

Relevanz von Ammonium und Nitrit im Abfall- und Altlastenbereich

Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)

19. Dezember 2014



BMG ENGINEERING AG

Consulting:
Ifangstrasse 11 • CH-8952 Schlieren/Zürich
Tel. 044 732 92 92 • Fax 044 730 66 22
bmg@bmgeng.ch • www.bmgeng.ch

Labors:
Ifangstrasse 11 • CH-8952 Schlieren/Zürich
Tel. 044 732 92 92 • Fax 044 732 92 21
labors@bmgeng.ch

Impressum

Auftraggeber:

Bundesamt für Umwelt (BAFU), Abt. Boden und Biotechnologie, CH-3003 Bern
Das BAFU ist ein Amt des Eidg. Departements für Umwelt, Verkehr, Energie und Kommunikation (UVEK).

Auftragnehmer:

Autor/Autorin: Christian Niederer, BMG Engineering

Begleitung BAFU: Rolf Kettler, Sektion Altlasten

Hinweis: Dieser Bericht wurde im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) verfasst. Für den Inhalt ist allein der Auftragnehmer verantwortlich.

Inhalt

1	Ausgangslage und Zielsetzung	6
1.1	Ausgangslage	6
1.2	Zielsetzung	6
1.3	Verwendete Unterlagen	6
2	Relevante chemische Prozesse	7
2.1	Säure-/Base Reaktionen	7
2.2	Ammonifikation	8
2.3	Nitrifikation	8
2.4	Nitrat-Reduktion	8
2.5	Denitrifikation	8
3	Toxikologische Eigenschaften und gesetzl. Anforderungen	8
3.1	Toxikologische und ökotoxikologische Eigenschaften	8
3.1.1	Humantoxikologie	8
3.1.2	Ökotoxikologie	9
3.2	Gesetzliche Anforderungen	9
3.2.1	Altlastenverordnung	10
3.2.2	Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung	10
3.2.3	Gewässerschutzverordnung	10
3.2.4	Wegleitung Grundwasserschutz	11
3.2.5	Schutz der Oberflächengewässer: Modulstufenkonzept	11
3.2.6	Internationale Richtlinien zu Trinkwasser (Auswahl)	12
3.2.7	Abfall-Gesetzgebung Schweiz	12
4	Hintergrund-Belastung Grundwasser	13
5	Geogene Rahmenbedingungen	13
5.1	Moorgebiete	14
5.2	Fluss-Aquifere	14
5.2.1	Deponierung von Schwemholz	14
5.2.2	Überdeckung des Aquifers mit feinkörnigen Schwemmsedimenten	15
5.3	Fazit	17
6	Anthropogene Quellen	17
6.1	Einsatz von Ammonium und Nitrit in Produkten und Prozessen	18
6.1.1	Ammonium	18
6.1.2	Nitrit	19
6.2	Belastungen in Abfällen und Deponien	19
6.2.1	Ammonium und Nitrit aus Prozessen und Produkten	19
6.2.2	Deponien: Ammonium und Nitrit aus Abbauprozessen	19
6.2.3	Belastete Standorte: Ausbreitung im Grundwasser	22

6.2.4	Belastete Standorte: Sanierungsmethoden.....	23
6.3	Landwirtschaft	23
6.3.1	Applikation von Mineraldünger	23
6.3.2	Applikation von Hofdünger	24
6.4	Weitere anthropogene Ammonium- und Nitritquellen.....	24
6.4.1	Kläranlagen	24
6.4.2	Defekte Kanalisationsleitungen	24
6.4.3	Einsatz von Sprengstoffen.....	24
6.5	Ammonium und Nitrit als Indikatoren für weitere Belastungen.....	24
7	Zusammenfassung.....	25

Tabellen

Tab. 1	Zusammenfassung Anforderungen (Stand November 2014).....	11
Tab. 2	Qualitätskriterien Fließgewässer Modulstufenkonzept [3].....	12
Tab. 3	Chemische Analysen von Moorgrundwässern mit und ohne anthropogene Beeinflussung [4].....	14

Abbildungen

Abb. 1	Holzsedimente mit feinkörnigen Überschwemmungssedimenten	15
Abb. 2	Bohrung bis 8 m in den Rhône-Aquifer.	16
Abb. 3	Sauerstoff-Konzentrationen im Rhône-Aquifer im Bereich Martigny	16
Abb. 4	Anthropogene Stickstoff-Quellen.....	18
Abb. 5	Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser diverser Schweizer Deponien.	20
Abb. 6	DOC-Gehalt im Sickerwasser diverser Schweizer Deponietypen	21
Abb. 7	Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien nach Abschluss der Deponie.....	22
Abb. 8	Stationäre Ammonium-Fahne (links), welche stark mit der Sauerstoff-Verteilung (rechts)	23

Abkürzungen

AHR	Aushubrichtlinie
AltIV	Altlastenverordnung
NO ₃ ⁻	Nitrat
NH ₄ ⁺	Ammonium
NO ₂ ⁻	Nitrit
DOC	Dissolved Organic Carbon: Gelöster organischer Kohlenstoff
TOC	Total Organic Carbon: gesamter organischer Kohlenstoff
TS	Trockensubstanz
TVA	Technische Verordnung über Abfälle

1 Ausgangslage und Zielsetzung

1.1 Ausgangslage

Ammonium und Nitrit sind an belasteten Standorten nicht selten relevante Parameter. Sehr prominent treten diese anorganischen Stickstoff-Verbindungen im Bereich von Ablagerungsstandorten in Erscheinung: Aufgrund des biologischen Abbaus organischen Materials unter anoxischen Bedingungen (Deponiekörper, ungesättigte Zone und Aquifer) entsteht Ammonium und als Zwischenprodukt Nitrit. Hier trägt der TOC-Gehalt im belasteten Material wesentlich zum Emissionspotential bei. In spezifischen Abfall-Chargen wie beispielsweise Schlämmen aus dem Bereich von Tunnelbau (Sprengvortrieb) sind Ammonium wie auch Nitrit bereits bei der Ablagerung vorhanden und werden nicht im Verlaufe der Zeit gebildet, sondern eher abgebaut.

Ammonium und Nitrit sind heute in der Altlasten- und Abfallgesetzgebung geregelt, und ergo können diese Verbindungen an belasteten Standorten zu einem Überwachungs- oder Sanierungsbedarf führen. Falls Ammonium und/oder Nitrit an einem Standort als einzige Parameter Massnahmen (Überwachung/Sanierung) verursachen, stellt sich die Frage nach der Verhältnismässigkeit von Massnahmen, insbesondere in Fällen, in welchen Ammonium und Nitrit in Anwesenheit von Sauerstoff nach kurzer Fliessstrecke im weiteren Abstrom des Standortes wieder abgebaut werden.

1.2 Zielsetzung

Das BAFU prüft aktuell verschiedene Varianten für eine zukünftige Regulierung von Ammonium und Nitrit in der Altlastenverordnung. Dazu gehört auch das Belassen des Status Quo. Das Ziel der vorliegenden Arbeit ist es, die technisch-naturwissenschaftlichen Grundlagen für eine Validierung dieser Varianten zu erarbeiten.

Die Überlegungen in diesem Bericht haben keinen präjudiziellen Charakter, die Entscheidung bezüglich einer zukünftigen Regulierung liegt einzig bei den Bundesbehörden.

1.3 Verwendete Unterlagen

Der Bericht stützt sich neben den relevanten gesetzlichen Bestimmungen (AltIV, TVA, GschV) und technischen Richtlinien auf die folgenden Grundlagen:

- [1] Ammonia in Drinking Water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking water quality. World Health Organization 2003.
- [2] Nitrate and nitrite in drinking water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking water quality. World Health Organization 2011.
- [3] Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer. Chemisch-physikalische Erhebungen, Nährstoffe. Bundesamt für Umwelt, Bern, 2010.
- [4] Geogene Ammonium-, Nitrit- und Nitratgehalte von anoxischen Grundwässern: Geogene Stickstoffverbindungen im Bodenwasser von Mooren. Schenker Korner & Partner GmbH. März 2007.

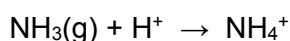
- [5] Anforderungen an die Einleitung von Deponiesickerwasser. Vollzugshilfe. Bundesamt für Umwelt, Bern. 2012.
- [6] Wegleitung Grundwasserschutz. Bundesamt für Umwelt BAFU. Bern, 2004.
- [7] Ergebnisse der Grundwasser-Überwachung Schweiz. NAQUA. Zustand und Entwicklung 2004-2006. Umwelt-Zustand Nr. 0903. Bundesamt für Umwelt, Bern. 144 S. BAFU 2009.
- [8] Verallgemeinerung der am Standort „Osterhofen“ entwickelten Methodik zum Umgang mit NH_4^+ -Emissionen an Abfalldeponien. Rügner, H., Maier, U., Grathwohl, P. Zentrum für Angewandte Geowissenschaft, Tübingen. 2006-2009.
- [9] Standortbezogene Kriterien zur Beurteilung der Umweltverträglichkeit von Deponieemissionen unter dem Aspekt der Nachsorgedauer (SKUDENA). TU Wien, Laner, D., Fellner, J., Brunner, P. 2011.
- [10] BAFU 2013: Herleitung von Konzentrationswerten und Feststoff-Grenzwerten. Vollzugshilfe zur Altlasten-Verordnung und zur Technischen Verordnung über Abfälle. Bundesamt für Umwelt, Bern. Umwelt-Vollzug Nr. 1333: 21 S.
- [11] Christensen, T.H., Kjeldsen, P. et al. Biogeochemistry of Landfill Leachate Plumes. Applied Geochemistry 16 (2001).
- [12] Grundlagenpapier zur Stickstoffproblematik Luft, Boden, Wasser, Biodiversität und Klima. BAFU, Abteilung Luftreinhaltung und Chemikalien. 2014.
- [13] US EPA. Regional Screening Levels. Summary Table, Mai 2014.

2 Relevante chemische Prozesse

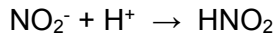
Die für die Diskussionen im vorliegenden Bericht relevanten chemischen Prozesse von Ammonium und Nitrit werden kurz vorgestellt, jedoch nicht vertieft. Der Fokus liegt auf Prozessen, welche an belasteten Standorten relevant sein können. Der Grossteil dieser Prozesse findet in natürlichen wie anthropogen beeinflussten Systemen statt.

2.1 Säure-/Base Reaktionen

Ammonium ist eine Säure mit einem pK_A -Wert von ca. 9.2 (20 °C). Bei einem pH-Wert von 9.2 liegen 50% als Ammonium NH_4^+ , 50% als (gasförmiger) Ammoniak NH_3 vor. Bei höheren pH-Werten dominiert Ammoniak. Das Säure-/Base Gleichgewicht von Ammonium/Ammoniak ist deshalb relevant, da Ammoniak für Fische die toxische Spezies ist.



Nitrit ist eine schwache Base. Die konjugierte (salpetrige) Säure kann bei Fischen durch die Kiemen gelangen und toxische Effekte verursachen. Aus diesem Grund ist der pH-Wert von Gewässern für die Toxizität von Nitrit (wie für diejenige von Ammonium) ebenfalls relevant.



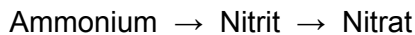
2.2 Ammonifikation

Bei der Ammonifikation wird beim Abbau von Stickstoff-haltigen organischen Verbindungen wie Proteinen Ammoniak (bzw. je nach pH-Wert Ammonium) gebildet. Viele Destruenten (Bakterien, Pilze) sind in Ökosystemen in der Lage, diesen Prozess durchzuführen.



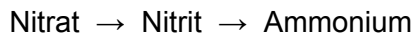
2.3 Nitrifikation

Bei der Nitrifikation wird unter oxischen Bedingungen Ammonium zu Nitrat oxidiert. Dieser Prozess tritt in allen oxischen Systemen auf. So werden Ammonium und Nitrit in oxischen Grundwässern mehr oder weniger rasch zu Nitrat oxidiert.



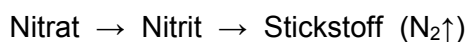
2.4 Nitrat-Reduktion

Unter anoxischen Bedingungen wird Nitrat als Elektronen-Akzeptor via Nitrit zu Ammonium reduziert. Aufgrund des Redoxpotentials dieser Reaktion erfolgt diese meistens unmittelbar nachdem der vorhandene Sauerstoff gezehrt wurde. Dieser Prozess ist in Sickerwässern von belasteten Standorten prominent, da der Abbau von TOC/DOC und sowie von Schadstoffen rasch den gesamten vorhandenen Sauerstoff zehrt.



2.5 Denitrifikation

Bei der Denitrifikation wird Nitrat zu elementarem gasförmigem Stickstoff (N_2) reduziert. Dieser Prozess wird in Kläranlagen durchgeführt, da damit die Stickstoff-Frachten in die Vorfluter via geklärtes Abwasser reduziert werden.



3 Toxikologische Eigenschaften und gesetzl. Anforderungen

3.1 Toxikologische und ökotoxikologische Eigenschaften

3.1.1 Humantoxikologie

Ammonium

Toxische Effekte durch Ammonium werden in der Literatur wie folgt beschrieben: Zuviel Ammonium kann beim Menschen die Nieren, die das Hauptausscheidungsorgan für wasserlösliche Ionen sind, schädigen. Durch Säure-/Base Reaktionen spalten sich Protonen ab, wodurch übermäßig viel Ammoniak gebildet wird, welches toxisch auf Zellen wirkt.

„Zuviel“ wie oben erwähnt kann in Relation gesetzt werden, indem man die medizinische Verwendung von Ammonium betrachtet: Ammoniumchlorid wird in Salmiakpastillen als Inhaltsstoff verwendet. Eine Pastille enthält ca. 10 mg Ammonium. Dies entspricht der 100-fachen Menge an Ammonium, welches bei der Ausschöpfung des FIV-Wertes (Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung: 0.1 mg/kg Ammonium bei oxischem Trinkwasser) pro Tag aufgenommen werden darf.

Die WHO (World Health Organization) definiert für Ammonium keinen Guideline Value für Trinkwasser (vgl. unten und [1]). Die US-EPA (Amerikanische Umweltbehörde) verzichtet zudem auf die Festlegung eines MCL-Werts (Maximal Contaminant Level). Beide Agencies weisen darauf hin, dass nicht die toxischen Effekte von Ammonium das primäre Gesundheitsrisiko darstellen, sondern dass die Anwesenheit von Ammonium in Gewässern und Trinkwasser auf eine Belastung mit kommunalem Abwasser, Abwasser aus der Tierhaltung sowie Dünger-Abfluss von Agrikurland hinweist (vgl. Kap. 6.3). Daraus ist nicht nur mit Belastungen durch weitere Chemikalien, sondern auch mit einer bakteriologischen Belastung zu rechnen. Diese Indikatorwirkung von Ammonium wird als sehr relevant beurteilt.

Nitrit

Der humantoxische Wirkmechanismus von Nitriten ist ebenfalls bekannt: Das Nitrit-Ion reagiert mit den Eisenatomen in eisenhaltigen Enzymen der Zellatmung sowie mit Eisenatomen des Hämoglobins. Letzteres wird durch Nitrit zu Methämoglobin oxidiert, was die Fähigkeit zum Sauerstofftransport behindert. Vor allem problematisch ist dies für Säuglinge, welchen das entsprechende Enzym (Methämoglobin-Reduktase) für den Abbau von Methämoglobin fehlt. Ferner sind Nitrite an der Bildung kanzerogener Nitrosamine beteiligt.

3.1.2 Ökotoxikologie

Ammonium wie auch Nitrit wirken toxisch auf aquatische Organismen, insbesondere auf Fische.

Die Toxizität von Ammonium hängt u.a. von der Gewässertemperatur ab: Nicht das Ammonium selbst, sondern der aus der Säure-/Base Reaktion entstehende Ammoniak wird fischtoxisch; da eine Säure bei steigender Temperatur saurer wird, steigt auch die Fraktion an Ammoniak im Wasser bei gleichem pH-Wert. Neben den toxischen Effekten von Ammoniak können Ammonium-Ionen zudem an die Synapsen des Nervensystems andocken und blockieren diese dauerhaft, was zu Lähmung und Ersticken führt.

Die Fischtoxizität von Nitrit ist neben dem pH-Wert (vgl. Kap. 2.1) von der Chlorid-Konzentration abhängig: Die Nitrit-Ionen werden von Fischen durch einen aktiven Transportmechanismus, der eigentlich der Aufnahme von Chloridionen dient, aufgenommen. Aus diesem Grund ist Nitrit bei erhöhten Chlorid-Konzentrationen weniger giftig, da die Chlorid-Ionen um die Aufnahme der Nitrit-Ionen konkurrieren.

3.2 Gesetzliche Anforderungen

Nachfolgend werden nationale und ausgewählte internationale gesetzlichen Anforderungen und Richtlinien vorgestellt, jedoch nicht vertieft diskutiert.

3.2.1 Altlastenverordnung

K-Wert Ammonium	0.5 mg NH ₄ ⁺ /l
K-Wert Nitrit	0.1 mg NO ₂ ⁻ /l

3.2.2 Fremd- und Inhaltsstoff-Verordnung

- Toleranzwert für Ammonium: 0.5 mg/kg für Trinkwasser vom reduzierten Typus; berechnet als NH₄⁺
- Toleranzwerte für Ammonium: 0.1 mg/kg ausgenommen Trinkwasser vom reduzierten Typus; berechnet als NH₄⁺
- Toleranzwert für Nitrit: 0.1 mg/kg

3.2.3 Gewässerschutzverordnung

In der GschV sind Nitrit und Ammonium in diversen Kontexten geregelt. An dieser Stelle werden die im Rahmen dieses Berichts relevanten Anforderungen auszugsweise vorgestellt.

a) Numerische Anforderungen:

Oberirdische Gewässer (Anhang 2 Ziff. 1), zusätzliche Anforderungen an Fließgewässer:

- Ammonium (Summe NH₄⁺-N und NH₃-N) über 10°C: 0.2 mg/l N
- Ammonium (Summe NH₄⁺-N und NH₃-N) unter 10°C: 0.4 mg/l N
- Nitrit: keine numerische Anforderung

Unterirdische Gewässer (Anhang 2 Ziff. 2): Zusätzliche Anforderungen an Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist. *Für Stoffe, die von belasteten Standorten stammen, gelten diese Anforderungen nicht im Abstrombereich, in dem der grösste Teil dieser Stoffe abgebaut oder zurückgehalten wird.*

Ammonium (Summe von NH₄⁺-N und NH₃-N)

- bei oxischen Verhältnissen: 0.08 mg/l N (entspricht 0.1 mg/l Ammonium)
- bei anoxischen Verhältnissen: 0.4 mg/l N (entspricht 0.5 mg/l Ammonium)
- Nitrit: keine numerische Anforderung

Einleitung von **kommunalen Abwässern** in Gewässer: Vgl. Anhang 3 Ziff. 1 → an dieser Stelle sei auf den Gesetzestext verwiesen.

Einleitung von **Baustellen-Abwasser** (Anhang 3.3 Ziff. 23): 0.3 mg/l Nitrit-N

b) Allgemeine Anforderungen

Anforderungen an oberirdische Gewässer:

- Die Wasserqualität muss so beschaffen sein, dass die Nitrit- und Ammoniak-Konzentrationen die Fortpflanzung und Entwicklung empfindlicher Organismen, wie Salmoniden, nicht beeinträchtigen.

Anforderungen an unterirdische Gewässer:

- Die Konzentration von Stoffen, für die Ziffer 22 numerische Anforderungen enthält (inkl. Ammonium und Nitrit, vgl. oben) darf im Grundwasser nicht stetig zunehmen.
- Die Qualität des Grundwassers muss so beschaffen sein, dass es bei Exfiltration oberirdische Gewässer nicht verunreinigt.
- Die Grundwasserqualität soll so beschaffen sein, dass: andere Stoffe, die Gewässer verunreinigen können und die durch menschliche Tätigkeit ins Wasser gelangen können, im Grundwasser im Bereich der natürlichen Konzentrationen liegen, wenn sie dort natürlicherweise vorkommen und keine nachteiligen Einwirkungen auf die Nutzung des Grundwassers haben.

3.2.4 Wegleitung Grundwasserschutz

Indikatorwerte für die Grundwasser-Qualität:

- Ammonium (NH_4^+) <0.1 mg/l bei oxischen Verhältnissen
- Ammonium (NH_4^+) <0.5 mg/l bei anoxischen Verhältnissen
- Nitrit (NO_2^-) höchstens 0.05 mg/l (Δ) mehr als im naturnahen Zustand

Tab. 1 Zusammenfassung Anforderungen (Stand November 2014)

Gesetzliche Anforderung	Wert	Ammonium	Nitrit
Altlastenverordnung	K-Wert	0.5 mg/l	0.1 mg/l
Gewässerschutzverordnung	Grundwasser	0.5 mg/kg (anoxisch)	0.1 mg/l
Gewässerschutzverordnung	Grundwasser	0.1 mg/kg (oxisch)	0.1 mg/l
Fremd- und Inhaltsstoffverordnung	Trinkwasser	0.5 mg/kg (anoxisch)	0.1 mg/kg
Fremd- und Inhaltsstoffverordnung	Trinkwasser	0.1 mg/kg (oxisch)	0.1 mg/kg
WHO Drinking Water Guidelines	Trinkwasser	kein Guidance Wert	3 mg/l
EU (Richtlinie 98/83)	Trinkwasser	0.5 mg/l	0.5 mg/l
US EPA	MCL-Wert	kein MCL-Wert	3.5 mg/l

¹MCL: Maximal Contaminant Level

3.2.5 Schutz der Oberflächengewässer: Modulstufenkonzept

Basierend auf verschiedenen Beurteilungskriterien werden Fliessgewässer durch das Modulstufenkonzept [3] in verschiedene Klassen eingeteilt. Bezüglich der Nitrit- und Ammoniumkonzentrationen entspricht die Gewässerqualität „gut“ den numeri-

schen Anforderungen der Gewässerschutzverordnung (vgl. oben). Als Konsequenz der Abhängigkeiten der Toxizitäten von den Umweltbedingungen sind für Ammonium Qualitätskriterien als Funktion der Temperatur und bei Nitrit als Funktion der Chlorid-Konzentration festgelegt.

Tab. 2 Qualitätskriterien Fließgewässer Modulstufenkonzept [3]

Parameter	Einheit	Kriterium	sehr gut	gut	mässig	unbefriedigend	schlecht
Ammonium	mgN/l	T <10 °C	<0.08	0.08-0.4	0.4-0.6	0.6-0.8	≥0.8
	mgN/l	T ≥10 °C	<0.04	0.04-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	≥0.4
Nitrit	mgN/l	Cl <10 mg/l	<0.01	0.01-0.02	0.02-0.03	0.03-0.04	≥0.04
	mgN/l	Cl 10-20 mg/l	<0.02	0.02-0.05	0.05-0.075	0.075-0.1	≥0.1
	mgN/l	Cl >20 mg/l	<0.05	0.05-0.1	0.1-0.15	0.15-0.2	≥0.2

3.2.6 Internationale Richtlinien zu Trinkwasser (Auswahl)

WHO Drinking Water Guidelines

Die WHO [1] definiert für Ammonium keinen Guidance Value für Trinkwasser¹. Für Nitrit wird basierend auf der Toxizität via Methämoglobin-Bildung bei Säuglingen ein Trinkwasser-Grenzwert von 3 mg/l festgelegt.

US EPA

Die US-EPA legt in ihren RSL-Tables (Regional Screening Levels [13]) keinen *Maximal Contaminant Level* (MCL) für Ammonium fest. Basierend auf einem RSL-Wert von 0.1 mg·kg⁻¹·d⁻¹ lässt sich für Nitrit ein "pseudo" K-Wert² von 3.5 mg/l (basierend auf dem Expositionsszenarium der AltIV [10]) herleiten.

EU Richtlinie 98/83

- Ammonium in Trinkwasser: 0.5 mg/l
- Nitrit in Trinkwasser: 0.5 mg/l

3.2.7 Abfall-Gesetzgebung Schweiz

Da Ammonium und Nitrit nur in (wässriger) Lösung gemessen werden können, definiert die Technische Verordnung über Abfälle (TVA) Eluat-Grenzwerte. Im TVA-Eluat wird die mobilisierbare Fraktion an Ammonium und Nitrit bestimmt. Das Bildungspotential von Ammonium und Nitrit aus dem (anaerob biologisch) abbaubaren organischen Material in der Abfallfraktion wird dabei nicht erfasst (vgl. Kap. 6.2).

- Unverschmutztes Material gemäss TVA: keine numerischen Anforderungen für Ammonium und Nitrit definiert

¹ *Ammonia is not of direct importance for health in the concentrations to be expected in drinking-water. A health-based guideline has therefore not been derived.*

² Ein "pseudo" K-Wert entspricht einem humantoxikologisch begründeten Trinkwasserwert

- Tolerierbares Material gemäss AHR: keine numerischen Anforderungen für Ammonium und Nitrit definiert
- Inertstoffe (TVA-Eluat):

Ammoniak/Ammonium	0.5 mgN/l
Nitrite	1.0 mg/l
- Reststoffe gemäss TVA:

Ammoniak/Ammonium:	5 mg N/l
Nitrite	1.0 mg/l

Reaktorstoffe gemäss TVA: keine numerischen Anforderungen für Ammonium und Nitrit definiert.

4 Hintergrund-Belastung Grundwasser

Das Bundesamt für Umwelt (BAFU) führt in Zusammenarbeit mit den Kantonen eine nationale Grundwasserbeobachtung durch (NAQUA [7]). Im Rahmen dieser Überwachung werden neben diversen chemischen und physikalischen Grundwasserparametern auch Nitrat, Ammonium und Nitrit überwacht.

Nitrat Liegt die Nitrat-Konzentration im Grundwasser bei mehr als 5 mg/l, ist dies meist auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. Rund ein Viertel der beprobten Messstellen wiesen eine Überschreitung der numerischen Anforderung der GschV (25 mg/l) auf. Dabei befinden sich die höchsten Nitrat-Belastungen in intensiven Ackerbau-Gebieten: Bei der Hauptbodennutzung Ackerbau überschritten 2006 total 61% der beprobten Messstellen die numerischen Anforderungen der GschV.

Nitrit wurde an jeweils rund 10 % der beprobten Messstellen >Bestimmungsgrenze nachgewiesen. Mit Ausnahme von 2 Messstellen lagen die Konzentrationen immer unter 0.05 mg/l. Die Autoren der NAQUA-Studie (2004-2006) schliessen, dass gesamtschweizerisch Nitrit weiterhin kein Problem für die Grundwasserqualität darstellt.

Ammonium wurde im Jahr 2004 an knapp 40 % aller beprobten Messstellen nachgewiesen (n=430). Die Konzentrationen lagen mit Ausnahme von 2 Messstellen immer unterhalb des Anforderungswerts der GSchV von 0.1 mg/l. Der Grund für den offensichtlich moderaten Einfluss der Landwirtschaft auf die Ammonium-Belastung im Grundwasser liegt an der im Vergleich zu Nitrat starken Sorption von Ammonium im Boden sowie dessen biologischem Abbau (vgl. Kap. 6.3).

5 Geogene Rahmenbedingungen

Aufgrund von Sauerstoff-armen Verhältnissen kann in Umweltsystemen geogen Ammonium (und als Zwischenprodukt auch Nitrit) gebildet werden. Insbesondere betroffen sind Systeme mit hohen Gehalten an natürlichem organischem Kohlenstoff, d.h. nicht-mineralisierter Biomasse. Dazu gehören neben Flusssquifer-

Systemen auch Mooregebiete, in welchen nach der Ausbeutung der Torf-Vorkommen nicht selten Abfälle abgelagert wurden. Diese Themen sind sehr facettenreich, an dieser Stelle beschränken wir uns auf eine kurze Vorstellung der Thematik, illustriert an Beispielen.

5.1 Mooregebiete

Aufgrund von kleinem Abfluss und geringer Evapotranspiration herrscht in Mooregebieten Wasserüberschuss. Der sich daraus ergebende Sauerstoff-Mangel im Wasser führt zu einem unvollständigen Abbau der pflanzlichen Reste. Als Feststoffe setzen sich deshalb organische Sedimente (Torf) ab [4]. Viele Torfvorkommen wurden in der Vergangenheit zur Gewinnung von Brennmaterial ausgebeutet. In die entstandenen Kavitäten wurden nicht selten Abfälle abgelagert.

In einer vom BAFU initiierten Studie wurden anthropogen unbeeinflusste Moorgrundwässer mit Moorgrundwässern im Abstrom von Moordeponien verglichen ([4]). Die Resultate zeigen einen deutlichen Einfluss der Abfälle auf die Grundwasserqualität auf (Tab. 3): Die Ammonium-Konzentrationen in anthropogen unbeeinflussten Moorwässern liegen mit 5 mg/l i.Vgl. zu den Anforderungen der GschV sehr hoch, sind jedoch das Resultat des natürlichen anaeroben Abbaus organischen Materials. Durch einen anthropogenen Einfluss kann dieser Wert gemäss Tabelle 3 nochmals deutlich ansteigen. Gemäss den zur Verfügung stehenden Daten besteht jedoch ein deutlicher Unterschied in der Leitfähigkeit sowie in Chlorid- und Borkonzentrationen, welche die Identifikation eines anthropogenen Einflusses erlauben.

Tab. 3 Chemische Analysen von Moorgrundwässern mit und ohne anthropogene Beeinflussung [4]

Parameter	ohne anthropogener Einfluss	anthropogen beeinflusst
Ammonium	bis 5 mg/l	6-20 mg/l
Elektrische Leitfähigkeit	30-150 µS/cm	1'000-1'700 µS/cm
Chlorid	<1.1 mg/l	10-30 mg/l
Sulfat	<5 mg/l	>12 mg/l
Bor	<0.02 mg/l	0.3; 1.1 mg/l

5.2 Fluss-Aquifere

Aquifere von Flusssystemen können natürlicherweise wenig Sauerstoff aufweisen (<30% der Sättigungskonzentration). Verantwortlich dafür sind die folgenden zwei Prozesse:

- a) Deponierung von Schwemmholz mit nachträglicher Sedimentüberlagerung
- b) Überdeckung des Aquifers mit feinkörnigen Schwemmsedimenten

5.2.1 Deponierung von Schwemmholz

Flüsse führen besonders nach hohen Abflussereignissen substantielle Schwemmholz- und Feststofffrachten mit sich. Schwemmholz wie auch Feststoffe werden danach in Zonen geringerer Turbulenzen abgelagert. Während des Ablagerungsprozesses der Feststoffe wird das Schwemmholz mit teilweise feinkörnigem Material

überlagert (vgl. unten). Diese Prozesse haben bereits vor Jahrtausenden stattgefunden und die Flusssysteme geprägt. Die Flüsse hatten vor ihrer Begradigung weite Teile des Talbodens als Flussbett inne, so dass auch Gebiete, welche heute einige hundert Meter vom (begradigten) Flusslauf entfernt sind, lithologisch sehr heterogen aufgebaut (inkl. feinkörnige Zonen) und Schwemmholz in der Aquiferzone aufweisen können.

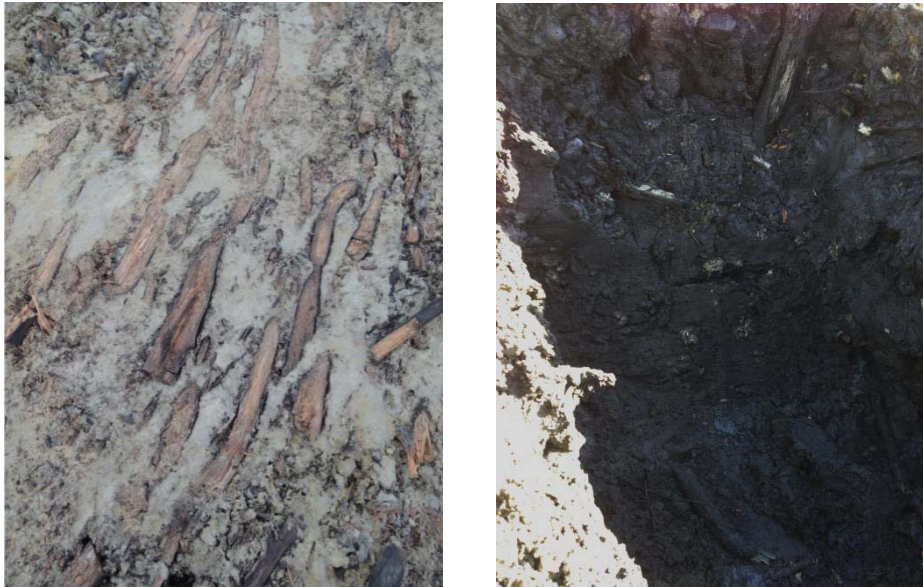


Abb. 1 Holzsedimente mit feinkörnigen Überschwemmungssedimenten (Rhône, Mischzone Aquifer)

Durch das Schwemmholz gelangte eine substantielle Masse organischen Materials in den Untergrund. Durch einen langwährenden langsamen Abbau von diesem organischen Material wird Sauerstoff im Grundwasser gezehrt. Das historische Holz des Rhône-Aquifers (vgl. Bilder unten) weist einen Anteil an Trockensubstanz (TS) von ca. 20% auf, während frisches Holz über einen TS-Wert von ca. 50% verfügt; der Abbau-Prozess ist hier somit bereits fortgeschritten. Aufgrund der langen Ablagerungsgeschichte des Schwemmholzes dürften jedoch lokal grosse Unterschiede im Abbaugrad und damit auch im Sauerstoff-Gehalt des Grundwassers bestehen.

5.2.2 Überdeckung des Aquifers mit feinkörnigen Schwemmsedimenten

Durch die Sedimentablagerungen (vgl. oben) wird auch feinkörniges Material deponiert. Die Lithologie von Flusssystemen ist entsprechend heterogen. Zonen mit hohen Anteilen an feinkörnigem Material sind sehr deutlich in den Abbildungen 1 und 2 zu sehen, welche hohe Anteile an feinkörnigem Material im Aquifer sowie der ungesättigten Deckschicht zeigen. Durch diese feinkörnigen Schichten wird der Luftaustausch mit der Atmosphäre erschwert, so dass weniger Sauerstoff ins Grundwasser gelangt.

Abbildung 3 zeigt die Sauerstoff-Verteilung im Aquifer der Rhône im Bereich Martigny VS bei Grundwasser-Hochstand. Die durchschnittliche Sauerstoff-Konzentration beträgt $3.6 \text{ mgO}_2/\text{l}$, was einer Sättigung von ca. 30% entspricht. Gemäss lokalen Hydrogeologen sind beide oben genannten Prozesse a) und b) dafür

verantwortlich. 32% der Messstellen wiesen Ammonium-Konzentrationen $>0.1 \text{ mg/l}$ auf.

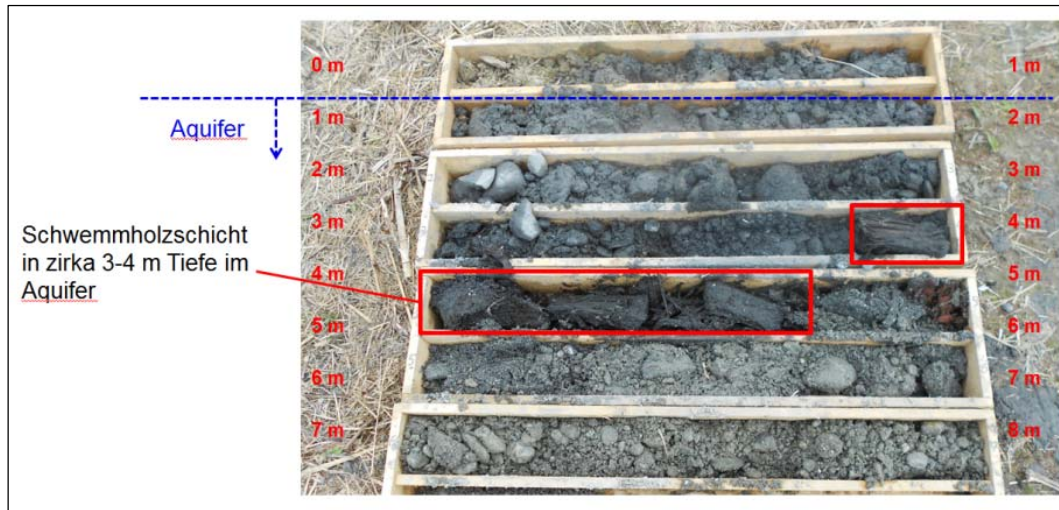


Abb. 2 Bohrung bis 8 m in den Rhône-Aquifer. Zwischen 3-4 m im Aquifer befindet sich eine Holzschicht. Die Lithologie des oberen Aquifer-Materials wurde mit lehmig-sandigem Kies bestimmt. Der Abstand zum begrabten Flusslauf beträgt: ca. 50 m.

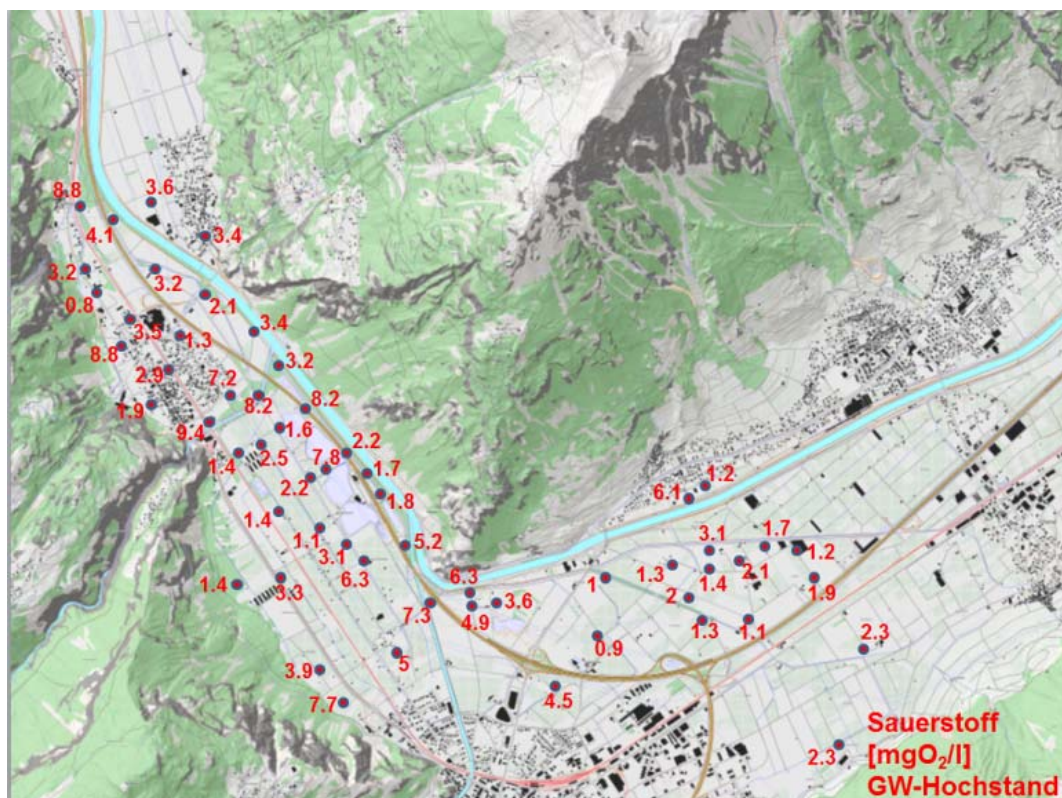


Abb. 3 Sauerstoff-Konzentrationen im Rhône-Aquifer im Bereich Martigny

5.3 Fazit

Moorgebiete sind sehr Sauerstoff-arme Systeme, der Abbau von organischem Material führt zu substantiellen Ammonium-Konzentrationen in Moorwässern. Fluss-aquifere können durch natürliche Prozesse ebenfalls Sauerstoff-arme Verhältnisse aufweisen. Substantielle geogene Ammonium-Konzentrationen sind jedoch nicht die Regel.

Abfall-Ablagerungen führen in Moorgebieten zur Erhöhung der Ammonium-Frachten. Diese lassen sich grundsätzlich durch einen Zu- und Abstromvergleich quantifizieren. Ebenso zeigen die Chlorid-Konzentration und die Leitfähigkeit einen anthropogenen Einfluss deutlich an.

Wird in belasteten Materialien organisches Material abgebaut, können Ammonium und Nitrit emittiert werden. Zudem können gelöste organische Verbindungen (DOC) in den ungesättigten wie gesättigten Untergrund gelangen (vgl. unten). Erreichen diese Emissionen einen geogen Sauerstoff-armen Aquifer, so können Ammonium und Nitrit i) nicht oxidiert werden und ii) beim anoxischen Abbau des DOC sogar gebildet werden. Bei oxischen Grundwässern bestehen hingegen gute Chancen, dass Ammonium und Nitrit auf kurzer Fließstrecke oxidiert werden.

6 Anthropogene Quellen

Verschiedene anthropogene Tätigkeiten können direkt oder indirekt zu Ammonium- und Nitrit-Emissionen in die Umwelt führen. Dabei können Ammonium und Nitrit i) direkt emittiert oder ii) durch verschiedene Prozesse, welche bereits oben vorgestellt wurden, gebildet werden. Abbildung 4 fasst anthropogene Stickstoff-Quellen zusammen:

- Landwirtschaft: Austrag von Ammonium via Mineraldünger
- Landwirtschaft: Deponierung von Gülle auf Feldern bzw. die Ablagerung von festen und flüssigen Ausscheidungen von Nutztieren auf Feldern
- Emissionen von geklärtem und ungeklärtem Abwasser in Oberflächengewässer und Grundwässer (Kläranlagen, defekte Abwasser-Leitungen)
- Belastete Standorte: Sickerwasser-Eintrag von Deponien und weiteren belasteten Standorten ins Grundwasser (und z.T. Oberflächengewässer)
- Bautätigkeiten: Anwendung von Ammonium-Nitrat basierten Sprengstoffen führen zu Emissionen von Ammonium, Nitrit und Nitrat in die Umwelt; dies via Tunnelabwasser sowie belastetes Ausbruchmaterial

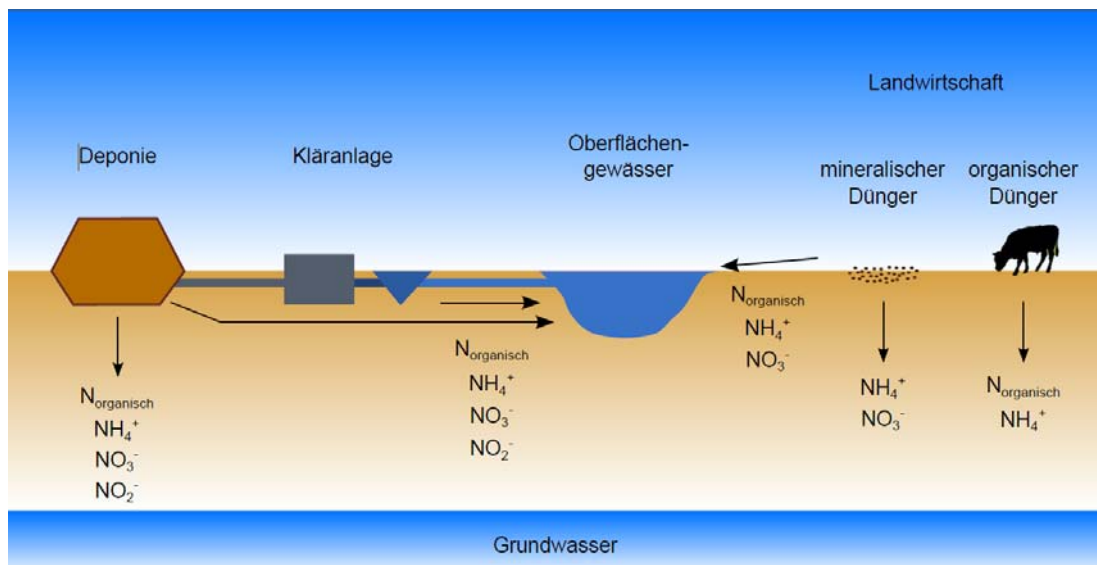


Abb. 4 Anthropogene Stickstoff-Quellen

6.1 Einsatz von Ammonium und Nitrit in Produkten und Prozessen

Zur Beurteilung der Relevanz für Abfälle und Altlasten wird im ersten Schritt das Auftreten von Ammonium und Nitrit in Ausgangs- und Endprodukten sowie dessen Verwendung in Prozessen diskutiert. Daraus lässt sich die Relevanz der Verbindungen im Bereich Abfälle und Altlasten abschätzen.

6.1.1 Ammonium

Ammonium wird in den folgenden Produkten und Prozessen eingesetzt (keine abschliessende Liste):

- Landwirtschaft: Als Inhaltsstoff von Mineraldünger, beispielsweise Dünger auf Basis von Diammonium-Phosphat. Der Einsatz als Hauptkomponente von Dünger ist massenmässig mit Abstand der häufigste Einsatzzweck
- Industrie: Einsatz von Aluminiumammoniumsulfat in der Gerberei; Ammoniumacetat in der Färberei; Ammoniumsulfid und Ammoniumchlorid in der Spinnerei
- Medizin: Ammoniumchlorid (Salmiak) wird als Hustenlöser verwendet
- Lebensmittel-Industrie: Ammoniumcarbonate werden als Lebensmittel-Zusatzstoffe (z.B. Backpulver) eingesetzt
- Bautätigkeiten: Die meisten heute eingesetzten Sprengstoffe basieren auf Ammonium-Nitrat
- Chemische Prozesse: Ammonium/Ammoniak wird als Ausgangsprodukt in der chemischen Synthese verwendet

Fazit: In der grosstechnischen Produktion von Ammonium dominiert die Verwendung in Düngemitteln mit grossem Abstand. In Industrie und Gewerbe, insbesondere bei Färbereien, Spinnereien und Gerbereien wird/wurde Ammonium in diversen Salzen und Salzlösungen eingesetzt. Durch das Handling von Ammonium-Salzen in

Form von Salzlösungen dürfte Ammonium an gewissen belasteten Standorten relevant sein. Ammonium dürfte somit auch in Produktionsschlämmen prominent vertreten sein.

6.1.2 Nitrit

Nitrit wird in den folgenden Produkten und Prozessen eingesetzt (keine abschließende Liste):

- Einsatz als Lebensmittel-Zusatzstoff zur Konservierung (Nitrit-Pökelsalz, Natrium- und Kaliumnitrit)
- Chemische Prozesse: Synthese von Azo-Farbstoffen
- Zusatzstoff in Galvanikbädern
- Einsatz als Korrosionsschutzmittel in Beton (Bemerkung: moderne Anti-Korrosionsprodukte für Beton basieren auf organischem Aminoethanol)

Fazit: Nitritsalze- und Salzlösungen haben grosstechnisch nur eine untergeordnete Relevanz. Aufgrund der Verwendung als Korrosionsschutzmittel in Beton kann Nitrit in Baustellenabwässern wie auch im Sickerwasser von (Inertstoff)-Deponien eine Relevanz aufweisen.

6.2 Belastungen in Abfällen und Deponien

6.2.1 Ammonium und Nitrit aus Prozessen und Produkten

Grundsätzlich gibt es nur eine limitierte Menge an Abfällen, welche Ammonium und Nitrit aus Produkten und Prozessen enthalten können (vgl. oben). Im Falle von Ammonium kommen v.a. Beton und Zement, Abfälle aus Gerbereien, Färbereien und Spinnereien in Frage.

In den letzten Jahren sind Nitrit- und Ammonium belastetes Ausbruchmaterial und Schlämme aus dem Einsatz von Sprengmitteln auf Tunnelbaustellen vermehrt in den Fokus gerückt. Bei der Detonation von Ammoniumnitrat reagieren je nach den lokalen geologischen Verhältnissen bzw. der Applikation des Sprengstoffs ca. 10% des Sprengstoffs nicht ab, welcher in den Ausbruch bzw. das Tunnelabwasser gelangt. Nitrit entsteht in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen (Feuchtigkeit, Druck, etc.) während der Explosion des Sprengstoffs.

6.2.2 Deponien: Ammonium und Nitrit aus Abbauprozessen

Im vorhergehenden Abschnitt wurden potentielle Belastungsquellen für Abfälle aus Produkten und Prozessen vorgestellt. Quantitativ deutlich relevanter dürfte jedoch das Ammonium-Bildungspotential durch die Belastung von Abfällen durch organisches Material (Schadstoffe, natürliche und synthetische Polymere) sein, welches durch zwei Prozesse bestimmt wird:

- Abbau von Stickstoff-reichen Verbindungen wie Proteine (Ammonifikation, vgl. Kap. 2)
- Oxidation von organischem Material unter anoxischen (Sauerstoff-armen) Bedingungen → Reduktion von Nitrat zu Ammonium via Nitrit (Nitrat-Reduktion, vgl. Kap. 2)

Diese beiden Prozesse tragen die Hauptverantwortung für Ammonium- und Nitrit-Belastungen im Sickerwasser belasteter Standorte, hauptsächlich von Abfall-Ablagerungen aller Art. Wichtig ist zu erwähnen, dass es sich hier um ein Bildungspotential handelt. Ist genügend Sauerstoff vorhanden, wird beim Abbau organischen Kohlenstoffs kein Ammonium gebildet; zudem wird das Ammonium der Ammonifikation rasch wieder mit Sauerstoff oxidiert. Dieses Bildungspotential kann nicht durch einen TVA-Eluattest erfasst werden.

Die nachfolgenden Abbildungen zeigen die Ammonium- und DOC-Belastungen von Sickerwässern diverser Inertstoff-, Reststoff-, Schlacke- und Reaktordeponien in der Schweiz (Quelle: BAFU, Deponiemonitoring Schweiz, publiziert in [5]). Auffällig ist, dass das Sickerwasser sehr vieler Deponien eine Konzentration von 5 mg/l NH_4^+ – bei massiven Schwankungen – deutlich überschreitet. Es sei darauf hingewiesen, dass Deponien, welche eine Sickerwasser-Fassung aufweisen, Ammonium und Nitrit direkt in Oberflächengewässer einleiten können. Dies ist eine relevante Frage im Rahmen der Nachsorge von Deponien.

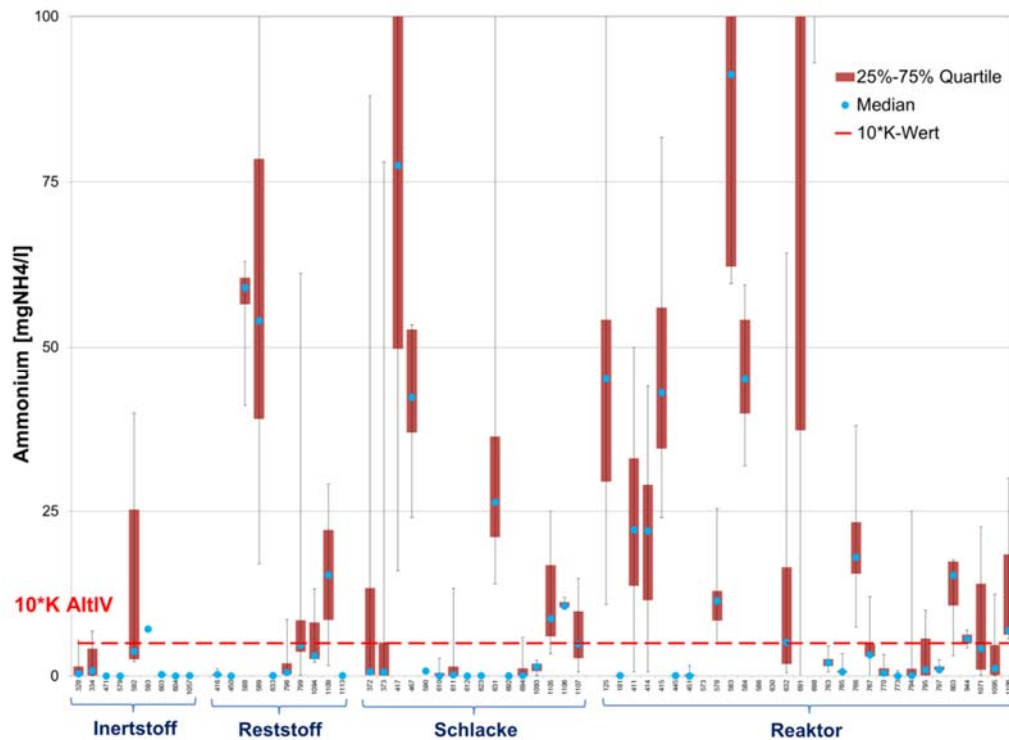


Abb. 5 Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser diverser Schweizer Deponien. Zur Orientierung ist die 5 mg/l -Marke, welche dem 10-fachen K-Wert entspricht, eingezeichnet

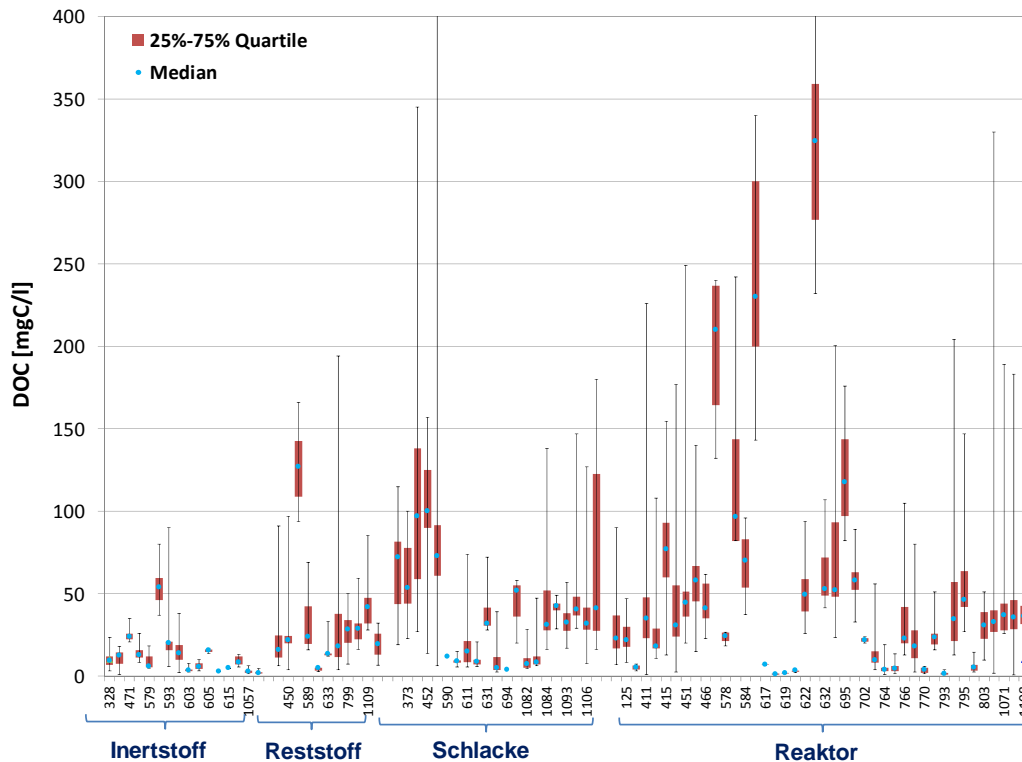


Abb. 6 DOC-Gehalt im Sickerwasser diverser Schweizer Deponietypen

Die Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffs DOC variieren analog zu den Ammonium-Werten massiv und liegen ausser bei den Inertstoff-Deponien bei den meisten Deponien >25 mgC/l. Wird davon ausgegangen, dass 20% des DOC nicht refraktär - also einfach biologisch abbaubar - ist, dann besteht bei 25 mgC/l DOC pro Liter Sickerwasser ein Ammonium-Bildungspotential unter anoxischen Bedingungen von 22 mg/l (Bemerkung: zu einem Grossteil dürfte der TOC/DOC in Abfällen per se nicht aus Schadstoffen in engerem Sinne (KW, PAK, BTEX, CKW o.ä.), sondern aus künstlichen sowie natürlichen Polymeren bestehen).

Unter den gleichen Voraussetzungen (20% abbaubarer TOC) besteht pro kg Inertstoff, welchen den Grenzwert von 20'000 mg/kg TOC der TVA vollständig ausschöpft, theoretisch ein anoxisches Bildungspotential von maximal 3 g Ammonium. Diese Prozesse sind langsam und lassen sich praktisch nicht voraussagen. Dies wird von der in Abbildung 7 dargestellten langjährigen Entwicklungen der Ammonium-Konzentration im Sickerwasser abgeschlossener Kehrrechtdeponien unterstrichen.

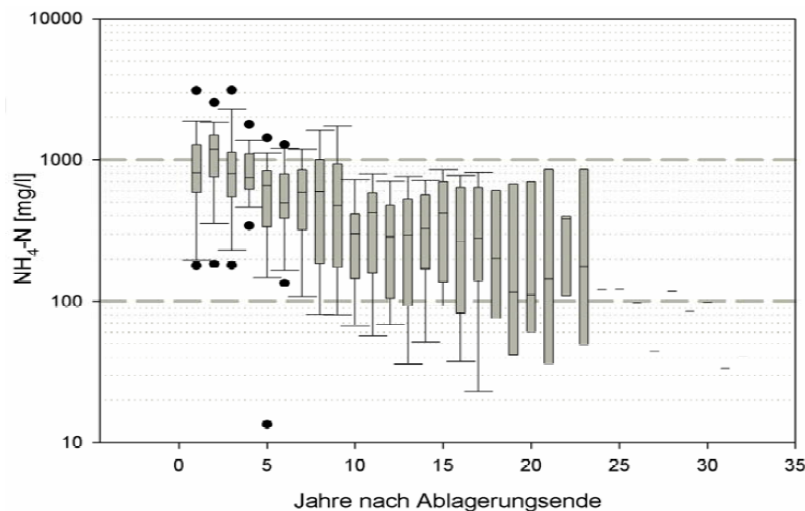


Abb. 7 Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser von Hausmülldeponien nach Abschluss der Deponie (Achtung: logarithmische Skala) [9]

Unkontrollierte Deponien und Ablagerungen mit Siedlungsabfällen dürften in der Schweiz zu hunderten bestehen (grösstenteils gemischt mit Bauschutt). Es ist damit zu rechnen, dass die Sickerwässer unkontrollierter Ablagerungen vergleichbare DOC- und Ammonium Belastungen analog der TVA-konformen Deponien aufweisen.

6.2.3 Belastete Standorte: Ausbreitung im Grundwasser

Diverse Autoren haben Ammonium-Fahnen im Abstrom von Deponien untersucht (z.B. Grathwohl et al. [8]). Ein wichtiger Indikator von Ammonium-Fahnen ist ihre Stationarität: Bei Stationarität bildet sich in einer gewissen Distanz zur Quelle ein Steady-State, bei welchem genau so viel Ammonium durch Sauerstoff oxidiert wie nachgeliefert wird (vgl. Abb. 8 und [11]). In diesem Fall kann eine Gefährdung des weiteren Abstroms ausgeschlossen werden, was für eine risikobasierte Beurteilung eines Standortes wichtig ist (vgl. Kap. 8.5). Falls die Fahne ihren stationären Zustand noch nicht erreicht hat, einen solchen aufgrund der Sauerstoff-Situation im Grundwasser-Abstrom aber erreichen kann, ist relevant, in welcher Distanz zur Deponie sich der Steady-State ausbilden wird. Relevant für diese Distanz sind:

- Geometrie der Belastungsquelle
- Massenflux Ammonium / Nitrit
- Mächtigkeit und Lithologie der ungesättigten Zone
- Kationenaustauschkapazität (Retardation von Ammonium)
- (Geo-)Chemie des Grundwassers (Mangan- und Eisengehalt), Gehalt an DOC
- Sauerstoff-Gehalt und Sauerstoff-Versorgung
- Grundwasser-Neubildung

Zur Beurteilung einer Schadstoff-Fahne müssen diese Parameter jedoch nicht abschliessend bekannt sein; bereits der Konzentrationsgradient im Abstrom der Fahne zeigt integral die Effizienz der unter dem Einfluss der Standortparameter ablaufen-

den Abbauprozesse an. Mittels moderner Untersuchungsmethoden wie *Direct push* kann eine kostengünstige Charakterisierung der Abstromfahne durchgeführt werden.

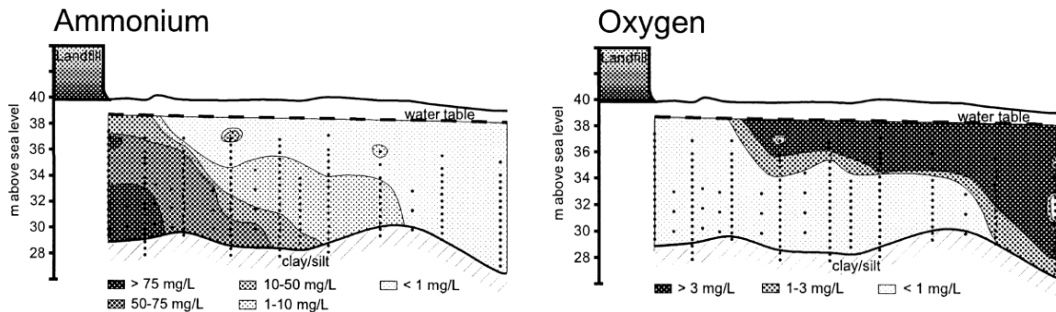


Abb. 8 Stationäre Ammonium-Fahne (links), welche stark mit der Sauerstoff-Verteilung (rechts) korreliert (aus [11])

6.2.4 Belastete Standorte: Sanierungsmethoden

Auf eine vertiefte Diskussion von Sanierungsvarianten bezüglich Ammonium und Nitrit wird an dieser Stelle verzichtet. Da die meisten Emissionen auf das anoxische Abbaupotential in belasteten Materialien zurückzuführen sind, ist eine Umlagerung von Abfällen von einer Deponie auf eine andere nur aufgrund von Ammonium und Nitrit fraglich. Bei Deponien werden Aerobisierungen durchgeführt, d.h. Luft wird aus dem Deponiekörper abgesaugt und mit Sauerstoff-gesättigter Umgebungsluft versorgt. Dadurch wird ein aerober Abbau in Gang gesetzt.

Bei substantiellen Grundwasser-Konzentrationen ist ein Air-Sparging (Bio-Sparging) im Grundwasser zielführend. Bio-Sparging in gesättigten wie auch ungesättigten Systemen haben zudem das Potential, noch weitere aerob abbaubare Schadstoffe abzubauen.

6.3 Landwirtschaft

6.3.1 Applikation von Mineraldünger

Der Einsatz von Ammonium als Hauptkomponente von Mineraldünger (z.B. Dünger auf der Basis von Diammonium-Phosphat) ist massenmässig mit Abstand der häufigste Einsatzzweck von Ammonium. Gemäss [12] wurden 2005 in der Schweiz ca. 52 Kilotonnen Mineraldünger appliziert.

Bei der Applikation von Ammonium als Dünger geht ein Teil als Ammoniak aus, der Grossteil wird im Boden durch Bodenorganismen zu Nitrat oxidiert, welches von der Pflanze optimal aufgenommen werden kann. Der Grund für die Anwendung von Ammonium als Dünger liegt an der Sorption von Ammonium im Boden, welche durch den Kationentausch deutlich höher ist als diejenige von Nitrat. Deshalb wird v.a. Nitrat im Grundwasser von Landwirtschaftsgebieten gemessen (vgl. Kap. 4). Somit ist Mineraldünger bei einer fachgerechten Applikation keine substantielle Ammonium-Quelle; bei geringem Flurabstand ist eine Auswaschung von Ammonium

in das Grundwasser jedoch möglich. Zudem kann der Dünger bei der Applikation auch in Oberflächengewässer gelangen.

6.3.2 Applikation von Hofdünger

Durch den Austrag von Hofdünger (Gülle, Mist und Kompost) gelangen gelöster/ ungelöster organischer Kohlenstoff sowie Ammonium auf die Felder. Daraus resultieren Emissionen von Ammonium und DOC via Untergrund ins Grundwasser sowie via Oberflächen-Abfluss auch in Oberflächengewässer. Ein Grossteil des Ammoni- ums sorbiert im Untergrund und wird zu Nitrat umgewandelt, woraus nur wenig Ammonium ins Grundwasser gelangt (dito Mineraldünger). Hingegen kann DOC ins Grundwasser gelangen und dort Sauerstoff zehren. Dadurch sinkt der Sauerstoff- Gehalt im Aquifer; bei Sauerstoff-armen Aquiferen kann zudem durch den Abbau von DOC via Nitrat-Reduktion Ammonium (und als Zwischenprodukt Nitrit) gebildet werden.

6.4 Weitere anthropogene Ammonium- und Nitritquellen

6.4.1 Kläranlagen

Kläranlagen emittieren substantielle Mengen an Ammonium in Oberflächengewäs- ser; die maximalen Frachten sind in den Betriebsbewilligungen der ARAs festgelegt (z.B. Kläranlage Monthey: 3-5 mgN/l Ammonium, max. 20 mgN/l). Dadurch kann je nach Abfluss- und Verdünnungsverhältnissen in Vorflutern eine Hintergrund- Belastung an Ammonium resultieren.

6.4.2 Defekte Kanalisationsleitungen

In Siedlungsgebieten können undichte Kanalisationen zu Emissionen von Ammoni- um, Nitrit und DOC in Grundwässer führen. Das Abwasser ist grösstenteils anoxisch und zehrt Sauerstoff im Grundwasser. Eine Kontamination mit Keimen und weiteren Schadstoffen ist dabei möglich.

6.4.3 Einsatz von Sprengstoffen

Eine wichtige Anwendung von Ammonium ist die Verwendung von Ammonium- Nitrat als Sprengmittel im Tunnelbau (vgl. oben). In grösseren Infrastruktur- Projekten werden nicht selten Hunderte von Tonnen eingesetzt. Dies führt zu Belas- tungen von Ausbruchmaterial sowie von Schlämmen aus diversen Aufbereitungs- schritten und damit zu einem Abfall-Problem. Zudem muss mit Ammonium- und Nitrit-Emissionen aus Schüttungen und via Tunnelabwasser in ober- und unterirdi- sche Gewässer gerechnet werden.

6.5 Ammonium und Nitrit als Indikatoren für weitere Belastungen

Die WHO (World Health Organization) setzt für Ammonium aufgrund der geringen Toxizität keinen Guidance Value fest [1]. Ammonium-Konzentrationen oberhalb der geogenen Hintergrundbelastung sind jedoch ein Indikator für Belastungen aus Landwirtschaft oder Siedlungsentwässerung. In diesen Fällen besteht die Möglich- keit, dass Grund- und Oberflächengewässer neben Ammonium oder Nitrit mit weite- ren Schadstoffen sowie bakteriologisch belastet sein können.

Die Anwesenheit von Ammonium und Nitrit weisen zudem auf anoxische Verhältnisse in einem Grundwasser-Leiter hin. Unter solchen Bedingungen ist damit zu rechnen, dass beim Abbau von chlorierten Lösungsmitteln, welche in Grundwasser von Industrie- und Gewerbebezonen im tiefen µg/l-Bereich präsent sein können, krebserregendes Vinylchlorid als Abbauprodukt anfällt. Zudem ist der Abbau weiterer Schadstoffe wie BTEX und aliphatischer Kohlenwasserstoffe unter anoxischen Bedingungen limitiert.

Die Indikator-Rolle von Ammonium und Nitrit ist somit relevant. Dies ist bei einer möglichen Neuregulierung dieser Verbindungen zu beachten.

7 Zusammenfassung

Die für die Diskussion und Beurteilung von Varianten einer zukünftigen Regulierung wichtigsten Erkenntnisse werden wie folgt zusammengefasst:

- Die aktuellen K-Werte sind bezüglich Humantoxikologie auf der konservativen Seite; jedoch sind tiefe Anforderungen bezüglich Schutz von Oberflächengewässern grundsätzlich gerechtfertigt.
- Ammonium und Nitrit, welche beim Abbau organischen Materials gebildet werden, sind an belasteten Standorten in den meisten Fällen quantitativ relevanter i.Vgl. zu externen Quellen, d.h. Ammonium und Nitrit aus Produkten und industriellen Prozessen.
- Landwirtschaftsflächen können je nach Art der Düngung zu (O₂-zehrenden) DOC Emissionen führen. Ammonium wird durch die Düngung ebenfalls emittiert, wird aber von der Bodenmatrix grösstenteils gut zurückgehalten und/oder zu Nitrat oxidiert.
- Die Umweltbedingungen sind ein wichtiger Einflussfaktor in der Nitrit- und Ammoniumthematik: Moorwässer sind sehr Sauerstoff-arm, durch den Abbau organischen Materials entsteht geogenes Ammonium. In weiteren natürlichen Systemen wie Flussaquifere können Sauerstoff-arme Verhältnisse angetroffen werden. Emittiert ein belasteter Standort Ammonium in einen solchen Aquifer, wird dieses nur schlecht oxidiert; zudem führen DOC-Emissionen gar zur Bildung von Ammonium.
- Sauerstoff-reiche Aquifere führen demgegenüber bei Ammonium- und Nitrit Emissionen dazu, dass die Schadstoffe meistens im Abstrom abgebaut werden. Die Schadstoff-Fahnen sind oftmals stationär.
- Ammonium fundiert als ein sehr wichtiger Indikator für weitere chemische und/oder biologische Belastungen in Gewässersystemen.

Der Projektleiter



Dr. Christian Niederer

BMG Engineering AG



Dr. Michael Madliger

Schlieren, 19. Dezember 2014

Die BMG Engineering AG hat diese Untersuchung unter Einsatz ihres besten professionellen Könnens und in Übereinstimmung mit allgemein anerkannten Grundsätzen ausgeführt. Die Erkenntnisse und Schlussfolgerungen im Untersuchungsbericht stützen sich auf die der BMG Engineering AG zum Zeitpunkt der Berichtverfassung vorliegenden Informationen. Diese Erkenntnisse und Schlussfolgerungen können nicht unüberprüft auf zukünftige Verhältnisse übertragen werden.