium ein gefährlicher Stoff? 22 S.

Schreckenbach, K. & Spangenberg, R., 1978, pH-Wert-abhängige Ammoniakvergiftungen bei Fischen und Möglichkeiten ihrer Beeinflussung. Z.Binnenfisch.DDR, 25: 299-314

Steinberg, C. & Melzer, 1984, Stoffkreisläufe in Binnengewässern. In: A., Besch, W.-K., Hamm, Lenhart, B., Melzer, A., Scharf, B. & Steinberg, C., Limnologie für die Praxis. Grundlagen des Gewässerschutzes. Ecomed, Landsberg/Lech, S. 1-91

Warg, G., 1987, Diskussionsbeitrag zu den Themen: Zulässiges Ammonium in Fließgewässern; Toxizität des Ammoniaks; Zuordnung zu Güteklassen. Korrespondenz Abwasser 34: 873-876

US EPA, 1976, Quality Criteria for Water. Washington, 256 S.

US EPA, 1999, 1999 update of ambient water quality criteria for Ammonia. EPA-822-R-99-014, 147 S.

Bearbeitung:

Umweltbehörde Hamburg

Amt für Umweltschutz - Gewässer- und Bodenschutz - und

Amt für Immissionsschutz und Betriebe - Kraftwerke, Chemiebetriebe und Abwassertechnik -

Billstraße 84

20539 Hamburg

Tel.: 040/4 28 45-2528/-4132

Dr. Gerd-Oltmann Brandorff

Dipl.-Ing. Jürgen Masch

April 2001