

Stickstoff in der Kulturlandschaft – Dynamik von Stickstoffverbindungen in Böden und im Grundwasser pleistozäner Sandlandschaften

- Martina Herrmann, Jena -

Abstract

The investigations presented here focus on three different aspects of the nitrogen cycle in cultural landscapes and were carried out in the nature reserve “Heiliges Meer” in Northwest Germany. Land-use changes from arable land to mown grassland on sandy soils may result in a strong decrease of the leaching of nitrate to the groundwater within just a few years. However, the dynamics of these processes appear to be site-specific, and general temporal patterns of changes in groundwater chemistry are therefore not fully predictable. Intense agricultural land-use including livestock farming and the use of organic fertilizers leads to increased atmospheric inputs of nitrogen compounds into adjacent landscape elements such as heathland areas or forests. Here, considerable leaching of nitrogen compounds from the upper soil horizons may occur, however, the extent of N leaching is strongly influenced by vegetation type as well as by weather-related factors such as temperature and precipitation. Nitrate-reducing processes in the soils probably prevent the leaching of nitrate down to the groundwater. Microbial groups involved in nitrogen cycling in sandy aquifers were investigated in the groundwater of an agriculturally impacted site. Molecular approaches revealed the presence of nitrifying microorganisms down to 12 m depth. Bacteria turning nitrate into N₂ via the anammox process were detectable down to 15 m depth, indicating the potential for nitrogen removing processes.

1. Einleitung

In den vergangenen Jahrzehnten haben insbesondere die Landwirtschaft sowie die Verbrennung fossiler Energieträger zu einer starken anthropogenen Veränderung des Stickstoff-Kreislaufes geführt (VITOUSEK et al. 1997, SCHLESINGER 2009). Im Bereich der Landwirtschaft gehen Düngergaben im Überschuss einher mit einem erhöhten Risiko der Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser, was vor allem im Zusammenhang mit einer Nutzung des Grundwassers zur Trinkwassergewinnung problematisch ist (LANGNER 1998). Wie stark diese Auswaschung ausfällt bzw. welche Nitratmengen wirklich bis in das Grundwasser gelangen, wird durch verschiedene Faktoren beeinflusst, beispielsweise durch die Düngungsintensität, die Kulturpflanzenart, die Bodenart und die Höhe des Grundwasserspiegels (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL 1992, DE RUIJTER et al. 2007). Eine entscheidende Rolle spielen hier mikrobielle Umwandlungsprozesse von Stickstoffverbindungen, die zu einem Abbau von Nitrat während der Sickerwasserpassage führen können und deren Intensität ihrerseits durch die oben genannten Faktoren bestimmt wird.

Zur Reduktion der Auswaschung von Nitrat in das Grundwasser, beispielsweise im Zusammenhang mit Naturschutzmaßnahmen oder Grundwasserschutz in Trinkwassergewinnungsgebieten, können Flächenextensivierungen durchgeführt werden in Form einer Umwandlung ackerbaulich genutzter Flächen in Grünland. Umwandlungen in extensiv bewirtschaftetes

Grünland sind in der Regel mit einer verstärkten Festlegung pflanzenverfügbarer Nährstoffe in lebende Biomasse bei permanenter Vegetationsbedeckung sowie mit einer Anreicherung von Humus und damit der Immobilisierung der darin gebundenen Pflanzennährstoffe verbunden (OLFF et al. 1994). Das Risiko einer Auswaschung von Nitrat unter extensiv genutzten Flächen wird bei niedrigerem Düngenniveau ebenfalls gesenkt. Das Ausbleiben des Pflügens führt zu einer verringerten Durchlüftung der oberen Bodenschichten und damit zu einer verringerten oxidativen Mineralisation, zugleich kann der Nitrat-Abbau durch Denitrifikationsprozesse begünstigt werden.

Neben der direkten Beeinflussung landwirtschaftlicher Flächen durch die Düngung nimmt die landwirtschaftliche Nutzung auch entscheidenden Einfluss auf den Stickstoff-Kreislauf angrenzender Landschaftselemente. Hier spielen insbesondere atmosphärische Einträge von NH_3 oder NH_4^+ eine entscheidende Rolle, deren Quellen vor allem Emissionen von NH_3 aus Tierställen bzw. im Zuge der Lagerung und Ausbringung von Gülle sind (ASMAN et al. 1998, FERM et al. 1998). Als Quellen für ebenfalls luftbürtig eingetragene oxidierte N-Verbindungen (NO_x) sind hingegen in erster Linie Straßenverkehr und Verbrennungsanlagen zu nennen. Ein Verhältnis von Ammonium-N zu Nitrat-N von über 1,5 in dem gesamten deponierten anorganischen Stickstoff ist dabei ein wichtiger Indikator für den Einfluss der Landwirtschaft, insbesondere der Massentierhaltung, auf die Niederschlagsbeschaffenheit (HÖLSCHER et al. 1994). Erhöhte atmosphärische Stickstoff-Einträge stellen wegen ihrer eutrophierenden Wirkung eine Bedrohung dar für natürlicherweise bzw. aufgrund kulturhistorischer Nutzungsweise nährstoffarme Lebensräume wie Moore und Heiden, aber auch für Waldökosysteme. Neben einer Verschiebung des Spektrums der Pflanzenarten hin zu Arten mit höherem Stickstoff-Bedarf, z.B. in Form der Vergrasung der Heiden (HEIL & DIEMONT 1983) spielt hier vor allem auch die Anreicherung von Stickstoff in den Böden über längere Zeiträume eine wichtige Rolle. Erhöhte atmosphärische Stickstoffeinträge können durch den Einbau in Biomasse oder durch Speicherung in totem organischem Material zunächst über begrenzte Zeiträume in den Böden festgelegt werden (DISE et al. 1998, FRIEDRICH et al. 2011). Ist diese Speicherkapazität jedoch ausgelastet, so setzt vermehrt eine Auswaschung von Stickstoffverbindungen, zumeist Nitrat, in tiefere Bodenschichten und letztlich auch in das Grundwasser ein. Die Stickstoff-Auswaschung wird dabei neben der Stickstoff-Deposition vor allem durch klimatische und bodenabhängige Faktoren beeinflusst wie Witterungsverhältnisse (HELLIWELL et al. 2010), pH-Wert des mineralischen Oberbodens sowie C/N-Verhältnis der organischen Auflage (VAN DER SALM et al. 2007) und ferner durch die Bewirtschaftungsweise, d.h. forstliche Maßnahmen oder Heidemanagement (HELLIWELL et al. 2010).

Entscheidend für das Verständnis der Stickstoff-Dynamik in Böden und im Grundwasser sind Kenntnisse der mikrobiellen Prozesse, die den Umwandlungen von Stickstoffverbindungen zugrunde liegen. Nitrat wird in Böden und im Grundwasser durch das Zusammenwirken verschiedener Mikroorganismengruppen gebildet; im zweistufigen Prozess der Nitrifikation wird zunächst Ammonium zu Nitrit oxidiert durch Ammonium-oxidierende Bakterien (KOWALCHUK & STEPHEN 2001) oder durch die erst vor wenigen Jahren entdeckten Ammonium-oxidierenden Archaea (KÖNNEKE et al. 2005), im nächsten Schritt erfolgt die Oxidation von Nitrit zu Nitrat durch Nitrit-oxidierende Bakterien (SPIECK & BOCK 2005). Nitrat kann dann in pflanzliche oder mikrobielle Biomasse eingebaut oder durch mikrobielle Prozesse in den Böden oder im Grundwasser in andere Stickstoffverbindungen umgewandelt werden. Durch die dissimilatorische Nitratreduktion zu Ammonium (DNRA, SILVER et al. 2001) wird Nitrat zu Ammonium reduziert, wodurch das eutrophierende Potential der Stickstoffkomponente erhalten bleibt, jedoch die Mobilität in Böden eingeschränkt wird. Der wohl wichtigste Nitrat-Abbauweg, der zu einer Umwandlung von Nitrat in nicht mehr pflanzenverfügbare gasförmige Stickstoffverbindungen führt, ist die Denitrifikation, als deren Endpro-

dukte N_2 oder unter bestimmten Umständen auch N_2O entstehen (ZUMFT 1999). Ein letzter möglicher Abbauweg ist die so genannte anaerobe Ammonium-Oxidation (Anammox-Prozess), bei welcher aus Nitrit und Ammonium ebenfalls N_2 entsteht (STROUS et al. 1999). Diesem Prozess kann die Reduktion von Nitrat zu Nitrit vorangeschaltet sein. Über die Bedeutung des Anammox-Prozesses für Stickstoffumwandlungen in Böden und im Grundwasser ist bisher jedoch nur wenig bekannt (DILLON et al. 2007, CLARK et al. 2008). Einblicke in die mikrobiellen Gemeinschaften, welche die genannten Prozesse in verschiedenen Lebensräumen katalysieren, sind in den vergangenen Jahren vor allem durch Methoden der molekularen mikrobiellen Ökologie ermöglicht worden. Unter Verwendung so genannter molekularer Marker kann eine Analyse der Abundanz und Diversität mikrobieller Gemeinschaften durchgeführt werden, ohne dass eine Kultivierung der entsprechenden Organismen im Labor nötig wäre. Bei den molekularen Markern handelt es sich um Gene, die eine direkte Aussage über die phylogenetische Zuordnung der Organismen ermöglichen (Gene für die ribosomale 16S rRNA, AMANN 1995) oder Gene, die für bestimmte Enzyme kodieren und daher eine gezielte Detektion von Organismen ermöglichen, die in bestimmte Stoffwechselprozesse oder biogeochemische Prozesse involviert sind (funktionelle Gene). Ein Nachweis der Zielorganismen auf DNA-Ebene zeigt das genetische Potential für einen bestimmten Prozess, das in dem untersuchten Lebensraum vorhanden ist. Aufgrund des raschen Umsatzes von RNA in lebenden Zellen bietet ein Nachweis der Zielorganismen auf RNA-Ebene zusätzlich Informationen über die Anwesenheit aktiver Organismen, deutet also darauf hin, dass ein Prozess möglicherweise zum Zeitpunkt der Probenahme stattfindet.

In diesem Beitrag sollen Forschungsergebnisse zu drei verschiedenen Aspekten des Stickstoff-Kreislaufes in der Kulturlandschaft vorgestellt werden:

(i) Auswirkungen einer Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung auf die Nitrat-Konzentrationen im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser,

(ii) langjährige Dynamik der Verlagerung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser unter Heide- und Waldvegetation unter dem Einfluss erhöhter atmosphärischer Stickstoffeinträge und

(iii) mikrobiologische Aspekte wichtiger Prozesse des Stickstoffkreislaufes im Grundwasser.

2. Untersuchungsgebiet

Als Modellgebiet für die vorzustellenden Untersuchungen dient das im Kreis Steinfurt (Westfalen) gelegene Naturschutzgebiet „Heiliges Meer - Heupen“ mit seinen natürlichen Gewässern unterschiedlicher Trophiestufen und seinen Heide- und Waldlandschaften bzw. seiner zumeist landwirtschaftlich genutzten Peripherie. Das im Dezember 2008 ausgewiesene Naturschutzgebiet mit einer Gesamtfläche von 259,9 ha (Amtsblatt für den Regierungsbezirk Münster) umfasst das ehemalige Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (ca. 90 ha Fläche, „Kerngebiet“) (s. Abb. 1) sowie umfangreiche Flächen in der Peripherie des Kerngebietes. Hier werden seit den 1960er Jahren Flächenextensivierungen durchgeführt, was in der Regel einen Wechsel von ackerbaulicher Nutzung zu Grünlandbewirtschaftung beinhaltet. Die für die Eigenschaften der Böden sowie des Sickerwassers und des oberflächennahen Grundwassers bedeutenden obersten geologischen Schichten werden durch quartäre Ablagerungen zumeist in Form saalezeitlicher Schmelzwassersande bestimmt (THIERMANN 1975).

3. Methoden der Gewinnung und Analyse von Wasserproben

3.1 Probengewinnung

Probstellen zur Entnahme von Sicker- und Grundwasser wurden in den Jahren 2001 und 2002 auf verschiedenen Heide-, Wald- und landwirtschaftlich genutzten Flächen angelegt (Abb. 1). Zur Gewinnung von Sickerwasser wurden Kleinstlysimeter mit einer Monolithmächtigkeit von 35 bis 40 cm eingesetzt (vgl. HERRMANN 2004). Im Bereich von Heide- und

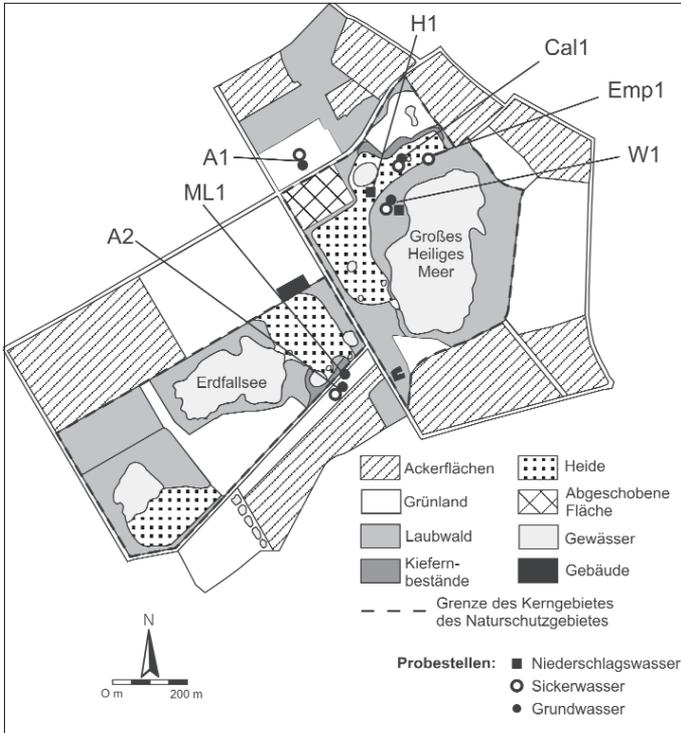


Abb. 1: Lage der Probstellen im Zentrum und in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer-Heupen“. Probestelle Emp1: Lysimeter unter *Empetrum nigrum*-Bestand. Probstellen A1, A2 (Grünland) und Cal1 (*Calluna vulgaris*-dominierte Heide) umfassen Lysimeter und Grundwasserbeprobungsstelle. Probestelle W1 (Birken-Eichen-Wald) umfasst Lysimeter, Grundwasserbeprobungsstelle und Niederschlagssammler (Bestandsniederschlag). H1: Niederschlagssammler auf Freifläche. ML1: Multilevelbrunnen.

Grünlandflächen umfasst der Monolith hier in seiner vertikalen Ausdehnung die von den Pflanzen hauptsächlich durchwurzelten Bodenhorizonte, so dass das Sickerwasser direkt nach der Passage des Wurzelraumes aufgefangen wird. Die Konstruktion und Beprobung der Messstellen zur Entnahme von Grundwasser basiert auf dem Prinzip der Saugkerzen-Methode (DVWK 1990). Hierbei werden als Grundwasserfilter Polyethylen-Gefäße mit einem Volumen von 0,5 oder 1 L sowie einer Porengröße der Verfilterung von 100 µm verwendet (vgl. HAGEMANN et al. 2000, HERRMANN 2004), welche im Boden unter wassergesättigten Bedingungen seitlich einströmendes Wasser aufnehmen können. Die Beprobung von Sicker- und Grundwasser erfolgte von 2001 bis 2005 in monatlichen Intervallen. Von 2006 bis 2010 wurden sechs bis acht Proben jährlich gewonnen. Die Analyse atmosphärischer Einträge wurde mit Hilfe von Niederschlagssammlern durchgeführt, die von März 2001 bis Februar 2002 bzw. in den Jahren 2004, 2005 und 2010 an verschiedenen Freiflächen- und Waldstand-

orten in 1,5 m Höhe installiert und in Abständen von 14 Tagen oder weniger beprobt wurden (vgl. HERRMANN 2004). Wasserproben zur Analyse der mikrobiellen Gemeinschaften des Stickstoff-Kreislaufes im Grundwasser wurden mit Hilfe eines Multilevelbrunnens gewonnen, der im Jahr 1995 installiert wurde (Abb. 1; ML1) und eine Entnahme von Grundwasserproben aus 10 distinkten Tiefen zwischen 2 und 25,5 m Tiefe ermöglicht (WEINERT et al. 2000).

3.2 Hydrochemische Analyse der Wasserproben

pH-Wert und Wassertemperatur wurden elektrometrisch bestimmt. Der Sauerstoff-Gehalt wurde mit Hilfe der Methode nach WINKLER (1888) ermittelt. Der Gehalt an Nitrat, Nitrit und Ammonium wurde photometrisch bestimmt (Salicylat-Methode, D9 in DEV 1976; Methode nach GRIESS, D10 in DEV 1975 bzw. Berthelots Reaktion, DIN 38406, E5-1 in DEV 1994; Photometer Lambda 2S der Fa. Perkin-Elmer). Für genauere Angaben zu den verwendeten Methoden und Geräten s. POTT et al. (1998), HERRMANN (2004) und HERRMANN & PUST (2009).

3.3 Mikrobiologisch-molekularbiologische Analyse der Wasserproben

Die Grundwasserproben wurden in sterile Glasflaschen abgefüllt und durch Filter mit 0,2 µm Porendurchmesser filtriert (Sterivex-GV, Millipore oder Supor, Pall Corporation), um Bakterienzellen auf den Filtern zurückzuhalten. Von den Filtern wurden anschließend Nukleinsäuren der Mikroorganismen extrahiert mit zunächst einem enzymatischen Aufschluss wie beschrieben in SOMERVILLE et al. (1989) und nachfolgender Aufreinigung der Nukleinsäuren mit Hilfe kommerzieller Kits (DNA Spin Kit for Soil, MP Biomedicals bzw. RNA Mini Kit, Qiagen). Zur Abschätzung der Abundanzen von Ammonium-oxidierenden Bakterien und Archaea im Grundwasser wurden *amoA*-Gene (Gen für Ammonium-Monooxygenase) mittels der quantitativen Polymerase-Kettenreaktion (qPCR) quantifiziert wie bei HERRMANN et al. (2011) beschrieben. Die Schätzung der Abundanzen von Anammox-Bakterien basiert auf der Quantifizierung Gruppen-spezifischer 16S rRNA-Gene unter Verwendung der Primer-Kombination Amx368F/Amx820R (SCHMID et al. 2005).

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Einfluss von Extensivierungsmaßnahmen auf Stickstoffverbindungen im Sicker- und Grundwasser

Auf zwei Flächen in der Peripherie des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ wurden seit der Umwandlung von ackerbaulicher Nutzung in Grünland Veränderungen im Chemismus des Sicker- und Grundwassers verfolgt (Probestellen A1 und A2, vgl. Abb. 1). Insbesondere hinsichtlich des Nitrats war hier eine hohe zeitliche Dynamik zu beobachten. Während auf der Fläche A1 unmittelbar nach der letzten Vegetationsperiode unter ackerbaulicher Bewirtschaftung Ende 2001 noch sehr hohe Konzentrationen von Nitrat-N sowohl im Sickerwasser als auch im oberflächennahen Grundwasser auftraten, setzte hier sehr schnell ein starker Rückgang der Nitrat-N-Konzentrationen ein auf sehr niedrige Konzentrationen von unter 0,1 mg L⁻¹ Nitrat-N noch im Jahr 2002 (Median), während eine entsprechende Abnahme auf der Ebene des Grundwassers erst mit zeitlicher Verzögerung ein Jahr später sichtbar war (Abb. 2A). Stark ausgeprägte jahreszeitliche Werteschwankungen auf der Ebene des Sickerwassers waren hier vermutlich auf eine seit 2004 alljährlich zu Jahresbeginn erfolgende Ausbringung von Stallmist zurückzuführen, in deren Folge jeweils kurzzeitig erhöhte Nitrat-N-Konzentrationen im Sickerwasser auftraten, ohne dass es jedoch zu einer nachhaltigen Erhöhung der Nitrat-N-Konzentrationen im Grundwasser kam. Hier blieben die Werte seit 2004 im Bereich von 1,5 bis 5,7 mg L⁻¹ Nitrat-N und damit deutlich unter der EU-Höchstgrenze für Trinkwasser von 11,3 mg L⁻¹ Nitrat-N.

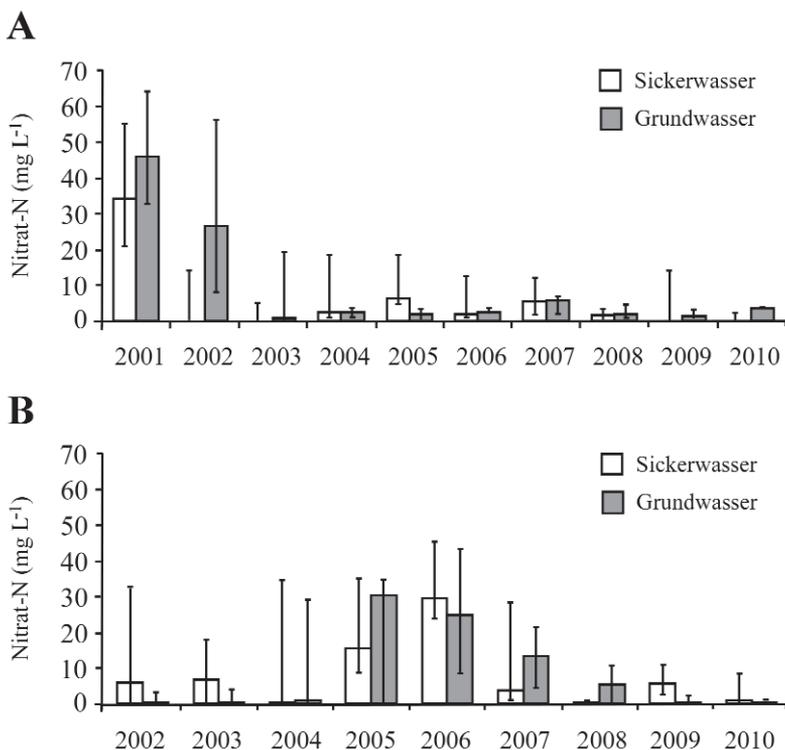


Abb. 2: Konzentration von Nitrat-N (mg L^{-1}) im Sickerwasser (35 cm Bodentiefe) und im Grundwasser (300 cm Bodentiefe) nach der Umwandlung ackerbaulich genutzter Flächen in Grünland in der nordwestlichen (A, Probestelle A1) und südwestlichen (B, Probestelle A2) Peripherie des Kerngebietes. Die Säulen geben den Median sowie den Schwankungsbereich der Messwerte (Maximum/Minimum) des jeweiligen Untersuchungsjahres an.

Auf der zweiten Beispielfläche traten interessanterweise bereits 2002 noch unter ackerbaulicher Nutzung nur geringe Nitrat-N-Werte im Grundwasser auf (Abb. 2B). Die Nutzungsumwandlung erfolgte Ende 2002. Als Ursache der stark erhöhten Nitrat-N-Konzentrationen sowohl im Sickerwasser als auch im Grundwasser insbesondere in den Jahren 2005 bis 2007 kommen verschiedene Faktoren in Frage, beispielsweise die Freisetzung von N-Verbindungen aus der abgestorbenen Biomasse der in diesen Jahren u.a. durch *Trifolium repens* geprägten Grünlandvegetation oder auch ein direkter Eintrag von Düngemitteln aus den unmittelbar angrenzenden, intensiv bewirtschafteten Flächen. Zusammenfassend ist zu sagen, dass unter Sandböden bei einem Wechsel von ackerbaulicher zu Grünlandbewirtschaftung bereits innerhalb weniger Jahre ein starker Rückgang der Nitrat-Austräge in das Grundwasser erfolgen kann, ähnlich wie das zuvor schon auf einer anderen Fläche des Gebietes von HAGEMANN et al. (2000) beobachtet wurde. Die beiden Beispiele zeigen aber auch, dass der zeitliche Verlauf und auch das Erreichen einer Stabilisierung auf niedrigem Niveau nicht vorhersehbar sind und daher flächendifferenziert betrachtet und geplant werden müssen.

4.2 Verlagerung von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser in Heide- und Waldböden

Die atmosphärischen Einträge von Stickstoffverbindungen im Bereich des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer-Heupen“ lagen in den Jahren 2002 bis 2010 bei etwa 11,9 bis 16 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit einer leichten Tendenz der Abnahme während dieses Zeitraumes. Diese steht mög-

licherweise in einem Zusammenhang mit der Reduktion des Stoffeintrages über Nahtransport aufgrund einer zunehmenden Flächenextensivierung im Umfeld des Gebietes in den letzten 10 Jahren. An verschiedenen Waldstandorten lagen die Werte mit 26,6 bis 55,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ als Folge der Filterwirkung der Baumkronen deutlich höher. Die Depositionswerte bewegten sich insgesamt im mittleren Bereich der Wertespanne anderer europäischer Studien von 1-25 kg N ha⁻¹ a⁻¹ auf Freiflächen bzw. 1-75 kg ha⁻¹ a⁻¹ in Waldbeständen (DISE & WRIGHT 1995, DISE et al. 1998, HÄRDTLE et al. 2007). Der Anteil des Ammonium-N am gesamten Eintrag anorganischen Stickstoffs blieb über den gesamten Untersuchungszeitraum sehr konstant bei 68-70 % auf der Freifläche und 79-87 % im Bestand und wies bei einem Verhältnis von Ammonium-N zu Nitrat-N von über 3 auf einen deutlichen Einfluss der Landwirtschaft auf den Chemismus des Niederschlagswassers hin (HÖLSCHER et al. 1994).

Tab. 1: Verlagerung von N-Verbindungen (kg ha⁻¹ a⁻¹) im Sickerwasser unter Wald- und Heidevegetation im Untersuchungsgebiet von 2001 bis 2010 sowie vergleichende Werte aus anderen Studien.

Vegetationstyp	N-Auswaschung (kg ha ⁻¹ a ⁻¹) ¹	Quelle
<i>Calluna vulgaris</i> -dominierte Heide	0,4 – 7,9	HERRMANN et al. (2005), diese Studie
<i>Empetrum nigrum</i> -Bestand	0,3 – 1,7	diese Studie
Birken-Eichen-Wald	1,5 – 9,2	HERRMANN et al. (2005), diese Studie
Zwergstrauchheiden	0,6 – 24,5	DISE et al. (1998), SCHMIDT et al. (2004), HÄRDTLE et al. (2007)
Laubmischwald	1,2 - 50	DISE & WRIGHT (1995), DISE et al. (1998), DE SCHRIJVER et al. (2004)

Hinsichtlich der Verlagerung von Stickstoff-Verbindungen aus den oberflächennahen Bodenhorizonten waren große Unterschiede zwischen Heide- und Waldvegetation sowie zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren festzustellen (Tab. 1) mit zeitweise sehr hohen Austrägen unter Birken-Eichen-Wald sowie unter *Calluna vulgaris*-dominierter Heidevegetation, während die Austräge unter *Empetrum nigrum*-dominierter Heidevegetation langjährig auf einem niedrigen Niveau lagen, was auf einen spezifischen Einfluss der Vegetation auf die Auswaschung von Nitrat hinweist. Für Unterschiede in den Nitrat-Austrägen mit dem Sickerwasser zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren spielen wahrscheinlich weniger Schwankungen der atmosphärischen Einträge eine Rolle als vielmehr das jeweilige Witterungsgeschehen, d.h. Temperatur und Niederschlagsintensität. Insbesondere erhöhte Temperaturen können sich hier positiv auf die mikrobielle Aktivität im Boden und damit auch auf die Stickstoffmineralisierung auswirken (BROOKSHIRE et al. 2011).

Die im Sickerwasser zu beobachtenden Stoffkonzentrationen müssen jedoch nicht zwangsläufig auch bis in das Grundwasser verlagert werden. Ein Vergleich des Wertebereiches von Nitrat-N und Ammonium-N, welcher über mehrere Untersuchungsjahre vergleichend für das Sicker- und Grundwasser eines Standortes ermittelt wurde, zeigt deutlich, dass vor allem die Nitrat-Konzentrationen im oberflächennahen Bereich eine viel größere jahreszeitliche Amplitude und generell höhere Werte aufweisen als die Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser (Abb. 3). Während der Vertikalpassage zum Grundwasser wird vermutlich also sehr viel Nitrat abgebaut, möglicherweise durch Denitrifikationsprozesse (BUTTERBACH-BAHL et al. 2002).

Verglichen mit anderen europäischen Studien bewegen sich die im Untersuchungsgebiet beobachteten Austräge von Stickstoffverbindungen mit dem Sickerwasser noch auf einem

vergleichsweise niedrigen Niveau (Tab. 1). Dennoch ist hier durch die erhöhten atmosphärischen Einträge von einer zunehmenden Belastung der Heide- und Waldsysteme mit einem Überschuss an Stickstoffverbindungen auszugehen, welche langfristig zu starken Veränderungen im Artenspektrum der Vegetation sowie zu verstärkten Austrägen von Nitrat mit dem Sickerwasser führen könnte.

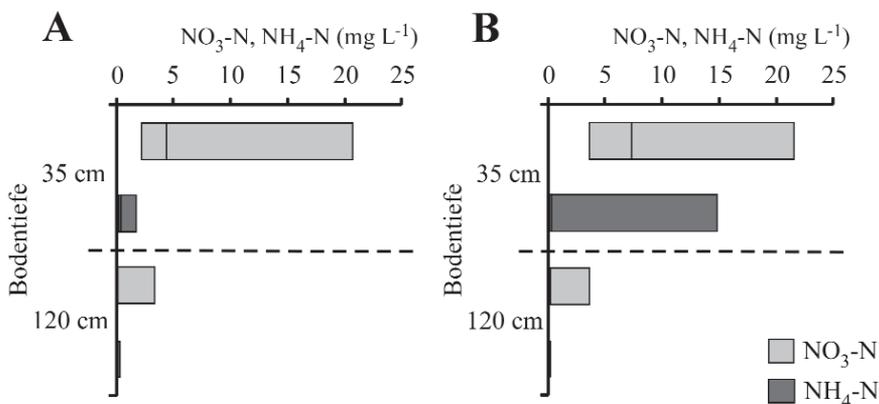


Abb. 3: Konzentrationen von Nitrat-N und Ammonium-N (mg L^{-1}) im Sickerwasser (35 cm Bodentiefe) und im oberflächennahen Grundwasser (120 cm Bodentiefe) unter *Calluna vulgaris*-dominierter Heide (Typ „Genisto-Callunetum molinietosum“, A) und unter Birken-Eichen-Wald (Typ „Betulo-Quercetum molinietosum“, B). Dargestellt ist die Spannbreite der über einen Zeitraum von 3-4 Jahren beobachteten Werte, der Median ist jeweils durch eine vertikale Linie markiert.

4.3 Mikrobiologische Aspekte des Stickstoff-Kreislaufes im Grundwasser

Die bisher betrachteten chemischen Eigenschaften des Sicker- und Grundwassers sind im Wesentlichen das Ergebnis mikrobiell vermittelter Prozesse und Stoffumwandlungen. Die nähere Untersuchung der entsprechenden mikrobiellen Gemeinschaften bietet daher Hinweise darauf, welche Prozesse des Stickstoff-Kreislaufes möglich sind bzw. vermutlich eine Rolle im betrachteten System spielen. In dieser Arbeit soll dies exemplarisch anhand der mikrobiellen Gemeinschaften von aeroben und anaeroben Ammonium-Oxidierern in unterschiedlichen Grundwasserhorizonten eines sandigen Aquifers des Untersuchungsgebietes demonstriert werden.

Das Tiefenprofil des Grundwasserchemismus des Multilevelbrunnens ML1 spiegelt eine vertikale Abfolge von Grundwasserschichten wider, die unterschiedlich alt sind und hinter denen entsprechend unterschiedlich lange Fließstrecken und Verweilzeiten im Aquifer liegen (WEINERT et al. 2000). Bei einer Messung im Dezember 2010 trat ein Maximum der Nitrat-N-Konzentration von $14,6 \text{ mg L}^{-1}$ in einer Tiefe von 10 m auf (Abb. 4), welches auf eine landwirtschaftliche Beeinflussung des Grundwassers dieser Tiefe hinweist. Ferner waren starke Veränderungen der Nitrat-N- und Ammonium-N-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe festzustellen, welche in ähnlicher Weise auch schon von WEINERT et al. (2000) in den 1990er Jahren beobachtet wurden. Sauerstoff war in fast allen Tiefen nicht oder nur in geringen Konzentrationen nachweisbar.

Mit Hilfe molekularbiologischer Verfahren konnte die Anwesenheit von Ammonium-oxidierenden Prokaryoten sowohl aus der Gruppe der Bakterien als auch der Archaea bis zu einer Tiefe von 8 bzw. 12 m nachgewiesen werden (Abb. 4), wobei die höchsten Abundanzen von Ammonium-Oxidierern in 2 m Tiefe auftraten. Darüber hinaus war über die gesamte Tiefe eine etwa 50 bis 100 mal höhere Abundanz der Ammonium-oxidierenden Archaea verglichen mit den Ammonium-oxidierenden Bakterien festzustellen. Die erst vor kurzem entdeckte

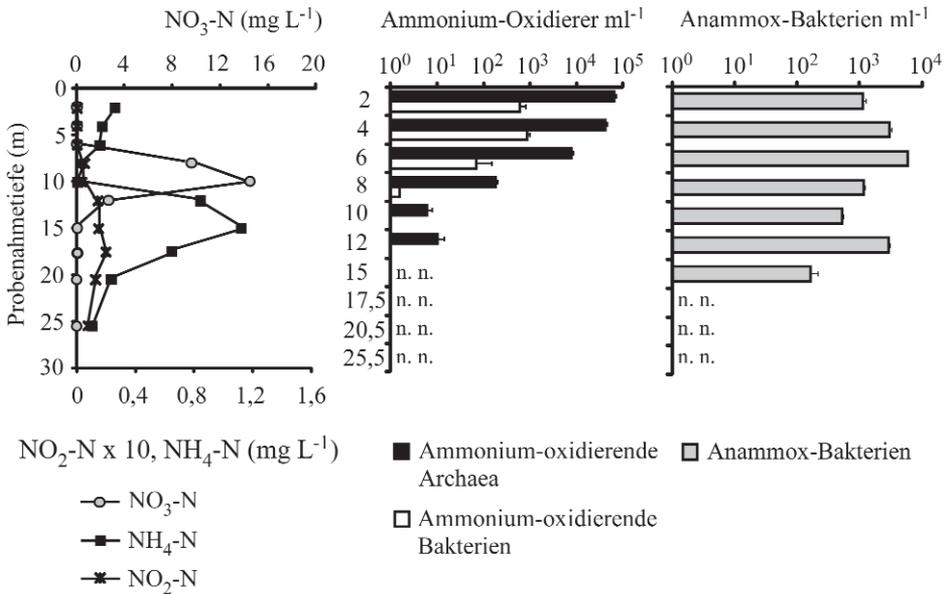


Abb. 4: Konzentrationen von Nitrat-N, Ammonium-N und Nitrit-N (mg L⁻¹) sowie Abundanzen von Ammonium-oxidierenden Archaea und Bakterien und von Anammox-Bakterien in verschiedenen Grundwassertiefen eines landwirtschaftlich beeinflussten Standortes (ML1, Dezember 2010). Die Nitrit-N-Konzentrationen sind 10fach überhöht dargestellt.

Organismengruppe der Ammonium-oxidierenden Archaea konnte in anderen Studien auch schon in Basaltaquiferen (REED et al. 2010) sowie in salzwasserbeeinflussten sandigen Aquiferen in Küstennähe nachgewiesen werden (ROGERS & CASCIOTTI 2010). Auch wenn hier im landwirtschaftlich beeinflussten Aquifer das genetische Potential für Nitrifikationsprozesse in den oberen 12 m vorhanden ist, deuten Konzentrationen von Sauerstoff und Nitrat im Bereich der Nachweisgrenze eher darauf hin, dass Nitrifikationsprozesse in diesen Tiefen möglicherweise keine besondere Rolle spielen. Stattdessen sind die hohen Abundanzen von Ammonium-Oxidierern vermutlich auf die Auswaschung der Organismen aus den oberflächennahen Bodenhorizonten zurückzuführen. Unter den physikochemischen Bedingungen des Aquifers bleiben die Organismen dann vermutlich weitgehend inaktiv.

Die molekularen Marker zum Nachweis der Anammox-Bakterien konnten bis in eine Tiefe von 15 m detektiert werden, wobei sich im Gegensatz zu den aeroben Ammonium-Oxidierern auch keine tiefenabhängige Abnahme der Abundanzen beobachten ließ, sondern es traten Maxima in 8 m und 12 m Tiefe auf. Bisher wurden nur in wenigen anderen Studien Anammox-Bakterien auch im Grundwasser bzw. in Aquiferen nachgewiesen (HIRSCH et al. 2010). Darüber hinaus konnten in jüngsten Untersuchungen (HERRMANN, M., RATHMANN, C., PUST, J., AULING, G., in Vorbereitung) in 8 und 10 m Tiefe die entsprechenden Marker auch auf der Ebene der RNA detektiert werden, was darauf hinweist, dass aktive Anammox-Bakterien in den entsprechenden Tiefen vorhanden sind und der Prozess der anaeroben Ammonium-Oxidation dort möglicherweise abläuft. Diese ersten Befunde auf molekularer Ebene müssen allerdings noch durch die Messungen der entsprechenden mikrobiellen Aktivitäten bestätigt werden. Zentral für das Verständnis der Stickstoff-Umsetzungen im betrachteten Aquifer wären dann vor allem die Fragen, welchen Beitrag die anaerobe Ammonium-Oxidation im Vergleich zur Denitrifikation zum gesamten Nitrat-Abbau leistet und welches Potential Nitrat-abbauender Prozesse insgesamt vorliegt.

5. Zusammenfassung

In diesem Beitrag werden Untersuchungen zu drei Aspekten des Stickstoff-Kreislaufes in der Kulturlandschaft vorgestellt. Im Bereich landwirtschaftlich genutzter Flächen können Nutzungsumwandlungen zu extensiv bewirtschaftetem Grünland innerhalb weniger Jahre einen starken Rückgang der Nitratauswaschung in das Grundwasser bewirken, die zeitliche Dynamik eines solchen Rückganges ist jedoch flächendifferenziert zu betrachten. Die intensive agrarische Nutzung mit Massentierhaltung und Gülle-Düngung führt zu erhöhten atmosphärischen Einträgen von Stickstoffverbindungen in angrenzende Landschaftselemente wie Zwergstrauchheiden oder Wälder, wo es zeitweise zu einer starken Verlagerung von Nitrat aus den oberflächennahen Bodenhorizonten kommen kann. Die Höhe der Nitrat-Austräge wird dabei sowohl von der Vegetation als auch von der Temperatur- und Niederschlagsverteilung eines jeden Jahres beeinflusst. Nitrat-abbauende Prozesse in den Böden wirken dann vermutlich einer Auswaschung von Nitrat bis in das Grundwasser entgegen. Die an Prozessen des Stickstoff-Kreislaufes beteiligten mikrobiellen Gruppen wurden exemplarisch im Grundwasser eines landwirtschaftlich genutzten Standortes untersucht. Unter Verwendung molekularer Marker konnte hier die Anwesenheit sowohl von nitrifizierenden Mikroorganismen als auch von solchen, die Nitrat durch den so genannten Anammox-Prozess zu N_2 umwandeln, also dem System entziehen können, bis in eine Grundwassertiefe von 12 m bzw. 15 m nachgewiesen werden.

Literatur

- AMANN, R. (1995): Phylogenetic identification and in situ detection of individual microbial cells without cultivation. – *Microbiol. Reviews* **59**: 143-169.
- ASMAN, W. A. H., M. A. SUTTON & J. K. SHJORRING (1998): Ammonia: emission, atmospheric transport and deposition. – *New Phytol.* **139**: 27-48.
- BROOKSHIRE, E. N. J., S. GERBER, J. R. WEBSTER, J. M. VOSE & W. T. SWANK (2011): Direct effects of temperature on forest nitrogen cycling revealed through analysis of long-term watershed records. – *Global Change Biology* **17**: 297-308.
- BUTTERBACH-BAHL, K., R. GASCHE, G. WILLIBALD & H. PAPAN (2002): Exchange of N gases at the Höglwald Forst - a summary. – *Plant Soil* **240**: 117-123.
- CLARK, I., R. TIMLIN, A. BOURBONNAIS, K. JONES, D. LAFLEUR & K. WICKENS (2008): Origin and fate of industrial ammonium in anoxic ground water – ^{15}N evidence for anaerobic oxidation (anammox). – *Ground Water Monitoring & Remediation* **28**: 73-82.
- DE RUIJTER, F. J., L. J. M. BOUMANS, A. L. SMIT & M. VAN DEN BERG (2007): Nitrate in upper groundwater on farms under tillage as affected by fertilizer use, soil type and groundwater table. – *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **77**: 155-167.
- DE SCHRIJVER, A., L. NACHTERGALE, J. STAELENS, S. LUYSSAERT & L. DE KEERSMAEKER (2004): Comparison of throughfall and soil solution chemistry between a high-density Corsican pine stand and a naturally regenerated silver birch stand. – *Environ. Poll.* **131**: 93-105.
- DEV: Deutsche Einheitsverfahren zur Wasser-, Abwasser- und Schlammsuntersuchung. Physikalische, chemische, biologische und bakteriologische Verfahren. – Hrsg.: Fachgruppe Wasserchemie in der Gesellschaft Deutscher Chemiker in Gemeinschaft mit dem Normenausschuß Wasserwesen (NAW) im DIN Deutsches Institut für Normung e. V. (Loseblattwerk; 4 Bde). VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- DILLON, K. S., J. P. CHANTON & L. K. SMITH (2007): Nitrogen sources and sinks in a wastewater impacted saline aquifer beneath the Florida Keys, USA. – *Estuarine, Coastal and Shelf Science* **73**: 148-164.
- DISE, N. B. & R. F. WRIGHT (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. – *Forest Ecology and Management* **71**: 153-161.
- DISE, N. B., E. MATZNER & P. GUNDERSEN (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. – *Water Air Soil Pollut.* **105**: 143-154.

- DVWK-Fachausschuss Bodennutzung und Nährstoffaustrag (1990): Gewinnung von Bodenwasser mit Hilfe der Saugkerzenmethode. – Hrsg.: Dt. Verb. f. Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V., DVWK-Merkblätter Nr. 217/1990, 12 S., Parey, Hamburg, Berlin.
- FERM, M. (1998): Atmospheric ammonia and ammonium transport in Europe and critical loads: a review. – *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* **51**: 5-17.
- FRIEDRICH, U., K. FALK, E. BAHLMANN, T. MARQUARDT, H. MEYER, T. NIEMEYER, S. SCHEMEL, G. VON OHEIMB & W. HÄRDTLE (2011): Fate of airborne nitrogen in heathland ecosystems: a ¹⁵N tracer study. – *Global Change Biology* **17**: 1549-1559.
- HÄRDTLE, W., G. VON OHEIMB, M. NIEMEYER, T. NIEMEYER, T. ASSMANN & H. MEYER (2007): Nutrient leaching in dry heathland ecosystems: effects of atmospheric deposition and management. – *Biogeochemistry* **86**: 201-215.
- HAGEMANN, B., R. POTT & J. PUST (2000): Bedeutung der Vegetation für Stillgewässer-Ökosysteme, Trophiedifferenzierung und Trophieentwicklung im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). – In: POTT, R. (Hrsg.): Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde* **62** (Beiheft): 173-272, Münster.
- HEIL, G. W. & W. H. DIEMONT (1983): Raised nutrient levels change heathland into grassland. – *Veg. etatio* **53**: 113-120.
- HELLIWELL, R. C., A. J. BRITTON, S. GIBBS, J. M. FISHER & J. M. POTTS (2010): Interactive effects of N deposition, land management and weather patterns on soil solution chemistry in a Scottish alpine heath. – *Ecosystems* **13**: 696-711.
- HERRMANN, M. (2004): Einfluss der Vegetation auf die Beschaffenheit des oberflächennahen Grundwassers im Bereich von Heide, Wald und landwirtschaftlichen Nutzflächen. – *Abhandl. Westf. Mus. Naturkde* **66** (2), 166 S., Münster.
- HERRMANN, M., J. PUST & R. POTT (2005): Leaching of nitrate and ammonium in heathland and forest ecosystems in Northwest Germany under the influence of enhanced nitrogen deposition. – *Plant and Soil* **273**: 129-173.
- HERRMANN, M. & J. PUST (2009): Extensivierung landwirtschaftlicher Nutzflächen im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer – Heupen“ – Auswirkungen auf die Sicker- und Grundwasserbeschaffenheit. – *Abhandl. Westf. Mus. Naturkde* **71** (4): 59-70.
- HERRMANN, M., A. SCHEIBE, S. AVRAHAMI & K. KÜSEL (2011): Ammonium availability affects the ratio between ammonia-oxidizing bacteria and ammonia-oxidizing archaea in simulated creek ecosystems. – *Appl. Environ. Microbiol.* **77**: 1896-1899.
- HIRSCH, M. D., Z. T. LONG & B. SONG (2010): Anammox bacterial diversity in various aquatic ecosystems based on the detection of hydrazine oxidase genes (*hzoA/hzoB*). – *Microb. Ecol.* **28**: 683-688.
- HÖLSCHER, J., J. ROST & W. WALTHER (1994): Boden- und Gewässerbelastung in Niedersachsen durch Stoffeinträge aus der Atmosphäre. – *Wasser & Boden* **46**: 20-25.
- KÖNNEKE, M., A. E. BERNHARD, J. R. DE LA TORRE, C. B. WALKER, J. B. WATERBURY & D. A. STAHL (2005): Isolation of an autotrophic ammonia-oxidizing marine archaeon. – *Nature* **437**: 543-546.
- KOWALCHUK, G.A. & J. R. STEPHEN (2001): Ammonia-oxidizing bacteria: a model for molecular microbial ecology. – *Ann. Rev. Microbiol.* **55**: 485-529.
- LANGNER, M. (1998): Nachhaltige Wasserwirtschaft im Spannungsfeld „Trinkwasserversorgung und Landwirtschaft“. – *Wasser & Boden* **50** (3): 29-42.
- OLFF, H., F. BERENDSE & W. DE VISSER (1994): Changes in nitrogen mineralization, tissue nutrient concentrations and biomass compartmentation after cessation of fertilizer application to mown grassland. – *J. Ecol.* **82**: 611-620.
- POTT, R., J. PUST & B. HAGEMANN (1998): Methodische Standards bei der vegetationsökologischen Analyse von Stillgewässern – dargestellt am Großen Heiligen Meer in den Untersuchungsjahren 1992-1997. – In: POTT, R. (Hrsg.): Stickstoffbelastungen der Gewässerlandschaft im Naturschutzgebiet „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt) und Möglichkeiten landesplanerischer Gegensteuerung. – *Abh. Westf. Mus. Naturkde.* **60** (2): 53-110, Münster.
- REED, D. W., J. M. SMITH, C. A. FRANCIS & Y. FUJITA (2010): Responses of ammonia-oxidizing bacterial and archaeal populations to organic nitrogen amendments in low-nutrient groundwater. – *Appl. Environ. Microbiol.* **76**: 2517-2523.

- ROGERS, D. R. & K. L. CASCIOTTI (2010): Abundance and diversity of archaeal ammonia oxidizers in a coastal groundwater system. – *Appl. Environ. Microbiol.* **76**: 7938-7948.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1992): *Lehrbuch der Bodenkunde*. – 13. Aufl., 491 S., Ferdinand Enke Verlag.
- SCHLESINGER, W. (2009): On the fate of anthropogenic nitrogen. – *PNAS* **106**: 203-208.
- SCHMID, M. C., B. MAAS, A. DAPENA, K. VAN DE PAS-SCHOONEN, J. VAN DE VOSSENBERG, B. KARTAL, L. VAN NIFTRIK, I. SCHMIDT, I. CIRPUS, J. G. KUENEN, M. WAGNER, J. S. SINNINGHE DAMSTÉ, M. KUYPERS, N. P. REVSBECH, R. MENDEZ, M. S. JETTEN & M. STROUS (2005): Biomarkers for in situ detection of anaerobic ammonia-oxidizing (anammox) bacteria. – *Appl. Environ. Microbiol.* **71**: 1677-1684.
- SCHMIDT, I. K., A. TIETEMA, D. WILLIAMS, P. GUNDERSEN, C. BEIER, B.A. EMMETT & M. ESTIARTE (2004): Soil solution chemistry and element fluxes in three European heathlands and their response to warming and drought. – *Ecosystems* **7**: 638-649.
- SILVER, W. L., D. J. HERMAN & M. K. FIRESTONE (2001): Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils. – *Ecology* **82**: 2410-2416.
- SOMERVILLE, C. C., I. T. KNIGHT, W. L. STRAUBE & R. R. COLWELL (1989): Simple, rapid method for direct isolation of nucleic acids from aquatic environments. – *Appl. Environ. Microbiol.* **55**: 548-554.
- SPIECK, E. & E. BOCK (2005): The lithoautotrophic nitrite-oxidizing bacteria. – *Bergey's Manual of Systematic Bacteriology*, pp. 149-153.
- STROUS, M., J. A. FUERST, E. H. M. KRAMER, S. LOGEMANN, G. MUYZER, K. T. VAN DE PAS-SCHOONEN, R. WEBB, J. G. KUENEN & M. S. M. JETTEN (1999): Missing lithotroph identified as new planctomycete. – *Nature* **400**: 446-449.
- THIERMANN, A. (1975): *Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:25 000. Erläuterungen zu Blatt 3611 Hopsten*. – Geologisches Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld. 214 S.
- VAN DER SALM, C., W. DE VRIES, G. J. REINDS & N. B. DISE (2007): N leaching across European forests: Derivation and validation of empirical relationships using data from intensive monitoring plots. – *Forest Ecology and Management* **238**: 81-91.
- VITOUSEK, P. M., J. D. ABER, R. W. HOWARTH, G. E. LIKENS, P. A. MATSON, D. W. SCHINDLER, W. H. SCHLESINGER & D. G. TILMAN (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. – *Ecol. Appl.* **7**: 737-750.
- WEINERT, M., D. REMY & E. P. LÖHNERT (2000): Hydrogeologische Systemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt, Nordrhein-Westfalen). – in POTT, R. (Hrsg.): *Ökosystemanalyse des Naturschutzgebietes „Heiliges Meer“ (Kreis Steinfurt). Interaktionen zwischen Still- und Fließgewässern, Grundwasser und Vegetation sowie Landnutzung und Naturschutz*. – *Abh. Westf. Mus. Naturkd.* **62** (Beiheft): 41-172, Münster.
- WINKLER, L. W. (1888-1889): Die Bestimmung des im Wasser gelösten Sauerstoffs und die Löslichkeit des Sauerstoffs im Wasser. – *Ber. d. D. Chem. Ges.* **21**, S. 2843; **22**, S. 1764.
- ZUMFT, W. G. (1999): The denitrifying prokaryotes. In: DWORKIN, M., S. FALKOW, E. ROSENBERG, K.-H. SCHLEIFER & E. STACKEBRANDT (eds.): *The Prokaryotes: an evolving electronic resource for the microbiological community*. 3rd ed., release 3.0. [online] Springer-Verlag, New York. <http://141.150.157.117.8080/prokPUB/index.htm>

Danksagung

Die vorgestellten Forschungsarbeiten wurden finanziell unterstützt durch die Akademie für ökologische Landesforschung sowie durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft. Mein besonderer Dank gilt Herrn Dr. Jürgen Pust sowie Frau Claudia Rathmann für die Unterstützung bei der Gelände- und Laborarbeit.

Anschrift der Verfasserin:

Dr. Martina Herrmann, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Ökologie, AG Limnologie/Aquatische Geomikrobiologie, Dornburger Str. 159, D-07743 Jena

e-Mail: martina.herrmann@uni-jena.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft](#)

Jahr/Year: 2011

Band/Volume: [23](#)

Autor(en)/Author(s): Herrmann Martina

Artikel/Article: [Stickstoff in der Kulturlandschaft – Dynamik von Stickstoffverbindungen in Böden und im Grundwasser pleistozäner Sandlandschaften 138-149](#)