

Editorial
Seite 2

Stickstoffeintrag in
Oberflächengewässer
und Grundwasser
Seite 3

Nährstoffbilanzierung
zur Erfolgskontrolle
Seite 12

Herbst-N_{min}-Gehalte
Seite 18

Nitratmonitoring durch
Tiefensondierungen
Seite 25

Auswertung des
Nitratreintrages mit Hilfe
von Lysimeterdaten
Seite 31

Nitratreintrag ins Grund-
wasser und Abbaume-
chanismen
Seite 39

Nitrat im Grundwasser – ein unlösbares Problem?



Nitrat im Grundwasser – ein unlösbares Problem?

Stickstoff ist einer der wichtigsten Pflanzennährstoffe zur Sicherung der Erträge und Qualität von Ernteprodukten. Stickstoffverbindungen gehören aber auch zu den weit verbreitetsten Schadstoffen, die unsere Umwelt belasten. Dabei stellt das Nitrat die Hauptbelastungsquelle für das Grundwasser in Deutschland dar. Die hohen Nitratreinträge in das Grundwasser sind im Wesentlichen das Ergebnis hoher Stickstoffüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung. Hierbei zählt Deutschland mit ca. 100 kg N/ha pro Jahr zu den sechs Ländern mit den höchsten nationalen Stickstoff-Salden in Europa. Bundesweit verfehlen mehr als ein Viertel aller oberflächennahen Grundwasservorkommen die Zielvorgabe der europäischen Wasserrahmenrichtlinie für Nitrat.

Das vorliegende Heft enthält eine ausführliche Bestandsaufnahme der Nitratbelastung in Deutschland vor dem Hintergrund der aktuellen und künftigen Marktsituation und des globalen Nahrungsmittelbedarfs. Bezogen auf den Nitratreintrag über die Sickerzone werden in mehreren Beiträgen die Zusammenhänge zwischen landwirtschaftlicher Produktion und deren Auswirkungen auf Boden, Sickerwasser und Grundwasser in verschiedenen Regionen Deutschlands beschrieben. Dabei werden sowohl Einflüsse der Bewirtschaftung auf die betrieblichen Stickstoffüberschüsse als auch zugehörige Kontrollmöglichkeiten im Boden und Sickerwasser dargestellt. Schließlich werden in einem weiteren Beitrag unterschiedliche Auswirkungen des Stickstoffumsatzes im Grundwasser erläutert.

Durch die Wasserwirtschaft unterstützte freiwillige Maßnahmen zur grundwasserschonenden Landbewirtschaftung führten in mehreren Regionen zu Verminderungen des Nitratreintrags. Insbesondere in den Regionen mit hoher Viehbesatzdichte oder großflächigem Gemüseanbau liegen die Nitratkonzentrationen jedoch trotz dieser Anstrengungen nach wie vor über dem Grenzwert von 50 mg/l. Da die Akzeptanz für freiwillige Gewässerschutzmaßnahmen in hohem Maß von der marktwirtschaftlichen Situation des jeweiligen landwirtschaftlichen Produktionszweiges abhängt, steht die finanzielle Förderung solcher Maßnahmen immer in Konkurrenz zu den dadurch verursachten Mindererlösen. Daher ist vor dem Hinter-

grund einer weiteren Spezialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft zu befürchten, dass die Akzeptanz von freiwilligen Maßnahmen in der Landwirtschaft sich eher rückläufig entwickelt und sich der Nitratreintrag künftig nicht wesentlich vermindern wird. Darüber hinaus ist das natürliche Nitratabbauvermögen der grundwasserführenden Schichten in einigen Regionen bereits vollständig oder nahezu erschöpft, sodass zu erwarten ist, dass hier die Nitratkonzentrationen auch bei gleichbleibenden Nitratreinträgen steigen.

Zur Entschärfung des Nitratproblems müssen aus diesem Grund weitere zielführende gesetzliche Rahmenbedingungen zum Grundwasserschutz geschaffen werden. Die seit dem 2. Juni 2017 gültige Düngeverordnung (DÜV) senkt zwar die Kontrollwerte für den zulässigen jährlichen Stickstoff-Saldo von bisher 60 auf 50 kg N/ha, doch berücksichtigen diese Werte nicht die sogenannten „unvermeidlichen Stickstoffverluste“. Dazu zählen unter anderem die Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste bei der Viehhaltung sowie pauschale Verlustwerte beim Gemüsebau. Zwar wurde durch die ab 1. Januar 2018 zusätzlich geltende Stoffstrombilanzverordnung für viehhaltende bzw. Wirtschaftsdünger importierende Betriebe eine betriebliche Gesamtbilanz mit Berücksichtigung der genannten Verlustgrößen eingeführt, doch lässt diese einen betrieblichen jährlichen Stickstoffsaldo von bis zu 175 kg N/ha zu. Der Zielwert von 50 mg/l im Grundwasser lässt sich jedoch nur erreichen, wenn im mehrjährigen Mittel Stickstoffüberschüsse von 60 kg/ha in der betrieblichen Gesamtbilanz nicht überschritten werden. Unter diesen Voraussetzungen sind daher künftig auch durch die Stoffstrombilanzverordnung keine Verbesserungen für den Grundwasserschutz zu erwarten.

Was ist also zu tun, um die derzeitige Situation zu verbessern?

Um die Ziele der Wasserrahmenrichtlinie und somit einen guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen, sind die Nährstoffsalden entsprechend zu begrenzen. Dazu müssen die zulässigen Ausbringungsmengen organischer Dünger weiter reduziert werden. Eine von der DWA geforderte Obergrenze im Ackerbau für organische Dünger von 120 kg N/ha würde aufgrund ei-



ner Verbesserung ihrer Nährstoffeffizienz dazu beitragen. Weiterhin ist der Anbau von sogenannten Gemüse-Winterkulturen mit möglichen Düngespätgaben während der Sickerperiode in diesem Zusammenhang zu hinterfragen.

Mit Blick auf die Vorgaben der neuen Düngeverordnung ist sicherzustellen, dass vor allem die verschärften Regelungen zu den Ausbringungsfristen konsequent umgesetzt werden.

Entsprechend dem Politikmemorandum 2018 der DWA sind daher deutliche Nachbesserungen im gerade novellierten Düngegesetz erforderlich. Die im Düngegesetz vorgesehene Evaluierung der Stoffstrombilanzverordnung muss bis zum 31. Dezember 2021 erfolgen. Die DWA wird sich hierbei weiterhin konstruktiv durch Stellungnahmen einbringen und zeigt mit diesem Themenheft wesentliche fachliche Zusammenhänge auf.

Der Umfang einer Anpassung des Ordnungsrechts im Sinne des Grundwasserschutzes ist erfahrungsgemäß wesentlich von der politischen Willensbildung abhängig. Allerdings sind die Rahmenbedingungen in der Landwirtschaft auch durch unser Verbraucherverhalten gesteuert, sodass sich jeder Bürger bewusst machen sollte, inwieweit er durch seine täglichen Kaufentscheidungen eine Mitverantwortung für die durch die Landwirtschaft verursachten Umweltbelastungen trägt.

Roland Schindler

Roland Schindler

Obmann des DWA-Fachausschusses GB-6
„Bodennutzung und Stoffeinträge
in Gewässer“

NEW NiederrheinWasser GmbH
Viësen

Stickstoffeintrag in Oberflächengewässer und Grundwasser in Deutschland auf Basis bundesweiter Auswertungen

Frank Eulenstein (Müncheberg), Nils Cremer (Bergheim), Roland Schindler (Viersen) und Jürgen Pickert (Müncheberg)

Zusammenfassung

Die Belastung durch Nitrat aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung ist die häufigste Ursache für den schlechten chemischen Zustand des Grundwassers in Deutschland. Deutschland gehört innerhalb Europas zu den Ländern mit den höchsten flächenbezogenen Erträgen, aber auch zu den sechs Ländern mit den höchsten nationalen Stickstoff (N)-Salden. Hohe positive N-Salden finden sich in den Zentren der Tierhaltung in Nordwest- und Süddeutschland. Seit den ersten Erhebungen liegt der Stickstoffsaldo für Deutschland seit 1990 mit Schwankungen um ca. 100 kg/(ha×a). Die Novellierung der Düngeverordnung (DÜV) ist seit dem 2. Juni 2017 in Kraft und legt Kontrollwerte für die Differenz von Zu- und Abfuhr im Nährstoffvergleich fest: Ab 2020 sind nur noch 50 Kilogramm Stickstoff (N) statt wie dahin 60 Kilogramm je Hektar und Jahr zulässig. Der Klimawandel im weltweiten Maßstab wird die landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in Mitteleuropa bei langfristig steigenden Produktpreisen intensivieren. Steigende Boden- und Pachtpreise sind die Folge. Die ständig größer werdende Flächenbelegung für Im- und Exporte der Nahrungsgüterwirtschaft verschärfen den Anstieg der Bodenpreise und Pachten erheblich. Diese Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion steht einer Senkung der Nährstoffüberschüsse massiv entgegen. Ein Absenken des Stickstoffsaldos von derzeit ca. 100 (je nach Jahr 84 bis 110 kg/(ha×a) auf 50 kg/(ha×a) ist nur durch massive Wirtschaftsdüngerabtransporte aus intensiven Veredelungsregionen oder durch eine Reduktion der Viehbesätze in den intensiven Veredelungsregionen auf einen Anfall von 170 kg Stickstoff/(ha×a) in Wirtschaftsdüngern möglich. In den letzten 30 Jahren ist diesbezüglich trotz der guten Kenntnislage der Situation nichts Nennenswertes passiert. Mit welcher Konsequenz nun die Umsetzung der rechtlichen Vorgaben erfolgt, ist vom politischen Willen abhängig.

Schlagwörter: Nitrat, Landwirtschaft, Grundwasser, chemischer Zustand, Düngeverordnung, Klimawandel, Stickstoff, Wirtschaftsdünger

DOI: 10.3243/kwe2018.06.001

Abstract

Nitrogen input into surface waters and groundwater in Germany based on nationwide evaluations

Nitrate pollution resulting from the use of land for agricultural purposes is the most common cause of groundwater having poor chemical status in Germany. Within Europe, Germany is one of the countries with the highest yields by surface area but is also one of six countries with the highest national nitrogen (N) balances. High positive N balances are found in the livestock farming centres of north-western and southern Germany. Germany's nitrogen balance has hovered around 100 kg/(ha×a) since the first surveys were carried out in 1990. The revised German Fertiliser Ordinance (DÜV) has been in effect since 2 June 2017 and stipulates control values for the difference between the input into and removal from the nutrient balance: Just 50 kilograms of nitrogen (N) rather than the current limit of 60 kilograms per hectare, per year will be allowed starting in 2020. Climate change on a global scale will intensify agricultural farming methods in Central Europe amidst a long-term increase in product prices. Rising land and farm tenancy prices are ensuing. The constant growth in the use of land for the food industry's imports and exports are compounding the upswing in land prices and leaseholds to a considerable degree. This intensification of agricultural production is clearly preventing a reduction in nutrient surplus. A reduction in the nitrogen balance from approximately 100 (84 to 110 kg/(ha×a) depending on the year) to 50 kg/(ha×a) is only possible by undertaking massive extractions of farm manure from regions with intensive processing or by reducing livestock in regions with intensive processing to arisings of 170 kg nitrogen/(ha×a) in farm manure. Nothing significant has happened on this front over the past 30 years despite a good amount of knowledge of the situation. The consistency with which the legislative rules are now implemented depends on the political will.

Key words: nitrate, farming, groundwater, chemical status, Fertiliser Ordinance, climate change, nitrogen, farm manure

Ausgangssituation der Nitratbelastung von Gewässern

Gegenwärtig sind ca. 36 % aller deutschen Grundwasserkörper in einem „schlechten“ Zustand. 63,7 Prozent der Grundwasserkörper erreichen einen „guten chemischen Zustand“. Von den als „schlecht“ eingestuften Grundwasserkörpern verfehlen knapp 74 Prozent die Bewirtschaftungsziele wegen zu hoher Nitratkonzentrationen [1] (Abbildung 1 und 2).

In der Regel sind diese Belastungen hauptsächlich auf Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen. Nach den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie sollte bis 2015 der gute chemische Zustand wieder hergestellt werden. Trotz zahlreicher Maßnahmen, die im Zuge der Umsetzung der Wasserrah-



■ Grundwasserkörper im schlechten chemischen Zustand für Nitrat
 ■ Grundwasserkörper im guten chemischen Zustand für Nitrat

Abb. 1: Chemischer Zustand des Grundwassers in Deutschland aufgrund der Nitratbelastung (Quelle: Nitratbericht; BMUB/UBA [1])

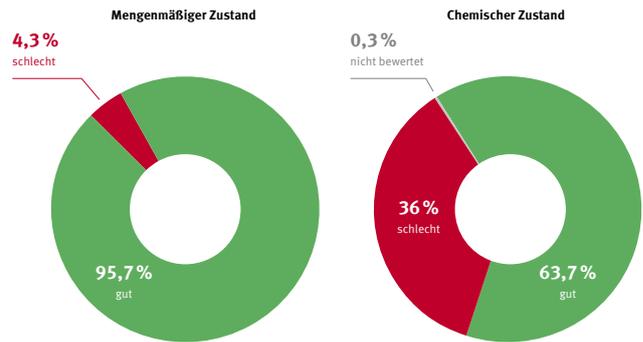


Abb. 2: Mengenmäßiger und chemischer Zustand der Grundwasserkörper in Deutschland. (Quelle: Nitratbericht BMUB/UBA [1])

menrichtlinie und der Nitratrichtlinie ergriffen worden sind, erreichten lediglich 1 bis 2 % dieser belasteten Grundwasserkörper bis 2015 wieder den „guten“ Zustand. Die letzte Frist zum Erreichen der Zielvorgaben endet im Jahre 2027.

Überdies wurde bei der Zustandsbewertung der Grundwasserkörper in Deutschland festgestellt, dass es zahlreiche Grundwasserkörper gibt, die steigende Nitratkonzentrationen aufweisen. Dabei ist allerdings zu beachten, dass bislang nur für einen Teil aller ca. 1000 Grundwasserkörper in Deutschland entsprechende Trendbetrachtungen möglich waren. Hierbei ist auch zu berücksichtigen, dass sich häufig die hohen Nitratfrachten noch in der ungesättigten Bodenzone oberhalb der Grundwasserleiter befinden, dass also das mit hohen Nitratkonzentrationen befrachtete Sickerwasser noch gar nicht angekommen ist oder auch erst in Jahren oder Jahrzehnten im Grundwasser ankommen wird.

Ursachen hoher Nitratkonzentration von Gewässern

Nach dem Nitratbericht 2008 für die Bundesrepublik Deutschland entstammen ca. 72,5 % der diffusen Stickstoff-Emissionen in die Oberflächengewässer im Zeitraum von 2002 bis 2005 aus den Bilanzüberschüssen der landwirtschaftlichen Produktionsverfahren. Während die punktuellen Stickstoffeinträge von industriellen Direkteinleitern und kommunalen Kläranlagen seit 1983 deutlich um ca. 75,5 % reduziert wurden, ist der Rückgang der diffusen Stickstoffeinträge mit einer Reduktion um ca. 24,8 % deutlich schwächer ausgeprägt. In den vergangenen Jahren wurden mehrere Studien zur Reduktion der diffusen Stoffeinträge in die Gewässer erarbeitet [2,3,4], so dass mittlerweile weitreichende Kenntnisse zur Verminderung er-

Nährstoffimporte	Nährstoffexporte
<ul style="list-style-type: none"> ● Zukauf von Mineraldüngern ● Aufnahme von Wirtschaftsdüngern oder Gärresten ● Import von Klärschlamm, Kompost ● N-Bindung durch Leguminosen ● Zukauf von Vieh ● Zukauf von Futtermitteln ● Zukauf von Saatgut 	<ul style="list-style-type: none"> ● Verkauf pflanzlicher Produkte ● Verkauf tierischer Produkte ● Abgabe von Wirtschaftsdüngern oder Gärresten
Summe Importe	Summe Exporte
N-Saldo = Summe N-Import – Summe N-Export (kg N)	
N-Saldo/Landwirtschaftliche Fläche eines Betriebes = Mittlerer flächenbezogener N-Überschuss eines Betriebes (kg N/ha)	

Tabelle 1: Ermittlung des betrieblichen Stickstoff-Saldos mit Hilfe der Hoftorbilanz (DWA 2013) [4]

höherer Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft vorliegen. Leider ist deren praktische Umsetzung zur Steigerung der N-Effizienz in der landwirtschaftlichen Produktion und damit auch der Minderung der Stickstoffeinträge in die Gewässer nach wie vor unzureichend. Ihr kommt eine entscheidende Schlüssel-funktion zu.

Stickstoff ist einer der wichtigsten Pflanzennährstoffe. Er dient auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche als Düngemittel, um Erträge und Qualität von Ernteprodukten und die Bodenfruchtbarkeit zu sichern. Dabei kommt es auf eine effiziente Ausnutzung des Nährstoffes an. Überschüssiger Stickstoff führt zur Verunreinigung des Grundwassers, zur Überdüngung von Gewässern und Landökosystemen und zur Entstehung von Treibhausgasen und versauernden Luftschadstoffen.

Die zwei vorherrschenden Düngerformen sind der Wirtschaftsdünger (meist aus der Tierproduktion, häufig in Kombination mit pflanzlicher Biomasse als Gärrest aus Biogasanlagen) und der Mineraldünger. Letzterer entsteht in Produktionsprozessen in der chemischen Industrie und sein N-Gehalt variiert je nach Zusammensetzung und Art des Mineraldüngers.

Stickstoff kommt als Hauptpflanzennährstoff und als Inhaltsstoff von Protein-Futtermitteln für die landwirtschaftliche Produktion eine enorme Bedeutung zu. Dem System Pflanze/Boden wird Stickstoff durch Düngung zugeführt und durch den Abtransport landwirtschaftlicher Erntegüter wieder entzogen (siehe Tabelle 1). Der Ersatz des Stickstoffentzuges mit Ernteprodukten durch Stickstoffzufuhr (Düngung) ist eine zentrale Voraussetzung für hohe Erträge und die Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit.

Eine über den Entzug durch Pflanzen hinausgehende Düngung führt jedoch zu erheblichen Beeinträchtigungen der Umwelt, insbesondere durch Stickstoffverbindungen und Phosphat.

Der daraus resultierende Stickstoffsaldo einer Fläche (Schlag), eines landwirtschaftlichen Betriebes oder einer Region, bezogen auf seine Nutzfläche, gestattet grob eine Abschätzung des Belastungspotenzials für Stickstoffausträge in Gewässer und Atmosphäre und die Effizienz seiner Anwendung. Die DWA erläutert in ihrem Merkblatt „Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs“ [4] die unterschiedlichen Verfahren zur Stickstoffbilanzierung.

Die Bundesrepublik Deutschland gehört innerhalb Europas zu den Ländern mit den höchsten flächenbezogenen Erträgen, aber auch zu den sechs Ländern mit den höchsten nationalen Stickstoff-Salden [5]. Seit dem 2. Weltkrieg waren steigende Nährstoffüberschüsse, vor allem für Stickstoff und Phosphat, sehr eng korreliert mit steigender Bodenfruchtbarkeit und steigenden Flächenerträgen. Erstmals konnte Bach für die Altbundesländer und später Wendland et al. [6] für das wiedervereinigte Deutschland zeigen, dass inzwischen von einem Erreichen der Kapazitätsgrenze der Bodennährstoffspeicherung in vielen Regionen Deutschlands auszugehen war.

In einem BMBF-Verbundprojekt konnten Eulenstein & Drechsler [7] für ein niederrheinisches Wasserwerk den konkreten Zusammenhang zwischen Stickstoff-Bilanzüberschuss und Stickstoffauswaschung in die ungesättigten Böden sowie gasförmige Verluste nachweisen. Der Dreijahresdurchschnitt für die Bundesrepublik Deutschland ging zwar von jährlich 130 kg N / (ha×a) für 1990/91/92 auf 97 kg N / (ha×a) für 2009/10/11 zurück, verfehlte aber weiterhin die für 2010 an-

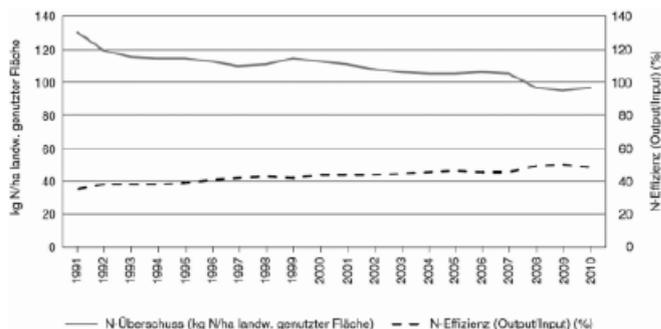


Abb. 3: Dreijahresdurchschnitte des N-Überschusses sowie der N-Effizienz in Deutschland. (Quelle: SRU (2013) [8], Daten nach De-statis [9] und BMELV [(2013)

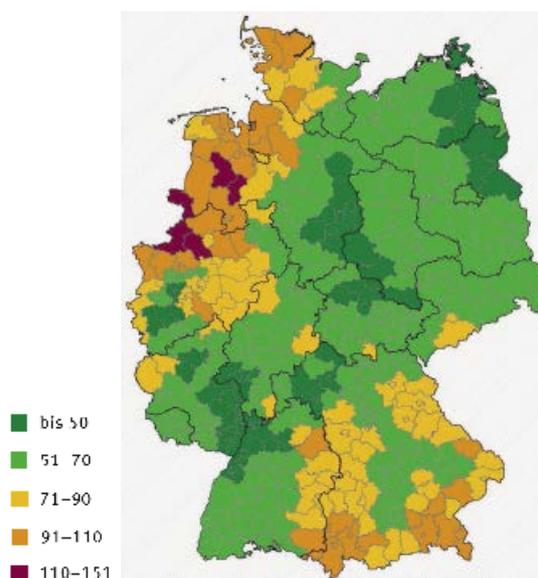


Abb. 4: Verteilung des Überschusses der Stickstoff-Flächenbilanz (in kg N/(ha.a) in den Kreisen und kreisfreien Städte in Deutschland im Durchschnitt der Jahre 2009 bis 2011. Der Mittelwert des Stickstoff-Flächenbilanzüberschusses für 2009–2011 und Deutschland insgesamt beträgt 65 kg N / (ha×a); der entsprechende Mittelwert der Stickstoff-Gesamtbilanz ist 96 kg N / (ha×a), (Bach, [11])

gestrebte Reduzierung auf 80 kg N / (ha×a) deutlich (Abbildung 3). Gleichzeitig stieg die Effizienz des eingesetzten Stickstoffs im Betrachtungszeitraum erheblich an.

So ist die Reduktion der Salden zum überwiegenden Teil auf die Abstockung der Tierbestände in den neuen Bundesländern (Anfang der neunziger Jahre) zurückzuführen. Der Gesamtbilanzüberschuss nivelliert jedoch die starken regionalen Unterschiede.

Hohe positive N-Salden finden sich in den Zentren der Tierhaltung in Nordwest- und Süddeutschland (Abbildung 4). In diesen Regionen steigen die Stickstoffdüngermengen aus Wirtschaftsdüngern sogar an. Einige Studien deuten an, dass in Regionen mit intensiver Tierhaltung und Bioenergieproduktion eher eine Stagnation oder sogar ein Anstieg der Nährstoffsalden zu verzeichnen ist. Dies liegt vor allem daran, dass durch Bioenergieproduktion mehr Ernteprodukte innerbetrieblich zirkulieren als zuvor mit Marktprodukten aus den Betrieben exportiert wurde [10].

Bei organischen Düngern führen die schwer kalkulierbare N-Verfügbarkeit und die daraus resultierende unvollständige Anrechnung des organisch gebundenen Stickstoffs bei der Düngemessung häufig zu überhöhten N-Gaben und damit zu hohen N-Bilanzüberschüssen.

Bei sachgerechter Anrechnung der organischen Dünger und einer besseren Verteilung von Wirtschaftsdüngern auf die landwirtschaftlichen Flächen können die Stickstoffeffizienz gesteigert und damit die N-Überschüsse gesenkt werden. Eine weitere Reduzierung der Stickstoffüberschüsse wird nur mit einer Verringerung der Tierzahlen pro Flächeneinheit (flächenbezogene Tierhaltung) oder über den Transport von Wirtschaftsdüngern in vieharme Gegenden (Marktfuchtbetriebe) erreicht. Der betriebliche Stickstoff-Bilanzüberschuss ist in der Regel eng korreliert mit dem Viehbesatz und dem Betriebstyp. An der prinzipiellen Relation der N-Bilanzüberschüsse und der Notwendigkeit, die Bilanzüberschüsse zu senken und die N-Effizienz pflanzenbaulicher Produktionssysteme zu steigern, hat sich seit den 1990er Jahren nichts verändert [12].

Die große Zunahme der Anzahl von Biogasanlagen in den letzten Jahren führt dazu, dass in erheblichem Umfang Gärreste auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen zurückgeführt werden. Hinsichtlich der Nährstoffwirkung sind die Gärreste mit den flüssigen Wirtschaftsdüngern vergleichbar. Dies bedeutet, dass für den in den Gärresten enthaltenen Stickstoff vergleichbare Probleme sowohl bei der Ausbringung als auch bei der Anrechnung seiner Nährstoffwirkung wie bei den Wirtschaftsdüngern bestehen.

Neben der direkten Nährstoffwirkung ist die gegenüber anderen organischen Düngern in der Regel geringere Humusreproduktionsleistung der Gärrestsubstrate, besonders auf leichten Standorten, zu bedenken. Der im Methan gebundene Kohlenstoff fehlt dem organischen Dünger, verbleibende Kohlenstoffverbindungen sind in der Regel nur noch schwer bodenbiologischen Stoffkreisläufen zugänglich. Sowohl in viehstarken Betrieben als auch bei bisher viehlos wirtschaftenden Betrieben erhöht sich durch den zunehmenden Einsatz von Gärresten das Risiko der Nitratauswaschung. Das Fehlen ausreichender Humusreproduktion bei unausgewogenen Ener-

giefruchtfolgen, z. B. mit sehr hohem Maisanteil, verstärkt die Nährstoffaustragsgefahr der Böden.

Darüber hinaus ist der Stickstoff-Bilanzüberschuss die Quelle von N₂ und N₂O-Emission in die Atmosphäre. Letztlich wird der gesamte Überschussstickstoff durch Denitrifikation irgendwann gasförmig freigesetzt. Wie extrem die Lachgaskonzentration in der Atmosphäre, weltweit und auch an deutschen Messstellen angestiegen ist, wird in Abbildung 5 dargestellt.

Zusätzlich zu den Stickstoffüberschüssen durch Düngung gibt es noch zusätzliche Einträge durch die N-Deposition aus der Luft. Diese liegen im Mittel für Deutschland im Jahr 2007 bei ca. knapp 22 kg N/(ha×a), können in viehstarken Gebieten jedoch aufgrund der Ammoniakemissionen aus der Tierhaltung auf 50 bis > 60 kg N/(ha×a) ansteigen. Insgesamt sind die N-Einträge aus der Luft bei Wasserflächen und kaum bewachsenen Flächen am geringsten und steigen aufgrund der Auskämmwirkung der höheren Vegetation auf Waldflächen deutlich an.

Die landwirtschaftlich genutzte Fläche in Deutschland umfasst 16,731 Mill. Hektar (Tabelle 2), der durchschnittliche Stickstoffsaldo beträgt ca. 100 kg N/(ha×a), der gesamte jährliche deutsche Stickstoffsaldo hat also eine Masse von 1,6731 Mill. Tonnen Stickstoff.

In etwa 20 m³ Gülle oder Gärrückstand aus Biogasanlagen sind ca. 90 kg Stickstoff enthalten (4,5 kg N/m³), also der aktuelle durchschnittliche Stickstoffsaldo eines Hektars deutscher landwirtschaftlicher Nutzfläche. Ein Güllefass von 20 m³ Volumen mit Zugmaschine hat eine Länge von 15 m.

16,731 Mill. Hektar multipliziert mit 15 m ergibt eine Strecke von 250 965 km. Die Entfernung vom Nordkap (Norwegen) bis Kapstadt (Südafrika) über Spanien beträgt 16 000 km. Die Kette von Güllefassern mit Zugmaschinen die den deutschen Stickstoffbilanz-Überschuss transportieren ist so lang wie 16mal die Entfernung zwischen diesen beiden Orten.

Gesamt-Stickstoff-Deposition

Gauger [14] führte die, in Abbildung 6 dargestellte, flächenhafte Berechnung der Nass- und Feucht-Deposition auf der Basis von gemessenen Daten von Depositionsmessnetzen und Niederschlagsdaten durch. Die Trockendeposition wurde mit einem Chemie-Transport-Modell mit Hilfe von Daten der Emissionsberichterstattung und von meteorologischen Datensätzen berechnet.

Ebenfalls hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und Grundwasser finden sich in Regionen mit starkem Sonderkulturanbau und hohem Rapsanteil in den Fruchtfolgen [15,16]. Daher können auch bei geringen Viehbesätzen oder auch ganz ohne Viehhaltung beträchtliche Nitratauswaschungen auftreten. Insbesondere Kulturen mit hohem Stickstoffbedarf, intensiver Bodenbearbeitung während der Ernte und dem Verbleib eines hohen Anteils als Ernterest auf der Fläche hinterlassen oft hohe Mengen an Stickstoff im Boden, die mit dem Sickerwasser ins Grundwasser ausgewaschen werden. Als kritische Kulturen sind in diesem Zusammenhang vor allem verschiedene Gemüsesorten (Blumenkohl, Brokkoli, Porree u. a.) sowie Kartoffeln zu nennen.

Durch pflanzenbauliche Maßnahmen (z. B. Anbau von Zwischenfrüchten, Mulchsaat, reduzierte Bodenbearbeitung) können die nach der Ernte im Boden zurückbleibenden Mengen an mineralischem Stickstoff zwar vermindert werden, dennoch

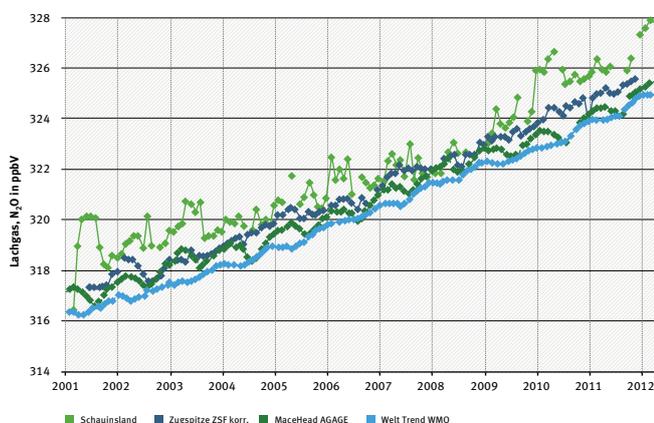


Abb. 5: Monatsmittelwerte der Lachgaskonzentration (N₂O) in der Atmosphäre. Gezeigt sind die Messwerte des Umweltbundesamtes (Schauinsland, Zugspitze) sowie Messungen aus Irland (Mace Head) und der vom Weltdatenzentrum für Treibhausgase (WDCGG, Tokyo) gemittelte globale Trend, (UBA 2014 [13])

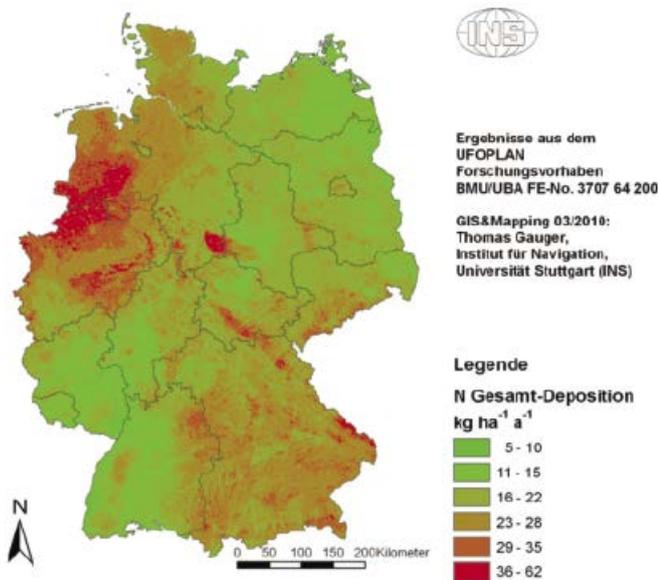


Abb. 6: Karte der Gesamt-Deposition an Stickstoff über Deutschland, Ergebnis von Modellrechnungen für das Jahr 2007, verändert nach Gauger [14]

führen die aktuell hohen N-Zufuhren weiterhin zu hohen Bilanzüberschüssen und einer entsprechend hohen Auswaschung von Stickstoff in das Grundwasser.

Dauergrünlandflächen nehmen innerhalb der landwirtschaftlichen Nutzflächen eine Sonderstellung ein und werden daher gesondert betrachtet. Vor allem bei extensiver Nutzung in von hohen Nitratkonzentrationen des Grundwassers betroffenen Wasserschutzzonen stellen Dauergrünlandflächen „Entlastungsflächen“ dar, deren Anlage/Erhalt gefördert wird. Hauptursache für den Unterschied bezüglich des Stickstoffausstrags zwischen Acker- und Grünlandflächen ist die auf den Ackerstandorten im Winterhalbjahr über mehrere Monate nahezu vegetationsfreie Zeit mit Mineralisierungs- und Verlagerungseffekten, aber fehlender Nährstoffaufnahme durch Pflanzen.

Vergleichende Datenauswertungen von Walther et al. [17] an insgesamt 23 Versuchsstandorten zeigen allerdings, dass auch Schnitt-Grünland (Wiese) in Abhängigkeit von der Intensität der Nutzung differenziert betrachtet werden muss. Demnach ist die Auswaschung unter Grünland bei Sand- und Lehmboden bis zu einer Düngung um 200 kg N/(ha×a) weitgehend unabhängig von der Düngungshöhe; bei einer Grundwasserneubildungshöhe von 200 mm/a liegen die resultierenden Konzentrationen im Sicker- bzw. Grundwasser unter 17 mg/l Nitrat. Bei intensiverer Düngung steigen die Nitratkonzentrationen auch unter Grünland an. Grundsätzlich ist aber selbst intensiv genutztes Grünland hinsichtlich des Nitratreintrags grundwasserschonender als Ackerland, sofern eine Schnittnutzung vorliegt und der Wirtschaftsdünger vornehmlich in vertretbaren Aufwandsmengen und zu den geeigneten Terminen zugeführt oder dem Ackerland vorbehalten ist.

Grünlandumbrüche

Die Nährstoffeffizienz ist bei Weidehaltung ab einer Viehdichte von mehr als 1,0 Großvieheinheiten kritisch zu betrachten. Massive Auswirkungen auf die Nitratkonzentrationen

des Grundwassers haben Grünlandumbrüche. Es gibt keine andere landwirtschaftliche Maßnahme, bei der annähernd vergleichbare Nitratmengen pro Fläche in das Grundwasser ausgetragen werden. Dauergrünland besitzt in der Regel einen doppelt so hohen Gehalt an Humus bzw. organischem Stickstoff wie Ackerland. Beim Grünlandumbruch werden langfristig große Anteile dieses bis zu 100 Jahren im Boden gespeicherten Stickstoffes mineralisiert und ausgewaschen. Höper [18] geht bei hydromorphen Böden im Fall eines Umbruchs am Beispiel des Fuhrberger Feldes bei Hannover von Stickstoff-Freisetzen in der Größenordnung von 2000 bis 4000 kg Stickstoff/(ha×a) aus. Die Stickstoff-Mobilisation liegt damit weit über dem möglichen Stickstoffzugang durch die angebauten Feldfrüchte. Da auch in den Folgejahren große Stickstoffmengen freigesetzt und in das Grundwasser verlagert werden können, müssen Grünlandumbrüche vor dem Hintergrund des Grundwasserschutzes aber auch des Klimaschutzes sowie des Hochwasser- und Biosphärenschutzes vermieden werden. Die Regelungen zum Erhalt von Dauergrünland in der Gemeinsamen Agrarpolitik (GAP) der EU für 2014 bis 2020 tragen dieser Anforderung bereits Rechnung.

Unter Wald finden sich im Mittel niedrigere Nitratkonzentrationen im Grundwasser als unter Siedlungsflächen und landwirtschaftlich genutzten Gebieten. Neben den am Kapitelanfang dargestellten Ergebnissen bestätigen dies auch Auswertungen des Umweltbundesamtes von Daten des sogenannten EUA-Messnetzes [19]. Messstellen für dieses Messnetz wurden von den Bundesländern als Grundlage für regelmäßige Berichte an die Europäische Umweltagentur über den Zustand des Grundwassers in Deutschland ausgewählt.

In Waldgebieten ist die Stickstoffzufuhr über den Pfad der trockenen Deposition besonders hoch und stellt den wichtigsten Stickstoff-Eintragspfad dar. Variationen dieses sogenannten „Auskämmeffektes“ hängen von verschiedenen Faktoren ab. Nadelbäume filtern mehr Stickstoff aus der Luft als Laubbäume, weil die Nadeln eine größere Blattoberfläche aufweisen und ganzjährig vorhanden sind. Einen weiteren wichtigen Einflussfaktor stellt unabhängig von der Baumart das Alter der Bestände dar. Unter Altbeständen wird grundsätzlich ein höherer Bodenstickstoffvorrat nachgewiesen, weil die großen Kronenoberflächen den Auskämmeffekt begünstigen und gleichzeitig mit dem Alter der Stickstoffbedarf der Bäume sinkt. Geringe Entfernungen zu Emittenten und Waldrandlagen sind weitere Faktoren, die den Stickstoffeintrag begünstigen. Insofern sind aus der Sicht des Grundwasserschutzes Umbaumaßnahmen der Wälder hin zu Laubbaumbeständen und eine kontinuierliche Verjüngung von Beständen anzustreben [20].

Bedingt durch die langjährigen und annähernd gleichbleibend hohen Stickstoffeinträge aus der Atmosphäre, vornehmlich verursacht durch die nahezu unveränderten NH₃-Emissionen der Landwirtschaft, wird auch unter Waldstandorten vermehrt eine Erschöpfung der Stickstoffspeicherkapazität beobachtet. Die Folge sind erhöhte Stickstoffausträge über das Sickerwasser ins Grundwasser. Vereinzelt wurden unter Fichtenbeständen, die den Stickstoff besonders effektiv ausfiltern, Eintragskonzentrationen in das Grundwasser von bis zu 200 mg/l bestimmt [21].

In städtischen Gebieten liegen die mittleren Nitratkonzentrationen zwischen den Werten, die für landwirtschaftlich geprägtes Grundwasser bzw. Grundwasser im Einflussbereich von Wäldern bestimmt werden. Dies belegen neben den o. g. Wer-

ten erneut die Auswertungen des Umweltbundesamtes zur Grundwasserqualität [19].

Trotz des hohen Versiegelungsgrades erfolgen in Städten nennenswerte Stickstoffeinträge, meist in Form von Punkt- und / oder Linieneinträgen. Als einer der Haupteintragspfade sind hier Düngungsmaßnahmen in Privatgärten zu nennen. Da bei der Privatanwendung von Düngemitteln häufig keine bedarfsorientierte Anwendung erfolgt, werden lokal hohe Überschüsse und Einträge in das Grundwasser erzeugt [20].

Ein weiterer bedeutender Stickstoff-Eintrag erfolgt über Leckagen der städtischen Abwasserleitungen. Da ein großer Anteil kommunaler Abwassersysteme Undichtigkeiten aufweist, erfolgen unter exfiltrierenden Bedingungen nahezu flächenhafte Stoffeinträge in das Grundwasser. Diese sind anhand abwasserbürtiger Stoffe zu identifizieren und beinhalten einen Stickstoffeintrag, ohne dass eine Quantifizierung möglich ist.

Untersuchungen zur Quantifizierung des Eintrages von Stickstoff in das Grundwasser aus Punkt- bzw. Linienquellen in Deutschland sind selten und zumeist nicht veröffentlicht. Bekannt ist jedoch, dass urbane Einträge in den letzten Jahren deutlich reduziert wurden. In der Periode 1983 bis 1987 trugen urbane Systeme in Deutschland zu 40 % zu den Gesamteinträgen (TN) bei. Im Zeitraum 2003 bis 2005 reduzierten sich die Anteile auf 20 % (TN). In gleichem Ausmaß haben sich die Anteile der Einträge über die landwirtschaftliche Fläche auf 80 % erhöht.

Ausblick auf die zukünftige Entwicklung der Stickstoff-Bilanzüberschüsse

Obwohl der auf die gesamte landwirtschaftliche Nutzfläche bezogene Stickstoffüberschuss je Hektar und Jahr zwischen 1990 (s. Abbildung 3 und 7) und 2011 leicht abgesenkt wurde, konnte das von der Bundesregierung gesetzte Ziel bezüglich der Reduktion der Stickstoffüberschüsse auf 60 kg/(ha×a) bis 2012 noch nicht erreicht werden. Zudem sind die N-Salden im Jahr 2011 bedingt durch Zunahme der Biogasproduktion und des Rapsanbaus wieder leicht auf 112 kg/(ha×a) angestiegen und bis 2014 auf 84 kg N/(ha×a) gesunken (Abbildung 7).

Im Jahr 2005 stammten 62 % der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer aus der Landwirtschaft [19]. Daher sind weitere Anstrengungen zur Verbesserung der Stickstoffeffizienz notwendig. In Abhängigkeit des Tierbestandes steigen die

Stickstoffüberschüsse aus der Landwirtschaft deutlich an, weil den durch die Veredelung naturgemäß geringeren N-Ausfuhren in der Regel hohe N-Einfuhren aus Futtermittelzukauf gegenüberstehen. Deshalb ist der mittlere N-Überschuss für Marktfuchtbetriebe deutlich geringer als bei Futterbaubetrieben oder Veredelungsbetrieben (Abbildung 4). Für die hohen Stickstoffeinträge in das Grundwasser ist daher in Deutschland im Wesentlichen die intensive Tierhaltung mit mehr als 1 Großvieheinheit (500 kg Lebendgewicht) je Hektar landwirtschaftlicher Nutzfläche und der daraus resultierenden sehr hohen Bilanzüberschüsse und der damit verbundenen Beaufschlagung der Böden mit Wirtschaftsdünger (Gülle bzw. Stallmist / Jauche) verantwortlich.

Aktuell muss festgestellt werden, dass das im Jahr 2002 angestrebte Ziel der Senkung des Stickstoff-Überschussaldos der Betriebsbilanz der deutschen Landwirtschaft auf 80 kg/(ha×a) bis zum Jahr 2010 [23] deutlich verfehlt wurde. Inzwischen besteht auch seitens der wasserwirtschaftlichen Verbände und anderer umweltpolitischen Institutionen die Forderung nach einem Stickstoff-Überschussaldo bis zum Jahr 2020 von maximal 50 kg/(ha×a) [19].

Die neue Düngeverordnung ist seit dem 2. Juni 2017 in Kraft. Sie präzisiert die Anforderungen an die gute fachliche Praxis der Düngung und regelt, wie mit der Düngung verbundene Risiken – vor allem Nährstoffverluste – zu verringern sind. Die Nährstoffbilanz (der sog. Nährstoffvergleich) beinhaltet eine Bewertung der Zu- und Abfuhr von Stickstoff und Phosphat für das abgelaufene Düngejahr.

Die Novellierung legt Kontrollwerte für die Differenz von Zu- und Abfuhr im Nährstoffvergleich fest: Ab 2020 sind nur noch 50 Kilogramm Stickstoff, ab 2023 nur noch 10 Kilogramm Phosphat je Hektar und Jahr zulässig. Es ist dabei jedoch zu beachten, dass dieser Kontrollwert für Stickstoff mit Abschlägen von gasförmigen Stickstoff-Verlusten bei der Lagerung- und Ausbringung von Wirtschaftsdüngern berechnet ist und daher nicht mit einer Bruttobilanz vergleichbar ist.

Biogasgärrückstände, Klärschlamm, Kompost und andere pflanzliche organische Düngemittel werden in die maximal zulässigen 170 Kilogramm Stickstoff/(ha×a) Regelung für organische Dünger aufgenommen. Weiterhin ist der Stickstoffdüngbedarf der Kulturpflanzen für Ackerland und Grünland als standortbezogene Obergrenze vor der Aufbringung zu ermitteln. Die Düngbedarfsermittlung muss so erfolgen, dass ein Gleichgewicht zwischen dem voraussichtlichen Nährstoffbedarf und der Nährstoffversorgung gewährleistet ist.

Dazu sind bei den Stickstoffbedarfswerten insbesondere zu berücksichtigen: das Ertragsniveau der Kulturen, die Stickstoffmengen, die im Boden verfügbar sind, die Stickstoffmengen, die während des Pflanzenwachstums zusätzlich pflanzenverfügbar werden, die Nachlieferung von Stickstoff aus der Anwendung von organischen Düngemitteln im Vorjahr und aus Vor- und Zwischenfrüchten.

Die Düngeverordnung regelt Aufbringungsbeschränkungen für stickstoff- und phosphathaltige Düngemittel in Abhängigkeit von Standort und Bodenzustand, außerdem Sperrzeiten für die Aufbringung von Düngemitteln und macht Vorgaben zur Lagerung organischer Düngemittel.

Die Frage ist nur, wie diese neue Verordnung umgesetzt werden soll. Bereits vor der Novellierung galt der zulässige Stickstoff-Bilanzüberschuss von 60 kg/ha (mit Abschlägen von gasförmigen Stickstoff-Verlusten). Die Realität lag, wie bereits



Abb. 7: Sektorale Stickstoffbilanz der Landwirtschaft in Deutschland in Kilogramm je Hektar, Quelle: Institut für Pflanzenbau und Bodenkunde, Julius Kühn Institut (JKI) und Institut für Ressourcenmanagement, Universität Gießen (Destatis [22])

gesagt, bei ca. 100 kg/(ha×a) für die Bruttobilanz seit Anfang der 90 er Jahre.

Zu dieser inländischen Entwicklung kommen globale marktwirtschaftliche Aspekte, da die Intensität der Stickstoffdüngung auch maßgeblich durch das Verhältnis von Produktpreisen für landwirtschaftliche Güter zu Düngemittelpreisen bedingt wird und dieses in den letzten Jahren deutlich angestiegen ist [24].

Flächenbelegungen

In der Tabelle 2 sind Flächenbelegungen im In- und Ausland für Ernährungsgüter zusammengestellt. Es zeigt sich, dass die landwirtschaftliche Nutzfläche in einen immer größeren Im- und Exportprozess eingebunden ist. Während die landwirtschaftliche Nutzfläche zwischen dem Jahr 2000 und 2015 um 2 % (ca. 336000 ha) kleiner geworden ist, stieg der Flächenanteil für Energiepflanzen um 335 % auf fast 2 Mill. Hektar. Im gleichen Zeitraum stiegen die Flächenbelegung für Exporte um 29 % von 9,4 Mill. Hektar auf 12,1 Mill Hektar und die für Importe sogar um 42 % von 13,2 Mill Hektar auf 18,7 Mill. Hektar. Das bedeutet, dass die Flächenbelegung von Importen von Ernährungsgütern mittlerweile größer ist als die vorhandene Landwirtschaftliche Fläche Deutschlands. Der Importsaldo (Importe-Exporte) beträgt 2015 ca. 6,5 Mill. Hektar und ist damit seit dem Jahr 2000 um 74 % gestiegen. Der größte Teil der Importe besteht aus pflanzlichen Produkten, die der Nutztierfütterung dient. Diese ständig intensiveren und größeren Stoffströme in der Veredelungs- und Futterbau-Landwirtschaft stehen einer Senkung der Nährstoff- und vor allem Stickstoffbilanzen eher entgegen.

Wenn man weiterhin berücksichtigt, dass die Weltbevölkerung bis Mitte der 2030er Jahre von derzeit über 7,5 auf über 9 Mrd. Menschen ansteigen wird, kann man erahnen, zu welcher Nachfragerhöhung es an Agrarprodukten kommen wird. Die FAO rechnet mit einer Steigerung der jährlichen Nachfrage von jetzt ca. 2,2 Mrd. Tonnen um eine Milliarde Tonnen, auf dann 3,2 Mrd. Tonnen pflanzlicher Produkte bis Mitte der 2030er Jahre (Abbildung 8). Der Anstieg der Weltbevölkerung

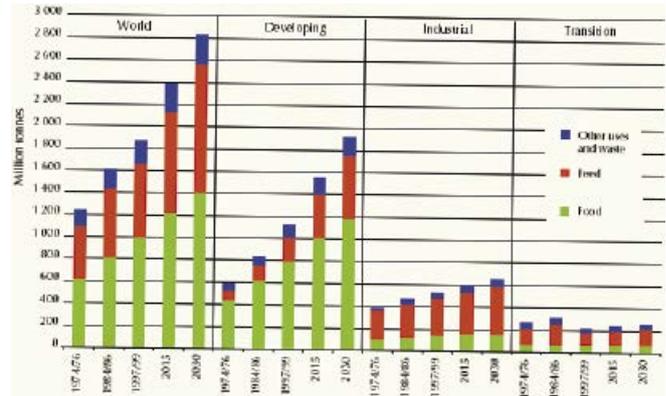


Abb. 8: Zusammengefasste Entwicklung des Verbrauchs pflanzlicher Erzeugnisse nach Verwendungskategorien. Titel: World Agriculture: Towards 2015/2030. An FAO perspective [25]

um 32 % bis zum Jahr 2050 wird ein machtvoller Faktor bei der Nahrungsmittelverteilung werden. Darüber hinaus wird die tägliche Energiezufuhr von derzeit 2831 kcal [25] auf 3130 kcal in 2050 steigen. Diese extreme Steigerung der Nachfrage nach Agrarprodukten wird zwangsläufig zu einer Steigerung der Intensität der Flächennutzung führen. Diese Intensitätssteigerung wird gleichzeitig durch Verringerung der landwirtschaftlichen Fläche durch Umnutzung in bebaute Fläche verstärkt.

Landverknappung

Zudem sind in den letzten 15 Jahren eine zunehmende „Landverknappung“, steigende Bodenpreise und Pachten festzustellen [26]. Die Konkurrenz um Fläche zur landwirtschaftlichen Produktion von Biomasse für Ernährungszwecke, als Tierfutter, für Industrierohstoffe und als Energieträger sowie um verfügbare Wasserressourcen (bei Wasserrückhalt in der Landschaft für ökologische Funktionen, für Beregnung etc.) wird deshalb zunehmen. Die folgende Grafik (Abbildung 9) verdeutlicht bereits den Trend des Preisanstieges für landwirtschaftliche Flächen in Deutschland.

Kategorien	2000	2005	2010	2015	2015 zu 2000 in %
Inland					
Landwirtschaftlich genutzte Fläche	17067	17035	16832	16731	- 2
für Ernährungszwecke	15392	14892	14660	14155	- 8
Energiepflanzen	452	999	1620	1965	335
Sonstiges ¹	1223	1144	552	310	-75
Exporte					
Erzeugnisse pflanzlichen Ursprungs	6299	6400	7149	6884	9
Erzeugnisse tierischen Ursprungs ²	3112	4104	5600	5229	68
Insgesamt	9411	10504	12749	12113	29
Importe					
Erzeugnisse pflanzlichen Ursprungs	10151	10937	14130	14172	40
Erzeugnisse tierische Ursprungs ²	3034	3388	4076	4501	48
Insgesamt	13185	14324	18206	18673	42
Importsaldo (Importe-Exporte)	3774	3820	5457	6560	74
Inlandsverbrauch Ernährungsgüter					
Erzeugnisse pflanzlichen Ursprungs ³	6875	7460	8589	8634	26
Erzeugnisse tierische Ursprungs ⁴	12290	11251	11527	10777	- 12

¹ Stoffliche Nutzung, Brache und Stilllegungsfläche. ² Einschließlich Milchprodukte. ³ Ohne Futtermittel. ⁴ Einschließlich Futtermittel.

Tabelle 2: Flächenbelegung im In- und Ausland für Ernährungsgüter in 1000 Hektar (Deutschland, Quelle: DESTATIS [22])

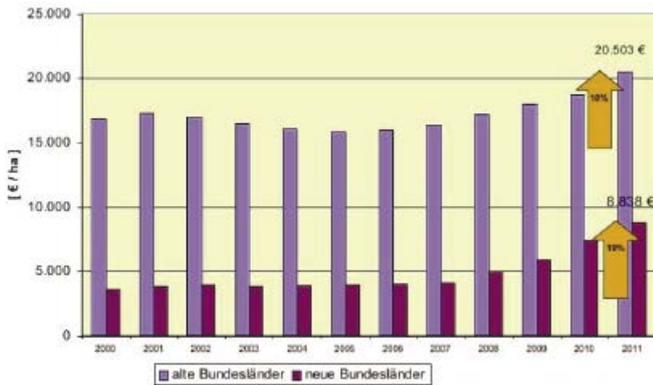


Abb. 9: Kaufpreise landwirtschaftlicher Grundstücke im Bundesgebiet von 2000 bis 2012 (nach Naumann, 2012 [27])

Dieser Trend wird vor allem dort sichtbar, wo landwirtschaftliche Flächen auf dem Markt gehandelt werden. Dies ist durch die Veräußerung staatseigener Flächen in den neuen Bundesländern der Fall. Gleiches gilt für die Entwicklung der Pachtpreise für landwirtschaftliche Flächen (siehe Abbildung 10).

Ausblick

Der Klimawandel im weltweiten Maßstab wird die landwirtschaftlichen Produktionsverfahren in Mitteleuropa bei langfristig steigenden Produktpreisen weiter intensivieren. Steigende Boden-, und Pachtpreise zwingen die Flächennutzer zur Gewinnoptimierung, wenn sie nicht Eigentümer sind und Pachten erwirtschaften oder Kredite zum Kauf der Flächen aufnehmen müssen. Die ständig größer werdende Flächenbelegung für Im- und Exporte der Nahrungsgüterwirtschaft verschärfen den Anstieg der Bodenpreise und Pachten erheblich. Diese Intensivierung der landwirtschaftlichen Produktion steht einer Senkung der Nährstoffüberschüsse massiv entgegen. Im Gegenteil: Extensive Nutzungsverfahren wie der „Ökologische Landbau“ oder „extensive Mutterkuhhaltung“ werden bei der Vergabe von Pachtflächen oder dem Neuerwerb landwirtschaftlicher Nutzflächen das „Nachsehen“ haben gegenüber intensiven Veredelungsbetrieben oder/und gutgeführten „Biogasbetrieben“. Bei der zu erwartenden Intensivierung kommt es jedoch in größerem Maße darauf an, dass diejenigen Ansprüche ausreichend berücksichtigt werden, die der Handel und die Verarbeitung ohnehin einfordern. Hier wären sicherlich Produktqualitäten und „Rückverfolgbarkeit“ zu nennen. Die Qualität des Produktionsprozesses selber steht somit zunehmend im Vordergrund und die Landwirte reagieren entsprechend. Ein Zurücksetzen der derzeit hohen Umweltstandards darf nicht erfolgen, obwohl hierzu die durch die Intensivierung bedingte Marktentwicklung eine Gefahr darstellt. Damit dies nicht geschieht, müssen in landwirtschaftlich geprägten Regionen zunehmend die ökologischen und sonstigen Ziele zur agrarischen Landnutzung festgesetzt und verbindlich umgesetzt werden.

Ein Absenken des Brutto-Stickstoffsaldos von derzeit ca. 100 kg / (ha×a) auf 50 kg / (ha×a) ist nur durch massive Wirtschaftsdüngertransporte aus intensiven Veredelungsregionen in „viehlose“ Ackerbauregionen möglich, in denen diese Wirtschaftsdünger den Einsatz von Mineraldüngern substituieren. Dabei sollte allerdings beachtet werden, dass wegen der gerin-

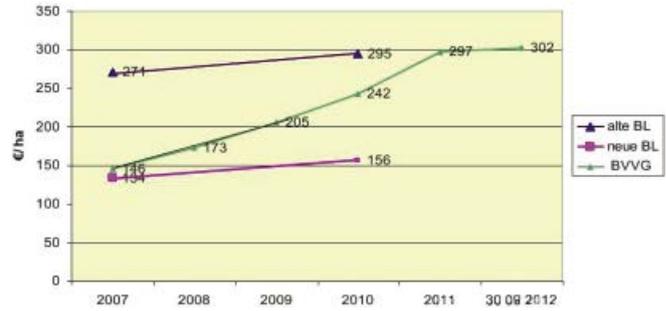


Abb. 10: Pachten im Bundesgebiet 2007-2012 (nach Naumann, 2012 [27]) (BL = Bundesländer, BVVG = Bodenverwertungs- und -verwaltungs GmbH)

geren N-Verfügbarkeit der organischen Dünger (60 bis 70 % bei Gülle) für eine Substitution von 100 kg N aus Mineraldünger etwa 140 bis 160 kg N aus Gülle benötigt werden. Das führt wiederum zu steigenden N-Salden auch in Marktfruchtregionen. Außerdem führt der Einsatz von Wirtschaftsdüngern in Marktfruchtbetrieben dazu, dass die pflanzenverfügbare Stickstoffmenge nicht so exakt zu kontrollieren ist, wie bei reinem Mineraldüngereinsatz.

Die andere logische Konsequenz wäre eine Reduktion der Viehbesatzdichten in den intensiven Veredelungsregionen auf einen Anfall von 170 kg Stickstoff / (ha×a) in Wirtschaftsdüngern. Hierbei ist jedoch auch zu überprüfen inwieweit eine solche Reduktion ausreichend ist. In den letzten 30 Jahren ist diesbezüglich, trotz der guten Kenntnislage der Situation, nichts Nennenswertes passiert. Ob nun nach der Novellierung der Düngeverordnung und der Androhung von Strafzahlungen durch die EU wegen des Verstoßes gegen die „Nitratrichtlinie“ etwas erfolgt, bleibt abzuwarten.

Anzeige

Unser Expertentipp

DWA-M 911
Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur Grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs
August 2013
36 Seiten, A4
ISBN 978-3-944328-13-3
55,00 €/44,00 €*
DVGW DWA

DWA-A 912 (Entwurf)
Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft
September 2016
41 Seiten, A4
ISBN 978-3-88721-385-5
58,50 €/46,80 €*
DVGW

DWA-Themen T2/2016
Diffuse Stoffeinträge in Gewässer aus der Landwirtschaft
August 2016
39 Seiten, A4
ISBN Print
978-3-88721-379-4
ISBN E-Book
978-3-88721-380-0
58,50 €/46,80 €*
DVGW

*! für fördernde DWA-Mitglieder
**! für DWA-Mitglieder

Literatur

- [1] BMUB/UBA (2016): *Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015*. Bonn, Dessau. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/1968/publikationen/final_broschüre_wasserrahm_ennrichtlinie_bf_112116.pdf; Zugriff: 11.04.2018
- [2] Frede, H. G. und Dabbert, S. (1998): *Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft*. Ecomed-Verlag, Landsberg
- [3] NLO Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (2001): *Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz*. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie. Hildesheim DVGW Deutsche Vereinigung des Gas- und Wasserfaches [Hrsg.](2004): Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landbewirtschaftung; Arbeitsblatt W 104.
- [4] DWA Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (2013): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs*. DWA-M 911.
- [5] Eurostat (2010). *Nitrogen balance in agriculture*. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Nitrogen_balance_in_agriculture
- [6] Wendland, F.; Albert, H.; Bach, M. & Schmidt, R. [Hrsg.] (1993): *Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland – Rasterkarten zu geowissenschaftlichen Grundlagen, Stickstoffbilanzgrößen und Modellergebnissen*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, 1993, 96 S.
- [7] Eulenstein, F.; Drechsler, H. (1992): *Ursachen, Differenzierung und Steuerung der Nitratkonzentration im Grundwasser überwiegend agrarisch genutzter Wassereinzugsgebiete*. – Diss. Fachbereich Agrarwissenschaften Universität Göttingen (Sammelband): 269 S.
- [8] SRU (2013): Wissenschaftliche Beiräte für Agrarpolitik (WBA) und für Düngungsfragen (WBD) beim Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV). *Kurzstellungnahme: Novellierung der Düngeverordnung: Nährstoffüberschüsse wirksam begrenzen*. Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (2013).
- [9] Destatis (o.J.). *Indikatoren zur nachhaltigen Entwicklung in Deutschland*. URL: <https://www.genesis.destatis.de/genesis/online>
- [10] DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall [Hrsg.](2010): *Erzeugung von Biomasse für die Biogasgewinnung unter Berücksichtigung des Boden- und Gewässerschutzes*; Merkblatt DWA-M 907, 50 S., ISBN 978-3-941897-13-7, Hennef.
- [11] Bach, M. (2014) *Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Landwirtschaft in Deutschland mit Regionalgliederung Kreise und kreisfreie Städte*, Jahre 2003 bis 2011. Abschlussbericht. Justus-Liebig-Universität Gießen (JLU) – Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Gießen
- [12] Becker, K. W.; Eulenstein, F. & Meyer, B. (1993): *Beurteilung des Risikos der Nitratverlagerung als Folge der landwirtschaftlichen Nutzung*. – In: Verminderung des Stickstoffaustrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen in das Grundwasser – Grundlagen und Fallbeispiele. – DVWK-Schriften 106: 113-126 (Bonn).
- [13] UBA (2014): *Reaktiver Stickstoff in Deutschland; Ursachen, Wirkungen, Maßnahme* Url. https://www.umweltbundesamt.de/sites/default/files/medien/378/publikationen/reaktiver_stickstoff_in_deutschland_0.pdf
- [14] Gauger, T. (2011): *Kartierung von Deposition Loads 2004 bis 2007: 1. Textteil und Ergebnisstatistik, 2. Kartenabbildungen, Grafiken und regionale Statistik. Anhang 11 zum Abschlussbericht des BMU/UBA Forschungsvorhabens: Erfassung, Prognose und Bewertung von Stoffeinträgen und ihren Wirkungen in Deutschland (FKZ 3707 64 200)*. UBA Texte 42/2011. URL: <http://www.umweltdaten.de/publikationen/fpdf-l/4141.pdf>, Zugriff am 13.08.2013.
- [15] Heidecke, C.; Wagner, A. & Kreins, P. (2012): *Entwicklung eines Instruments für einlandesweites Nährstoffmanagement in Schleswig-Holstein*. Arbeitsberichte aus dem Johann Heinrich von Thünen Institut – Agrarökonomie, 08/12.
- [16] Taube, F. & Schütte, J. (2013): *„Sind die Milchviehbetriebe in Schleswig-Holstein auf die Novellierung der Düngeverordnung vorbereitet.“* Schriftenreihe der Agrar- und Ernährungswissenschaftlichen Fakultät der Universität Kiel 120. 95-108.
- [17] Walther, W.; Scheffer, B.; Teichgräber, B. (1985): *Ergebnisse langjähriger Lysimeter-, Drän- und Saugkerzenversuche zur Stickstoff- auswaschung bei landbaulich genutzten Böden und Bedeutung für die Belastung des Grundwassers*.- Veröffentlichungen des Instituts für Stadtbauwesen der Technischen Universität Braunschweig, 40: 216 S.
- [18] Höper, H. (2010): freundliche mündliche Mitteilung zur N-Freisetzung durch Grünlandumbruch.
- [19] UBA Umweltbundesamt [Hrsg.](2011): *Daten zur Umwelt – Ausgabe 2011*, Umwelt und Landwirtschaft, Dessau-Roßlau: Umweltbundesamt. [21]Mellert, K.-H.; Kölling, C. (2006): *Nitratbelastung des Sickerwassers in einem bewaldeten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserversorgung Fürstenfeldbruck*.- Wasser & Abfall, Heft 1/2, S. 48-54.
- [20] DWA – Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall [Hrsg.](2015): *„Stickstoffumsatz im Grundwasser“* DWA-Themen GB 6.9 – T 2/2015, S. 87., ISBN: 978-3-88721-225-4, Hennef.
- [21] Mellert, K.-H.; Kölling, C. (2006): *Nitratbelastung des Sickerwassers in einem bewaldeten Wassereinzugsgebiet der Trinkwasserversorgung Fürstenfeldbruck*.- Wasser & Abfall, Heft 1/2, S. 48-54.
- [22] Destatis (2018): *Umweltökonomische Gesamtrechnungen Nachhaltige Entwicklung in Deutschland Indikatoren zu Umwelt und Ökonomie*, Statistisches Bundesamt, Wiesbaden; Artikelnummer: 5850012-16900-4 PDF, https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/UmweltökonomischeGesamtrechnungen/Umweltindikatoren/IndikatorenPDF_5850012.pdf?__blob=publicationFile, Zugriff: 10.04.2018
- [23] Bundesregierung (2002): *Perspektiven für Deutschland. Strategie für eine nachhaltige Entwicklung*. – Bundesregierung, Berlin. Hrsg.: Presse- und Informationsamt der Bundesregierung.
- [24] BLAG Bund-Länder-Arbeitsgruppe zur Evaluierung der Düngeverordnung (2012): *Evaluierung der Düngeverordnung – Ergebnisse und Optionen zur Weiterentwicklung*, Braunschweig.
- [25] Eulenstein, F.; Werner, A. & Fischer, A. (2014) *Produktions- und landschaftsökologische Folgen*. In: *Warnsignal Klima: Gesundheitsrisiken. Gefahren für Menschen, Tiere und Pflanzen: wissenschaftliche Fakten*. Wiss. Auswertungen, Hamburg, pp. 257-267. URL: http://www.klima-warnsignale.uni-hamburg.de/wp-content/uploads/2014/06/eulenstein_et_al.pdf.
- [26] Eurostat (2010). *Nitrogen balance in agriculture*. URL: http://epp.eurostat.ec.europa.eu/statistics_explained/index.php/Nitrogen_balance_in_agricultureFAO (2003): *World Agriculture: Towards 2015/2030*. An FAO perspective. Jelle Bruinsma (ed.) (ISBN: 9251048355), 444 pp.
- [27] Naumann, D. (2012): *Bodenmarkt: aktuelle Entwicklung aus Sicht der BVVG*. 7. DKB-Eliteforum Landwirtschaft 2012. Vortrag 17.-19. Oktober 2012. Schloss & Gut Liebenberg

Autoren

Prof. Dr. sc. agr. Dr. h.c. mult. Frank Eulenstein
Dr. agr. Jürgen Pickert
Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsforschung (ZALF) e. V.
Eberswalder Straße 84
15374 Müncheberg

E-Mail: feulenstein@zalf.de
jürgen.pickert@zalf.de

Dr. Nils Cremer
Erftverband
Am Erftverband 6
50126 Bergheim

E-Mail: nils.cremer@erftverband.de

Dipl.-Geol. Roland Schindler
NEW NiederrheinWasser GmbH
Rektoratsstraße 18
41747 Viersen

E-Mail: roland.schindler@new.de



Nährstoffbilanzierungen zur Erfolgskontrolle der Gewässerschutzberatung

Matthias Peter (Ober-Mörlen), Richard Beisecker (Kassel), Dominik Pecoroni (Ober-Mörlen) und Ricarda Miller (Ober-Mörlen/Lenggries)

Zusammenfassung

Nährstoffbilanzierungen werden in der Gewässerschutzberatung zur Erfolgskontrolle der Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Stoffeinträge aus der Landwirtschaft eingesetzt. Zudem dienen sie zur Einschätzung eines von der Landwirtschaft ausgehenden Belastungspotenzials sowie als Beratungsinstrument in der Kommunikation mit den landwirtschaftlichen Betrieben. Im Artikel werden langjährige Entwicklungen von Schlag- und Hoftorbilanzsalden in verschiedenen Beratungsgebieten im Hinblick auf die Gewässerschutzberatung dargestellt und analysiert. Sinkende N-Salden von Schlag- und Hoftorbilanzen aus verschiedenen Beratungsgebieten zeigen, dass die Gewässerschutzberatung langfristig eine Änderung der Bewirtschaftungsweise und damit auch einen Rückgang der Nitratgehalte im Grundwasser erreichen kann.

Schlagwörter: Nitratbelastung, Stickstoffbilanzierung, Schlagbilanz, Hoftorbilanz, Gewässerschutzberatung, Erfolgskontrolle

DOI: 10.3243/kwe2018.06.003

Abstract

Using the nutrient balance to monitor the success of water protection extension services

Water protection extension services use nutrient balances to monitor the success of measures carried out to reduce diffuse inputs of substances from farming. They also serve to estimate the potential strain caused by farming and as an advisory instrument when communicating with agricultural enterprises. This article depicts and analyses long-term developments in farmgate balances and supply/withdrawal balances in a variety of regions where extension services addressed water protection. Falling N balances in farmgate and supply/withdrawal balances from a variety of areas where extension services are provided show that water protection extension can deliver a change in farming practices – and hence a reduction in nitrate levels in groundwater – in the long term.

Key words: nitrate pollution, nitrogen balance, farmgate balance, supply/withdrawal balance, water protection extension, monitoring success

1 Erfolgsindikatoren der Gewässerschutzberatung

Gewässerschutzberatung wird in Deutschland einerseits in den Trinkwassergewinnungs- bzw. Wasserschutzgebieten (WSG) – oft mit Kooperationsvereinbarungen zum Grundwasserschutz – und andererseits in den Maßnahmenräumen und Beratungsgebieten zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) seit langem durchgeführt [1].

Neben den Herbst- N_{\min} -Untersuchungen im Boden bilden hier Nährstoffbilanzierungen die am häufigsten eingesetzten Erfolgsindikatoren zur Reduzierung der diffusen Stoffeinträge aus der Landwirtschaft [2]. Die Analyse von Bilanzsalden dient in der Gewässerschutzberatung zudem zur Einschätzung eines von der Landwirtschaft ausgehenden Belastungspotenzials sowie als Beratungsinstrument in der Kommunikation mit den landwirtschaftlichen Betrieben.

Von den auf verschiedenen Bezugsebenen durchführbaren Betrachtungen von Nährstoffzufuhr und Nährstoffabfuhr werden zur Erfolgskontrolle der Gewässerschutzberatung vor allem die Entwicklung der Hoftorbilanzsalden sowie der Schlag-

bilanzen für den Nährstoff Stickstoff (N) herangezogen [3,4]. Nachfolgend werden langjährige Entwicklungen von Schlag- und Hoftorbilanzsalden in verschiedenen Beratungsräumen im Hinblick auf die Gewässerschutzberatung analysiert.

2 Material und Methoden

2.1 Datengrundlagen und Statistik

Die verwendeten Daten wurden im Rahmen der Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der WRRL in Hessen, finanziert durch das Hessische Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, sowie im Zuge der Betreuung von Kooperationsprojekten in Wasserschutzgebieten, finanziert von verschiedenen Wasserversorgern und Kommunen, erhoben. Vielen Dank an alle Beteiligten.

Es wurden für die Auswertung der Schlagbilanzen die Daten der vom Ingenieurbüro Schnittstelle Boden beratenen

Betriebe aus den Jahren 1989 bis 2017 aus 38 Kooperationsprojekten in Wasserschutzgebieten sowie aus 14 WRRL-Maßnahmenräumen in Nord-, Mittel und Südhessen verwendet.

In die Auswertung der Hoftorbilanzen gingen die Daten der Leitbetriebe der Jahre 2011 bis 2016 aus den oben genannten 14 Maßnahmenräumen ein, die vom Ingenieurbüro Schnittstelle Boden betreut werden sowie aus fünf Maßnahmenräumen, die vom Ingenieurbüro für Ökologie und Landwirtschaft (IfÖL) in Nordhessen beraten werden.

Die Datenaufbereitung sowie die statistische Kennwertebeziehung erfolgten in MS Access. Die statistischen Datenanalysen wurden mit „R“ durchgeführt und umfassten Prüfung auf Normalverteilung der Daten, Prüfung auf Varianzen-Homogenität mit Levene-Test, ANOVA, Post-hoc-Mehrfachvergleiche (Games-Howell-Test), Korrelations- und Regressionsanalysen.

2.2 Eingangsgrößen der Bilanzierung

N-Schlagbilanzen

Die Basis für die Schlagbilanzierung bilden die Schlagkarteien, in denen die Bewirtschaftungsmaßnahmen auf der Fläche für ein Erntejahr dokumentiert werden. Der Nährstoffzufuhr auf die Fläche in Form von mineralischen und organischen Düngern, N-Bindung durch Leguminosen und N-Einträgen mit dem Saatgut sowie aus der Luft stehen auf der Abfuhrseite die Ernteprodukte (Marktfrucht, Futter, Stroh) gegenüber. Die Nutzung von Zwischenfrüchten durch Mahd oder Beweidung wird bei der Bilanz der Folgefrucht angerechnet. Für die Schlagbilanz wird ein Gleichgewicht zwischen Stickstoff-Input und -Output angestrebt.

N-Hoftorbilanzen

Die Hoftor-Bilanzsalden als Differenz zwischen dem in den Betrieb eingeführten und ausgeführten Stickstoff zeigen im Bereich Pflanzenbau, wie gut der Stickstoffbedarf der angebauten Kulturen eingeschätzt wurde und ob die vom Landwirt angesetzten Ertragsziele erreicht werden konnten. Der N-Zufuhr durch Zukauf von Mineraldüngern, Futtermitteln, organischen Düngestoffen, Zucht- und Nutzvieh sowie symbiontischer N-Fixierung wird dabei die N-Abfuhr durch Verkauf pflanzlicher und tierischer Marktprodukte, sonstige Nährstoffabgänge sowie Verkauf/Abgänge von Zucht- und Nutzvieh gegenübergestellt. Die Nährstoffzufuhr abzüglich -abfuhr dividiert durch die bewirtschaftete Fläche (ohne nicht bewirtschaftete Brachflächen) ergibt den Bilanzwert (brutto) der Hoftorbilanz je Hektar, jeweils bezogen auf das Wirtschaftsjahr. Werden dabei die gasförmigen Verluste abgezogen, wird von Nettobilanz gesprochen. Bei den im Beitrag diskutierten Hoftorbilanzsalden handelt es sich um Netto-Bilanzsalden.

3 Ergebnisse

3.1 N-Salden der Schlagbilanzen

In Abhängigkeit von der Güte der Eingangsdaten (v.a. Ertragshöhe, N-Gehalte der Wirtschaftsdüngergaben, Anrechnung der organischen Düngung, Ernteverluste) können über die schlagbezogene N-Bilanzierung zum einen die Düngeplanung kontrolliert sowie Bewirtschaftungsfehler aufgedeckt und gegebenfalls optimiert werden. Zum anderen kann mithilfe des N-Bilanzsaldos bezogen auf die Sickerwasserrate die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet und somit das von einem Schlag ausgehende Gefährdungspotenzial hinsichtlich einer Nitratverlagerung abgeschätzt werden.



Abb. 1: Entwicklung der N-Schlagbilanzsalden (90%-Perzentil) der Ackerflächen der Beratungsbetriebe 1989–2017

ebenfalls optimiert werden. Zum anderen kann mithilfe des N-Bilanzsaldos bezogen auf die Sickerwasserrate die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet und somit das von einem Schlag ausgehende Gefährdungspotenzial hinsichtlich einer Nitratverlagerung abgeschätzt werden.

Eine Optimierung der N-Düngeplanung und N-Düngung sowie vor allem der optimale Einsatz von Wirtschaftsdüngern kann über die Verminderung der N-Bilanzsalden überprüft werden, ebenso einschneidende Restriktionen wie N-Düngebeschränkungen. Zur Kontrolle der Wirkung flächenbezogener Grundwasserschutzmaßnahmen wie z. B. den Anbau von Zwischenfrüchten/Untersaaten sind N-Bilanzsalden kein geeignetes Instrument.

3.2 Entwicklung der N-Salden der Schlagbilanzen der Ackerflächen

Abbildung 1 zeigt die langjährige Entwicklung des 90%-Perzentils der N-Schlagbilanzsalden der Ackerflächen der in Wasserschutzgebieten und WRRL-Beratungsgebieten vom Ingenieurbüro Schnittstelle Boden beratenen Betriebe. Das 90 %-Perzentil beschreibt in der statistischen Analyse den Wertebereich, in dem 90% der betrachteten Werte liegen. Es wird häufig herangezogen, um die Schwelle zu den oberen Extremwerten (10 % der Werte) zu kennzeichnen.

Während im Jahr 1989 das 90%-Perzentil der N-Schlagbilanzen bei 270 kg N/ha liegt, weist es im Jahr 2017 nur noch 66 kg N/ha auf. Im gleichen Zeitraum sinkt der Median von 52 auf 8 kg N/ha (nicht dargestellt). Deutlich wird das rasche Absinken der hohen N-Bilanzsalden vom Beginn der Gewässer-

www.dwa.de/news

Abonnieren Sie unseren kostenlosen monatlichen Newsletter



Abb. 2: Entwicklung der N-Schlagbilanzsalden (90 %-Perzentil) der Silomais- und Körnerriapsflächen der Beratungsbetriebe 1989–2017

schutzberatung in Wasserschutzgebieten in Nordhessen mit ca. 260 Ackerflächen bis zum Anfang der 1990er Jahre. Im weiteren Verlauf der N-Bilanzsaldenkurve lassen sich mehrere Anstiege feststellen, die auf die Hinzunahme weiterer Beratungsgebiete und damit zusätzlicher Flächen zurückzuführen sind:

- 1993: Betreuung weiterer WSG, 2,5-fache Flächenanzahl im Vergleich zum Startjahr
- 1997: Betreuung weiterer WSG, 5-fache Flächenanzahl im Vergleich zum Startjahr
- 2002: Betreuung weiterer WSG, 1,5-fache Flächenanzahl im Vergleich zum Jahr 2000, erstmals > 3000 Ackerflächen
- 2011: Start der WRRL-Gewässerschutzberatung, > 6400 Ackerflächen
- 2017: 38 WSG, 16 WRRL-Maßnahmenräume/Beratungsgebiete, ca. 6600 Ackerflächen

Jeweils einige Jahre nach dem Hinzukommen weiterer Wasserschutzgebiete und Beratungsgebiete zur Umsetzung der EU-WRRL sinken die 90 %-Perzentile der N-Schlagbilanzsalden durch die Beratung erneut ab.

3.3 Entwicklung der N-Salden der Schlagbilanzen der Körnerriaps- und Silomaisflächen

Der Rückgang der 90 %-Perzentile der N-Bilanzsalden von 1989 bis 2017 ist bei den Erntefrüchten Körnerriaps und Silomais ebenfalls unverkennbar, geht aber insbesondere beim Silomais von deutlich höheren Werten aus (vgl. Abbildung 2). Die extrem überhöhten Schlagbilanzsalden der Anfangsjahre wurden bereits innerhalb der ersten fünf Beratungsjahre um 180 kg N/ha bei Körnerriaps und 300 kg N/ha bei Silomais gesenkt. Im weiteren Verlauf gingen die N-Bilanzsalden für beide Erntefrüchte mit den oben erwähnten Schwankungen weiter zurück. 90 % der Bilanzwerte liegen 2017 bei Silomais im ausgeglichenen oder negativen Bereich. Bei Körnerriaps konnten die Bilanzwerte zwar ebenfalls reduziert werden, die 90 %-Perzentile liegen aber mit Werten um 100 kg N/ha auf einem höheren Niveau (Median: 60 kg N/ha, nicht dargestellt).

Da Körnerriaps relativ hohe Stickstoffmengen für den Aufbau der vegetativen Biomasse benötigt, dem aber vergleichsweise geringere Entzüge durch den Kornertrag gegenüber stehen und zudem Erntereste auf dem Feld verbleiben, liegen die

N-Schlagbilanzen im Gegensatz zum Mais meist im positiven Bereich. Kommt eine über dem Bedarf des Pflanzenbestands liegende N-Düngung hinzu – wofür eine nach den Stickstoffbedarfswerten der Düngeverordnung [5] durchgeführte Düngung bereits ausreicht – erreichen die N-Bilanzsalden ein deutlich zu hohes Niveau. Bei einer auf die Standorteigenschaften, das Ertragspotenzial des Standortes und die N-Effizienz des Raps angepassten Bewirtschaftungsweise können die N-Bilanzsalden auch bei Körnerriaps auf einen aus Grundwasserschutzsicht tolerierbaren Bereich von deutlich ≤ 40 kg N/ha gesenkt werden. Aktuelle Untersuchungen zeigen, dass insbesondere neuere Hybrid- bzw. samenfeste Sorten im Vergleich zu älteren Sorten eine signifikant höhere N-Ausnutzungseffizienz aufweisen [6]. Durch die mit den neueren Sorten verbundenen höheren Erträge und damit auch höheren N-Entzügen bei einer gleichzeitig verringerten N-Düngung können die Bilanzüberschüsse beim Raps auf ein ausgeglichenes Niveau reduziert werden.

Silomaisflächen sollten dagegen N-Schlagbilanzen im negativen Wertebereich aufweisen, da Silomais einen moderaten Stickstoffbedarf sowie eine gute Ausnutzung der bodenbürtigen Stickstoffnachlieferung bei gleichzeitig hohen N-Entzügen infolge der vollständigen Ernte der oberirdischen Maispflanze besitzt. Positive oder überhöhte N-Bilanzsalden bei Silomaisflächen weisen meist auf eine zu hohe organische Düngung hin. Kommt zu einer überhöhten organischen Düngung noch eine zu späte Ausbringung und damit eine zu späte N-Mineralisation hinzu, welche die Maispflanzen nicht mehr vollständig verwerten können, treten nicht nur hohe N-Bilanzsalden, sondern auch erhöhte und aus Sicht des Gewässerschutzes problematische Herbst- N_{min} -Gehalte auf.

3.4 N-Salden der Hoftorbilanzen

Für die Gewässerschutzberatung geben die Hoftorbilanzen (netto: abzüglich gasförmiger N-Verluste) Aufschluss über:

- Stickstoffeffizienz im Betrieb,
- Gleichgewichte/Ungleichgewichte hinsichtlich Input/Output,
- Nährstoffüberhänge in der Fütterung sowie eine zusammenfassende
- Gefährdungsabschätzung auf Betriebsebene.

Erst ab dem dritten Jahr der Bilanzierung und einem Mittel aus diesen Jahren ist eine sinnvolle und aussagekräftige Bewertung der N-Hoftorbilanzen möglich. Die Bilanzen eines Einzeljahres sind infolge von Abgrenzungsproblemen bei der Düngung und den verkauften Ernteprodukten nur bedingt aussagekräftig, da z.B. bei der Aufnahme der Daten für das Wirtschaftsjahr 2015/2016 (01.07.2015 bis 30.06.2016) die Düngung 2016, aber die verkaufte Ernte von 2015 berücksichtigt werden.

Im Mehrjahresvergleich eignen sich die N-Hoftorbilanzsalden sehr gut zur Erfolgskontrolle gewässerschonender Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie der Gewässerschutzberatung.

Im Gegensatz zur Auswertung der Schlagbilanzen, bei der alle Betriebe eingingen, für die Schlagdaten im Rahmen der Beratung in Wasserschutzgebietskooperationen und WRRL-Beratungsgebieten erfasst wurden, bilden die Hoftorbilanzen nur die „Leitbetriebe“ aus den WRRL-Beratungsgebieten ab.



Abb. 3: Entwicklung der Hoftorbilanzsalden bei Beratungsbetrieben von 2011 bis 2016 (Auswertung 2016 umfasst nur Daten des Ingenieurbüros Schnittstelle Boden, deshalb geringere Anzahl als in den Vorjahren)

Die Auswahl der Leitbetriebe erfolgte repräsentativ für die Fläche und die Agrarstruktur des jeweiligen Beratungsgebiets und unter besonderer Berücksichtigung von Betrieben mit vermutetem bzw. erkanntem Verbesserungspotenzial bezüglich des Gewässerschutzes. Es wurde jeweils ein prozentual größerer Anteil in den Gemarkungen mit höherem Belastungspotenzial etabliert. Wichtiges Kriterium für die Leitbetriebe war jedoch auch die Bereitschaft zur intensiven und zielführenden Mitarbeit und für die Bereitstellung der benötigten betrieblichen Daten.

3.5 Entwicklung der N-Salden der Hoftorbilanzen

Im Rahmen der WRRL-Beratungsprojekte des Ingenieurbüros Schnittstelle Boden und des Ingenieurbüros für Ökologie und Landwirtschaft (IFÖL) konnten die mittleren Hoftorbilanzsalden (netto: abzüglich gasförmiger N-Verluste) der zunächst 189, später bis zu 260 bilanzierten Betriebe von 2011 bis 2016 im Mittel von 50 auf 42 kg N/ha gesenkt werden (Abbildung 3). Da zu Beginn der WRRL-Gewässerschutzberatung vor allem bei Betrieben mit sehr hohen Salden angesetzt wurde, wurden zuerst die Maximalwerte (mit Ausnahme des Jahres 2014 – Ausreißer durch Kompostausbringung) gesenkt und hier bereits deutliche Reduktionen erreicht. Die Betrachtung der 90 %- Perzentile bzw. 75 %-Perzentile aus Abbildung 3 zeigen eine Verringerung von 129 auf 78 kg N/ha bzw. von 90 auf 59 kg N/ha. Hinter diesem Rückgang stehen eine intensive Beratungsarbeit und oft ein nicht unwesentliches Umdenken der Betriebsleiter, deren Einkommen vom Betriebserfolg abhängt und denen betriebliche Anpassungen deshalb nicht immer leicht fallen.

Abbildung 4 zeigt die statistische Auswertung der Hoftorbilanzen aus den Jahren 2011 bis 2016 bezogen auf die Betriebstypen, die gemäß Agrarstatistik [7] nach Wirtschaftsweise (ökologischer Landbau, konventioneller Betrieb) und in Abhängigkeit der Intensität der Viehhaltung (Ackerbaubetrieb, Futterbaubetrieb, Veredlungsbetrieb, Pflanzenbauverbundbetrieb, Viehhaltungsverbundbetrieb, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieb) abgegrenzt werden. In die Auswertung wurden Betriebe aus

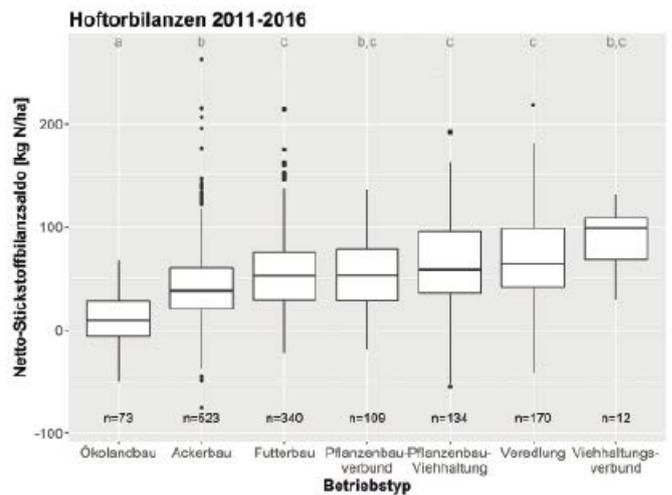


Abb. 4: Statistische Kennwerte der Hoftorbilanzen der Beratungsbetriebe von 2011 bis 2016 bezogen auf Betriebstypen (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Gruppenunterschiede. Games-Howell bei $\alpha = 0,05$)

den Beratungsgebieten beider Ingenieurbüros einbezogen, für die mindestens über drei Jahre eine Hoftorbilanz vorliegt.

Die mit Abstand niedrigsten Hoftorbilanzsalden weisen Betriebe des ökologischen Landbaus auf, die höchsten Werte sind bei Viehhaltungsverbundbetrieben zu finden. Die Unterschiede der mittleren Bilanzsalden zwischen den Betrieben des ökologischen Landbaus sind gegenüber allen anderen Betriebstypen signifikant (Games-Howell-Test). Die mittleren Bilanzsalden der Ackerbaubetriebe sind zudem zu den Werten der Futterbau- sowie der Veredlungsbetriebe sowie Pflanzenbau-Viehhaltungsbetriebe signifikant unterschiedlich. Weitere signifikante Unterschiede bestehen zwischen den anderen Betriebstypen nicht.

Die Auswertung bestätigt die hessenweiten Auswertungen aus den Jahren 2011 bis 2013 [8] sowie die in der Gewässerschutzberatung getroffene Annahme höherer Hoftorbilanzsalden bei Betrieben mit einem höheren Viehbesatz bzw. einer intensiveren Viehhaltung.

Abbildung 5 belegt, dass mit zunehmenden Viehbesatz (GV) der N-Saldo der Hoftorbilanzen signifikant ansteigt. Dies

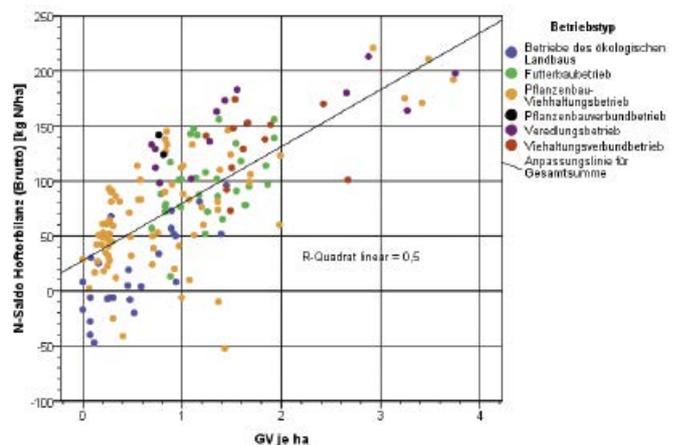


Abb. 5: N-Saldo der Hoftorbilanzen hessischer Betriebe in Abhängigkeit des Viehbesatzes (Großvieheinheiten, GV) pro ha Betriebsfläche (aus: [8])

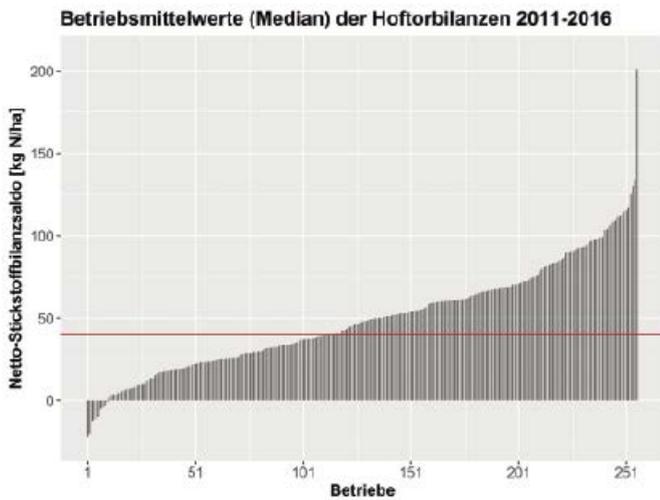


Abb. 6: Betriebsmittelwerte der Hoftorbilanzen bei Beratungsbetrieben von 2011 bis 2016

bestätigt die in der Praxis immer wieder gemachte Beobachtung, dass insbesondere der Stickstoffanfall aus der Tierhaltung ein wesentliches Problem für die gewässerschonende Düngung darstellt. Eine umwelt- und gewässerverträgliche Verwertung der organischen Dünger erfordert bei Ackerland die Begrenzung des betrieblichen N-Anfalls aus der Tierhaltung.

Bei Betrachtung der mittleren N-Hoftorbilanzsalden der Betriebe (Median) aus den Jahren 2011 bis 2016 zeigt sich, dass bei 43% der beratenen Betriebe die Werte unterhalb des im Bewirtschaftungsplan 2015-2021 für Hessen [9] festgelegten Zielwerts der WRRL von 40 kg N/ha liegen (vgl. rote Linie in Abbildung 6). Ein Ziel der Gewässerschutzberatung ist es, die Anzahl der Betriebe, die diesen Wert erreichen, weiter zu erhöhen.

Allerdings sind weder die rechnerische Düngebedarfsermittlung auf Grundlage einer Frühjahrs-N_{min}-Beprobung des Bodens in Verbindung mit einer realistischen Ertragsersparung, noch die vegetationsbegleitenden Messungen zur Ableitung des jeweils aktuellen Pflanzenbedarfes eine sichere Garantie für ausgeglichene Bilanzsalden. Gleichfalls kommt es auf die erfahrungsbasierten, mithilfe des Beraters getroffenen Entscheidungen des Betriebsleiters sowie eine gute N-Ausnutzung in der Tierhaltung an. Erfolg oder Misserfolg sind immer erst im Nachhinein erkennbar. Die Schwierigkeit, eine ausgeglichene Hoftor-Bilanz zu erzielen, liegt vor allem darin begründet, dass beeinflussende Faktoren wie Witterung, Schädlingsbefall, Wild- oder Hagelschaden sowie die Stickstoffmineralisation nicht ausreichend genau eingeschätzt oder vorhergesagt werden können. Deshalb bleibt immer ein Risiko der Fehleinschätzung und damit auch einer Fehlentscheidung bestehen.

4 Fazit

Schlagbilanzen sind ein wirksames Instrument zur Bewertung des Stickstoff-Emissionsrisikos aus landwirtschaftlich genutzten Flächen. Sie sind gleichzeitig ein Hilfsmittel für den landwirtschaftlichen Berater und den landwirtschaftlichen Betriebsleiter selbst. Die Bilanzsalden zeigen den Beteiligten, ob und in welchem Maß die Bewirtschaftung auf die Standorteigenschaften, das Ertragspotenzial des Standortes, die Anbaufrucht und auch kurzfristig auf die Witterungsentwicklung in der Vegetationszeit ausgerichtet war. Sie zeigen auch, wie gut

gegebenenfalls die Nährstoffnachlieferung der eingesetzten organischen Düngemittel in die Bewirtschaftungsplanung und den Produktionsprozess integriert wurden. Da die Bilanzebene die Fruchtarten bzw. der Einzelschlag sind, stehen diese Informationen schlagspezifisch sowie fruchtartspezifisch zur Verfügung. Hierdurch kann der Betriebsleiter selbst oder unterstützt durch den Berater das Management jeder einzelnen Kultur für seine Standorte optimieren und so die Verluste von Nährstoffen aus der Sicht des Grundwasserschutzes, aber auch aus betriebswirtschaftlicher Sicht, vermindern.

Bei den Schlagbilanzen muss jedoch der Anteil an Daten (z. B. Ertragshöhe, N-Gehalte der Wirtschaftsdüngergaben, Ernteverluste) beachtet werden, der auf Schätzungen oder Faustzahlen beruht. Zur Plausibilisierung können betriebliche Bilanzdaten wie die Hoftorbilanz herangezogen werden, um die Aussagekraft der Schlagbilanzen verbessern.

Die Eingangsdaten für die Hoftorbilanz stammen überwiegend aus der betriebswirtschaftlichen Buchführung, weshalb die Hoftorbilanz von allen Bilanztypen die höchste Prüffähigkeit sowie Aussagekraft hinsichtlich der gewässerschutzrelevanten Auswirkungen des Betriebes besitzt. Deshalb wird in der WRRL-Beratung die Erstellung von Hoftorbilanzen vorrangig für die im Artikel vorgestellten und für die Beratungsgebiete repräsentativen Leitbetriebe vorgenommen.

Mithilfe der dargestellten zeitlichen Entwicklungen der N-Bilanzsalden auf Schlag- und Betriebsebene wird die Wirkung von flächenbezogenen Bewirtschaftungsmaßnahmen sowie der Gewässerschutzberatung bewertet. Der Rückgang der Schlag- sowie Hoftorbilanzsalden für Stickstoff zeigt, dass langfristig eine Änderung der Bewirtschaftungsweise und damit auch ein Rückgang der Nitratgehalte im Grundwasser erreicht werden kann. Um die N-Bilanzsalden auf Schlag- und Betriebsebene auf ein noch deutlich geringeres Niveau zu bringen, müssten allerdings die agrarpolitischen Rahmenbedingungen deutlich verändert werden.

Literatur

- [1] Beisecker, R. & M. Peter (2017): *Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft aus Beratersicht*. energie | wasser-praxis 8/2017, S. 2-9.
- [2] NLWKN (2015): *Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz. Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle. Grundwasser Band 21*, NLWKN Norden.
- [3] DVGW-Merkblatt W 104-2 (2013): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs*. Technischer Hinweis – Merkblatt. DVGW, Bonn.
- [4] DWA-Merkblatt 911 (2013): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs*. DWA-Regelwerk. DWA, Hennef.
- [5] DüV (2017): *Verordnung über die Anwendung von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln nach den Grundsätzen der guten fachlichen Praxis beim Düngen (Düngeverordnung – DüV)*. Düngeverordnung vom 26. Mai 2017 (BGBl. I S. 1305).
- [6] Stahl, A., Pfeifer, M., Frisch, M., Wittkop, B. & R. J. Snowdon (2017): *Recent Genetic Gains in Nitrogen Use Efficiency in Oilseed Rape*. *Frontiers in Plant Science*, Vol. 8, Art. 963.
- [7] Hessisches Statistisches Landesamt (2017): *Agrarstrukturhebung 2016. Sozialökonomische Betriebstypen, Gewinnermittlung /*

Umsatzbesteuerung und Rechtsformen. Statistische Berichte, Wiesbaden.

- [8] Beisecker, R. (2017): *Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft – Das neue DVGW-Arbeitsblatt W 104.* In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): 50. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Bd. 245, 31/1-32/11.
- [9] HMUKLV (2015): *Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen, Bewirtschaftungsplan 2015-2021.* Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Wiesbaden.

Autoren

Dr. Matthias Peter
Ingenieurbüro Schnittstelle Boden
Belsgasse 13
61239 Ober-Mörlen

E-Mail: matthias.peter@schnittstelle-boden.de

Dr. Richard Beisecker
Ingenieurbüro für Ökologie und Landwirtschaft (IfÖL)
Windhäuser Weg 8, 34123 Kassel

E-Mail: rb@ifoel.de

Dipl.-Geogr. Dominik Pecoroni
Ingenieurbüro Schnittstelle Boden
Belsgasse 13, 1239 Ober-Mörlen

E-Mail: dominik.pecoroni@schnittstelle-boden.de

Dipl.-Ing. agr. Ricarda Miller
Ingenieurbüro Schnittstelle Boden – Regionalbüro Lenggries
Ganterweg 54a, 83661 Lenggries

E-Mail: ricarda.miller@schnittstelle-boden.de



Das Nachrichtenportal für Wasser und Abwasser

Hier werden Sie umfassend informiert:

www.gfa-news.de

Tagesaktuelle Informationen

Schneller Zugriff

Von Fachleuten für Fachleute

Aus der Redaktion KA/KW



gfa-news.de auch als APP für
Android und iOS



Servicegesellschaft der DWA

Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V. (GFA)
Theodor-Heuss-Allee 17 · 53773 Hennef
Tel.: +49 2242 872-333 · Fax: + 49 2242 872-151
info@gfa-news.de · www.gfa-news.de

Herbst- N_{\min} -Gehalte als Erfolgsindikatoren der Gewässerschutzberatung in Hessen

Richard Beisecker (Kassel), Matthias Peter (Ober-Mörlen)
und Ricarda Miller (Ober-Mörlen/Lenggries)

Zusammenfassung

Der Herbst- N_{\min} -Gehalt ist der am häufigsten eingesetzte Erfolgsindikator in der Wasserschutzberatung. Mehrjährige Auswertungen aus Wasserschutzgebietskooperationen und WRRL-Maßnahmenräumen zur Reduzierung der diffusen Stoffeinträge ins Grundwasser in Hessen zeigen, dass der Herbst- N_{\min} -Gehalt neben einer sach- und zeitgerechten Probenahme auch von der Witterung und der Anbaukultur abhängt. Die N-Düngung zur Erntekultur sowie die Bodengüte beeinflussen die Herbst- N_{\min} -Gehalte dagegen in nur sehr geringem Maße. Den stärksten Einfluss auf deren Höhe hat der Bewirtschafter, der über verschiedene Maßnahmen des Nacherntemanagements (Bodenbearbeitung, Zwischenfruchtanbau, Folgekultur, Herbstdüngung, ...) den Herbst- N_{\min} -Gehalt spürbar beeinflussen kann. Die Berechnung der mehrjährigen Mittelwerte der Dauerbeobachtungsflächen der einzelnen Bewirtschafter verdeutlicht die große Bedeutung der Herbst- N_{\min} -Gehalte als wichtiges Beratungsinstrument in der Gewässerschutzberatung.

Schlagwörter: Herbst- N_{\min} -Gehalt, Gewässerschutzberatung, Nitratbelastung, Erfolgskontrolle

DOI: 10.3243/kwe2018.06.002

Abstract

N_{\min} rates in autumn as indicators of success in water protection extension in the German state of Hesse

The N_{\min} rate in autumn is the most commonly used indicator of success by water protection extension services. Evaluations lasting several years that have been undertaken by water protection area co-operatives and EU Water Framework Directive areas to reduce diffuse pollution into groundwater in the state of Hesse show that N_{\min} levels in autumn depend on proper and timely sampling as well as weather conditions and crops. On the other hand, fertilising crops with nitrogen for cultivation and soil quality influence N_{\min} rates in autumn to a very limited degree. Farmers have the greatest influence on this level, as they can have a palpable impact on the N_{\min} rate in autumn by undertaking a variety of post-harvest management actions (e.g. tillage, catch crop cultivation, successive crops and autumn fertilising). Calculating the multi-year averages for individual farmers' permanent monitoring areas indicates the major importance of N_{\min} rates in autumn as a key instrument in water protection extension services.

Key words: N_{\min} rate in autumn, water protection extension, nitrate pollution, monitoring success

1 Einleitung

In nahezu allen Wasserschutzgebietskooperationen und Wasserrahmenrichtlinie-Maßnahmenräumen zur Reduzierung der Nitratbelastung des Grundwassers aus der Landwirtschaft werden Herbst- N_{\min} -Gehalte gemessen, um die winterliche N-Auswaschung mit dem Sickerwasser abzuschätzen. Der Herbst- N_{\min} -Gehalt ist damit der am häufigsten eingesetzte Erfolgsindikator in der Wasserschutzberatung. Obwohl es seit mehreren Jahrzehnten zahlreiche Untersuchungen und Forschungsarbeiten dazu gibt und die Probenahme, Auswertung und Interpretation der Herbst- N_{\min} -Gehalte in den einschlägigen Handbüchern [1] und Regelwerken, z. B. DWA M 911 [2] oder inhaltsgleich DVGW W 104 (2) [3], ausführlich erläutert ist, bestehen

in der landwirtschaftlichen und wasserwirtschaftlichen Praxis immer wieder Unsicherheiten bezüglich deren Aussagekraft und Interpretation. Auch in Hessen werden in den verschiedenen Wasserschutzkooperationen und Maßnahmenräumen im Rahmen der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) zur Reduzierung der diffusen Stoffbelastungen aus der Landwirtschaft sowohl im Frühjahr zu Vegetationsbeginn als auch im Herbst zum Vegetationsende die N_{\min} -Gehalte im Boden gemessen und ausgewertet.

Die Messung der Herbst- N_{\min} -Gehalte dient einerseits der Abschätzung des austragsgefährdeten mineralischen Stickstoffs in der Wurzelzone, welcher mit dem Sickerwasser während der

winterlichen Sickerperiode ins Grundwasser verlagert werden kann. Dies ist insbesondere für die Wasserwirtschaft von großer Bedeutung. Andererseits dient der Erfolgsindikator Herbst- N_{min} -Gehalt auch als Beratungsinstrument, um die grundwasserschonende Bewirtschaftung der Landwirte einschätzen und verbessern zu können.

Der Herbst- N_{min} -Gehalt wird dabei von verschiedenen Faktoren beeinflusst:

- Probenahme und Probenahmetermin
- Witterung (insbesondere herbstlicher Niederschlag)
- Standort und Bodengüte
- Betriebstyp (Viehbesatz / Anfall an organischem Dünger, langjährige organische N-Düngung)
- Bodenbearbeitung und N-Düngung nach der Ernte
- Fruchtfolge / Zwischenfruchtanbau / Untersaaten
- Kulturart (Erntekultur, Winterkultur bei der Probenahme)

Diese vielfältigen Einflussfaktoren erschweren die sachgerechte Auswertung und Interpretation der Herbst- N_{min} -Gehalte.

In diesem Beitrag werden Herbst- N_{min} -Ergebnisse der Jahre 2011-2016 aus 5 WRRL-Maßnahmenräumen in Nord- und Mittelhessen vorgestellt und mittels statistischer Datenanalyse deren Einflussfaktoren und Aussagekraft beurteilt. Anschließend wird die Eignung des Herbst- N_{min} -Gehaltes als Beratungsinstrument aufgezeigt.

2 Material und Methoden

Die Probenahmen erfolgten jährlich wiederkehrend auf Dauerbeobachtungsflächen in 5 WRRL-Maßnahmenräumen in Hessen zum Ende der Vegetationsperiode vor Beginn der winterlichen Sickerwasserbildung in 3 Bodentiefen (0-30 cm, 30-60 cm, 60-90 cm). Der Beginn der Sickerwasserbildung wurde für jeweils repräsentative Böden der Maßnahmenräume mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAM [4] ermittelt (vgl. Abbildung 1). In den Jahren mit trockenem Herbst, in denen vor Jahresende kein Sickerwasser auftrat, wurde die Probenahme zum Ende der Vegetationsperiode (mind. 5 aufeinanderfolgende Spätherbsttage mit Tagesmitteltemperatur $< 5\text{ }^{\circ}\text{C}$) durchgeführt. Die Analysen erfolgten beim Landesbetrieb Hessisches Landeslabor (LHL) nach DIN ISO 14255 und VDLUFA Methodenbuch Bd. 1 Nr. A 6.1.4.1.

Es wurden jährlich ca. 700-800 Herbst- N_{min} -Gehalte von 158 landwirtschaftlichen Betrieben in 63 Gemarkungen Nord- und Mittelhessens gemessen und ausgewertet. Zu den Beprobungsflächen waren Angaben zur Kultur (Vorfrucht, Erntekultur, Nachfrucht), dem Bewirtschafter (Landwirt), der Schlaggröße sowie den Bodendaten (Acker- bzw. Grünlandzahl AGZ, Bodenart n. Bodenschätzung [5]) und dem Betriebstyp verfügbar. Informationen zur N-Düngung und dem Ertrag lagen nur sehr vereinzelt vor, so dass diese Faktoren bei den Auswertungen nicht berücksichtigt werden konnten. Die statistische Auswertung erfolgte mit IBM® SPSS® Version 25 und umfasste die Prüfung auf Normalverteilung der Daten, die Prüfung auf Varianzen-Homogenität mit Levene-Test, ANOVA, Post-hoc-Mehrfachvergleiche (Scheffé u. Tuckey-HSD bzw. Games-Howell-Test) sowie Korrelations- und Regressionsanalysen. Hinweise und Erläuterungen zu den statistischen Verfahren finden sich bei [6] und [7].

Die verwendeten Daten wurden im Rahmen der Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der WRRL in Hessen, finanziert

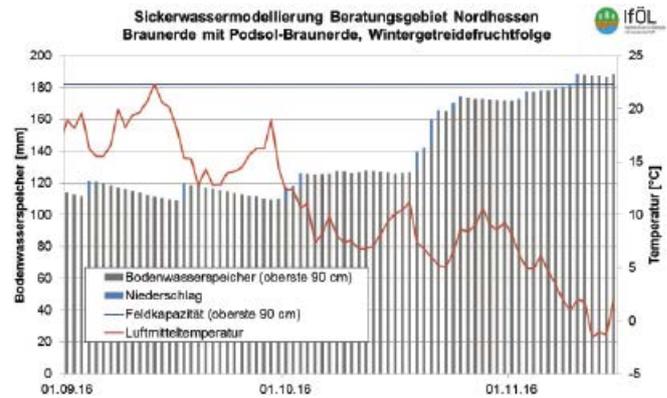


Abb. 1: Ermittlung des optimalen Probenahmetermins für die Herbst- N_{min} -Beprobungen am Beispiel der Sickerwassermodellierung im Herbst 2016 für ein Beratungsgebiet in Nordhessen

durch das Hessische Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV, Wiesbaden) sowie im Zuge der Betreuung von Wasserschutzgebietskooperationen, finanziert von verschiedenen Wasserversorgern und Kommunen, erhoben, denen an dieser Stelle für die Finanzierung und Unterstützung der Arbeiten ausdrücklich gedankt wird.

3 Ergebnisse

Bei der N_{min} -Untersuchung wird der mineralische Stickstoffgehalt (Nitrat, Ammonium) im Boden zum Zeitpunkt der Probenahme (Momentaufnahme) erfasst, der sich allerdings witterungs- und bewirtschaftungsbedingt innerhalb weniger Tage ändern kann. Die Eignung zur Erfolgskontrolle der Gewässerschutzberatung setzt deshalb eine qualifizierte und repräsentative Probenahme voraus [1]. Der optimale Zeitpunkt für die Probenahmen ist der Beginn der Sickerwasserbildung bzw. das Ende der Vegetationsperiode, dieser lag bei den hier analysierten Daten zwischen Ende Oktober und Anfang Dezember.

Die Häufigkeitsverteilung der Herbst- N_{min} -Einzelwerte der Jahre 2011-2016 (Abbildung 2) zeigt, dass N_{min} -Gehalte in der Regel nicht normalverteilt sind. Der arithmetische Mittelwert beträgt 63 kg/ha (Stdfehler Mittelwert 0,816; Stdbw. 39,46), der Median liegt erwartungsgemäß mit 54 kg/ha fast 10 kg/ha niedriger. Für den Vergleich von N_{min} -Ergebnissen sollte aufgrund der linkssteilen (rechtsschiefen) Verteilung immer auch der Median als Lageparameter angegeben werden.

Um den flächendeckenden Nitrat-Schwellenwert für einen guten chemischen Grundwasserzustand gemäß Grundwasserverordnung (GrwV, 2017) von 50 mg/l sicher zu erreichen, sollte auch die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg/l nicht überschritten werden. Somit darf der maximal tolerierbare Herbst- N_{min} -Gehalt je nach Standort und Sickerwasserrate zwischen 10-40 kg/ha liegen (vgl. [8]). Von den insgesamt 2337 Herbst- N_{min} -Gehalten der Jahre 2011-2016 lagen allerdings nur 31,6 % unter diesem Zielwert des Gewässerschutzes von ≤ 40 kg/ha.

3.1 Jahreseffekte und Witterung

Die herbstliche Witterung beeinflusst die Höhe der Herbst- N_{min} -Gehalte maßgeblich. Dies hängt damit zusammen, dass die mikrobielle Bodenaktivität und damit die Stickstoffmineralisation aus dem Bodenvorrat neben Bodeneigenschaften (Humusgehalt,

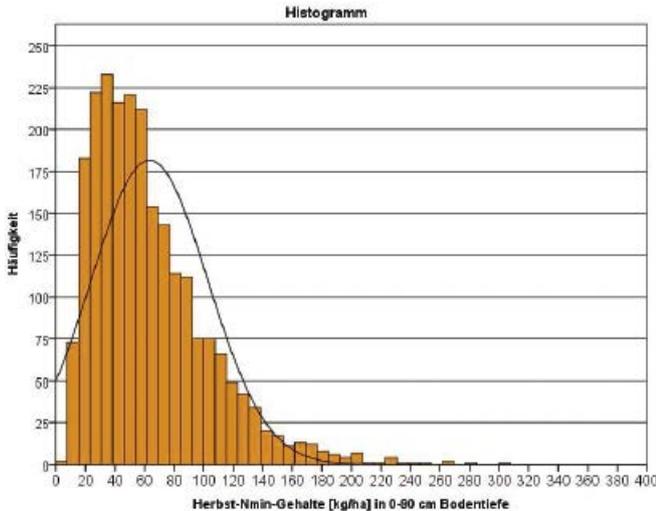


Abb. 2: Häufigkeitsverteilung der Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] der Jahre 2011-2016 mit Standard-Normalverteilungskurve

Tongehalt) vor allem vom Niederschlag (Bodenfeuchte) und der Temperatur gesteuert wird [9]. Bereits Schweigert et al. (2004) [10] fanden eine enge Beziehung zwischen dem herbstlichen Niederschlag und den Herbst-N_{min}-Gehalten im Boden, wobei auch die mittlere Oktobertemperatur einen, wenn auch schwächeren Einfluss, hatte. Auch Heumann et al. (2013) [11] konnten einen Zusammenhang zwischen der mittleren Herbst-Temperatur, dem Tongehalt der Böden und der Umsetzung des schnell mineralisierbaren Stickstoffs nachweisen.

Wie die Boxplots der Herbst-N_{min}-Gehalte in Abbildung 3 verdeutlichen, gibt es signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Jahren. Dabei lagen die Herbst-N_{min}-Gehalte in den Jahren mit warmem Herbst und ausreichendem Niederschlag (Jahre 2012, 2015, 2016) deutlich höher als in Jahren mit kühl-nassem (2013) oder zu trockenem (2011) Herbst. Somit müssen bei der Interpretation der zeitlichen Entwicklung von Herbst-N_{min}-Gehalten immer auch die jahresspezifischen Witterungsbedingungen mit einbezogen werden.

3.2 Kulturart

Die statistische Datenanalyse zeigt, dass die Herbst-N_{min}-Gehalte sowohl von der Erntekultur als auch der jeweils zum Zeitpunkt der Probenahme auf den Flächen angebauten Winterkultur beeinflusst werden. Die niedrigsten Herbst-N_{min}-Gehalte finden

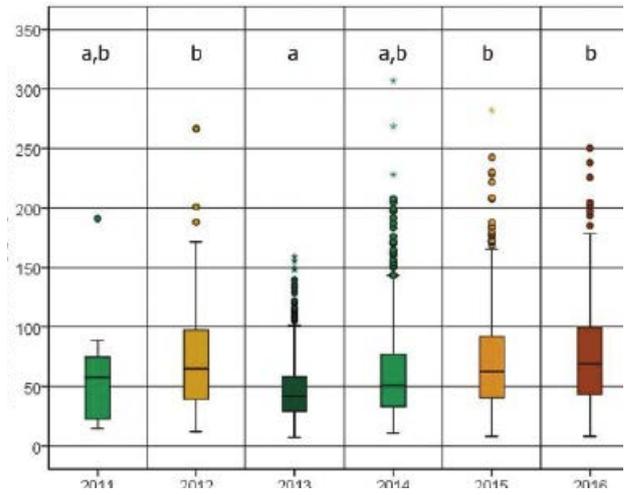


Abb. 3: Boxplots der Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] der Jahre 2011–2016 über alle Maßnahmenräume (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Gruppenunterschiede n. Games-Howell bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$; d.h. Gruppe a ist signifikant unterschiedlich zu Gruppe b, werden beide Buchstaben angegeben, fallen die jeweiligen Daten in beide Gruppen; aufgrund der unterschiedlichen Gruppengrößen wurde für den Post-Hoc-Test das harmonische Mittel verwendet)

sich nach Zuckerrüben oder unter Ackerfutter, die höchsten nach Raps, Körnerleguminosen und Feldgemüse (Kohl). Dabei lassen sich nur die Werte nach Zuckerrüben, Ackerfutter und Kohl signifikant von denen der anderen Kulturen trennen (Tabelle 1). Ähnliche kulturartspezifische Unterschiede werden auch von anderen Autoren berichtet [12–14], die allerdings über deutlich höhere Herbst-N_{min}-Gehalte nach Mais berichten. Die beim Mais niedrigeren Herbst-N_{min}-Gehalte können dadurch erklärt werden, dass in den nord- und mittelhessischen WRRL-Maßnahmenräumen die Intensität der Tierhaltung und damit der Anfall von Wirtschaftsdüngern deutlich niedriger ist als in anderen Regionen und daher der Mais verhaltener gedüngt wird. Auch die Herbst-N_{min}-Gehalte nach Kartoffeln sind hier im Vergleich zu anderen Regionen, z. B. am Niederrhein, relativ niedrig.

Einen stärkeren Einfluss auf die Herbst-N_{min}-Gehalte hat die aktuelle Kultur zum Zeitpunkt der Probenahme. Wie die Ergebnisse in Abbildung 4 belegen, liegen die Herbst-N_{min}-Gehalte auf den Flächen, die im Sommer und Herbst begrünt sind, signifikant niedriger als bei unbewachsenem Boden (Brache ohne Zwischenfrucht) oder erst im spätem Herbst gesäten Winterge-

Erntekultur	N	Median	Mittelwert	Spanne	homogene Untergruppen für $\alpha = 0,05$
Zuckerrüben	79	30	48	232	a
Ackerfutter	41	31	42	126	a
Sommergetreide	168	45	55	220	a,b
Wintergetreide	1365	54	61	260	a,b
Mais	241	59	71	291	a,b
Kartoffeln	8	65	59	80	a,b
Raps	356	66	76	258	a,b
Körnerleguminosen	17	73	68	81	a,b
Kohl	5	120	95	112	b
alle Kulturen	2280	54	64	300	-

Tabelle 1: Mediane und Mittelwerte der Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] 2011-2016 nach Erntekulturen mit homogenen Untergruppen (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen unterschiedliche Gruppenzugehörigkeit für $\alpha = 0,05$; aufgrund der ungleichen Gruppengrößen wurde für den Post-Hoc-Test n. Games-Howell das harmonische Mittel verwendet)

treide. Gerade beim Winterweizen, der später im Herbst gesät wird und dadurch nur noch wenig Stickstoff vor dem Ende der Vegetationsperiode aufnehmen kann, spielt dies eine große Rolle. Flächen mit Zwischenfrüchten haben dagegen unabhängig von der Erntekultur niedrigere Herbst-N_{min}-Gehalte. Dies bestätigt einmal mehr, dass durch eine Begrünung der Flächen mit Zwischenfrüchten oder früh gesäte Winterungen die Herbst-N_{min}-Gehalte spürbar gesenkt werden können [15].

3.3 Stickstoff-Düngung

Neben der Kulturart hat auch die Stickstoff-Düngung einen Einfluss auf die N_{min}-Gehalte im Boden. Allerdings darf der Ein-

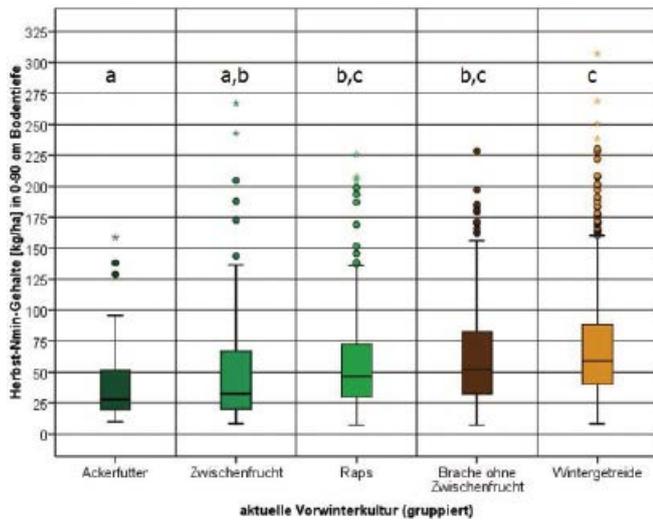


Abb. 4: Boxplots der Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] in Abhängigkeit der aktuellen Kultur zum Zeitpunkt der Probenahme (unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Gruppenunterschiede n. Scheffe und Tuckey-HSD bei einem Signifikanzniveau von $\alpha = 0,05$; aufgrund der ungleichen Gruppengrößen wurde für die Post-Hoc-Tests das harmonische Mittel verwendet)

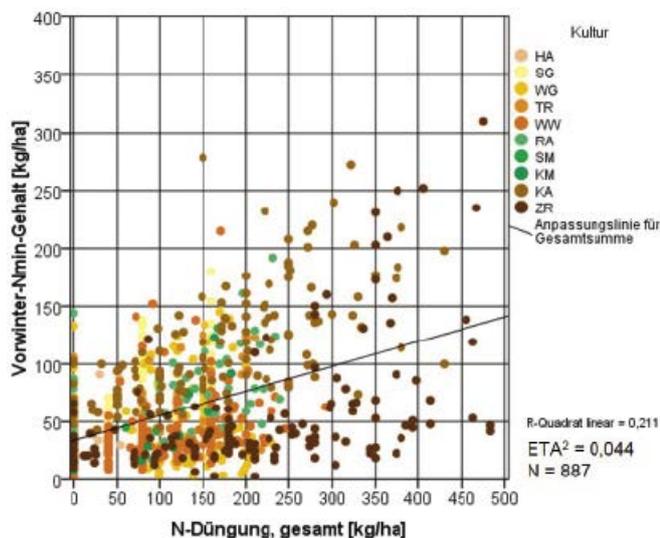


Abb. 5: Zusammenhang zwischen der N-Düngung zur Erntekultur und dem Herbst-N_{min}-Gehalt [kg/ha] (aus [9]; HA=Hafer, SG=Sommergerste, WG=Wintergerste, TR=Triticale, WW=Winterweizen, RA=Raps, SM=Silomais, KM=Körnermais, KA=Kartoffeln, ZR=Zuckerrüben)

fluss der N-Düngung zur Hauptkultur (Erntekultur) nicht überbewertet werden. Flächen- und gebietsübergreifende Auswertungen von Beisecker et al. (2015) [9] und Peter (2017) [20] zeigen statistisch keinen Zusammenhang zwischen der Höhe der N-Düngung zur Erntekultur und den Herbst-N_{min}-Gehalten (Abbildung 5). Dies ist darin begründet, dass über verschiedene Flächen und Standorte andere Faktoren wie Witterung, Boden, Kultur, Fruchtfolge, Bodenbearbeitung etc. den Düngungseinfluss deutlich überlagern.

Auffallend dabei ist die Schwankung der Herbst-N_{min}-Gehalte zwischen 0-150 kg/ha auch in den Varianten ohne jegliche N-Düngung (N₀-Varianten). Die Reduzierung oder gar der Verzicht auf die N-Düngung alleine führt deshalb noch nicht zu einer Verminderung der Herbst-N_{min}-Gehalte. Wichtiger als die N-Düngung zur Erntekultur sind die Maßnahmen, welche der Landwirt nach der Ernte durchführt (Nachernmanagement).

3.4 Bodengüte

Ein direkter Einfluss der Bodengüte auf die Herbst-N_{min}-Gehalte lässt sich anhand der vorliegenden Daten nicht nachweisen. Regressionsanalysen zwischen den Herbst-N_{min}-Gehalten und der Bodenart, der Ackerzahl und der nutzbaren Feldkapazität (nFK) [5] der beprobten Flächen belegen, dass es zwar signifikante Beziehungen gibt, der Einfluss dieser Bodenparameter auf die Herbst-N_{min}-Gehalte aber vernachlässigbar gering ist (Tabelle 2). Wie Abbildung 6 veranschaulicht, ist z. B. der Einfluss der Ackerzahl als Indikator für die Bodengüte auf den Herbst-N_{min}-Gehalt mit ca. 15 % relativ gering.

Wie Untersuchungen zur Stickstoffmineralisation von Ackerböden [9] zeigen, hat die Bodengüte indirekt dennoch Einfluss auf die Herbst-N_{min}-Gehalte, da die N-Mineralisation nach der Ernte der Hauptkultur neben der Witterung (Bodenfeuchte, Temperatur) im Wesentlichen vom Humus- und Tongehalt des Oberbodens beeinflusst wird, auch wenn die Ackerzahl dafür keine Aussagekraft besitzt. Abschätzungen der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung an acht Feldmessflächen belegen, dass die N-Mineralisation im Herbst aus dem Bodenpool durchaus 40-60 kg/ha betragen kann [9] und damit die Höhe der Herbst-N_{min}-Gehalte wesentlich beeinflusst.

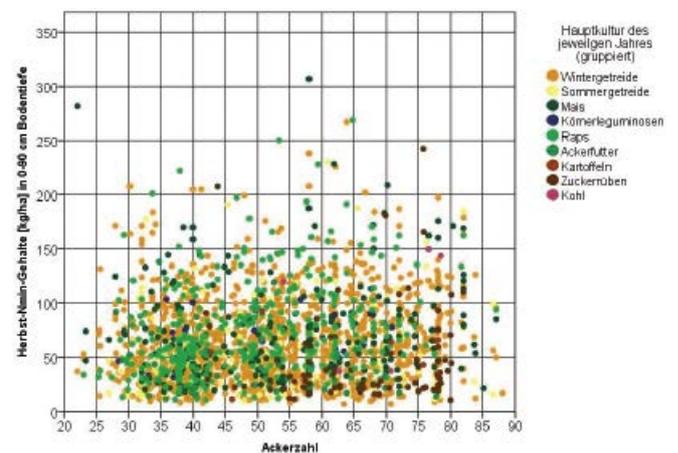


Abb. 6: Zusammenhang zwischen der Ackerzahl und den kulturspezifischen Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] 2011-2016

Bodenparameter	Regressionskoeffizient r_s	Bestimmtheitsmaß korr. R^2	stand. Regressionskoeffizient Beta
Bodenart ^{+))}	0,091 ^{**}	0,006	0,082
Ackerzahl	0,158 ^{**}	0,022	0,149
nFK	0,143 ^{**}	0,019	0,139

^{+))} Bodenart nach Bodenschätzung
^{**} signifikant bei $p < 0,01$

Tabelle 2: Zusammenhang¹⁾ zwischen den Herbst- N_{min} -Gehalten und einzelnen Bodenparametern

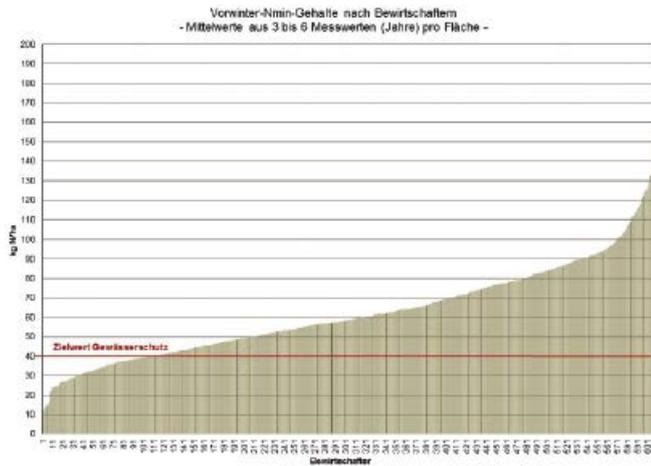


Abb. 7: Mehrjährige Mittelwerte der Herbst- N_{min} -Gehalte [kg/ha] je Bewirtschafter mit mindestens 3 Messwerten (Jahren) pro Dauerbeobachtungsfläche

3.5 Betriebstyp

Alle Betriebe mit Dauerbeobachtungsflächen wurden je nach Wirtschaftsweise (ökologischer Landbau, konventioneller Betrieb) und in Abhängigkeit der Intensität der Viehhaltung (Ackerbaubetrieb, Futterbaubetrieb, Veredlungsbetrieb, Pflanzenbauverbundbetrieb, Viehhaltungsverbundbetrieb, Pflanzenbau-Viehhaltungsbetrieb) einem in der Agrarstatistik [16] definierten Betriebstyp zugeordnet. Dabei fallen viehlose Betriebe in die Kategorie „Ackerbau“, Milchviehbetriebe in die Kategorie „Futterbau“ und Schweinehaltungsbetriebe in die Kategorie „Veredlung“. Hinweise zur genauen Definition der Betriebstypen sind der Agrarstatistik [16] zu entnehmen. Anschließend wurde geprüft, inwieweit es signifikante Unterschiede beim Herbst- N_{min} -Gehalt zwischen den Betriebstypen gibt (nicht dargestellt). Nur die Ökoberiebe wiesen signifikant niedrigere Herbst- N_{min} -Gehalte im Vergleich zu den anderen Betriebstypen auf, zwischen den restlichen Betriebstypen gab es keine statistischen Unterschiede. Dies bestätigt andere Untersuchungen (z. B. [13, 17]), wonach ökologisch wirtschaftende Betriebe deutlich niedrigere Herbst- N_{min} -Gehalte als konventionelle Betriebe haben.

1) r_s ist der Spearman'sche Rangkorrelationskoeffizient. Das korrigierte R^2 ist das Bestimmtheitsmaß, bei dem die Anzahl der erklärenden Variablen und die Anzahl der Beobachtungen berücksichtigt werden und ist insbesondere beim Vergleich ungleicher Gruppengrößen geeigneter. Beta ist der standardisierte Regressionskoeffizient, der sich ergeben würde, wenn vor der Regressionsberechnung alle Variablen standardisiert worden wären. Beta (dimensionslos) ist von der Dimension der erklärenden Variablen unabhängig, daher sind Beta-Werte miteinander vergleichbar.

3.6 Bewirtschafter

Um den spezifischen Einfluss des Bewirtschafters erkennen zu können und den der jährlich wechselnden Witterung und Fruchtart (Kultur) auf die Herbst- N_{min} -Gehalte abzumildern, wurden von den jährlich beprobten Dauerbeobachtungsflächen die 3-jährigen Mittelwerte gebildet und über alle Maßnahmenräume nach Bewirtschaftern sortiert (Abbildung 7).

Dabei ist ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den Bewirtschaftern und den Herbst- N_{min} -Gehalten festzustellen. Der Einfluss des Bewirtschafters auf die Herbst- N_{min} -Gehalte ist mit 55 % (ETA^2 der Mittelwerte der Jahre 13/14/15) bzw. 49 % (ETA^2 der Mittelwerte der Jahre 14/15/16) deutlich höher als der aller anderen Einflussfaktoren²⁾. Die Ergebnisse in Abbildung 7, in der auch die Bewirtschafter ökologischer Betriebe enthalten sind, veranschaulichen zudem, dass im Mittel

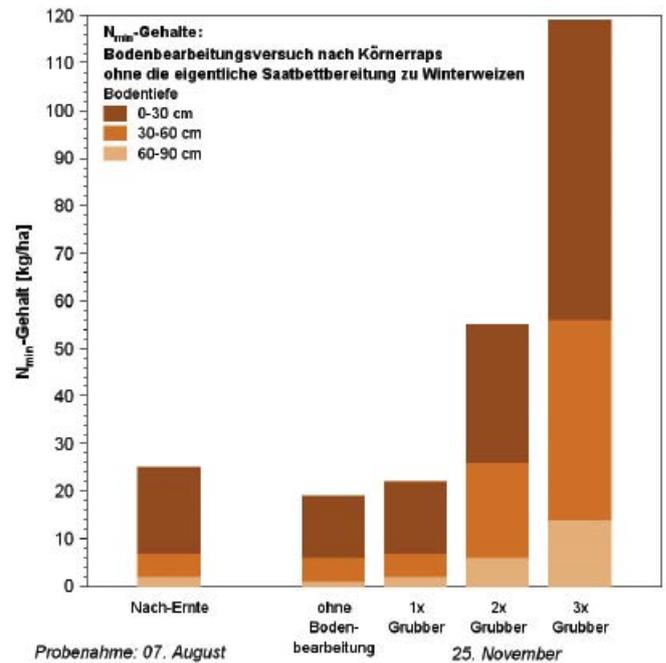


Abb. 8: Einfluss der Bodenbearbeitung nach der Rapsernte 2011 auf die Herbst- N_{min} -Gehalte [kg/ha] auf einer Demonstrationsfläche in einem WRRL-Maßnahmenraum in Mittelhessen (Daten Schnittstelle Boden)

2) Varianzanalyse (GLM) mit Prüfung der Gleichheit der Mittelwerten. Welch und Brown-Forsythe und Berechnung des partiellen ETA^2 . ETA^2 ist ein Korrelationskoeffizient für den Fall, dass die unabhängige Variable auf Nominalskalenniveau (Bewirtschafter) und die abhängige Variable auf Intervall- bzw. metrischem Skalenniveau (Herbst- N_{min} -Gehalte) gemessen wurde. ETA^2 gibt den Anteil der Varianz der abhängigen Variablen an, der durch die unabhängige Variable erklärt wird.

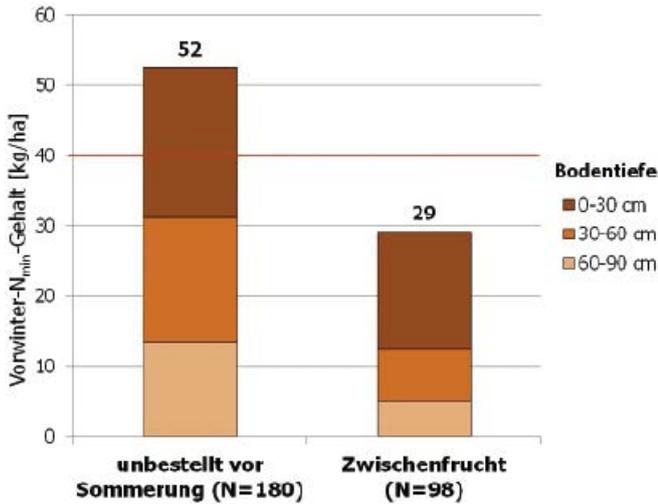


Abb. 9: Einfluss des Zwischenfruchtanbaus auf die Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] (Daten IfÖL 2011–2014 aus mehreren Beratungsgebieten; N=278)

über mehrere Jahre nur 18 % der Bewirtschafter den Zielwert des Gewässerschutzes von ≤ 40 kg N/ha erreichen. Diese erheblichen Unterschiede zwischen den Bewirtschaftern lassen sich vor allem durch unterschiedliche Anbaumaßnahmen, insbesondere im Herbst nach der Ernte der Hauptkultur, erklären.

4 Herbst-N_{min}-Gehalt als Beratungsinstrument

Die Ergebnisse der statistischen Analysen belegen den großen Einfluss des Bewirtschafters (neben der Witterung und der Kulturart) auf die Höhe der Herbst-N_{min}-Gehalte. Dies unterstreicht den Wert des Herbst-N_{min}-Gehaltes als Beratungsinstrument, insbesondere bei der einzelbetrieblichen Gewässerschutzberatung. Vor allem die Erläuterung und Diskussion der Bewirtschafter spezifischen Unterschiede und deren Ursachen bei den mehrjährigen Mittelwerten auf den Dauerbeobachtungsflächen in einem Beratungsgebiet haben sich im persönlichen Beratungsgespräch mit dem Landwirt bewährt.

Neben der gemeinsamen Ursachenanalyse ist dabei vor allem wichtig, dem Landwirt konkrete Möglichkeiten aufzuzeigen, wie die Herbst-N_{min}-Gehalte verringert werden können. Zu diesem Nacherntemanagement gehören unter anderem:

- Fruchtfolge (Auswahl Folgekultur)
- Erntetermin (vor allem bei Kartoffeln)
- Bodenbearbeitung nach der Ernte
- Zwischenfruchtanbau
- Herbstdüngung

Vor allem die Häufigkeit und Intensität der Bodenbearbeitung nach der Ernte bis zur Aussaat der Folgekultur und der Anbau von Zwischenfrüchten haben einen erheblichen Einfluss auf die Herbst-N_{min}-Gehalte. Abbildung 8 zeigt an einem Beispiel, wie mit der Intensität der Bodenbearbeitung nach der Rapsernte die herbstliche N-Mineralisation und damit auch die Herbst-N_{min}-Gehalte sukzessive ansteigen. Darüber hinaus spielt auch eine Rolle, ob die Ernterückstände auf der Fläche verbleiben oder abgefahren werden [18].

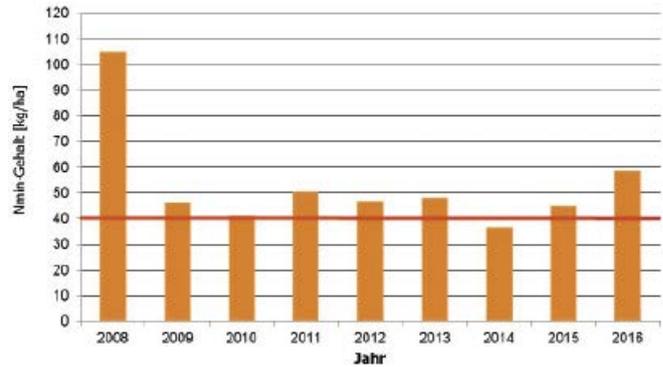


Abb. 10: Entwicklung der mittleren Herbst-N_{min}-Gehalte [kg/ha] in einer Kooperation zwischen Land- und Wasserwirtschaft in Ost-hessen (Daten IfÖL)

Auch der Anbau von Zwischenfrüchten nach der Ernte der Hauptkultur trägt zur Verminderung der Herbst-N_{min}-Gehalte bei (Abbildung 9). Niedrige Herbst-N_{min}-Gehalte sind vorrangig dann möglich, wenn die Anzahl und Häufigkeit der Bodenbearbeitungsgänge im Herbst und die Zeitspanne, bei welcher der Boden im Herbst unbewachsen ist, so gering wie möglich gehalten wird. Dabei spielen auch Faktoren wie Fruchtfolge, Erntetermin und insbesondere die herbstliche N-Düngung eine wichtige Rolle.

Mit einer zielorientierten Gewässerschutzberatung ist es möglich, eine Änderung der Bewirtschaftungsgewohnheiten der Landwirte zu bewirken [19] und damit auch die Herbst-N_{min}-Gehalte abzusenken (Abbildung 10). Allerdings sind dabei nach wie vor jährliche Schwankungen in Abhängigkeit der Witterung und den Anbaukulturen nicht zu vermeiden. Dabei konnte in dem Beispiel in Abbildung 10 durch die Beratung erreicht werden, dass die Herbst-N_{min}-Gehalte über die Jahre um den Zielwert von 40 kg/ha schwanken.

Literatur

- [1] Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2015): *Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz: Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle*, 2. Auflage. Grundwasser, Bd. 21, Norden.
- [2] DWA Merkblatt M 911 (2013): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs*. DWA-Regelwerk, Hennef.
- [3] Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) (2013): *Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs* (DVGW W 104-2 (M)).
- [4] Dunger V (2006): *Dokumentation des Modells BOWAM (Version 2002) zur Simulation des Wasserhaushalts in der wasserungesättigten Bodenzone (Aerationszone)*.
- [5] Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (HLUG) (2007): *Erläuterungen zur Bodenkarte von Hessen 1:50000; Generallegende*, Wiesbaden.
- [6] Janssen J, Laatz W (2017): *Statistische Datenanalyse mit SPSS: Eine anwendungsorientierte Einführung in das Basissystem und das Modul exakte Tests*. 9. Aufl. Springer Gabler, Berlin.
- [7] Backhaus K, Erichson B, Plinke W et al. (2008): *Multivariate Analysemethoden: Eine anwendungsorientierte Einführung*. 12. Aufl. Springer-Lehrbuch, Berlin [u. a.].

- [8] Beisecker R (2017): *Grundsätze und Maßnahmen einer gewässerschützenden Landwirtschaft: Das neue DVGW-Arbeitsblatt W 104*. In: Pinnekamp J (ed) 50. Essener Tagung für Wasser und Abfallwirtschaft, Bd. 245, 31/1-32/11.
- [9] Beisecker R, Piegholdt C, Seith T et al. (2015): *Abschätzung der standortspezifischen Stickstoffnachlieferung zur Optimierung der gewässerschonenden Stickstoffdüngung* (DVGW-Forschungsvorhaben W 1-01-11); Band II – Textband.
- [10] Schweigert P, Pinter N, van der Ploeg RR (2004): *Regression analyses of weather effects on the annual concentrations of nitrate in soil and groundwater*. J. Plant Nutr. Soil Sci 167(3): 309–318. doi: 10.1002/jpln.200321291.
- [11] Heumann S, Fier A, Haßdenteufel M et al. (2013): *Minimizing nitrate leaching while maintaining crop yields: insights by simulating net N mineralization*. Nutr Cycl Agroecosyst 95(3): 395–408. doi: 10.1007/s10705-013-9572-y.
- [12] König V, Höpfner E, Wagner S (2011): *Nmin-Gehalte im Boden nach der Hauptfruchternte und ihre Bedeutung für die N-Düngung nachfolgender Winterungen*. In: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) (ed) Thüringer Düngungs- und Pflanzenschutztag 2011. Eigenverlag, Jena, S. 108–114
- [13] Herold L, Wagner S, Höpfner E et al. (2010): *Untersuchung von Nmin-Gehalt und N-Bilanz in Fruchtfolgen im Rahmen des Nmin-Monitorings auf Dauertestflächen: Ergebnisse der Jahre 2005 bis 2009 und langjährige Betrachtungen*. Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, Jena.
- [14] Steinmann F (2012): *Risiko der Stickstoffauswaschungen abschätzen: Im Herbst Nmin-Wert messen*. Bauernblatt Schleswig-Holstein S. 50–52.
- [15] Tendler L, Beisecker R (2015): *Mit so viel Stickstoff können Sie rechnen*. dlz agrarmagazin(11) S. 106–110.
- [16] Hessisches Statistisches Landesamt (2017): *Agrarstrukturerhebung 2016. Sozialökonomische Betriebstypen, Gewinnermittlung / Umsatzbesteuerung und Rechtsformen*. Statistische Berichte, Wiesbaden.
- [17] Finck M, Reinsch M, Hartwig H (2014): *Welchen Beitrag leistet der Ökolandbau zur Verringerung der Nitrat-Auswaschung?* Landinfo 1/2014.
- [18] Appel T, Fritsch F (2015): *Nitratauswaschung nach Körnerraps in Abhängigkeit vom Strohanagement und der Stoppelbearbeitung*. VDLUFA Schriftenreihe 71 S. 170–177.
- [19] Beisecker R, Peter M (2017): *Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft aus Beratersicht*. Energie Wasser-Praxis 68.(08) S. 40–47.
- [20] Peter, M. (2017): *Gewässerschutzberatung in der Landwirtschaft – Erfolge, Möglichkeiten und Grenzen*. Vortrag auf dem DVGW Forum am 16. März 2017 in Bonn; Ingenieurbüro Schnittstelle Boden, Ober-Mörlen.

Autoren

Dr. Richard Beisecker
Ingenieurbüro für Ökologie und Landwirtschaft (IfÖL)
Windhäuser Weg 8
34123 Kassel

E-Mail: rb@iföel.de

Dr. Matthias Peter
Ingenieurbüro Schnittstelle Boden
Belsgasse 13
61239 Ober-Mörlen

E-Mail: matthias.peter@schnittstelle-boden.de

Dipl.-Ing. agr. Ricarda Miller
Ingenieurbüro Schnittstelle Boden – Regionalbüro Lenggries
Ganterweg 54a
83661 Lenggries

E-Mail: ricarda.miller@schnittstelle-boden.de

KW

www.dwa.de



Investieren Sie in Ihr Wissen

Seminare · Kurse · Tagungen

Unser Weiterbildungsangebot
für Sie in der Wasserwirtschaft

www.dwa.de/veranstaltungskalender

Nitratmonitoring durch Untersuchungen der Sickerzone mit Hilfe von Tiefensondierungen

Hartwig Drechsler (Göttingen)

Zusammenfassung

Ein systematisches Nitratmonitoring nach dem Zonenmodell erfasst und bewertet den Eintrag des Stickstoffs von der Bodenoberfläche bis in das Grundwasser und unterscheidet dabei verschiedene Zonen: Bodenoberfläche, Wurzelzone, Sickerzone und Grundwasserzone. Durch Tiefensondierungen, die in der Regel mittels Rammkernsondierungen erfolgen, wird der Bereich der Sickerzone untersucht, der den ungesättigten Bereich des Bodens zwischen Wurzelzone und Grundwasseroberfläche umfasst. Hierdurch kann bei größeren Flurabständen die Qualität des Sickerwassers aus mehreren Jahren bestimmt werden, das auf der zugehörigen Fläche gebildet wurde. Die Sickerwasserqualität kann mit der auf der Fläche durchgeführten Bewirtschaftung (z. B. Anbaukulturen, Düngung) in Verbindung gebracht werden. Für die Beratung zum landwirtschaftlichen Grundwasserschutz ergeben sich dadurch Ansätze, für den Grundwasserschutz kritische Bewirtschaftungsszenarien zu erkennen und zu optimieren. Für das Wasserversorgungsunternehmen stellt die ermittelte Nitratkonzentration in der Sickerzone die „qualitative Eingangskontrolle“ in das Grundwasser dar. Werden die Tiefensondierungen auf Flächen durchgeführt, die repräsentativ sind, z. B. für ein Wassereinzugsgebiet, so kann eine gebietsbezogene Sickerwassergüte-Prognose erfolgen. Auch stoffliche Umsetzungsprozesse in der Sickerzone, wie z. B. ein Nitratabbau durch Denitrifikation, können erkannt werden. Nitrat-Tiefensondierungen sind somit ein vielseitig nutzbares Instrument des Nitratmonitorings und der Erfolgskontrolle von Beratung und Maßnahmen zum Grundwasserschutz.

Schlagwörter: Nitrat, Monitoring, Landwirtschaft, Grundwasser, Sickerzone, Wurzelzone, Bodenoberfläche, Wasserversorgung, Wassereinzugsgebiet

DOI: 10.3243/kwe2018.06.005

Abstract

Nitrate monitoring by evaluating the seepage zone with the help of depth sounding

Systematic nitrate monitoring based on the zone model documents and evaluates the introduction of nitrogen from the soil's surface into groundwater, making the distinction between different zones: the soil's surface, the root zone, the seepage zone and the groundwater zone. Depth sounding, which generally takes place using ramming core sounding, evaluates the area of the seepage zone, which comprises the unsaturated area between the root zone and the groundwater surface. This method allows the quality of seepage over several years that formed at the associated surface to be determined at greater depths. The quality of seepage can be linked with management practices at the surface (e.g. crops, fertiliser). This creates ways to identify and optimise critical management scenarios for groundwater protection in order to provide advice on agricultural groundwater protection. For water utilities, the concentration of nitrates found in the seepage zone represents a "quality control" for input into groundwater. Where depth sounding is carried out on representative areas, for instance for a water catchment area, a customised seepage quality forecast for that area can be drawn up. Material conversion processes in the seepage zone, such as reducing nitrates through denitrification, can be identified. Nitrate depth sounding is thus a versatile instrument that can be used for nitrate monitoring and monitoring the success of groundwater protection extension and measures.

Key words: nitrate, monitoring, farming, groundwater, seepage zone, root zone, soil surface, water supply, water catchment area

1 Veranlassung und Zielsetzung

Nitrat-Tiefensondierungen sind ein erprobtes Verfahren, um die Sickerwasserqualität unter einzelnen Flächen, z. B. in einem Wasserschutzgebiet, zu erfassen. Bei einer hinreichenden Anzahl von Untersuchungen repräsentativer Einzelflächen kann auf dieser Grundlage auch eine gebietsbezogene Erfassung der

Sickerwasserqualität und somit eine Prognose für den Nitratreintrag in das Grundwasser für die kommenden Jahre im Wasserschutzgebiet erfolgen. Nitrat-Tiefensondierungen eignen sich somit besonders für eine Erfolgskontrolle im Rahmen der Kooperationsarbeit von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft.

Am Beispiel einer solchen Erfolgskontrolle werden in diesem Beitrag verschiedene Nutzungsmöglichkeiten von Nitrat-Tiefsondierungen dargestellt.

2 Methodisches Vorgehen

Es wird empfohlen, die Nitrat-Tiefsondierungen mittels Rammkernsondierungen (Abbildung 1) durchzuführen, da hierbei im Bohrkern eine Ansprache der einzelnen Bodenhorizonte am besten möglich ist. Alternativ sind bei flacheren Sondierungen auch Handbohrungen mittels eines Edelmannbohrers möglich, wobei in diesem Fall der Boden jedoch gestört gewonnen wird. Im Bohrkern einer Rammkernsonde können dagegen wesentliche Bodeneigenschaften (Bodensubstrat, Farbe, Humusgehalt, hydromorphe Merkmale) direkt angesprochen werden. Dies ist wichtig, um bereits anhand dieser Merkmale die Möglichkeit von Stoffumsetzungsprozessen, insbesondere des Vorhandenseins von Bedingungen für den Nitratabbau (v.a. hydromorphe Merkmale), zu erkennen.

Aus dem Bohrkern der Rammkernsonde werden die Bodenproben in Tiefenabschnitten von 30-50 cm schichtweise entnommen. Bei tonigem und schluffigem Substrat sollte eher die Entnahme in 30 cm Schichten vorgenommen werden, bei sandigen Böden mit schneller Versickerung und somit größeren Verlagerungsstrecken ist die Gewinnung von 50 cm mächtigen Schichtabschnitten ausreichend. Die Bodenproben werden für jeden Schichtabschnitt getrennt auf die gewünschten Stoffe untersucht. Im Labor erfolgt eine Extraktion der Bodenlösung nach dem VdLUFÄ-Methodenbuch Band I mit einer 0,01 M Calciumchloridlösung. Neben dem Wassergehalt werden standardmäßig die Stickstoffverbindungen Nitrat und Ammonium analysiert. Zusätzlich wird in der Regel auch Sulfat als ein wichtiger Indikator für den Prozess der chemo-lithotrophen Denitrifikation untersucht, um einen möglicherweise erfolgten Nitratabbau erkennen zu können.

Die Analyseergebnisse werden als vertikale Tiefenverlaufsprofile für die stofflichen Komponenten dargestellt. Abbildung 2 zeigt beispielhaft eine entsprechende Darstellung der tiefenbezogenen Nitratkonzentration in der Sickerzone und exemplarisch die Berechnung der Durchschnittskonzentration für das Gesamtprofil.

Je nach klimatischen Verhältnissen, Bodensubstrat und Erfassungstiefe wird das Sickerwasser aus unterschiedlich vielen

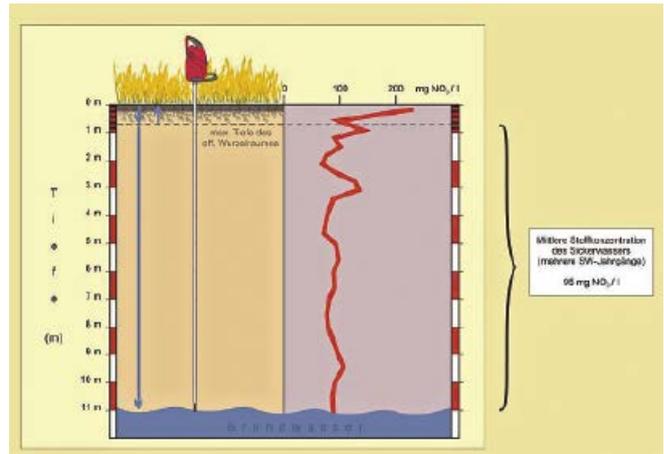


Abb. 2: Darstellung zur Erfassung und Berechnung der Nitratkonzentration in der Sickerzone (NLWKN, 2015 [1], verändert)

Jahren erfasst. Bei einer jährlichen Sickerwasserrate von z. B. 300 mm und einem Bodensubstrat mit einer Wasserspeicherkapazität von 15 mm je 10 cm Bodentiefe kann in einem 11 m mächtigen Profil das Sickerwasser aus fünf bis sechs Bewirtschaftungsjahren erfasst werden. Um den langjährigen Nitratreintrag aus diesen Jahren zusammenfassend auszuweisen, wird die Durchschnittskonzentration in der Sickerzone so berechnet, dass der Mittelwert aller Einzelanalysen der Sickerzone unterhalb von 1 m Tiefe gebildet wird. In der Beispieldarstellung ergibt sich eine durchschnittliche Nitratkonzentration von 95 mg/l, die aus der langjährigen Bewirtschaftung der Fläche resultiert.

Die Kosten für eine Rammkernsondierung einschließlich der Bodenansprache und der Analytik in Tiefenabschnitten von 30 cm sowie einer gutachterlichen Auswertung liegen bei ca. 100,- €/Meter [2]. Das Finanzbudget ist häufig limitierend für den Umfang der Bohrungen. Andererseits muss jedoch auch die angestrebte Aussagekraft der Untersuchungen gewährleistet sein. Aus diesem Grund ist der Beprobungsumfang davon abhängig, welches Ziel die Untersuchungen haben. Im folgenden Kapitel, welches verschiedene Anwendungsmöglichkeiten von Tiefsondierungen aufzeigt, wird daher auch auf den erforderlichen Mindestumfang der Beprobungen eingegangen.

3 Anwendungsmöglichkeiten

3.1 Gebietsbezogenes Nitratmonitoring

Eine wesentliche Anwendung für Tiefsondierungen ist das gebietsbezogene Nitratmonitoring, um z. B. im Rahmen der Kooperationsarbeit von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in einem Wasserschutzgebiet das Belastungsniveau des Sickerwassers und seine Änderung im Zeitgang zu erkunden. Dabei ist sicherzustellen, dass die Tiefsondierungen auf Flächen erfolgen, die für das Gebiet repräsentativ sind. Hierzu ist es notwendig, vor Beginn der Tiefsondierungen die erforderlichen Grundlagendaten für das Untersuchungsgebiet zu erheben bzw. vorhandene Daten auszuwerten. Diese sind insbesondere:

- Flächennutzung (landwirtschaftliche Hauptkulturen)
- Standortverhältnisse (Bodenarten und Bodenhydrologie)
- Maßnahmen (Agrarumwelt- und Wasserschutzmaßnahmen)



Abb. 1: Tiefsondierung mit Hilfe einer Rammkernsonde

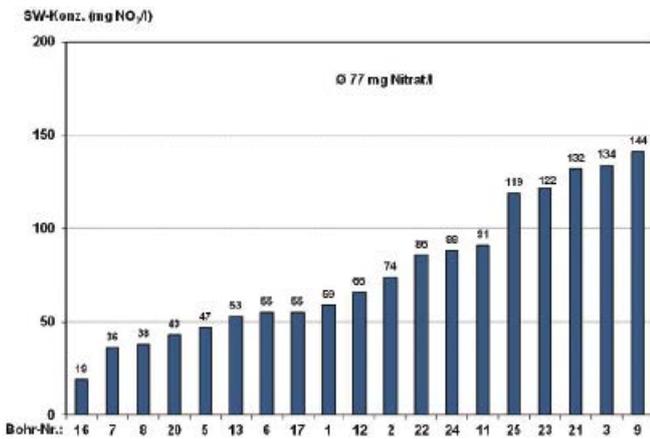


Abb. 3: Spektrum der durchschnittlichen Nitratkonzentration von Einzelflächen in der Sickerzone

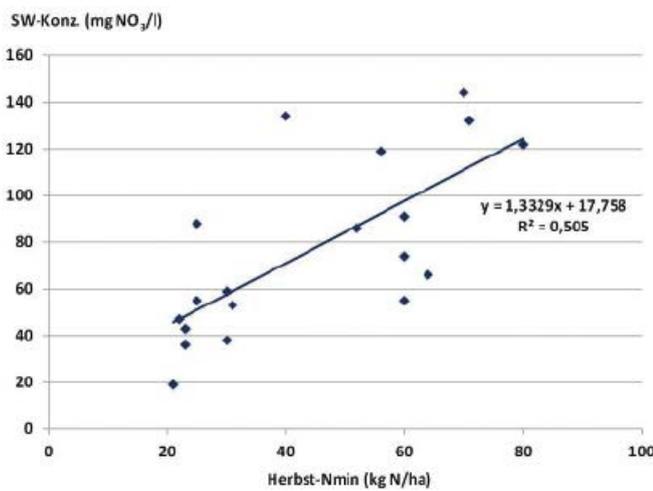


Abb. 4: Beziehung zwischen dem langjährigem Herbst-N_{min}-Wert und der Nitratkonzentration im Sickerwasser der Einzelflächen

Die Erfahrung in langjährig durchgeführten Monitoringprojekten im Rahmen der Kooperationsarbeit von Landwirtschaft und Wasserwirtschaft in Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen zeigt, dass je nach Größe des Untersuchungsgebietes eine Anzahl zwischen 15 und 25 Untersuchungsflächen vorzusehen ist, um repräsentative Ergebnisse zu erhalten. Dabei wurde eine Beprobung je Fläche vorgenommen, die beim gebietsbezogenen Monitoring den Mindestumfang darstellt. Die gemessenen gebietlichen Durchschnittswerte der Tiefsondierungen von allen Einzelbohrungen stimmten gut mit den Durchschnittswerten überein, welche im Gebietsdurchschnitt durch die oberflächennahen Grundwasser-Messstellen festgestellt wurden.

In der Abbildung 3 sind beispielhaft für ein solches Gebietsmonitoring in einem Wasserschutzgebiet die durchschnittlichen Nitratkonzentrationen in der Sickerzone von 19 Untersuchungsflächen dargestellt. Das Spektrum der Nitratbelastung reichte von 19 mg/l bis 144 mg/l. Im arithmetischen Durchschnitt aller Flächen errechnete sich eine gebietsbezogene Nitratkonzentration von 77 mg/l.

Um die Ursachen der unterschiedlichen Nitratkonzentration im Sickerwasser unter den einzelnen Flächen zu ermitteln, können die langjährige Flächenbewirtschaftung und die dabei resultierenden Herbst-N_{min}-Werte eine Erklärung liefern. Der Herbst-N_{min}-Wert stellt die Stickstoffmenge dar, die zum Zeit-

punkt der beginnenden Sickerwasserbildung im Herbst im Boden vorliegt und somit das Nitrat-Auswaschungspotenzial der Fläche darstellt.

Im hier dargestellten Fall lag die durchschnittliche Beprobungstiefe durch die Tiefsondierungen zwischen 6 und 7 m und die Wasserspeicherkapazität in der Sickerzone bei durchschnittlich 15 mm je 10 cm Bodentiefe, so dass bei einer jährlichen Sickerwasserrate von ca. 300 mm das Sickerwasser aus den letzten drei Bewirtschaftungsjahren vollständig erfasst werden konnte. In diesem dreijährigen Durchschnitt aller Flächen lag der Herbst-N_{min}-Wert bei 41 kg N/ha. Allerdings zeigten sich auch hier zwischen den Flächen deutliche Unterschiede bei einem Spektrum zwischen 21 kg N/ha und 80 kg N/ha.

In der Abbildung 4 ist für die einzelnen Flächen deren durchschnittlicher dreijähriger Herbst-N_{min}-Wert (0-90 cm) gegen die Nitratkonzentration in der Sickerzone, die unter den jeweiligen Flächen durch die Tiefsondierung gemessen wurde, aufgetragen.

Es zeigt sich ein Trend dahingehend, dass mit zunehmendem Herbst-N_{min}-Wert auf der Fläche auch die Nitratkonzentration im Sickerwasser ansteigt. Das Bestimmtheitsmaß von 50 % zeigt, dass in diesem Fall der Herbst-N_{min}-Wert einen maßgeblichen Einfluss auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser hat, jedoch auch weitere Faktoren diese Beziehung beeinflussen. Hierbei dürften vor allem Unterschiede in den Bodensubstraten mit der Folge von unterschiedlich hohen Sickerwasserraten eine Ursache sein. Besonders bei sandigeren Böden erfolgt auch eine Auswaschung von zusätzlichem Stickstoff in der Vegetationsperiode, der nicht über den Herbst-N_{min}-Wert erfasst wird. Weiterhin ist zu berücksichtigen, dass die Messung der Nitrat-Sickerwasserkonzentration auf der Grundlage von nur einer Tiefsondierung je Fläche beruht und mögliche Variabilitäten der Standorteigenschaften einer Fläche daher nicht so genau erfasst werden können wie beim Herbst-N_{min}-Wert, der aus einer Mischprobe von 16 Einzelproben je Fläche resultiert.

Zur Einhaltung einer Sickerwasserqualität von 50 mg/l ist bei einer jährlichen Sickerwasserrate von 300 mm eine Auswaschung in die Sickerzone von maximal 34 kg N/ha tolerierbar. Dieser rechnerische Ansatz wird durch die in Abbildung 4 dargestellten Ergebnisse aus der Praxis bestätigt: Bei den fünf Flächen, die den Grenzwert von 50 mg Nitrat/l bereits im Sickerwasser einhalten, lag der Herbst-N_{min}-Wert bei maximal 30 kg N/ha. Die Kenntnis dieser bodenkundlich-hydrologischen Zusammenhänge ermöglicht es auch, gebietsbezogene Zielwerte im Hinblick auf die einzuhaltenden Herbst-N_{min}-Werte auszuweisen.

Für Wasserversorgungsunternehmen ermöglichen die Nitrat-Tiefsondierungen die Erstellung einer Sickerwassergüte-Prognose. Hierzu werden die Nitrat-Tiefenprofile der Einzelflächen zusammengeführt und für die jeweiligen Tiefen der Durchschnittswert der gemessenen Nitratkonzentration im Sickerwasser ausgewiesen. In der Abbildung 5 ist dieses Durchschnittsprofil, wie es sich aus den Einzelflächen ergibt, dargestellt.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser, welche aus den letzten drei Bewirtschaftungsjahren resultiert, zeigt zwar zwischen den einzelnen 50 cm-Bodenschichten ein Spektrum der Nitratkonzentration von 54 bis 89 mg/l, allerdings ist der Trend der zu erwartenden Belastungssituation relativ gleichbleibend. Die durchschnittliche Nitratkonzentration von 77 mg/l wird somit auch in den kommenden drei Jahren das

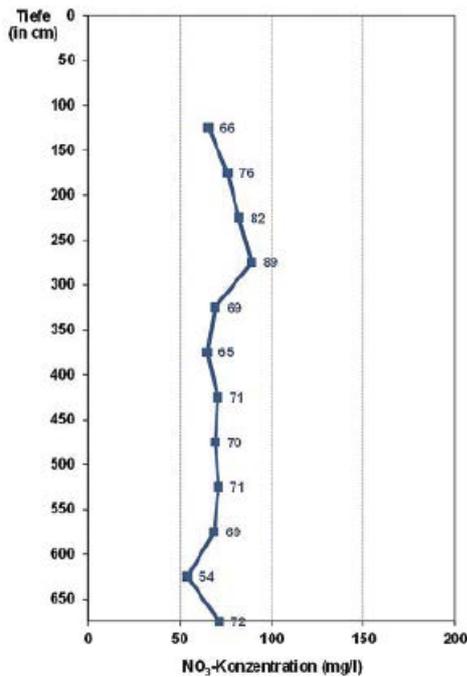


Abb. 5: Durchschnittsprofil aus allen Einzelflächen zur Sickerwassergüte-Prognose

Niveau des Nitratreintrags an der Grundwasseroberfläche darstellen.

Die Ergebnisse stellen als Ersterfassung den IST-Ausgangszustand der Nitratbelastung im Wasserschutzgebiet dar. Weitere Optimierungen durch Beratung und Maßnahmen sind erforderlich, um das Ziel, den Nitratreintrag in das Grundwasser auf den TVO-Grenzwert von 50 mg Nitrat/l zu begrenzen, sicherzustellen. Die jährlich zu erhebenden Herbst-N_{min}-Werte lassen am kurzfristigsten erkennen, ob dieses Ziel erreicht worden ist. Das gebietsbezogene Nitratmonitoring durch Tiefsondierungen sollte drei bis vier Jahre nach der ersten Erfassung wiederholt werden, da im vorliegenden Fall in diesem Zeitraum ein vollständiger Austausch des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone erfolgt ist. Bei dieser Vorgehensweise kann im Rahmen einer systematischen Erfolgskontrolle nach dem Zonenmodell festgestellt werden, ob der Nitratreintrag mit dem Sickerwasser tatsächlich vermindert werden konnte.

3.2 Beratung zum landwirtschaftlichen Grundwasserschutz

Die Nitrat-Tiefsondierungen können als Beratungsinstrument genutzt werden, um dem Landwirt und dem Berater aufzuzeigen, ob die auf den Flächen durchgeführte Bewirtschaftung und gegebenenfalls umgesetzte Maßnahmen (z. B. Wasserschutzmaßnahmen) zu einer hinreichend guten Sickerwasserqualität geführt haben. Grundsätzlich können hierzu die Ergebnisse der Tiefsondierungen genutzt werden, die im Rahmen des gebietsbezogenen Nitratmonitorings auf den Flächen als Einzelbohrung erhoben worden sind. Zur Beantwortung spezieller Fragestellungen, wie z. B. der Wirkung von Extensivierungsmaßnahmen, sollten jedoch mindestens zwei bis drei Parallelbohrungen auf der Fläche durchgeführt werden, um die Ergebnisse weiter abzusichern.

In der Abbildung 6 ist ein Nitrat-Tiefenprofil aus einem gebietsbezogenen Monitoring mit Zuordnung der wesentlichen Bewirtschaftungsdaten dargestellt.

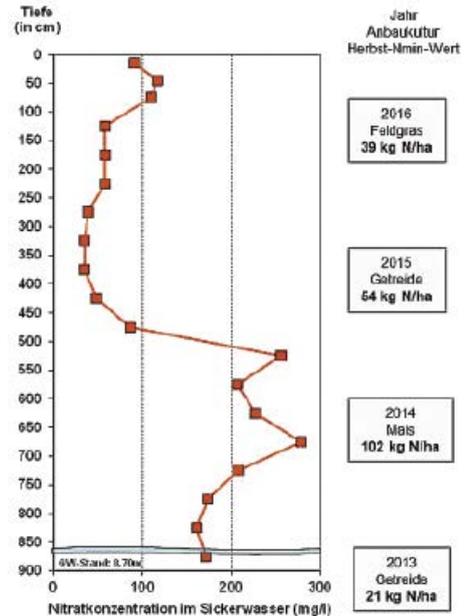


Abb. 6: Nitrat-Tiefenprofil mit Zuordnung der Anbaudaten und Herbst-N_{min}-Werte

Das Nitrat-Tiefenprofil zeigt eine Auffälligkeit dahingehend, dass im oberen Profilbereich bis 5 m Tiefe eine günstige Nitratkonzentration von durchschnittlich 52 mg/l gemessen wurde, im darunter liegenden Bereich jedoch die Nitratkonzentration um den vierfach höheren Wert auf durchschnittlich 210 mg/l anstieg. Aufgrund der bodenkundlichen und klimatischen Ver-

Anzeige

Unser Expertentipp

 <p>Aufbaukurs Gewässerunterhaltung 08. - 10. Oktober 2018 in Hennef 660,00 €/550,00 €**</p>	 <p>DWA-M 517 Gewässermonitoring – Strategien und Methoden zur Erfassung der physikalisch-chemischen Beschaffenheit von Fließgewässern April 2017 74 Seiten, A4 ISBN Print 978-3-88721-440-1 ISBN E-Book 978-3-88721-441-8 88,00 €/70,40 €*</p>	 <p>Software DWA-Gewässergüte- modell Modellrechnungen in der Wassergütwirtschaft Mehr Infos unter www.dwa.de/software 4.950,00 €/4.250,00 €*</p>
---	---	---

* für fördernde DWA-Mitglieder
** für DWA-Mitglieder

hältnisse errechnete sich für diesen Standort eine jährliche Verlagerung des Sickerwassers von ca. 2,5 m. Dem Gesamtprofil kann somit eine Herkunft des Sickerwassers aus den letzten drei bis vier Jahren zugeordnet werden. Die dem Sickerwasser in Herkunftsjahren zuzuordnenden Anbaukulturen und die Herbst-N_{min}-Werte sind neben der Grafik zusammengestellt. Es zeigt sich, dass das jüngste Sickerwasser einem Anbaujahr mit Feldgras bei einem relativ niedrigen Herbst-N_{min}-Wert von 39 kg N/ha zuzuordnen ist und sich dann ein Jahr mit Getreideanbau und einem geringfügig höherem Herbst-N_{min}-Wert von 54 kg N/ha anschließt. Ein sehr hoher Herbst-N_{min}-Wert von 102 kg N/ha nach dem Maisanbau ist dem Zeitraum der Bildung des älteren erfassten Sickerwassers zuzuordnen. Die bei der Tiefsondierung gemessene sehr hohe Nitratkonzentration des Sickerwassers in diesem Bereich dürfte auf diese sehr hohe Rest-Stickstoffmenge im Herbst nach dem Maisanbau zurückzuführen sein, die in die Sickerzone ausgewaschen wurde. Die im untersten Profildbereich dann wieder erkennbare Abnahme der Nitratkonzentration dürfte in dem günstigen Herbst-N_{min}-Wert nach Getreide im Jahr 2013 begründet sein. Dass die Nitratkonzentration in dieser Tiefe nicht auf einem noch günstigeren Niveau liegt, ist wahrscheinlich in der Dispersion des Sickerwassers begründet, die mit zunehmender Tiefe stärker wird. Hierdurch wird die jahresbezogene Zuordnung ungenauer, weshalb in diesem Tiefenbereich wahrscheinlich auch noch das stark nitrathaltige Sickerwasser, welches aus der Herbst-N_{min}-Auswaschungsfahrt nach dem Mais resultiert, wirksam wird.

Für die Beratung zeigt ein solches Ergebnis die ursächlichen Zusammenhänge zwischen der Bewirtschaftung und der N-Auswaschung in das Sicker- und Grundwasser auf. Insbesondere

re das Nacherntemanagement muss darauf ausgerichtet sein, die Entstehung hoher Rest-N-Mengen vor der winterlichen Auswaschungsperiode zu vermeiden, um eine durchgehend günstige Sickerwasserqualität im Sinne des Grundwasserschutzes zu gewährleisten.

3.3 Erfassung von stofflichen Umsetzungsprozessen

In den letzten Jahren wurden in Wasserschutzgebieten zunehmend Untersuchungen zu stofflichen Umsetzungsprozessen in Boden und Grundwasser mit dem Ziel durchgeführt, das natürliche Abbauvermögen von Nitrat durch den Prozess der Denitrifikation zu erkunden. Daher soll in diesem Beitrag, der sich vorrangig mit der Nutzung von Nitrat-Tiefsondierungen für das Monitoring zur Erfolgskontrolle bei der landwirtschaftlichen Wasserschutzberatung beschäftigt, auch auf diesen Aspekt eingegangen werden. Dabei sollen boden- und hydrochemische Prozesse nur insoweit diskutiert werden, wie dies zum Verständnis der Zusammenhänge erforderlich ist.

Wie bereits in Kapitel 2 ausgeführt, wird bei den Tiefsondierungen auch die Sulfatkonzentration in der Sickerzone erfasst, um den Prozess der Denitrifikation zu erkennen. Eine ansteigende Sulfatkonzentration bei zugleich abnehmender Nitratkonzentration ergibt einen Hinweis auf das Vorhandensein der chemo-lithotrophen Denitrifikation, bei welcher sulfidischer Schwefel im Sediment durch das Nitrat zu Sulfat oxidiert wird. Das in Abbildung 7 dargestellte Nitrat-/Sulfat-Tiefenprofil lässt einen Nitratabbau erkennen und gibt einen Hinweis auf diese Zusammenhänge.

Auch in diesem Profil konnte nach den vorliegenden bodenkundlich-hydrologischen Bedingungen das Sickerwasser aus drei Bewirtschaftungsjahren vollständig erfasst werden. Auf der Fläche wurden in diesen Jahren Wintergetreide (Herbst-N_{min}-Wert: 45 kg N/ha), Spinat (Herbst-N_{min}-Wert: 70 kg N/ha) und zuletzt Silomais (Herbst-N_{min}-Wert: 79 kg N/ha) angebaut.

Der Standort weist bis zur Tiefe von 1,60 m ein fein- bis mittelsandiges Bodensubstrat auf. Darunter lagern bis 2,90 m zunächst lehmige und dann tonige Sande. Der Tonanteil ist darin begründet, dass ab 2,90 m der tonige Mergel ansteht. Im Bereich des Mergels zeigen die Verläufe der Nitrat- und Sulfatkonzentrationen typische Anzeichen für den Prozess des lithotropen Nitratabbaus. In der sandigen Schicht bis 2,90 m liegt die Nitratkonzentration im Bodenwasser mit durchschnittlich 90 mg/l sehr hoch und nimmt innerhalb der weiteren Tiefe von 50 cm deutlich auf 14 mg/l ab. Das Sickerwasser unterhalb von 3,75 m ist sogar ganz nitratfrei. Zugleich mit der Abnahme der Nitratkonzentration steigt die Sulfatkonzentration von durchschnittlich ca. 60 mg/l im Sand extrem stark auf ein Niveau zwischen ca. 250 und 450 mg/l im Mergel an.

Der sprunghafte Wechsel in der Tiefe von 2,90 m vom sandigen zum tonigen Bodensubstrat bedingt in diesem Bereich sowie im Mergel die Bildung von Stauwasser mit temporärer bzw. dauerhafter Wassersättigung. Hierdurch entstehen reduzierende Bedingungen, die eine wesentliche Voraussetzung für den Prozess der Denitrifikation sind. Das Nitrat wird in diesem Milieu reduziert und zugleich das Sulfid oxidiert. Stöchiometrisch wird beim Abbau von 1 mg/l Nitrat ca. 1,1 mg/l Sulfat gebildet. Im vorliegenden Fall ist der Anstieg der Sulfatkonzentration wesentlich höher als sich dies durch den Nitratabbau erklären lässt. Der Grund für diesen zusätzlichen Anstieg dürfte sein, dass es zu einer Oxidation der Sulfide in der Mergel-

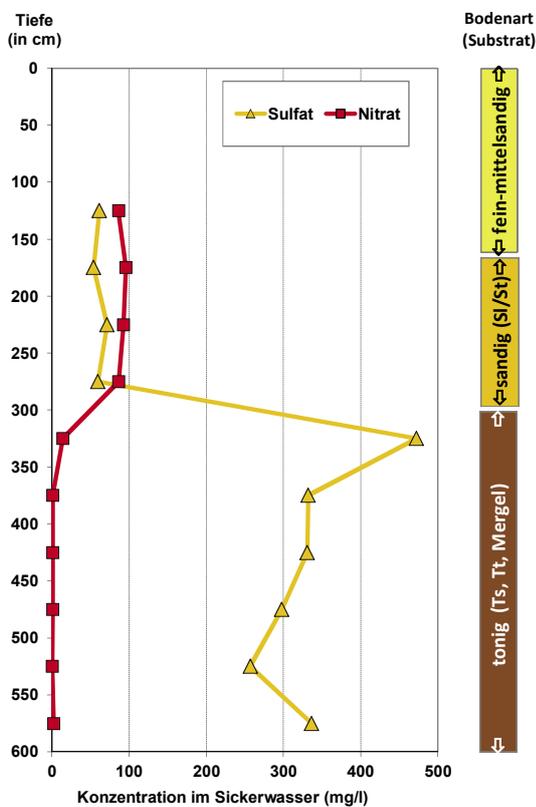


Abb. 7: Nitrat-/Sulfat-Tiefenprofil mit schichtenbezogener Angabe der Bodensubstrate

schicht auch durch den Zutritt von sauerstoffreichem Sickerwasser aus dem Sand und auch durch den Einfluss der Bodenluft kommt. Im vorliegenden Fall durchdringen sich die beschriebenen boden- und hydrochemischen Prozesse. Wesentliche Aussage dieser beispielhaften Darstellung soll dabei sein, dass durch das Nitrat-Tiefenprofil der in diesem Fall vollständige Abbau von Nitrat in der Sickerzone erkennbar wird. Hierdurch kann eine Erklärung dafür erfolgen, dass bei solchen Standortbedingungen trotz hoher N-Auswaschungsverluste aus der Wurzelzone in die Sickerzone nur eine vergleichsweise geringe Nitratkonzentration an der Grundwasseroberfläche festzustellen ist.

Für Wasserversorgungsunternehmen zeigen Tiefsondierungen mit entsprechenden Verhältnissen an, in welchen Bereichen und in welchem Umfang bereits in der Sickerzone ein Nitratabbau stattfindet. Für den im vorherigen Kapitel beschriebenen Anwendungsbereich, die Ergebnisse von Tiefsondierungen für die Zwecke der landwirtschaftlichen Wasserschutzberatung zu nutzen, ist die Einbeziehung solcher stark denitrifizierender Standorte jedoch eher ungünstig, da der Nitratreintrag „maskiert“ wird. Daher sollten Standorte, bei denen ein Nitratabbau bereits in der Sickerzone stattfindet, im Rahmen des gebietsbezogenen Monitorings selektiert und gesondert betrachtet werden.

4 Ausblick

Nitrat-Tiefsondierungen schließen im Rahmen eines systematischen Nitratmonitorings nach dem Zonenmodell in der landwirtschaftlichen Wasserschutzberatung die Lücke zwischen den Messungen aus Herbst-N_{min}-Untersuchungen und aus Grundwasser-Messstellen. Bei hinreichend mächtigen Sickerzonen (> ca. 3 m) kann ermittelt werden, wie sich die Flächenbewirtschaftung langfristig auf die Sicker- und Grundwasserqualität auswirkt. Das in der Sickerzone befindliche

Bodenwasser ist in der Sickerzone ausschließlich abwärts abgerichtet, so dass die in ihm gemessene Stickstofffracht auch die tatsächliche Stickstoffmenge darstellt, die in das Grundwasser gelangt.

Die Ergebnisse ermöglichen eine Erfolgskontrolle im Rahmen der landwirtschaftlichen Kooperationsarbeit, in dem der IST-Zustand der Nitratbelastung ermittelt und mit Messungen zu späteren Zeitpunkten verglichen werden kann. Diese Anwendungsmöglichkeit wurde in diesem Beitrag vorrangig beschrieben. Die Ermittlung des IST-Zustandes kann auch dafür genutzt werden, den aktuellen Stickstoffeintrag an der Grundwasseroberfläche zu bestimmen, um hiervon ausgehend den Nitratabbau im Grundwasserleiter zu bilanzieren. Diese Anwendungsmöglichkeit erlangt an Bedeutung, da in Wasserschutzgebieten zunehmend Untersuchungen zur Abschätzung des natürlichen Nitrat-Abbaupotenzials im Grundwasserleiter durchgeführt werden.

Literatur

- [1] NLWKN (2015): *Anwenderhandbuch für die Zusatzberatung Wasserschutz. Grundwasserschutzorientierte Bewirtschaftungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Methoden zu ihrer Erfolgskontrolle.* Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz. Schriftenreihe Grundwasser, Band 21. Norden
- [2] DWA (2013): *Merkblatt DWA-M911 „Möglichkeiten der Erfolgskontrolle von Maßnahmen zur grundwasserschonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs“.* DWA-Regelwerk. Hennef

Autor

Dr. agr. Hartwig Drechsler
Drechsler Ingenieurdienst
Hannah-Vogt-Straße 1, 37085 Göttingen

E-Mail: post@drechsler-ingenieurdienst.de



www.dwa.de/Gebrauchtmarkt

DWA-Gebrauchtmarkt



for
SALE

Der DWA-Gebrauchtmarkt ist eine branchenspezifische Plattform für die Wasser- und Abwasserwirtschaft.

Gebrauchte, aber funktionsfähige Geräte müssen im Rahmen von Modernisierungen nicht entsorgt werden, sondern können einen wichtigen Beitrag zur Finanzierung leisten. Auch gibt es zahlreiche Hersteller, die ihre Anlagen vermieten.

Den DWA-Gebrauchtmarkt finden Sie online: www.dwa.de/Gebrauchtmarkt

Ihr Ansprechpartner:
Christian Lange B.A.
Tel.: +49 2242 872-129
E-Mail: lange@dwa.de

Auswertung des Nitrateintrages über Sickerwasser mit Hilfe von Lysimeterdaten am Beispiel der Lysimeterstation Buttelstedt

Steffi Knoblauch (Jena)

Zusammenfassung

Lysimeter sind Messsysteme, mit denen der Stickstoff im System Pflanze-Wasser-Boden bilanziert werden kann. Die Art der Bewirtschaftung und der sich daraus ergebende N-Saldo kann der Nitratkonzentration des Sickerwassers und dem N-Austrag eindeutig gegenübergestellt werden und der Boden in Bezug auf sein N-Verlagerungsrisiko bewertet werden. Lysimeter sind geeignete Messsysteme für die Entwicklung standortbezogener, gewässerverträglicher Bewirtschaftungsmaßnahmen. Im Jahr 2009 hat sich eine AG Kooperation Lysimeter gebildet, die in einer Schrift die Ergebnisse zur N-Auswaschung gemeinsam veröffentlicht hat. In diesem Beitrag werden exemplarisch langjährige Messreihen der Lysimeterstation Buttelstedt mit besonderem Fokus auf die N-Verlagerungsgefahr der Böden in Mitteldeutschland vorgestellt.

Schlagwörter: Lysimeter, Nitrat, Sickerwasser, N-Auswaschung, N-Austrag, Bewirtschaftung

DOI: 10.3243/kwe2018.06.004

Abstract

Evaluation of nitrate introduction through seepage with the help of lysimeter data based on the example of the Buttelstedt lysimeter station

Lysimeters are measuring devices that can detect the amount of nitrogen in the plant-water-soil system. The management method and resulting N balance can be clearly contrasted with nitrate concentrations in seepage and N discharge and the soil can be evaluated in terms of its risk of N being transferred. Lysimeters are measuring systems that are suitable for the development of site-related management measures that are compatible with water bodies. In 2009, a lysimeter working group partnership was formed that has jointly published results on N leaching in a document. This article presents long-term measuring series from the Buttelstedt lysimeter station as an example, with a particular focus on the danger of N being transferred into the soil in central Germany.

Key words: lysimeter, nitrate, seepage, N leaching, N discharge, management

1 Einführung

Lysimeter sind mit Boden befüllte Behälter mit einer am unteren Ende angebrachten Vorrichtung für die Sammlung des Sickerwassers (Abbildung 1). Mit ihnen können Stoffe im System Pflanze-Wasser-Boden bilanziert werden. Die Art der Bewirtschaftung des Bodens und der sich daraus ergebende Nährstoffsaldo können eindeutig dem sickerwassergebundenen Verlust aus dem Boden gegenübergestellt werden. Das gilt auch für die Stoffkonzentration des Sickerwassers.

Für landwirtschaftliche Fragestellungen stellt das Lysimeter einen Ausschnitt eines Feldschlages dar mit einer Oberfläche von 1 bis 2 m² und einer Tiefe, die meist den Wurzel- und kapillaren Aufstiegsraum umfasst. Der Boden ist in der Regel monolithisch befüllt, um das für den Stoffumsatz und die Durchwurzelung entscheidende Bodengefüge nicht zu stören. Das Sickerwasser wird entweder gravitativ über eine Körnungsabge-

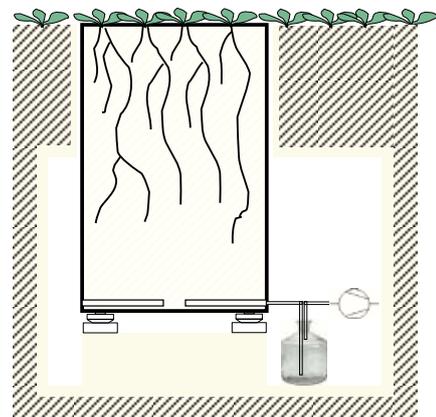


Abb. 1: Prinzipskizze eines Lysimeters

stufte Filterstrecke aus Quarz oder unter Zuhilfenahme von Unterdruck über Saugkerzen gewonnen. Für die Erfassung der Wasserhaushaltsgrößen sind Lysimeter wägbare.

Für die Bestimmung der Ursachen der N-Befruchtung der Gewässer stellen Lysimeter ein wichtiges Bindeglied dar, in dem sie den N-Haushalt der landwirtschaftlich beeinflussten Bodenzone erfassen. Im Hinblick auf die N-Auswaschung können mit Hilfe von Lysimetern zu folgenden Sachverhalten Aussagen getroffen werden:

- Auswirkung verschiedener Bewirtschaftungssysteme (konventionell, ökologisch) und Bewirtschaftungsvarianten (Düngung, Fruchtfolge etc.) auf den N-Austrag aus der Wurzelzone
- Zusammenhänge zwischen N_{min} -Gehalt der Ackerkrume, N-Salden, Sickerwassermenge, NO_3 -Konzentration des Sickerwassers und N-Austrag
- Einfluss des Standortes (Boden, Klima) und der Jahreswitterung auf die N-Verlagerung
- langfristige Trends des N-Austrags und deren Ursachen (Änderung des Klimas, Änderung der Bewirtschaftung, z. B. Fruchtfolgen)
- Höhe der unvermeidbaren N-Auswaschung für die Ableitung von standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden

Ein Nachteil von Lysimetern ist, dass der Wasser- und Stoffaustausch mit den benachbarten Bodenzonen aufgrund der seitlichen Ummantelung nicht mehr möglich ist. Böden, deren Wasser- und Stoffhaushalt durch laterale Stoffflüsse geprägt ist, scheiden deshalb für Lysimetermessungen aus.

Im Jahr 2009 haben die wissenschaftlichen Mitarbeiter, die an den Landeseinrichtungen in Thüringen, Sachsen, Sachsen-Anhalt, Hessen, Mecklenburg-Vorpommern und Bayern mit der Messung der Stoffverlagerung aus landwirtschaftlich genutzten Böden befasst sind, eine Kooperation Lysimeter/ Bodenwasser-messstellen gebildet. Die Ergebnisse zur N-Auswaschung sind in einer gemeinsamen Schrift im Jahr 2013 erschienen [1]. In diesem Jahr hat die Arbeitsgruppe langjährige Untersuchungsergebnisse zur P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in einem Bericht veröffentlicht [2].

In Thüringen verfehlen derzeit elf von 124 Oberflächenwasserkörpern den guten chemischen Zustand aufgrund einer zu hohen NO_3 -Konzentration. Das Ziel der WRRL, $< 50 \text{ mg } NO_3/1$ im Grundwasser, wird in 15 von 60 Grundwasserkörpern nicht

erreicht. Das entspricht etwa 1/3 der Gesamtfläche der GWK in Thüringen.

Obwohl durch Agrarumweltprogramme und in Gewässerschutzkooperationen in den letzten zehn Jahren regional eine Senkung der N-Salden erreicht worden ist [3], kommt eine Studie zum Zustand der Grund- und Oberflächengewässer zum Ergebnis, dass in Thüringen ein deutlicher Trend zur Minderung der Nitratbelastung derzeit nicht erkennbar ist [4]. Lysimeteruntersuchungen können aufgrund des direkten Bezugs zwischen der Art der Bewirtschaftung und dem N-Austrag dazu beitragen, diese Wissenslücke zu schließen.

Die Lysimeterstation Butteltstedt ist im Jahr 2005 erweitert worden für die Bestimmung der unvermeidbaren N-Auswaschung für zwei für das Thüringer Becken typische ackerbaulich genutzte Böden. Im folgenden Beitrag werden ausgewählte Ergebnisse aus dieser langjährigen Messreihe vorgestellt.

2 N-Auswaschung aus einem tiefgründigen Braunerde-Tschernosem aus Löß und eine Para-Rendzina im Thüringer Becken

2.1 Material und Methoden

Der Versuchsstandort befindet sich am südöstlichen Rand des Thüringer Beckens im mitteldeutschen Trockengebiet. Die vieljährige Jahresniederschlagssumme beträgt 544 mm und die vieljährige Jahresdurchschnittstemperatur $8,3^\circ\text{C}$ (1961 bis 1990).

Die Versuchsböden sind repräsentativ für die im Thüringer Becken vorkommenden Böden aus Löß und Verwitterungs-substraten des Keupers.

Der tiefgründige Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö) ist durch einen etwa 40 cm mächtigen mittel humosen Oberboden gekennzeichnet (Tabelle 1). Die Bodenart ist im Wurzelraum durchgängig schluffiger Lehm. Die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes (nFKWe) bemisst sich bei ackerbaulicher Nutzung auf 185 mm.

Bei der Para-Rendzina aus unterem Keuper (ku) reicht der mittel humose Oberboden bis in 25 cm Tiefe. Die Bodenart ist lehmiger Ton (Tabelle 1). Darunter folgen lehmige, schluffige und tonige Verwitterungsprodukte des unteren Keupers mit im Tiefenverlauf stark wechselnden Korngrößenanteilen, Skelett- und Carbonatgehalten. Die Form der Horizontgrenzen ist aufgrund kryoturbater Umlagerungen häufig geneigt und taschen-

Tiefe	Horizont	Bodenart	Tongehalt	Skelett	FK bei pF 2,5	nFK bei pF 2,5	Corg	Nt	pH CaCl ₂
cm			%	Gew.-%	Vol. %	Vol. %	%	%	
Braunerde-Tschernosem aus Löß									
0...43	Ap/Ah	Lu	26,6	0,1	30,4	11,2	1,5	0,12	6,6
...65	Ah-Bv	Lu	29,4	0,1	34,2	7,2	0,8	0,06	6,7
...195	Ckc ₁₋₃	Lu	18,6	6,2	31,4	10,3	0,3	0,02	7,6
Para-Rendzina aus unterem Keuper (k3)									
0...30	Ap/Ah	Lt3	38,8	34,0	36,8	9,6	1,6	0,16	7,5
...65	IlelCv	Ls2	24,6	16,4	28,9	8,6	0,3	0,03	7,6
...200	IIIlelCv... XIIcV	Lt2, Lu, Ls2, Tu3, Lt2	17,6... 35,0	11,1... 32,2	26,7...34,6	5,1... 12,0	0,1...0,4	0,02...0,04	7,3... 7,7

Tabelle 1: Ausgewählte Eigenschaften der Versuchsböden



Abb. 2: Ansicht der Lysimeteranlage Buttstedt

förmig ausgebildet, was auf präferentiellem Wasser- und Stofffluss deutet. Für die nFKWe einer besonders skeletthaltigen Ausprägungsform dieses Bodens wurde ein Wert von 145 mm ermittelt.

Die Lysimeter sind monolithisch befüllt und weisen eine Oberfläche von 2 m² und eine Tiefe von 2,0 (Para-Rendzina) bzw. 2,5 m (Braunerde-Tschernosem) auf (Abbildung 2). Sie befinden sich inmitten eines 30 ha großen Feldschlages, der mit der gleichen Kultur wie die Lysimeter bewachsen ist, um eine fehlerfreie Messung der Verdunstung ohne Oaseneffekte zu gewährleisten. Das Sickerwasser wird gravitativ über eine körnungsabgestufte Filterstrecke aus Quarzschluff, -sand und -kies (Para-Rendzina) bzw. tensionsgesteuert mit Hilfe keramischer bzw. Borosilikatglas-Kerzen (Braunerde-Tschernosem) gewonnen. Die Lysimeter sind kontinuierlich wägbar mit einer Genauigkeit von 100 g, was einer Niederschlags- bzw. Verdunstungshöhe von 0,05 mm entspricht.

Die Lysimeteranlage wurde im Jahr 1982 mit je zwei in einem Lysimeterkeller angeordneten Feldlysimetern für die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen von Kulturpflanzen errichtet [5]. Zwei der Lysimeter erhielten Zusatzwasser für die Ermittlung der potenziellen Evapotranspiration der Pflanze, die beiden anderen wurden unter natürlichen Niederschlagsverhältnissen belassen für die Erfassung der aktuellen Evapotranspiration (lö 15, lö 16). Als Versuchsboden diente ein tiefgründiger Braunerde-Tschernosem aus Löß. Im Jahr 2005 erfolgte eine Erweiterung der Lysimeteranlage um einen zweiten Boden, eine Para-Rendzina aus unterem Keuper (k 1 bis k 7), mit der Zielstellung der Ermittlung der unvermeidbaren N-Auswaschung für zwei für das Thüringer Becken typische Böden.

Die Bewirtschaftung teilt sich in drei Anbauperioden. Von 1984 bis 1994 erfolgte eine ackerbauliche Nutzung mit den Fruchtarten Zuckerrübe, Winterweizen, Kartoffel, Sommergerste, Welsches Weidelgras und Silomais. Die Düngung war mineralisch-organisch. Als organischer Dünger kam Stallmist jeweils im Herbst vor der Hackfrucht und Gülle zu Welschem Weidelgras in den wachsenden Bestand zur Anwendung. Das Stroh wurde abgefahren. Daran schloss sich von 1995 bis 2004 eine Anbauperiode mit den Feldgemüsearten Buschbohne, Gurke, Kopfkohl, Zwiebel, Blumenkohl und Pfefferminze. Die Höhe der N-Düngung richtete sich von 1984 bis 2004 nach dem pflanzlichen N-Bedarf.

Ab dem Jahr 2005 setzt mit der Erweiterung der Lysimeteranlage um den zweiten Boden die dritte Anbauperiode ein. In der Fruchtfolge wechseln die Ackerkulturen Silomais, Braugerste, Winterraps, Winterweizen und Wintergerste. Es erfolgt eine fachgerechte N-Düngung nach dem Stickstoff-Bedarfs-Analyse-System (SBA) der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft [6]. Die Höhe der N-Düngung ergibt sich aus dem fruchtartenabhängigen N-Sollwert plus/minus Zu- und Abschläge für Höhenlage, Gründigkeit, Ertragserwartung, Sorte, Bestandsentwicklung, Halmstabilisator und Vorfrucht minus pflanzenverfügbarem Boden-N_{min}-Gehalt im Frühjahr und wird für die 2. und 3. N-Gabe durch Pflanzenanalyse präzisiert. Es wird eine mineralische und mineralisch-organische Düngungsvariante geprüft. Bei der mineralisch-organischen Variante wird ein Teil der empfohlenen N-Düngermenge in Form von Gülle appliziert: zu Winterraps 50 kg Gülle-N/ha als Kopfdüngung, zu Silomais 100 kg Gülle-N/ha in den wachsenden Bestand und nach Ernte von Braugerste 50 kg Gülle-N/ha zur

Zeitraum	Nutzung/ Variante	Braunerde-Tschernosem aus Löß (lö)			Para-Rendzina aus unterem Keuper (k)		
		mineralisch	organisch	gesamt	mineralisch	organisch	gesamt
1984...1994	Ackernutzung	117	88	205			
1995...2004	Feldgemüseanbau	138	13	151			
2005...2016	Ackernutzung						
	■ mineralisch	152		152	159		159
	■ mineralisch-organisch				115	50	165

Tabelle 2: N-Düngung (kg N ha⁻¹) im Mittel der Untersuchungsjahre

Rotte von Stroh. Der Gülle-N wird jeweils zu 100 % angerechnet. Das Stroh bleibt auf dem Feld. Die N-Düngermengen im Mittel der einzelnen Zeiträume gehen aus Tabelle 2 hervor.

Die Untersuchung der beiden Stufen der Wasserversorgung erfolgt mit zwei Wiederholungen. Die Düngungsvarianten werden mit drei bis vier Wiederholungen geprüft.

Der N-Saldo ergibt sich aus der Zufuhr mit der N-Düngung und der N-Abfuhr mit dem Erntegut. Die mit dem organischen Dünger zugeführte N-Menge wird zu 100 % angerechnet. Der N-Eintrag über Depositionen bleibt unberücksichtigt.

Begleitet wird der Lysimeterversuch seit dem Jahr 2005 durch zwei Feldversuche, die in unmittelbarer Nähe der Entnahmeorte der Lysimeter angelegt worden sind und die gleichen Düngungsvarianten wie im Feldversuch prüfen für die Bestimmung der Boden-Nährstoff-Gehalte.

2.2 Ergebnisse

2.2.1 Erträge

Die Tabelle 3 vermittelt die Erträge der beiden Böden im Mittel der Düngungsvarianten und Jahre von 2005 bis 2016. Der erwartete Ertragsunterschied zwischen den Böden ist nicht bei allen Fruchtarten festzustellen. Signifikant höhere Erträge auf dem tiefgründigen Löss werden nur bei Wintertraps und Sommergerste erzielt. Ursache dafür ist, dass der nutzbare Bodenwasservorrat der Lössböden in der Hälfte der Jahre nicht vollständig zur Verfügung steht und im Hinblick auf die Wasserversorgung kein großer Unterschied mehr zur Para-Rendzina (ku) festzustellen ist. Der signifikante Ertragsunterschied von Silomais und Sommergerste auf der Para-Rendzina zwischen den Düngungsvarianten ist auf die starke Heterogenität der nFKWe dieses Bodens zurückzuführen und kein Effekt der Düngungsvariante. Insgesamt ist festzustellen, dass in der Tendenz die Erträge auf dem tiefgründigen Lössboden etwas höher ausfallen als auf der Para-Rendzina und zwischen mineralischer und mineralisch-organischer Düngung kein Ertragsunterschied besteht.

2.2.2 Sickerwasserbildung und Austauschrate des Bodenwassers

Auf dem tiefgründigen Lössboden werden unter ackerbaulicher Nutzung im Mittel der Jahre von 1984 bis 1994 12 mm Sickerwasser je Jahr gebildet. Dieser Wert bestätigt sich in der ackerbaulich genutzten Periode von 2005 bis 2016 mit 14 mm je Jahr (Tabelle 4). In beiden Anbauperioden bleibt in der Hälfte der Jahre eine Sickerwasserbildung aus (Abbildung 3). In diesen Jahren ist der pflanzenverfügbare Bodenwasservorrat zu Vegetationsbeginn nicht vollständig aufgefüllt. Unter der An-

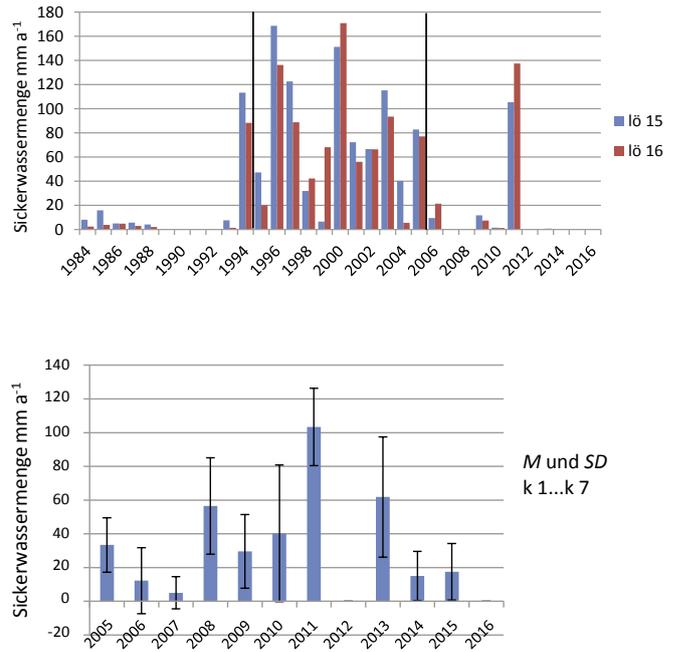


Abb. 3: Jahressickerwassermenge der Versuchsböden im Verlauf des Untersuchungszeitraumes (senkrechte schwarze Linien trennen die drei Anbauperioden beim Lössboden; lö15, lö16...Wiederholungen der lö-Lysimeter; k1...k7...alle k-Lysimeter der beiden Düngungsvarianten, M...arithmetischer Mittelwert, SD...Standardabweichung)

nahme, dass sich das Bodenwasser mit den darin gelösten N-Verbindungen vorwiegend über die Bodenmatrix bewegt und das in den Boden infiltrierende Niederschlagswasser das jeweils ältere Bodenwasser nach dem Kolbenprinzip schichtweise nach unten verdrängt, ergibt sich aus der Sickerwassermenge geteilt durch den volumetrischen Bodenwassergehalt bei Feldkapazität eine Verlagerungsstrecke von etwa 4 cm je Jahr.

Während des Anbauzeitraumes mit Feldgemüse von 1995 bis 2004 kommt es in jedem Jahr zum Abfluss von Sickerwasser (Abbildung 3). Die Sickerwasserrate liegt mit 79 mm je Jahr mehrfach höher als unter Ackernutzung. Ursachen dafür sind die kürzere Wachstumszeit, der geringere Wurzeltiefgang und die Verabreichung geringer Mengen Zusatzwasser zur Absicherung der erforderlichen Produktqualität. Die Verlagerungsstrecke des Sickerwassers erhöht sich auf 26 cm je Jahr, so dass es im Verlauf der zehnjährigen Anbauperiode mit Feldgemüse zu einem etwa vollständigen Austausch des bis in 2,3 m Tiefe vorhandenen Bodenwassers mit den darin gelösten Stoffen kommt.

	Anzahl Jahre	Braunerde-Tschernosem (lö)	Para-Rendzina (k)		GD _{Tukey, 5%}
		mineralisch	mineralisch	mineralisch-organisch	
Silomais	1	211 ^a	179 ^b	189 ^a	26,0
Sommergerste	3	64 ^a	52 ^b	59 ^c	4,2
Wintertraps	2	51 ^a	43 ^b	43 ^b	5,7
Winterweizen	2	79 ^a	73 ^a	76 ^a	7,0

Tabelle 3: Trockenmasseerträge (dt ha⁻¹) der Ackerkulturen auf den Versuchsböden im Mittel der Untersuchungsjahre von 2005 bis 2016 (Erträge mit unterschiedlichen Kennbuchstaben (a, b, c) unterscheiden sich signifikant bei p ≤ 0,05)

Zeitraum	Nutzung/ Variante	Sickerwasser- menge	N-Austrag	NO ₃ -Konzentration Sickerwasser	N-Zufuhr- Abfuhr-Saldo	N-Düngung gesamt
		mm a ⁻¹	kg ha ⁻¹	mg l ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
1984...1994	Ackernutzung, mineral.-org.	12,0	1,9	71	+25,3	205
1995...2005	Feldgemüseanbau, mineral.	78,6	28,2	159	+6,3	151
2006...2016	Ackernutzung, mineral.	13,9	1,0	33	-30,4	152
1984...2016		34,8	10,4	132	-0,7	169

Tabelle 4: N-Austrag, NO₃-Konzentration des Sickerwassers, Sickerwassermenge und N-Saldo auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß im Mittel der Untersuchungszeiträume

Auf der Para-Rendzina ist unter Ackernutzung im Mittel der Jahre von 2006 bis 2016 eine Sickerwasserrate von 31 mm je Jahr festzustellen. Der unterschiedlichen Substratabfolge der Böden zufolge variiert die Sickerwasserrate der Einzellysimeter zwischen 14 und 52 mm je Jahr. In zwei der zwölf Untersuchungsjahre bleibt eine Sickerwasserbildung aus (Abbildung 3), so dass auch auf diesem Standort nicht in jedem Jahr ein vollständig aufgefüllter Bodenwasserspeicher für das pflanzliche Wachstum zur Verfügung steht. Aus der Sickerwassermenge geteilt durch den volumetrischen Wassergehalt bei Feldkapazität ergibt sich eine Verlagerungsstrecke von 10 cm je Jahr bzw. eine Austauschrate des Bodenwassers von etwa 9 %. Da auf diesen Böden präferentieller Fluss angenommen werden kann, ist mit einer höheren jährlichen Verlagerungsstrecke des Bodenwassers zu rechnen als hier kalkuliert.

2.2.3 Nitratkonzentration des Sickerwassers, N-Austrag und N-Saldo

2.2.3.1 Braunerde-Tschernosem aus Löß

Auf dem Braunerde-Tschernosem aus Löß wird in der ackerbaulich genutzten Periode von 1984 bis 1994 Sickerwasser mit

einer Nitratkonzentration von durchschnittlich 71 mg NO₃/l gebildet. Der N-Austrag bemisst sich im Mittel der Jahre auf 1,9 kg N/ha und Jahr.

In der darauffolgenden zehnjährigen Anbauperiode mit Feldgemüse (1995 bis 2004), in der jedes Jahr Sickerwasser zum Abfluss kommt, ist ein Anstieg der Nitratkonzentration bis auf 580 mg NO₃/l beim Lysimeter lö 15 und 270 mg NO₃/l beim Lysimeter lö 16 zu erkennen (Abbildung 4). Danach vollzieht sich ein Rückgang bis auf 100 bis 200 mg NO₃/l im Jahr 2006. Der N-Austrag bemisst sich im Mittel dieser Periode auf 28 kg N/ha und Jahr.

Unter dem erneuten Einfluss von Ackernutzung im Zeitraum von 2005 bis 2016 kommt es in den Jahren 2009 bis 2011 und 2013 zur Sickerwasserbildung. Die Nitratkonzentration liegt in der Regel unter 30 mg NO₃/l und der N-Austrag fällt mit durchschnittlich 1 kg N/ha und Jahr sehr niedrig aus.

Die N-Salden der drei Anbauperioden belaufen sich auf +25, +6 und -30 kg N/ha und Jahr.

In Anbetracht dessen, dass unter Ackernutzung eine Verlagerungsstrecke von etwa 4 cm je Jahr angenommen werden kann, ist erst durch die mehrfach höhere Sickerwasserspende unter zehnjährigem Feldgemüseanbau (1995 bis 2004) ein etwa vollständiger Austausch des Bodenwassers der 2,3 m tiefen Wurzelzone zustande gekommen. Dadurch sind die unter vorgegangener Ackernutzung über einen Zeitraum von etwa 20 bis 30 Jahren im Boden akkumulierten mineralischen N-Verbindungen aus der Wurzelzone verdrängt worden. Der von 1984 bis 1994 erfasste N-Überschuss von +25 kg N/ha und Jahr war daran mit beteiligt. Der in der Tendenz gegenläufig zur NO₃-Konzentration des Sickerwassers zu beobachtende Verlauf der HCO₃-Konzentration deutet daraufhin, dass während der abflussreichen Periode unter Feldgemüse anaerobe Bedingungen im Unterboden den Ablauf der heterotrophen Denitrifikation begünstigt haben, wodurch die NO₃-Konzentration zeitweilig vermindert worden ist. Für den Anstieg der HCO₃-Konzentration kommt allerdings auch die bei hoher Sickerwassermenge zu erwartende CO₂-angetriebene Auflösung von pedogenem Calcit und Dolomit infrage [7,8].

Der negative N-Saldo von -30 kg N/ha in der dritten, ackerbaulich genutzten Periode von 2005 bis 2016 ist das Ergebnis einer fachgerechten N-Düngung, die neben dem pflanzlichen N-Bedarfswert den pflanzenverfügbaren Boden-N_{min}-Gehalt berücksichtigt. Tiefwurzelnde Kulturarten, wie Winterraps haben die sehr niedrige NO₃-Konzentration des Sickerwassers in diesem Zeitraum durch Entzug des mineralischen Stickstoffs aus

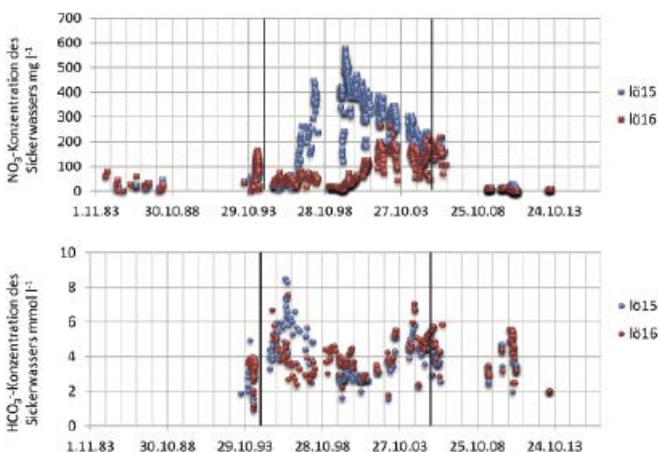


Abb. 4: Verlauf der NO₃- und HCO₃-Ionenkonzentration des Sickerwassers des Braunerde-Tschernosem aus Löß im Thüringer Becken von 1984 bis 2016 (lö15, lö16 ... Wiederholungen; senkrechte schwarze Linien trennen die drei Anbauperioden)

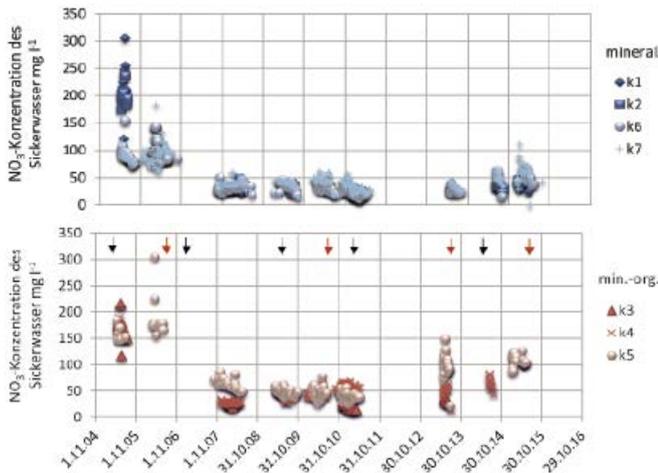


Abb. 5: Verlauf der NO₃-Konzentration des Sickerwassers der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Thüringer Becken bei mineralischer und mineralisch-organischer Düngung von 2005 bis 2016 (Schwarzer u. roter Pfeil ... Gülleappl. zur Veget. u. nach Ernte, k1, 2, 6, 7 und k3, 4, 5 ... Wiederholungen der k-Lysimeter)

dem Unterboden begünstigt. Langfristig ist ein negativer N-Saldo in dieser Größenordnung allerdings kritisch zu sehen, weil dadurch eine Minderung der N-Nachlieferung aus dem Boden stattfinden kann, die in der Vegetationszeit das pflanzliche Wachstum begrenzen kann.

2.2.3.2 Para-Rendzina aus unterem Keuper

Auf der Para-Rendzina führt fachgerechte N-Düngung zu einem raschen Rückgang der Nitratkonzentration des Sickerwassers von anfangs 60 bis 300 mg NO₃/l (2005 und 2006) auf etwa 50 mg/l ab dem Jahr 2007 (Abbildung 5). Dieser Trend vollzieht sich unabhängig von der Düngungsvariante.

In den Jahren 2013, 2014 und 2015 zeigt sich ein Anstieg der Nitratkonzentration des Sickerwassers beim Lysimeter k5 auf Jahresmittelwerte von 90 bis 116 mg NO₃/l. Diese Entwicklung ist im Zusammenhang mit einem überdurchschnittlich hohen N-Überschuss von +95 kg N/ha im Jahr 2012 infolge eines starken Befalls mit Feldmäusen zu sehen. Die N-Salden der übrigen k-Lysimeter fielen in diesem Jahr mit +37 bis +62 kg N/ha deutlich niedriger aus.

Im Mittel der Jahre wird bei mineralischer Düngung eine NO₃-Konzentration des Sickerwassers erzielt, die knapp unter dem Grenzwert für Grund- und Oberflächengewässer liegt (Tabelle 5). Bei mineralisch-organischer Düngung ist ein etwas höherer Wert von 61 mg/l festzustellen. Der Unterschied ist nicht

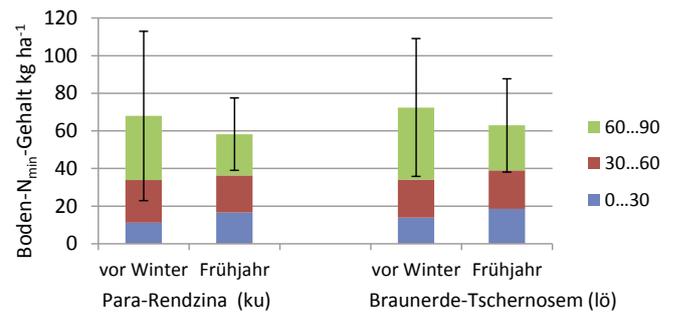


Abb. 6: Boden-N_{min}-Gehalt der Versuchsböden vor Winter und zu Vegetationsbeginn im Frühjahr im Mittel der Jahre 2005 bis 2017

signifikant und der N-Austrag der Düngungsvarianten ist nahezu identisch.

Mineralisch-organische Düngung mit 50 kg Gülle-N/ha und Jahr im Mittel der Fruchtfolge und eine Applikation in zwei von drei Fällen zur wachsenden Kultur und in einem Fall zur Rotte von Braugerste-Stroh hatte keine höhere N-Auswaschung zur Folge als alleinige mineralische N-Düngung. Auch die Erträge der beiden Düngungsvarianten waren vergleichbar (Tabelle 3).

2.2.4 Boden-N_{min}-Gehalt der Versuchsböden

Abbildung 6 zeigt den Boden-N_{min}-Gehalt der Versuchsböden jeweils vor Winter und im Frühjahr. Auf der Para-Rendzina (ku) bemisst sich der Boden-N_{min}-Gehalt im Frühjahr im Mittel der Jahre auf 58 kg N_{min}/ha. Der Vor-Winter-Wert liegt nur um 10 kg N_{min}/ha höher. Der meiste des in 90 cm Tiefe vor Winter im Boden enthaltenen mineralischen Stickstoffs steht im folgenden Frühjahr noch zur Verfügung. Der tiefgründige Lössboden unterscheidet sich vom Keuperverwitterungsboden nur darin, dass beide Werte um etwa 5 kg N/ha höher liegen. Auch auf dem Lössboden ist bis zum Frühjahr eine Abnahme des Vor-Winter-Wertes um 10 kg N_{min}/ha festzustellen.

Hohe N_{min}-Werte im Frühjahr werden beobachtet, wenn der N-Saldo im Vorjahr überdurchschnittlich hoch war, niedrige N_{min}-Werte, wenn Winterraps auf der Fläche stand und ein Teil des Vor-Winter-Wertes in der pflanzlichen Biomasse gebunden worden ist. Als weitere Ursachen für den Rückgang des Vor-Winter-Wertes bis zum Frühjahr kommen N-Immobilisation und N-Auswaschung infrage.

Im Ergebnis fachgerechter Düngung, die diesen im Frühjahr ermittelten N_{min}-Gehalt des Bodens bei der Bemessung der Düngung berücksichtigt, ergeben sich geringfügig positive N-Salden bei den Düngungsvarianten auf der Para-Rendzina (Tabelle 5). Auf dem Braunerde-Tschernosem (lö) ist mit einem

Zeitraum	Nutzung/ Variante	Sickerwasser-	N-Austrag	NO ₃ -Konzentration	N-Zufuhr-	N-Düngung
		menge				
		mm a ⁻¹	kg ha ⁻¹	mg l ⁻¹	kg ha ⁻¹	kg ha ⁻¹
2006...2016	Ackernutzung					
	■ mineral.	35,0	3,8	48,1	11,6	159
	■ mineral.-org.	26,2	3,6	60,9	4,7	165
	GD _{Tukey, 5%}	22,9	2,4	16,1		

Tabelle 5: N-Austrag, NO₃-Konzentration des Sickerwassers, Sickerwassermenge und N-Saldo auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper im Mittel der Jahre 2006 bis 2016

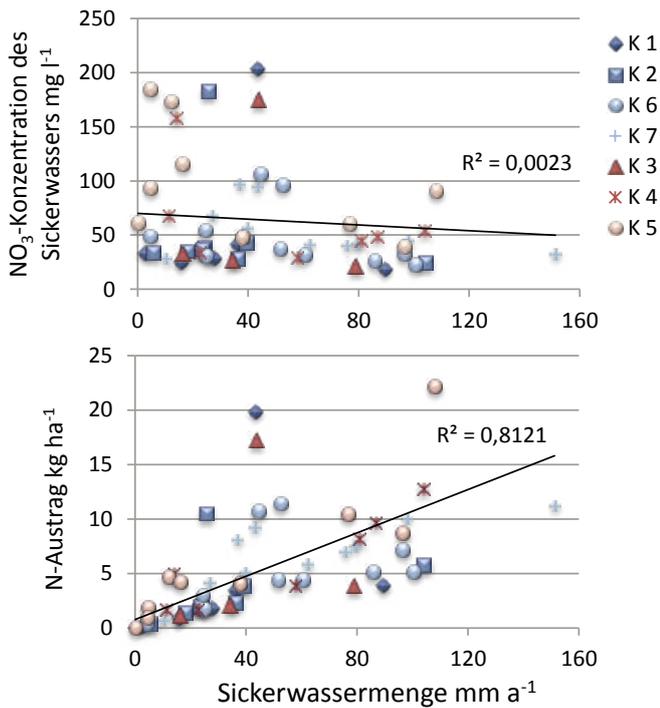


Abb. 7: Zusammenhang zwischen den Jahreswerten der Nitratkonzentration des Sickerwassers, des N-Austrages und der Sickerwassermenge (k1 ... 7 ... Wiederholungen der k-Lysimeter, blau ... mineralisch, rot ... mineralisch-organisch)

N-Saldo von -30 kg N/ha eine Aushagerung des N-Vorrates der Wurzelzone abgelaufen, die weiter zu beobachten ist.

2.2.5 Zusammenhang zwischen N-Austrag, Nitratkonzentration des Sickerwassers und Sickerwassermenge

Anhand der Abbildung 7 wird deutlich, dass die Sickerwassermenge auf der Para-Rendzina aus unterem Keuper kaum einen Einfluss auf die Nitratkonzentration des Sickerwassers hat.

Da die berechnete Verlagerungsstrecke des Bodenwassers bei etwa 10 cm je Jahr liegt, spielt die Verdünnung des Sickerwassers in niederschlagsreichen Jahren auf diesem für das Thüringer Becken typischen mittelgründigen lehmigen bis tonigen Standort kaum eine Rolle. Um eine niedrige Nitratkonzentration im Sickerwasser zu erreichen, kommt es darauf an, den Gehalt des Bodens an mineralischen Stickstoff vor Winter so weit wie möglich zu senken. Dem sind aus Gründen der Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit allerdings Grenzen gesetzt. Eine geringe Nitratkonzentration, d. h. weniger als 50 mg NO₃/l im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone ist bei fachgerechter Düngung in der Praxis nur schwierig oder kaum zu erreichen, da der Landwirt nicht alle den Ertrag beeinflussende Faktoren kontrollieren kann (Jahreswitterung, Schaderregerbefall, Ertragseinbuße im Vorgewende, Ertragsschwankungen in der Fläche aufgrund von Bodenheterogenität). Dafür kann die N-Fracht aus der Wurzelzone auf einen niedrigen Wert gebracht werden. Das ist begünstigt durch die geringe Austauschrate des Bodenwassers bzw. den geringen Anteil des während eines Winterhalbjahres aus der Wurzelzone verdrängten Bodenwassers mit dem darin gelösten Stickstoff. Einen engen Zusammenhang gibt es dagegen zwischen N-Austrag und Sickerwassermenge. Da sich der mineralische Stickstoff in den

Böden des Thüringer Beckens in der Regel über mehrere Jahre in der Wurzelzone akkumuliert, ist die Sickerwassermenge eine entscheidende Größe, die den N-Austrag bestimmt. Jahres-N-Salden haben nur einen geringen Einfluss auf die N-Auswaschung eines Jahres. Langfristig kommt es aber darauf an, über fachgerechte N-Düngung N-Salden zu senken und damit auch die N-Auswaschung.

2.3 Zusammenfassende Diskussion

In niederschlagsarmen Gebieten, wie dem Thüringer Becken, und mittel- bis tiefgründigen lehmigen bis tonigen Böden wird während der Abflussperiode eines Jahres nur ein Teil des Bodenwassers mit den darin gelösten mineralischen Verbindungen aus der Wurzelzone verdrängt. Der andere Teil steht im folgenden Jahr noch für das pflanzliche Wachstum zur Verfügung. Fachgerechte N-Düngung berücksichtigt den bis in 90 cm Tiefe verfügbaren N_{min}-Gehalt des Bodens und führte auf der Pararendzina (ku) zu einem raschen Rückgang der Nitratkonzentration des Sickerwassers bis in den Bereich um 50 mg NO₃/l. Dabei war es nicht von Belang, ob mineralisch oder mineralisch-organisch gedüngt wurde. Ursache für die vergleichbare N-Effizienz der Düngungsvarianten ist, dass der flüssige organische Dünger in zwei Fällen in der vierfeldrigen Fruchtfolge zur wachsenden Kultur und in einem weiteren Anwendungsfall zur Rotte von Stroh appliziert worden ist. Dadurch war entweder eine N-Bindung durch pflanzlichen Entzug oder durch Immobilisation in der organischen Bodensubstanz begünstigt. Den geringfügig positiven N-Salden stehen im langjährigen Mittel in etwa in gleicher Größenordnung geringe N-Austräge gegenüber. Dieses Ergebnis zeigt das Potenzial fachgerechter N-Düngung für die Minderung der N-Auswaschung. Heyn [9] kam zu einem ähnlichen Ergebnis auf einer Parabraunerde aus Löß mit 132 mm Sickerwasser je Jahr und 29 % Austauschrate des Bodenwassers. Zwischen den integrierten bewirtschafteten Varianten intensiver Ackerbaubetrieb, Gemischtbetrieb mit 0,8 GV/ha und Gemischtbetrieb mit 1,6 GV/ha gab es keine Unterschiede in der Nitratkonzentration des Sickerwassers, die einheitlich bei 40 mg NO₃/l lag und dem N-Austrag, der sich zwischen 8 und 16 kg N/ha bewegte. Demgegenüber standen ausgeglichene bis leicht positive N-Salden. Anhand der Lysimeteruntersuchungen von Haferkorn [10] bestätigt sich der Befund, dass in niederschlagsarmen Regionen Jahreswerte der N-Salden kaum einen Einfluss auf die N-Auswaschung haben. Sie schlussfolgerte für lehmige Böden der sächsischen Lößgefilde, dass Trockenjahre Akkumulationsjahre sind und feuchte Jahre zu hohen Nitratkonzentrationen und N-Frachten führen können. Die AG Kooperation Lysimeter [1] entwickelte aus der Auswertung langjähriger Lysimetermessreihen die Position, dass es auf den Böden in Mitteldeutschland bei Austauschraten unter 100% auch bei fachgerechter Düngung schwierig bleiben wird, die Nitratkonzentration des Sickerwassers unter 50 mg NO₃/l zu senken. Dafür zeigen die langjährigen Ergebnisse, dass bei N-Überschuss-Salden kleiner 20 kg N/ha auch die N-Auswaschung unter 20 kg N/ha gehalten werden kann. Das Denitrifikationspotenzial der ungesättigten Zone und des Grundwassers würde demnach in niederschlagsarmen Regionen bei fachgerechter Düngung nur mit einer geringen N-Fracht beansprucht werden.

Es kommt darauf an, die N-Fracht so weit wie möglich zu reduzieren. Die Bestimmung der Größe der unvermeidbaren N-

Auswaschung spielt dabei eine wichtige Rolle. Es handelt sich dabei um die Größe, die unter Ausnutzung aller für die Erzielung eines Optimalertrages und der erforderlichen Produktqualität verfügbaren pflanzen- und ackerbaulichen Maßnahmen entsteht. In Abhängigkeit von den Standortverhältnissen ist eine große Schwankungsbreite zu erwarten. Da die unvermeidbare N-Auswaschung langfristig durch Düngung ersetzt werden muss, entspricht sie dem unvermeidbaren N-Überschuss-Saldo, den der Landwirt langfristig nicht unterbieten kann. Da nicht alle den Ertrag beeinflussbaren Faktoren kontrolliert werden können, wie z. B. die Witterung, kann dieser Optimalwert nur in einem Toleranzbereich eingehalten werden [11]. Für den tiefgründigen Lößboden des Thüringer Beckens leitet sich bei ackerbaulicher Nutzung eine unvermeidbare N-Auswaschung von etwa 2 kg N/ha und Jahr ab. Zusätzlich eines Toleranzbereiches ergibt sich daraus ein standortabhängiger Schwellenwert von 2 bis 22 kg N/ha, wobei der Optimalwert im mehrjährigen Mittel angestrebt werden sollte.

Mit solchen standortabhängigen Schwellenwerten für N-Salden kann der Landwirt prüfen, ob er die acker- und pflanzenbaulichen Möglichkeiten für eine Minimierung der N-Auswaschung ausreichend genutzt hat.

Literatur

- [1] Kooperation Lysimeter, 2013: *Wirkung landwirtschaftlicher Nutzung auf die N-Auswaschung anhand langjähriger Lysimetermessungen in Mittel- und Nordostdeutschland und Schlussfolgerungen für die Minimierung der N-Befruchtung der Gewässer*. Schriftenreihe der TLL Heft 6. 221 S.
- [2] Kooperation Lysimeter, 2018: *Langjährige Untersuchungen zur P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland*. In: Neues aus Untersuchung und Forschung der TLL. Bericht 1. 257 S.
- [3] Werner, T., Müller, M., Sattler, L., Perner, J., Pagels, B., Kirsten, B., Bärwolf, M., Fürstenau, C. und Marschall, K., 2017: *Kurzbericht zu Regionale Gewässerschutzkooperationen in Thüringen von 2009 bis 2017*.
- [4] TLUG, 2017: *Kurzfassung einer Studie zur Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Thüringer Gewässer sowie Identifizierung relevanter Eintragspfade*.
- [5] Roth, D., Günther, R., Knoblauch, S. und Michel, H., 2005: *Wasserhaushaltsgrößen von Kulturpflanzen unter Feldbedingungen*. In Schriftenreihe der TLL, Heft 1. 159 S.
- [6] Zorn, W.; Heß, H.; Albert, E.; Kolbe, H.; Kerschberger, M.; Franke, G., 2007: *Düngung in Thüringen 2007 nach „Guter fachlicher Praxis“*. Schriftenreihe der TLL, Heft 7. 186 S.
- [7] Furrer, G. und Sticher, H., 1999: *Böden als Naturkörper. Chemische Verwitterungsprozesse*. In: Handbuch der Bodenkunde 1. Erg. Lfg. 12/96
- [8] Knoblauch, S., 2018: *P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus einem Braunerde-Tschernosem aus Löß und eine Para-Rendzina aus unter*

rem Keuper unter ackerbaulicher Nutzung im Thüringer Becken. In: Kooperation Lysimeter (2018), siehe Literatur. S. 124–155

- [9] Heyn, J., 2013: *Bewirtschaftungsmodelle im Vergleich – Lysimeterversuch in Kassel-Harleshausen. Aspekte: Produktivität, Wasser- und Stickstoffeffizienz*. In Kooperation Lysimeter, 2013. siehe Literatur. S. 44–68
- [10] Haferkorn, U., 2013: *N-Auswaschung unter Ackernutzung auf Böden der sächsischen Lößgefilde*. In: Kooperation Lysimeter, 2013. siehe Literatur. S. 117–140
- [11] Eckert, H. und G. Breitschuh, 1997: *Stoff- und Energiebilanzen im landwirtschaftsbetrieb*. In: VDLUFA-Kongressband 1997, S. 51–71

Autorin

Dr. Steffi Knoblauch
 Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
 Naumburger Straße 98
 07743 Jena

E-Mail: steffi.knoblauch@tll.thueringen.de



Anzeige

Unser Expertentipp



DWA-M 504-1
Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen – Teil 1: Grundlagen, experimentelle Bestimmung, Gewässerverdunstung
 Mai 2018
 140 Seiten, A4
 ISBN 978-3-88721-582-8
 113,00 € / 90,40 €*



DWA-Themen T 2/2015
Stickstoffumsatz im Grundwasser
 März 2015
 87 Seiten, A4
 ISBN 978-3-88721-225-4
 92,00 € / 73,60 €*



Software
Wasserbilanz-Expert (WABILA)
 mehr Infos unter www.dwa.de/software
 240,00 € / 192,00 €*

* für fördernde DWA-Mitglieder
 ** für DWA-Mitglieder

www.dwa.de



Kommt ein Vogel geflogen...

die DWA twittert unter: [@dwa_ev](https://twitter.com/dwa_ev)

Werden Sie unser Follower

Nitrateintrag ins Grundwasser und Abbaumechanismen an verschiedenen Fallbeispielen

Nils Cremer (Bergheim), Roland Schindler und Katharina Greven (Viersen)

Zusammenfassung

Bundesweit verfehlen mehr als ein Viertel aller oberflächennahen Grundwasservorkommen die Zielvorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie für Nitrat. Entscheidend für die Nitratkonzentrationen sind neben den Nitrateinträgen, vor allem durch die Landwirtschaft, die Nitratabbaupotenziale in den Grundwasserleitern. Verschiedene Nitratabbauprozesse haben unterschiedliche Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit. Das Nitratabbaupotenzial ist aber endlich und nicht regenerierbar.

Schlagwörter: Nitrat, Grundwasser, Abbaupotenzial, Wasserrahmenrichtlinie, Landwirtschaft, Grundwasserleiter

DOI: 10.3243/kwe2018.06.006

Abstract

Introduction of nitrates into groundwater and elimination mechanisms using a variety of case studies

More than a quarter of all of Germany's groundwater resources close to the surface do not meet nitrate targets set forth in the EU Waste Framework Directive. Nitrate introduction, primarily caused by farming, and the potential to eliminate nitrate from aquifers are key for nitrate concentrations. A variety of nitrate elimination processes have varying impacts on groundwater quality. However, the potential for nitrate elimination is finite and cannot be regenerated.

Key words: nitrate, groundwater, elimination potential, Water Framework Directive, farming, aquifer

Einleitung

Stickstoffverbindungen gelangen insbesondere über den Sickerpfad ins Grundwasser. Dabei erfolgt der Eintrag vor allem während der Wintermonate, wenn die oberen Bodenschichten ihre Wassersättigung erreicht haben und der noch vorhandene, mineralisierte Stickstoff vornehmlich als leicht wasserlösliches Nitrat mit dem Sickerwasser in tiefere Bodenschichten und letztlich ins Grundwasser verlagert wird. Besonders groß ist die Gefahr dabei vor allem unter landwirtschaftlich oder gartenbaulich genutzten Flächen, bei denen durch eine Überversorgung der Böden, durch späte Bodenbearbeitung oder die Einarbeitung von Pflanzenresten am Ende der Vegetationsperiode große Mengen an Nitrat-Stickstoff im Boden verbleiben. Bundesweit verfehlen mehr als ein Viertel aller oberflächennahen Grundwasservorkommen die Zielvorgaben der europäischen Wasserrahmenrichtlinie für Nitrat (Abbildung 1). Vor dem Hintergrund einer weiteren Spezialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft ist zu befürchten, dass sich diese Situation trotz der Vorgaben der neuen Düngeverordnung in den kommenden Jahren nicht wesentlich verbessert. Dies gilt insbesondere für die Regionen mit hoher Viehdichte oder großem Flächenanteil mit Gemüseanbau.

Die Trinkwasserversorgungsunternehmen haben in der Vergangenheit auf die steigenden Nitratkonzentrationen mit Standortverlagerungen von Brunnen, Erschließung tieferer Grundwasservorkommen und der Erforschung von Aufbereitungsverfahren reagiert. Bei günstigen hydrogeologischen Standortbedingungen, wie der Verbreitung von stockwerkstrennenden Tonschichten, wurde von vielen Wasserversorgungsunternehmen u. a. am Niederrhein als kurzfristig umsetzbare Strategie die Erschließung tieferer Grundwasservorkommen favorisiert. In einigen Fällen erfüllte die Erschließung tieferer Grundwasserleiter nicht die Erwartungen im Hinblick auf eine Verminderung der Nitratkonzentration. Insbesondere bei Brunnenstandorten in der Nähe von Versandungszonen innerhalb der stockwerkstrennenden Tonschichten drang anthropogen belastetes oberflächennahes Grundwasser über diese „geologischen Fenster“ in die tieferen Stockwerke vor. So kam es in einzelnen Fällen innerhalb von kurzen Zeiträumen wieder zu einem schnellen Anstieg der Nitratkonzentration in den neu errichteten Brunnen. In der Folge wurden diese bereits nach einigen Jahren wieder stillgelegt oder mit verminderter Leistung betrieben.

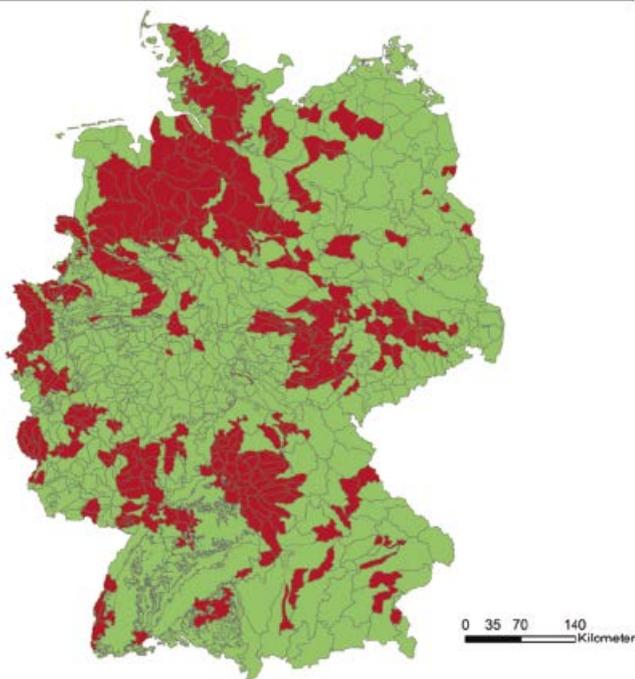


Abb. 1: Chemischer Zustand des Grundwassers in Deutschland aufgrund der Nitratbelastung, grün = guter Zustand, rot = schlechter Zustand (Quelle: Auswertung des UBA und des FZ Jülich nach WasserBLICK, Stand 2012 sowie Angaben der Länder (Mecklenburg-Vorpommern, Bayern))

Aus anderen Brunnen, die im Bereich von ausreichend mächtigen und durchgängigen Tonschichten errichtet wurden, wird zum Teil auch nach über 30 Jahren Betriebszeit noch heute nitratfreies Grundwasser gefördert. Dennoch unterscheidet sich die Beschaffenheit des heute gewonnenen Grundwassers deutlich von der vor 30 Jahren. Anhand von Zeitreihenbetrachtungen wurde in vielen Messstellen im Bereich durchgehender Tonverbreitung ein kontinuierlicher Anstieg des anthropogenen Einflusses festgestellt und für verschiedene Einzugsgebiete ein Nitratabbau ermittelt.

Am Beispiel von drei Einzugsgebieten von Trinkwassergewinnungsanlagen sollen in diesem Beitrag die Auswirkungen des Nitratreintrags und -abbaus bei unterschiedlichen Standortbedingungen dargestellt werden.

Fallbeispiel 1 – Nutzungsabhängige Entwicklung der Nitratkonzentrationen ohne Hinweise auf Nitratabbau

Fehlt das Nitratabbau Potenzial innerhalb des Grundwasserleiters, hängt die Konzentrationsentwicklung des Nitrats von der Flächennutzung und den damit verbundenen Stickstoffüberschüssen sowie der Höhe der Grundwasserneubildungsrate ab. Die Transportgeschwindigkeit des Nitrats entspricht der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers. Im vorliegenden Beispiel wird das Einzugsgebiet eines Wasserwerks in der Niederrheinischen Bucht betrachtet, dessen Brunnen das oberste Grundwasserstockwerk erschließen. Dieses wird nahezu ausschließlich ackerbaulich bewirtschaftet. Die Bewirtschaftungsintensität hat in den letzten Jahren und Jahrzehnten zugenommen, was sich an einem zunehmenden Anbau von Sonderkulturen zeigt.

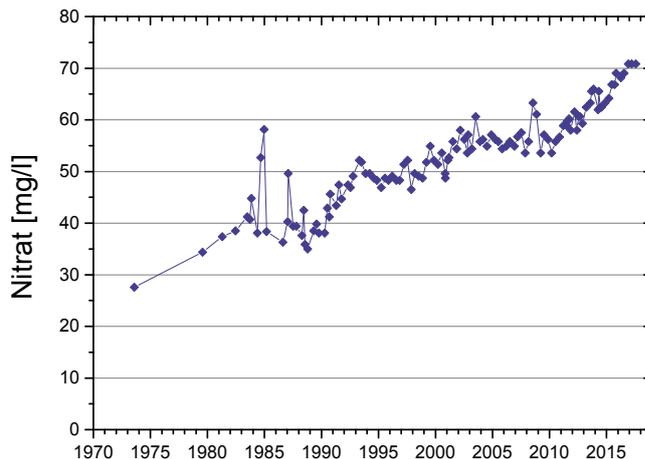


Abb. 2: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser eines Brunnens ohne Hinweise auf Nitratabbauvorgänge

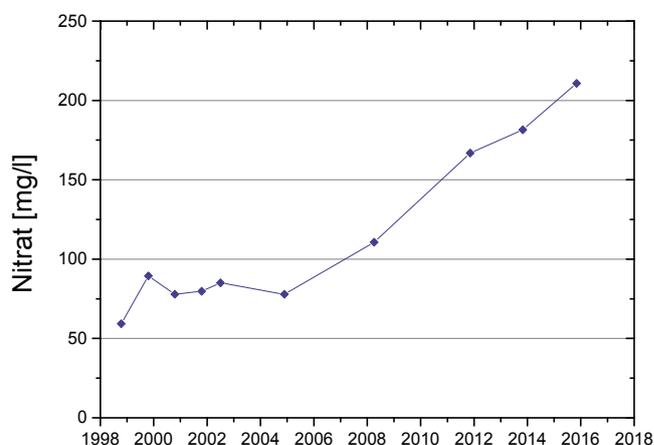


Abb. 3: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser einer Messstelle, in deren Zustrom eine Umstellung auf Sonderkulturanbau erfolgte

Das Wasser wird am Beispielstandort aus einer Tiefe von etwa zehn Metern gewonnen. Die Flurabstände betragen meist um fünf Meter, in seltenen Fällen innerhalb des Einzugsgebietes bis zu neun Meter. Die wassererfüllte Mächtigkeit des Grundwasserleiters liegt bei durchschnittlich etwa 15 Metern. Aus den hydrogeologischen Randbedingungen kann abgeschätzt werden, dass die Verweildauer als Summe aus Sickerwasserpassage in der ungesättigten Zone und Fließstrecke innerhalb des Grundwasserleiters maximal 15 Jahre beträgt. Demzufolge wird ein junges Grundwasser gefördert, in dessen Beschaffenheit sich Landnutzungsänderungen oder Änderungen der Bewirtschaftungsintensität innerhalb weniger Jahre bemerkbar machen.

In Abbildung 2 ist die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Rohwasser eines der Förderbrunnen dargestellt, die in einem über 40-jährigen Messzeitraum von unter 30 mg/l auf über 70 mg/l Nitrat zugenommen hat. Trotz einer inzwischen über 20-jährigen Kooperationsarbeit zwischen Wasserwirtschaft und Landwirtschaft hat sich der Konzentrationsanstieg seit etwa 2010 sogar noch beschleunigt.

Anzeichen für Nitratabbauvorgänge, die in den folgenden Fallbeispielen aus der Konzentrationsentwicklung der übrigen wichtigen Anionen wie Sulfat, Chlorid und Hydrogencarbonat

abgeleitet werden können, ergeben sich am vorliegenden Standort nicht. Darüber hinaus lassen die stetig steigenden Nitratwerte keine wesentliche Konzentrationsminderung durch Abbauvorgänge erwarten.

Hinweise auf eine Ursache der Konzentrationsanstiege ergeben sich durch die Daten einer im Einzugsgebiet des Brunnens gelegenen Grundwassermessstelle. Diese ist in einer Tiefe von acht bis elf Metern verfiltert. Bei einem Flurabstand von etwa acht Metern befindet sich der Filter direkt an der Grundwasser Oberfläche. Das geförderte Grundwasser bildet daher unmittelbar die Stoffeinträge aus dem Sickerwasser am Messstellenstandort ab. Die an und im Zustrom der Messstellen gelegenen Flächen werden seit der Jahrtausendwende nicht mehr nur – wie in der Niederrheinischen Bucht häufig zu beobachten – durch Getreide und Zuckerrüben bewirtschaftet, es werden dort außerdem düngintensive Sonderkulturen angebaut, so dass von erhöhten Stickstoffüberschüssen ausgegangen werden kann.

In der Entwicklung der Nitratkonzentrationen sind bis Mitte der 2000er Jahre gleichbleibende Werte erkennbar, die etwa in der Spanne zwischen 80 mg/l und 90 mg/l Nitrat liegen (Abbildung 3). Danach zeigt sich ein kontinuierlicher und steiler Konzentrationsanstieg, der im zum Zeitpunkt der letzten Beprobung im Jahr 2015 einen Wert von 211 mg/l Nitrat erreicht hat und auf die Umstellung der Bewirtschaftung bzw. die zunehmenden Stickstoffüberschüsse im Zusammenhang mit dem Sonderkulturanbau zurückgeführt werden kann.

Aufgrund der vergleichsweise geringen Fließzeit zwischen Messstelle und Brunnen, die anhand der hydraulischen Kenngrößen des Grundwasserleiters auf etwa sechs bis acht Jahre abgeschätzt werden kann, ist bereits von einem Beitrag der hohen Nitrateinträge am Messstellenstandort zu den in Abbildung 2 erkennbaren Konzentrationsanstiegen im Brunnen auszugehen.

In dem Einzugsgebiet der Brunnen einer anderen Wassergewinnungsanlage in der Niederrheinischen Bucht liegt eine Messstelle, deren Daten verdeutlichen, wie schnell und in welchem Ausmaß die Nitratkonzentrationen bei Maßnahmen zur Verminderung der Stickstoffüberschüsse – in diesem Fall einer Extensivierung – sinken können (Abbildung 4). Die Messstelle ist ebenfalls im Bereich der Grundwasser Oberfläche verfiltert. Der Flurabstand beträgt sechs Meter und liegt im unmittelba-

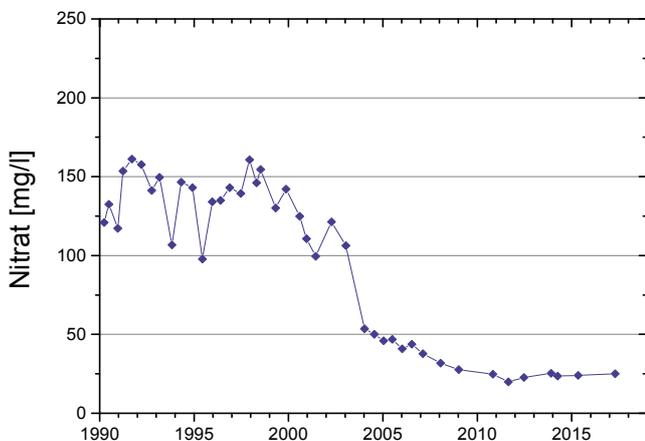


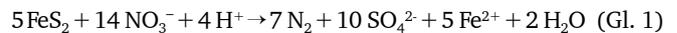
Abb. 4: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen im Grundwasser einer Messstelle, in deren Zustrom ein Golfplatz errichtet wurde

ren Abstrom eines Golfplatzes, der in der ersten Hälfte der 1990er Jahre seinen Betrieb aufgenommen hat.

Bereits wenige Jahre nach Beendigung des Ackerbaus und der Umstellung auf den Golfplatzbetrieb, der einer landwirtschaftlichen Dauergrünlandnutzung vergleichbar ist, erfolgt ab dem Jahr 2000 ein Rückgang der Nitratkonzentrationen. Nachdem im Jahr 2004 erstmals die Umweltqualitätsnorm von 50 mg/l Nitrat unterschritten wurde, haben sich ab 2010 konstant niedrige Werte von etwa 25 mg/l Nitrat eingestellt. Somit ist etwa 15 Jahre nach Inbetriebnahme des Golfplatzes die Änderung der Grundwasserbeschaffenheit infolge der geänderten Flächennutzung abgeschlossen und verdeutlicht die vergleichsweise schnelle „Reaktionszeit“ der Grundwasserbeschaffenheit auf die Bewirtschaftungsänderung.

Fallbeispiel 2 – Nitratabbau durch Sulfidminerale wie Pyrit (chemo-lithotrophe Denitrifikation)

Bei der Denitrifikation nimmt der im Nitrat gebundene Stickstoff Elektronen auf, die durch Bakterien mittels Enzymen mobilisiert werden und wird dadurch reduziert. Damit der Prozess ablaufen kann, muss ein entsprechendes Reduktionsmittel (Elektronenlieferant) vorliegen, das bei der Reaktion selbst durch die Elektronenabgabe oxidiert wird. Besteht dieses überwiegend feststoffgebundene Nitratbaupotenzial im Grundwasserleiter aus anorganischen Schwefelverbindungen (Disulfidminerale, FeS₂ wie Pyrit oder Markasit; Sulfidminerale, FeS wie Pyrrhotin), spricht man von einer chemo-lithotropen Denitrifikation, die nach Gleichung 1 abläuft:



Als Beispiel für die chemo-lithotrophe Denitrifikation soll ein Untersuchungsgebiet in der mittleren Niederrheinischen Bucht herangezogen werden. Der Untergrund wird hier gebildet aus einer Wechselfolge sandig-kiesiger Schichten, die während der Kaltzeiten des Pleistozäns abgelagert wurden, und aus den Zwischeneiszeiten stammender tonig-schluffiger Sedimente, die zum Teil höhere organische Anteile enthalten. Durch diese Wechselfolge von gut und gering durchlässigen Schichten hat sich im Untersuchungsgebiet ein hydrogeologisches Stockwerkssystem gebildet, deren einzelne Horizonte sich hydraulisch und hydrochemisch deutlich voneinander unterscheiden (Abbildung 5).

Die Förderung an dem betrachteten Gewinnungsstandort erfolgt ausschließlich aus den pliozänen Kiesen und Sanden unterhalb des Reuvertons (Horizonte 11B und 11D, Abbildung 5). Aus den Brunnen dieser Wassergewinnung wird zum Teil auch nach über 30 Jahren Betriebszeit noch heute nitratfreies Grundwasser gefördert. Dennoch unterscheidet sich die Beschaffenheit des heute gewonnenen Grundwassers deutlich von der vor 30 Jahren. Während die Nitratkonzentration in den Förderbrunnen unterhalb der Nachweisgrenze verharrt, steigen die Jahresdurchschnittswerte der Anionen Chlorid und Sulfat deutlich an. Auffallend ist auch der deutliche Anstieg der Eisenkonzentrationen.

Nachweis des Nitratabbaus

Zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen den hydraulischen Verhältnissen und den hydrochemischen Eigenschaften

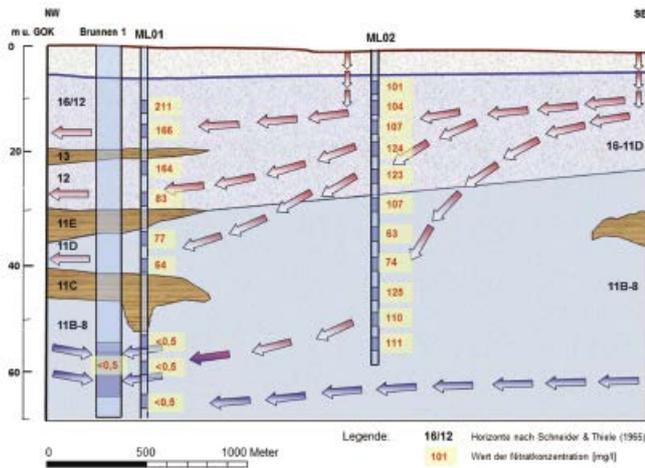


Abb. 5: Hydrogeologische Verhältnisse und Nitratkonzentration im Anströmungsbereich der betrachteten Wassergewinnung

im pliozänen Grundwasserleiter wurde zunächst die Beschaffenheit der Grundwassermessstellen unterhalb des Reuvertons im Verlauf der letzten 30 Jahre kontinuierlich beobachtet. Anhand dieser Zeitreihenbetrachtungen wurde in vielen Messstellen im Bereich durchgehender Tonverbreitung ein stetiger Anstieg der Chloridkonzentration festgestellt. Mit Hilfe der bereits zu Beginn der Erschließung des tieferen Aquifers einsetzenden hydrochemischen Messungen konnte für den anthropogen unbeeinflussten Bereich der pliozänen Grundwasservorkommen ein Konzentrationsniveau von ca. 12 mg/l ermittelt werden. Aus dieser Kenntnis und der Annahme einer mittleren Chloridkonzentration von 60 mg/l für oberflächennahes, anthropogen beeinflusstes Grundwasser konnte anhand der Chloridkonzentrationen in den Grundwassermessstellen der Zumischungsanteil oberflächennahen Grundwassers nach Gleichung 2 abgeschätzt werden [1]:

$$x = \frac{c_{Cl^-,Probe} - c_{Cl^-,Horizont\ 11B-8}}{c_{Cl^-,Horizont\ 11D} - c_{Cl^-,Horizont\ 11B-8}} * 100 \quad (Gl. 2)$$

- x Zumischungsanteil des Grundwassers aus dem Horizont 11D [%]
- $c_{Cl^-,Probe}$ Chloridkonzentration des Horizontes 11B-8 im Jahr 2015 [mg/l]
- $c_{Cl^-,Horizont\ 11B-8}$ Unbeeinflusste Chloridkonzentration des Horizontes 11B-8 [mg/l]
- $c_{Cl^-,Horizont\ 11D}$ Chloridkonzentration des Grundwassers aus dem Horizont 11D im Jahr 2015 [mg/l]

Mit dieser Methode konnte ermittelt werden, dass in unmittelbarer Umgebung der untersuchten Wassergewinnung der Zumischungsanteil des oberflächennahen Grundwassers im Jahr 2015 zwischen 60 und 90 % betrug, während er Ende der 80er Jahre noch unter 10 % lag.

Das in Abbildung 5 dargestellte schematische Profil zeigt, dass die hohen Nitratkonzentrationen des geologischen Fensters unterhalb des Reuver-Tons rasch abnehmen, sodass im Brunnen 1 nitratfreies Wasser gefördert werden kann. Es ist daher davon auszugehen, dass auf dieser Fließstrecke ein durch Mikroorganismen katalysierter Nitratabbau vorliegt. Der seit 1983 betriebene Brunnen 3 weist mit einem Zumischungsanteil von 100 % im Jahr 2015 eine vollständige Beeinflussung durch das aus dem Horizont 11D stammende

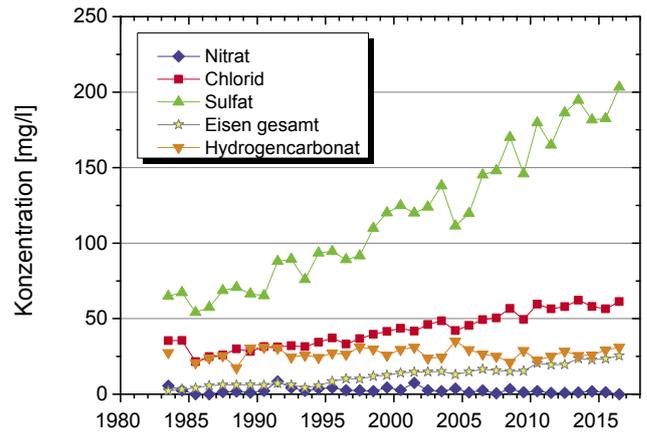


Abb. 6: Entwicklung der Anionenkonzentration in einem Brunnen der betrachteten Wassergewinnung

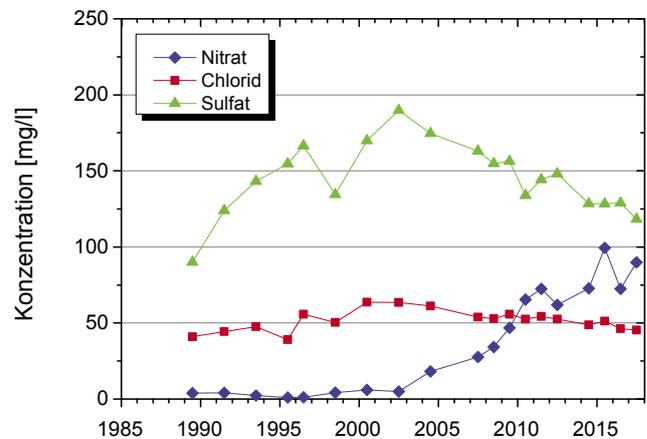


Abb. 7: Anstieg der Nitratkonzentrationen als Indiz für ein nachlassendes Denitrifikationspotenzial an einer Grundwassermessstelle im Einzugsgebiet der betrachteten Wassergewinnung

Grundwasser auf. Hierbei ist die Chloridkonzentration seit 1985 stetig angestiegen, während sich die Nitratkonzentration kaum erhöht hat (Abbildung 6). Auch das Konzentrationsniveau des Hydrogencarbonats hat sich kaum verändert. Stattdessen ist die Sulfatkonzentration bis auf 203 mg/l im Jahr 2016 stark gestiegen. Dies lässt darauf schließen, dass im Untersuchungsgebiet die chemo-lithotrophe Denitrifikation überwiegt. Diese Feststellung wird durch den simultanen Anstieg der Eisenkonzentration bis auf 25,5 mg/l im Jahr 2016 bestätigt.

Mit Hilfe der $N_2/Argon$ -Methode konnte im Anstrombereich der Wassergewinnung der Fortschritt der Denitrifikation bei zunehmender Reaktionsdauer ebenfalls nachgewiesen werden [2]. Grundlage dieser Methode ist die Bestimmung des Verhältnisses von Stickstoff und Argon zur Prozessidentifikation des Nitratabbaus. Findet im Grundwasserleiter eine Denitrifikation statt, entsteht durch den Abbau Exzess-Stickstoff. Da Argon in seiner Konzentration nicht verändert wird, verschiebt sich das N_2/Ar -Verhältnis zum Stickstoff hin und wird somit größer. Um die Brunnen findet ein vollständiger Nitratabbau statt, so dass das Grundwasser dort nitratfrei ist. An zwei Messstellen konnte allerdings bei Vergleich der Sulfat-, Nitrat- und Chloridganglinien bereits die Erschöpfung des Abbaus ermittelt werden (Abbildung 7).

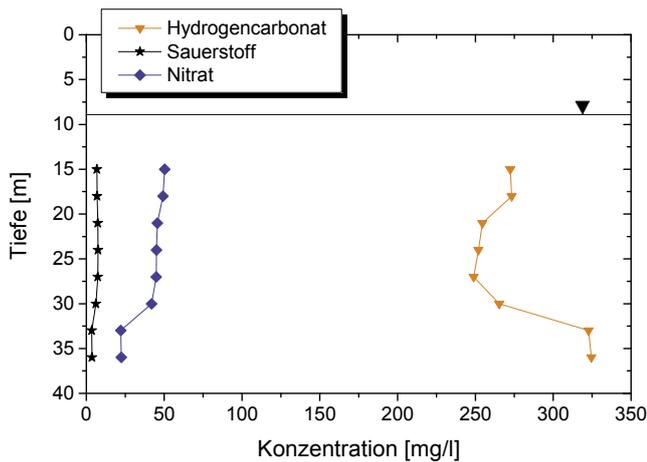


Abb. 10: Tiefenspezifische Entwicklung der Nitrat-, Sauerstoff- und Hydrogencarbonatkonzentrationen in einer Multilevel-Messstelle im Jahr 2014

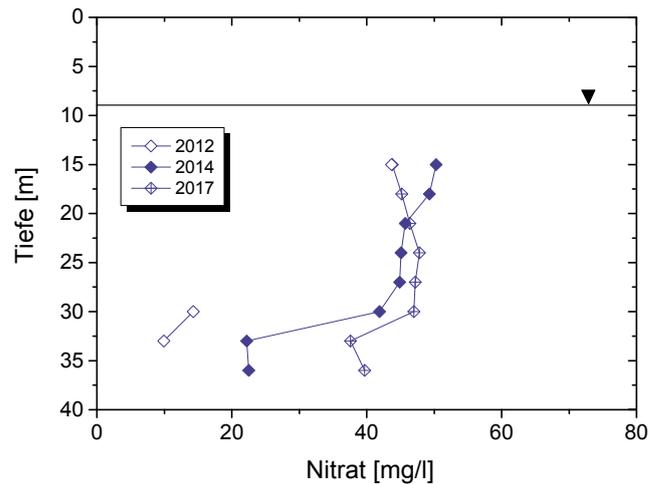


Abb. 11: Tiefenspezifische Entwicklung der Nitratkonzentrationen zu verschiedenen Zeitpunkten (2012, 2014 und 2017) als Hinweis auf ein Nachlassen des Nitratabbaus. Die mittleren Filterelemente wurden 2012 nicht beprobt

nen bis zu 100 mg/l während am betrachteten Standort Werte um 50 mg/l Nitrat vorherrschen. In einer Multilevel-Messstelle wird unterhalb einer Tiefe von etwa 30 m ein sprunghafter Rückgang der Nitratwerte auf unter 25 mg/l beobachtet (Abbildung 9).

Die elektrischen Leitfähigkeiten sind über den untersuchten Tiefenbereich annähernd konstant (ohne Abbildung). Eine einheitliche Tiefenverteilung weisen auch die Konzentrationen der Chlorid- und Sulfationen auf (Abbildung 9). Da am Niederrhein sehr häufig eine enge Korrelation zwischen landwirtschaftlich bedingten Stoffeinträgen bei Nitrat, Chlorid und Sulfat beobachtet wird [3], ist von einem langjährig gleichbleibenden Stoffeintrag in das Grundwasser auszugehen, der die Nitratzufuhr einschließt. Der Konzentrationsrückgang des Nitrats unterhalb von 30 m Tiefe weist daher auf einen Nitratabbau hin.

Eine chemo-lithotrophe Denitrifikation, die im Fallbeispiel 2 nachgewiesen wurde, kann hier ausgeschlossen werden, weil sich die Sulfatkonzentrationen mit zunehmender Tiefe nicht nennenswert ändern. Wäre der in Abbildung 9 festgestellte Rückgang der Nitratwerte um 28 mg/l (von 50 mg/l auf 22 mg/l) aufgrund einer Reduktion durch Sulfidminerale zustande gekommen, hätte ein Anstieg der Sulfatkonzentrationen um etwa 30 mg/l stattgefunden, wird aber nicht beobachtet.

Neben den anorganischen Schwefelverbindungen (siehe Fallbeispiel 2) kann ein Grundwasserleiter auch Reduktionsmittel in Form von organischem Kohlenstoff (Holz, Torf, Lignit) enthalten. In diesem Fall erfolgt der Nitratabbau nach Gleichung 3 und wird als chemo-organotrophe Denitrifikation bezeichnet:



Der in Abbildung 10 erkennbare Konzentrationsanstieg des Hydrogencarbonats in der Multilevel-Messstelle ist das Ergebnis des Nitratabbaus durch organische Substanz gemäß Gleichung 3 und belegt die chemo-organotrophe Denitrifikation an der Basis des Grundwasserleiters. Ein Abbau von Sauerstoff, sehr wahrscheinlich ebenfalls durch Reaktion mit organischer Substanz, findet ebenfalls statt, wie die sinkenden O_2 -Konzentrationen zeigen. In dem silikatischen Porengrundwasserleiter fehlen Mineralphasen wie Karbonate, die ebenfalls als Quelle

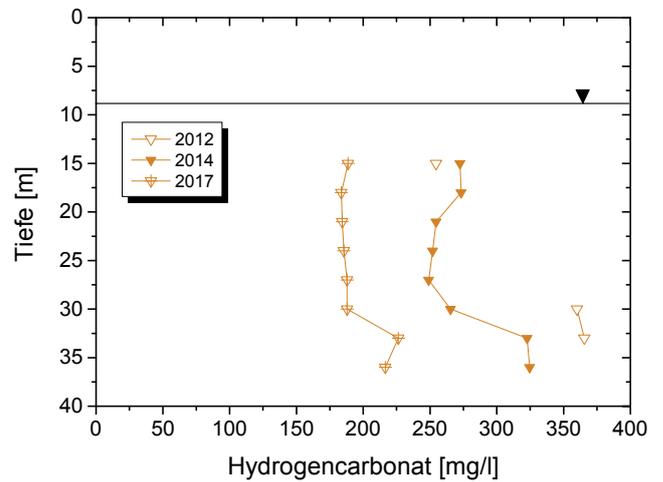


Abb. 12: Tiefenspezifische Entwicklung der Hydrogencarbonatkonzentrationen zu verschiedenen Zeitpunkten (2012, 2014 und 2017) als Hinweis auf ein Nachlassen des Nitratabbaus. Die mittleren Filterelemente wurden 2012 nicht beprobt

anorganischen Kohlenstoffes in Frage kommen. Die Konzentrationsunterschiede im Bereich der oberen Filterelemente können durch den Prozess des Nitratabbaus allerdings nicht erklärt werden.

Gelöster organischer Kohlenstoff ist aufgrund der im Grundwasser am Niederrhein meist geringen Konzentrationen um 1 mg/l mengenmäßig unbedeutend und könnte rechnerisch einen Abbau von maximal 4 mg/l Nitrat bewirken.

Neben der tiefenspezifischen Entwicklung liegen auch Erkenntnisse über den zeitlichen Verlauf der Daten vor. Ein Vergleich der Nitratkonzentrationen aus den Jahren 2012, 2014 und 2017 verdeutlicht den Anstieg der Werte an der Basis des Grundwasserleiters von etwa 10 mg/l Nitrat im Jahr 2012 auf annähernd 40 mg/l Nitrat im Jahr 2017 (Abbildung 11). Dies ist ein eindeutiger Hinweis darauf, dass das Nitratabbau-potenzial am vorliegenden Standort aufgezehrt ist, die Denitrifikation somit nachlässt und in den Folgejahren zum Erliegen kommen dürfte.

Unterstützt wird diese Bewertung durch die Entwicklung der Hydrogencarbonatkonzentrationen, die aufgrund des nachlassenden Nitratabbaus und der damit verbundenen geringeren Mobilisation anorganischen Kohlenstoffes von 2012 bis 2017 gesunken sind (Abbildung 12).

Fazit

In Grundwasserleitern ohne Nitratabbaupotenzial hängen die Nitratkonzentrationen von den Stickstoffüberschüssen und den Grundwasserneubildungsraten ab. Da die Transportgeschwindigkeit des Nitrats in diesen Fällen der Fließgeschwindigkeit des Grundwassers entspricht, können sich Änderungen der Bewirtschaftung in oberflächennahen Grundwasserleitern mit geringen „Reaktionszeiten“ innerhalb weniger Jahre auf die Grundwasserbeschaffenheit auswirken. In Abhängigkeit von der Art der Bewirtschaftungsänderung kann dies zu steigenden oder sinkenden Nitratwerten führen, wie exemplarisch anhand des Fallbeispiels 1 ausgeführt wird.

Weichen Wasserversorgungsunternehmen aufgrund steigender Nitratwerte in tiefere Grundwasserstockwerke aus und fehlt auch hier das Nitratabbaupotenzial, entscheiden der Transportweg und der Grad der Zumischung des nitratreichen oberflächennahen Grundwasser über das Ausmaß und den zeitlichen Verlauf des Konzentrationsanstiegs in dem neu erschlossenen Horizont. Dies kann dazu führen, dass bereits wenige Monate nach Inbetriebnahme eines tiefen Brunnens ein Anstieg der Nitratkonzentrationen einsetzt.

Ist ein Nitratabbaupotenzial vorhanden, so liegt dieses im Sediment des Grundwasserleiters feststoffgebunden vor und handelt sich im Wesentlichen um:

- organischen Kohlenstoff (Holz, Torf, Lignit)
- anorganische Schwefelverbindungen (Disulfide wie FeS₂ (Pyrit, Markasit) oder Monosulfide wie FeS (Pyrrhotin))

Dementsprechend existieren zwei wesentliche Abbauewege, bezeichnet als:

- Nitratabbau durch Sulfidminerale (chemo-lithotrophe Denitrifikation), siehe Gleichung 1 und Fallbeispiel 2
- Nitratabbau durch organischen Kohlenstoff (chemo-organotrophe Denitrifikation), siehe Gleichung 3 und Fallbeispiel 3.

In beiden o. g. Fallbeispielen 2 und 3 werden die Auswirkungen des jeweiligen Nitratabbauprozesses auf die Grundwasserbeschaffenheit erläutert. Gleichzeitig ist an beiden Standorten eine Erschöpfung des Nitratabbaupotenzials erkennbar und belegt, dass das Nitratabbauvermögen endlich und nicht regenerierbar ist.

Eine detaillierte Beschreibung der Abbauprozesse, deren Identifikation sowie Möglichkeiten zur Untersuchung der „Lebensdauer“ des Nitratabbaupotenzials werden im DWA-Themenband T2/2015 „Stickstoffumsatz im Grundwasser“ [3] beschrieben.

Literatur

- [1] Meyer, B., Schindler, R. & Rude, T.R. (2018): *Nitratabbaupotenzial in einem tertiären Aquifer der Wassergewinnung Amern der NEW NiederrheinWasser GmbH.* - Korrespondenz Wasserwirtschaft, 1/18: 27–33; Hennef.
- [2] Greven, K. (2017): *In-situ Bestimmung des Nitratabbaus im Einzugsgebiet der Grundwassergewinnung Amern der NEW NiederrheinWasser GmbH.* - 121 S.; Aachen (Masterarbeit an der Rheinisch – Westfälischen Technischen Hochschule Aachen).
- [3] DWA [Hrsg.] (2015): *Stickstoffumsatz im Grundwasser.* - DWA-Themen T2/2015, 87 S.; Hennef.
- [4] Galisson, A. (2018): *Entwicklung eines Langzeitsäulenexperiments zur Bestimmung des chemoautotrophen Nitratabbaupotenzials an Kernproben aus dem tieferen Grundwasserstockwerk im Einzugsgebiet der Grundwassergewinnung Amern.* - 118 S.; Aachen (Masterarbeit an der Rheinisch – Westfälischen Technischen Hochschule Aachen).

Autoren

Dipl.-Geol. Dr. Nils Cremer
 Erftverband
 Am Erftverband 6, 50126 Bergheim
 E-Mail: nils.cremer@erftverband.de

Dipl.-Geol. Roland Schindler
 M.Sc. Katharina Greven
 NEW NiederrheinWasser GmbH
 Rektoratsstraße 18, 41747 Viersen
 E-Mail: roland.schindler@new.de
katharina.greven@new.de



www.dwa.de/mediadaten



Mediainformationen 2018 jetzt online verfügbar!

Gerne senden wir Ihnen ein Angebot für Ihre Mediaplanung zu.
 Kontakt: Christian Lange, Tel.: 02242 872-129, E-Mail: anzeigen@dwa.de

