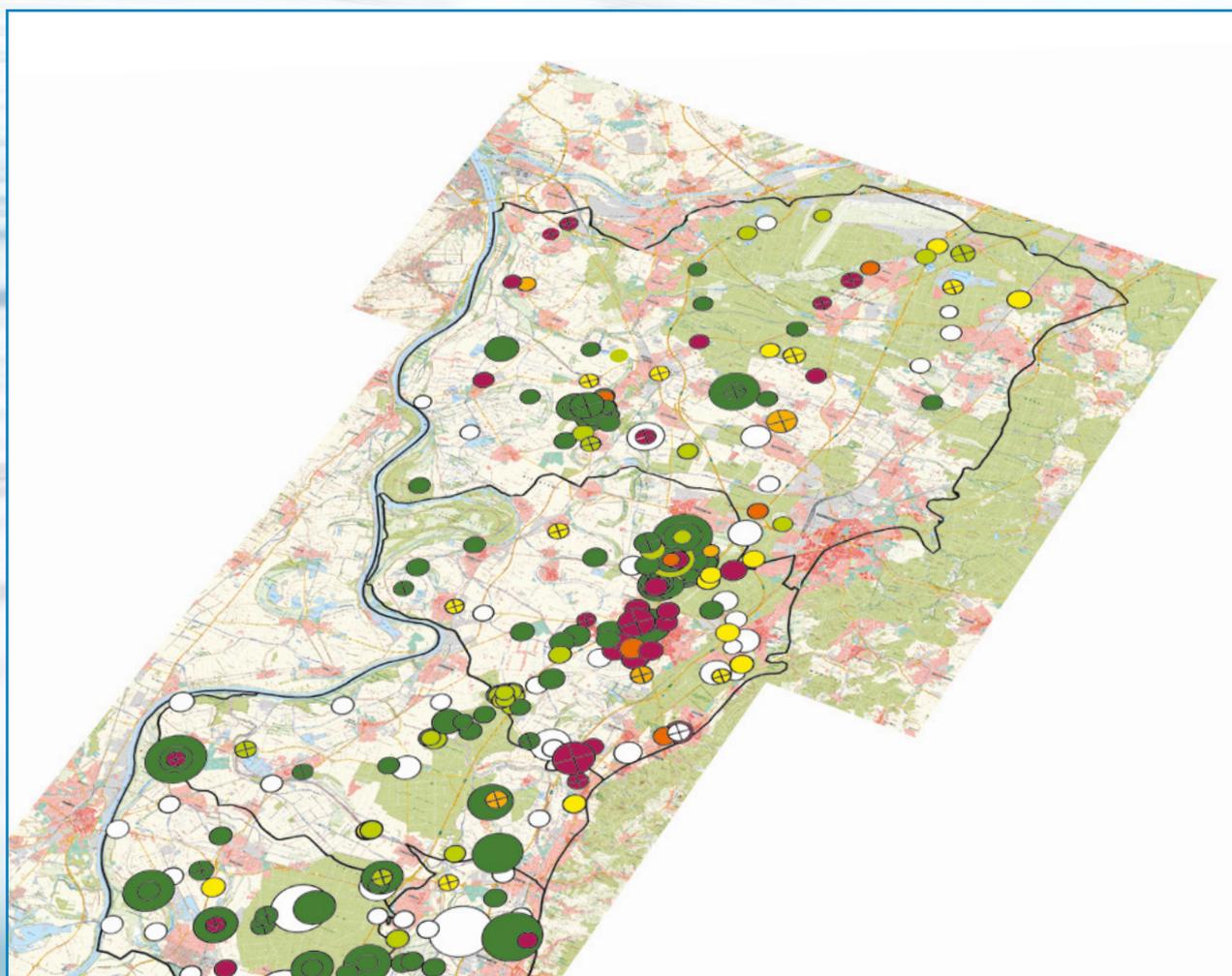




Grundwasser in Hessen, Heft 1

Quantifizierung des Nitrat-abbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten



Grundwasser in Hessen, Heft 1

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

Wiesbaden, 2015

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Impressum

Grundwasser in Hessen, Heft 1
ISSN 2364-9828
ISBN 978-3-89026-960-3

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

IWW Rheinisch-Westfälisches Institut für Wasser Beratungs- und Entwicklungsgesellschaft mbH

Dr. Frank-Andreas Weber (Projektleiter) und Dr. Axel Bergmann
Moritzstraße 26, 45476 Mülheim an der Ruhr
Regionalstandort Rhein-Main, Justus-von-Liebig-Straße 10, 64584 Biebesheim am Rhein
www.iww-online.de

BGS Umwelt

Dr. Markus Kämpf, Dipl.-Geoökol. Anette Spinola und Dr. Heiko Gerdes
An der Eschollmühle 28, 64297 Darmstadt
www.bgs Umwelt.de

Technische Universität Darmstadt

Dipl.-Ing. Geowiss. Christoph Kludt und Prof. Dr. Christoph Schüth
Institut für Angewandte Geowissenschaften, Schnittspahnstraße 9, 64287 Darmstadt
www.geo.tu-darmstadt.de/iag

Wasserverband Hessisches Ried

Arnd Allendorf und Dr. Hermann Mikat
Taunusstraße 100, 64521 Groß-Gerau/Dornheim
www.wasserverband-hessisches-ried.de

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Dr. Georg Berthold (Initiierung des Projekts sowie Projektbegleitung)
Rheingaustraße 186, 65203 Wiesbaden
www.hlug.de

Bearbeitung: Oktober 2011 bis Mai 2014

Layout: Dr. Frank-Andreas Weber

Titelbild: Tiefenorientierte Auswertung der Nitrat-Belastung in den fünf Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds (Messzeitraum 2000-2012, Legende vgl. Abb. 5)

Kartenmaterial: Darstellung auf der Grundlage von Daten des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie

Herausgeber, © und Vertrieb:

Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie

Postfach 3209, 65022 Wiesbaden

Telefon: 0611 6939-111

Telefax: 0611 6939-113

E-Mail: post@hlug.hessen.de

www.hlug.de

Nachdruck – auch auszugsweise – nur mit schriftlicher Genehmigung des Herausgebers.

Inhalt

Danksagung	2
Zusammenfassung und Empfehlungen	2
1. Einleitung.....	5
2. Aufgabenstellung	12
3. Untersuchungsgebiet Hessisches Ried	14
4. Räumlich-zeitliche Bestandsaufnahme der Grundwasserqualität	18
5. Nitrateintragsgefährdete Gebiete	24
6. Stoffeinträge in den Grundwasserleiter	31
7. Verweilzeit der Stoffeinträge in der ungesättigten Zone.....	33
8. Modellierung der Grundwasserströmung und der Fließpfade.....	35
9. Stoffflussmodellierung der Nitratabbauleistung im Anstrom ausgewählter Messstellen (Methode 1).....	39
10. Bestimmung des Nitratabbaupotenzials an Bohrkernproben (Methode 2)	43
11. Redoxtiefenprofilmessungen (Methode 3)	47
12. Bestimmung der Nitratabbauprozesse im Feld mit N ₂ /Ar-und Sulfat-δ ³⁴ S-Messungen (Methode 4).....	48
13. Lokalisierung von Risikogebieten	50
14. Schlussfolgerungen.....	54
15. Empfehlungen.....	57
16. Literatur	59
17. Abkürzungsverzeichnis.....	61

Danksagung

Wir danken dem Hessischen Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (HMUKLV) für die Projektfinanzierung. Der Wasserverband Hessisches Ried (WHR) und die Hessenwasser GmbH & Co. KG, insbesondere Herr Allendorf, haben mit der Bereitstellung von Grundwassergütedaten und Bohrkernen sowie mit wertvollen Anregungen wesentlich zum Gelingen des Vorhabens beige-

tragen. Außerdem danken wir Herrn Dr. Knöller (UFZ Leipzig/Halle) für die Durchführung von Isotopenmessungen und Frau Knipp und Frau Preiß für die Bearbeitung zweier projektbezogener Masterarbeiten. Der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) wird für die Vergabe eines Promotionsstipendiums an Herr Christoph Kludt (TU Darmstadt) gedankt.

Zusammenfassung und Empfehlungen

Alle fünf Grundwasserkörper im Hessischen Ried befinden sich u.a. angesichts der Überschreitung der Nitrat-Umweltqualitätsnorm von 50 mg/l nicht in einem guten chemischen Zustand. Als Grundlage für die effektive und kosteneffiziente Planung und Optimierung der Maßnahmenprogramme der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) werden in der vorliegenden Studie Risikogebiete im Hessischen Ried lokalisiert, in denen Maßnahmen zur Minderung der Stickstoff-Einträge aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung zu intensivieren sind, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper wiederherzustellen und dauerhaft zu erhalten. Bei der Abgrenzung der Risikogebiete wird neben der Flächennutzung, der Düngedensität und den Bodeneigenschaften auch eine erste Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern berücksichtigt. Anhand naturräumlicher Gegebenheiten wird bewertet, in welchen Teilgebieten die Erreichung des guten chemischen Zustandes gemäß § 47 WHG bis zum Jahr 2015 bzw. nach höchstens zweimaliger Fristverlängerung bis 2027 trotz Erfolgen bei der Umsetzung der Maßnahmenprogramme als unwahrscheinlich einzustufen ist.

Dazu wird ein konzeptionelles Modell erarbeitet, das auf vorangegangenen hessenweiten und bundesweiten Auswertungen aufbaut und gleichzeitig die Komplexität der naturräumlichen Verhältnisse, aber auch die gute Datenlage und jahrzehntelange Erfahrung im Grundwasser-Monitoring und in der Strömungsmodellierung im Hessischen Ried integriert. Das konzeptionelle Modell kann mit einem Emissions-Immissions-Ansatz die gemessene hete-

rogene und tiefendifferenzierte Nitrat-Belastung aus den N-Flächenbilanzüberschüssen, den Bodeneigenschaften, der Infiltration von Fließgewässern, der dreidimensionalen Grundwasserströmung und dem Stofftransport im Grundwasserleiter sowie dem heterogen in den quartären Sedimenten vorhandenen Nitratabbauvermögen vollständig beschreiben. Das konzeptionelle Modell kann damit für die Maßnahmenplanung eingesetzt werden.

Nach Ableitung der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone in Anlehnung an LBEG (2008) und unter Berücksichtigung der Nitrataustragsgefährdung (NAG-Stufen) sind ein Großteil (88 %) der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Hessischen Ried als nitrateintragsgefährdete Gebiete zu bewerten, von denen Nitrat-Einträge > 50 mg/l in das Grundwasser zu erwarten sind, auch wenn die N-Bilanzsalden in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung nach der guten fachlichen Praxis gemäß Düngeverordnung (DüV) eingehalten werden.

Mit stationären Strömungsberechnungen werden die Eintragsgebiete im Anstrom verschiedener nitrat- bzw. ammoniumbelasteter Grundwassergütemessstellen unter repräsentativen hydraulischen Randbedingungen bestimmt. Die derzeit gemessene Nitrat-Belastung wurde bei flach verfilterten Messstellen meist vor weniger als 15 Jahren ins Grundwasser eingetragen, während bei tief verfilterten Messstellen Fließzeiten von mehr als 50 Jahren, bei Durchströmung der Tonschichten auch von mehr als 100 Jahren auftreten.

In einer ersten Bestandsaufnahme wird das in den Sedimenten als endliche Ressource verfügbare Nitratabbauvermögen mit vier komplementären Methoden charakterisiert und quantifiziert (Stoffflussmodellierung, Festphasenanalytik, Screeningmethode mit Redoxprofilmessungen sowie N_2/Ar -Messungen und Sulfat-S-Isotopenmessungen). Es werden Eintragsgebiete lokalisiert, in deren Abstrom bis zur Messstelle kein oder nur ein unvollständiger Nitratabbau stattfindet, aber auch Eintragsgebiete abgegrenzt, in deren Abstrom ein vollständiger autolithotropher und/oder heterotropher Nitratabbau zu beobachten ist. Die Ergebnisse bestätigen konsistent, dass die im Osten des Hessischen Rieds abgelagerten Flugsande mit meist $< 18 \text{ mgS/kg}$ reduzierte Eisensulfid-Phasen (z.B. Pyrit) nur über ein geringes Nitratabbauvermögen verfügen. In und unterhalb der oberen Tonschicht werden in Bohrkernproben dagegen bis zu 123 mgS/kg und erhöhte Gehalte an organischem Kohlenstoff gemessen, deren hohe Abbauleistung in Laborversuchen nachgewiesen werden konnte. Allerdings wird die obere Tonschicht von dem Großteil der eingetragenen Nitrat-Frachten umströmt (statt durchströmt), ohne mit dem vorhandenen Abbaupotenzial der Tonschichten reagieren zu können. Die Bestandsaufnahme kommt zu dem Schluss, dass die Risikogebiete unabhängig von den nur kleinräumig heterogen vorhandenen Nitratabbaupotenzialen abzugrenzen sind, da diese insbesondere im Bereich oberflächennaher Grundwasserströmung bereits teilweise aufgezehrt sind, deren Zehrung bei den gegenwärtigen Nitrat-Einträgen im Zeithorizont der WRRL weiter voranschreiten wird oder in gering durchlässigen Tonschichten nur untergeordnet zur Verfügung steht.

Als Risikogebiete im Hessischen Ried werden flächenhaft alle nitrateintragsgefährdeten Gebiete sowie die mit intensivem Erwerbsgartenbau und Anbau von Sonderkulturen gekennzeichneten Landnutzungsgebiete sowie weitere Gebiete abgegrenzt, die in der Beratungspraxis durch wiederholt hohe N-Bilanzsalden $\geq 60 \text{ kg/ha}$ gekennzeichnet sind, da dort selbst bei günstigen Bodeneigenschaften Nitrat-Einträge von $> 50 \text{ mg/l}$ ins Grundwasser zu erwarten sind. Niedermoore und anmoorige Böden sind als Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen unabhängig von ihrer Nutzung ebenfalls als Risikogebiete zu behandeln.

Für landwirtschaftlich genutzte Flächen werden maximal tolerierbare N-Flächenbilanzüberschüsse abgeleitet, die nicht überschritten werden dürfen, um auch ohne Inanspruchnahme des nur gebietsweise vorhandenen und erschöpflichen Nitratabbauvermögens im oberflächennahen Grundwasser Nitrat-Konzentrationen $< 50 \text{ mg/l}$ zu gewährleisten. Die Berechnungen zeigen, dass die Einhaltung des gemäß Düngeverordnung zulässigen N-Saldos im betrieblichen Nährstoffvergleich von 60 kgN/ha im gleitenden dreijährigen Mittel in weiten Teilen des Hessischen Rieds nicht annähernd ausreicht, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen und langfristig zu erhalten.

Die Berechnung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Bodenzone mit dem Modell MIKE-SHE macht deutlich, dass im Hessischen Ried Verweilzeiten von mehreren Jahren bis Jahrzehnten vorherrschen, so dass die begonnene Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme alleine aufgrund der langen Verweilzeiten des Sickerwassers bis Ende 2015 nur unter höchstens 17 % der Flächen zu messbaren Verbesserungen der Nitratbelastung im Grundwasser führen wird, selbst unter der idealisierten Annahme, dass unmittelbar in 2012 eine signifikante Bewirtschaftungsänderung dauerhaft etabliert werden konnte. Unter der gleichen Annahme sind auf ca. 61 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen Verbesserungen bis zum Ablauf der einmaligen Fristverlängerung Ende 2021 und auf weiteren ca. 13 % bis zum Ablauf der zweimaligen Fristverlängerung Ende 2027 denkbar. Bei der Bewertung sind neben den naturwissenschaftlich begründeten Verweilzeiten auch längere Reaktionszeiten von mehreren Jahren vom Beginn des Angebotes spezifischer Beratungen und standortgerechter Förderprogramme über die Etablierung von Bewirtschaftungsänderungen bis zur Verminderung der NitratAuswaschung aus der Wurzelzone einzukalkulieren.

Empfehlungen

Es wird empfohlen, die Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme zur Minderung der Stickstoff-Einträge auf den als Risikogebiete abgegrenzten Flächen weiter zu intensivieren und in den Risikogebieten differenzierte Maßnahmen von der Beratung über die Entwicklung und das Angebot

geeigneter Anreizprogramme für konkrete Bewirtschaftungsmaßnahmen (in Form gewässerschutzorientierter, standortbezogener Agrarumweltmaßnahmen) bis ggf. zur Vorgabe von Bewirtschaftungsmaßnahmen und -verbote zu entwickeln und zu etablieren. Zur Einhaltung der maximal tolerierbaren N-Flächenbilanzüberschüsse sind ambitionierte Minderungsmaßnahmen umzusetzen.

Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen sind unabhängig von ihrer Nutzung durch geeignete Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer ausreichenden Durchfeuchtung, z.B. durch landwirtschaftliche Beregnung und Bewässerung, und einer verträglichen Bodenbearbeitung vor Degradation und Mineralisierung zu schützen.

In den Gebieten, in denen aufgrund der natürlichen Gegebenheiten, u.a. wegen langer Verweilzeiten des Sickerwassers in der ungesättigten Zone, eine Zielerreichung bis 22. Dezember 2015 unwahrscheinlich ist, ist eine Fristverlängerung nach § 47(2) i.V.m. § 29(3) WHG zu beantragen.

Bei der Bewertung des Zustandes der Grundwasserkörper ist zu beachten, dass im Anstrom der Überwachungsmessstellen ein partieller Nitratabbau im Grundwasserleiter stattfindet, also die Nitratbelastung an der Grundwasseroberfläche z.T. höher ist als in den Überwachungsmessstellen festgestellt wird. Die Messung ansteigender Nitratkonzentrationen muss nicht zwangsläufig auf eine unzureichende Umsetzung der N-Minderungsmaßnahmen hindeuten, sondern kann ggf. durch ein Nachlassen des Abbauvermögens im Anstrom der Überwachungsmessstelle erklärt werden.

Es wird empfohlen, die Effizienzkontrolle der durchgeführten Maßnahmenprogramme zu verstärken. Dazu wird ein weitergehendes Monitoring der Bodenzone und Messungen der Nitrat-Einträge z.B. mit der N₂/Ar-Methode im Grundwasser vorgeschlagen. Außerdem wird empfohlen, in einem übergeordneten Monitoringkonzept für das Hessische Ried die WRRL-Überwachungsmessstellen zusammen mit dem Grundwassermessnetz aller Betreiber anhand ihrer Lage und des Ausbaus auf ihre Eignung als repräsentative Qualitätsmessstellen prozessorientiert zu überprüfen und das Messnetz ggf. zu ergänzen.

1. Einleitung

Das Hessische Ried stellt angesichts der Überschreitung der Nitrat-Umweltqualitätsnorm in allen fünf Grundwasserkörpern einen Belastungsschwerpunkt von Nitrat in Hessen dar (HMUELV 2009). Nitrat wird außer aus undichten Abwasserkanälen und dem Düngemiteleinsatz in Kleingartenanlagen vor allem durch diffuse Stickstoff-Einträge aus der intensiven landwirtschaftlichen Flächennutzung in die Grundwasserkörper eingetragen (BMU & BMELV 2012). In Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) gibt das Wasserhaushaltsgesetz (WHG) vor, eine Zustandsverschlechterung zu vermeiden, anhaltende Trends ansteigender Nitrat-Konzentrationen umzukehren und bis zum Jahr 2015, spätestens nach höchstens zweimaliger Fristverlängerung bis 2027, den guten chemischen Zustand in allen Grundwasserkörpern zu erreichen (§ 47 WHG). Eine Verringerung der Stickstoffbelastung im Hessischen Ried ist auch im Hinblick auf die besondere Bedeutung des Grundwasserleiters für die Trinkwasserversorgung im Rhein-Main Gebiet erforderlich.

Um die diffusen Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft zu verringern, setzt das Land Hessen in seinem Umsetzungskonzept gemäß Bewirtschaftungsplan und Maßnahmenprogramm u.a. auf zielgerichtete Agrarumweltmaßnahmen (AUM). Ein weiterer Schwerpunkt liegt auf freiwilligen Beratungsangeboten für die Landwirte. Zur Erreichung eines guten chemischen Zustandes werden hierzu neben der durch den Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (LLH) durchgeführte Grundberatung weitere ergänzende Beratungsmaßnahmen im Rahmen der WRRL-Maßnahmenprogramme (WRRL-Beratung) angeboten.

Der Wasserverband Hessisches Ried (WHR) ist als Maßnahmenträger mit der Umsetzung der differenzierten Beratungsangebote im Maßnahmenraum Hessisches Ried beauftragt. Zur Umsetzung der landwirtschaftlichen Beratung wurden im Hessischen Ried fünf Kooperationsräume (KR) eingerichtet. In den Kooperationsräumen „Südliches Ried“ und „Riedsande“ wurde die Beratung im Frühjahr 2012 begonnen. Die Kooperationsräume "Nördliches Ried" und "Bergstraße" sind seit Anfang 2014 in der Beratung. Im Kooperationsraum

"Mainterrassen" werden derzeit die Voraussetzungen geschaffen, um voraussichtlich in 2015 auch hier mit der Beratung beginnen zu können.

Das Beratungsangebot enthält Leistungen für alle landwirtschaftlichen Betriebe und unterscheidet drei Gruppen mit ansteigender Beratungsintensität. Alle Landwirte erhalten als Informations- und Beratungsbetriebe über Rundschreiben Informationen zur gewässerschutzorientierten Bewirtschaftung und werden zu Informationsveranstaltungen und Feldtagen eingeladen. Weiter werden Versuche in jährlich wechselnder Anzahl und Verteilung durchgeführt.

Die Dauerbeobachtungsbetriebe stellen Flächen zur Verfügung, auf denen im Frühjahr und Herbst Bodenproben genommen und die Rest-N-Gehalte bzw. der mineralisierte Stickstoff (N_{min}) in 0-30, 30-60 und 60-90 cm Tiefe analysiert werden, um die Düngeplanung zu optimieren und die Wirksamkeit der Maßnahmen zu überprüfen. Die Gruppe der Leitbetriebe schließlich wird intensiv individuell beraten, etwa zur Düngeplanung. Mittels Betriebsdaten werden Stickstoffbilanzen erstellt, mit denen die betriebsüblich gedüngten Stickstoffmengen und deren Veränderung durch die Beratung ermittelt werden können.

Im Hinblick auf den effektiven und kosteneffizienten Einsatz der begrenzt zur Verfügung stehenden finanziellen Mittel ist es die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung, diejenigen Gebiete im Hessischen Ried zu lokalisieren, in denen Maßnahmen zur Minderung der Stickstoffeinträge zur Erreichung des guten chemischen Zustandes der Grundwasserkörper intensiviert werden sollten.

Priorisierung von Maßnahmengebieten

Die zur Bewertung und Überwachung des chemischen Grundwasserzustandes gemäß Grundwasserverordnung vom 09.11.2010 (GrwV 2010) untersuchten 41 Messstellen (WRRL-Überwachungsmessstellen) lassen erkennen, dass die gemessenen Nitrat-Konzentrationen den Schwellenwert von 50 mg/l teilweise deutlich überschreiten (Abb. 1), jedoch die Belastungssituation in den fünf Grundwasserkörpern kleinräumlich differenziert zu be-

werten ist. Unter Berücksichtigung der eingeschränkten Vergleichbarkeit der Messstellen in Bezug auf Ausbau und Tiefe ist festzustellen, dass in einigen Messstellen anstelle einer Nitrat-Belastung erhöhte Ammonium-Konzentrationen über dem Schwellenwert für Ammonium von 0,5 mg/l gemessen werden.

Maßnahmen zur Verringerung der Stickstoff-Einträge sollen angesichts begrenzter Ressourcen zeitlich und räumlich in den Gebieten intensiviert werden, die ein besonders hohes Belastungspotenzial besitzen (Berthold & Kolster 2007). In Abhängigkeit von den ermittelten Belastungspotenzialen wurden landesweit Arbeitspakete für die WRRL-Beratung definiert, in denen vier Maßnahmenprioritäten festgelegt wurden, die von der Grundberatung über die Einrichtung von Demonstrationsflächen und der Optimierung ausgeglichener Nährstoffbilanzen bis hin zur Beratung in Risikogebieten und zur Intensivberatung reichen.

Die Belastungspotenziale wurden in Hessen landesweit auf der Ebene der Gemarkung ermittelt, die als kleinste Verwaltungseinheit für die Umsetzung von Maßnahmenprogrammen vorgesehen ist. Dazu wurde ein Verfahren entwickelt, in dem über Bewertungsindices sowohl die Emissionssituation (berechnet aus der potenziellen Nitrataustragsgefährdung der Böden und einem Landnutzungsindex unter Einbeziehung des Ackeranteils, Sommerfruchtanteils, Sonderkulturanteils und der Stickstoffbilanz) als auch die Immissionssituation (berechnet aus Messwerten zur Nitrat-Konzentration im Grund- und Rohwasser unter Einbeziehung der Ammonium-Konzentrationen) gleichermaßen berücksichtigt werden (Berthold & Kolster 2007, Schnittstelle Boden 1999, 2006 und 2008). Im Hessischen Ried wurden die Belastungspotenziale in den meisten Gemarkungen als sehr hoch eingestuft.

In die gemarkungsbezogene Ermittlung der Belastungspotenziale gehen bodenhydraulische Standortbedingungen über die potenzielle Nitrataustragsgefährdung (NAG) ein, die neben bodenkundlichen Kartierungen nach den Vorgaben der Anlage 5 der Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen auf Grundlage digital verfügbarer Bodendaten der Bodenschätzung (Bodenflächendaten BFD5L im Maßstab 1:5.000) im Hessischen Ried parzellenscharf abgeleitet wurde (Schnittstelle Boden 2006 und 2009).

Zur weitergehenden Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen wurde in einem Forschungsvorhaben im Auftrag des Umweltbundesamtes (Kuhr et al. 2011) eine gestufte Vorgehensweise erprobt, mit denen die erforderlichen Reduktionsmaßnahmen zur Erreichung von Qualitätszielen für das Grundwasser abgeschätzt und Teilflächen lokalisiert werden können, auf denen Maßnahmen im Hinblick auf die Zielerreichung zu intensivieren sind. Die gestufte Vorgehensweise baut dabei auf Ergebnissen auf, die im Modellvorhaben AGRUM Weser für die Flussgebietsgemeinschaft Weser erarbeitet wurden (FGG Weser 2009).

Für die Optimierung von Grundwasserschutzprogrammen werden geeignete konzeptionelle Modelle benötigt, die in der Lage sind, die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen der Umsetzung einer konkreten Maßnahme, der Verringerung der Nitrat-Einträge und der Verminderung der gemessenen Nitrat-Konzentrationen im Grundwasser zu quantifizieren (Littlejohn et al. 2002). Solche konzeptionellen Modelle sollten die zugrunde liegenden hydrogeologischen Prozesse (u.a. Stickstoffumsatz in der Bodenzone, Nitrat-auswaschung mit dem Sickerwasser, Stofftransport und Stoffumsatz im Grundwasserleiter) in Abhängigkeit der Komplexität der naturräumlichen Gegebenheiten so einfach wie möglich, aber auch so vollständig wie für die Maßnahmenplanung nötig beschreiben.

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

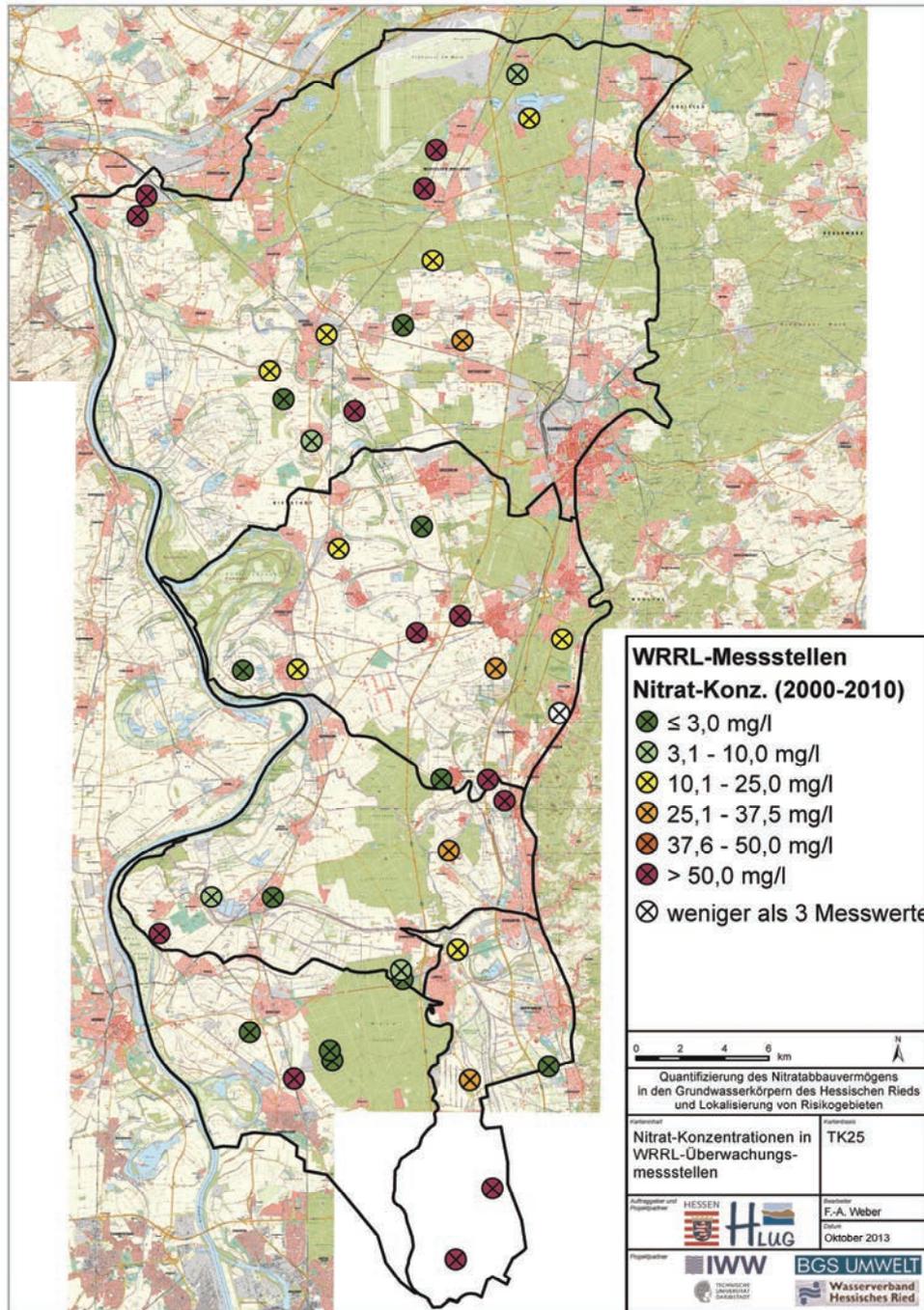


Abb. 1: Gemessene Nitrat-Konzentrationen (Mittelwerte des Zeitraumes 2000 bis 2010) in WRRL-Überwachungsstellen im Hessischen Ried.

Die in Kuhr et al. (2011) entwickelte gestufte Vorgehensweise wurde erfolgreich in einem quartären Lockergesteinsaquifer in Niedersachsen/Nordrhein-Westfalen und einem Festgesteinsaquifer in Nordhessen getestet. Die Vorgehensweise zielt im Hinblick auf eine bundesweite Anwendung darauf ab, möglichst großräumig verfügbare geowissen-

schaftliche Flächendaten zu verwenden (u.a. BÜK50/100, HÜK100/200), kann jedoch auf dieser groben Skalenebene einige relevante hydrogeochemische Prozesse nur überschlägig abschätzen (u.a. Grundwasserfließrichtung, Fließzeiten, Infiltration von Oberflächengewässern in den Grundwasserleiter) und andere Prozesse nur bedingt be-

rücksichtigen (u.a. Grundwasserstockwerke, dreidimensionale Grundwasserströmung, Nitratabbau im Grundwasserleiter).

Aufgrund der Komplexität der natürlichen Standortbedingungen im Hessischen Ried sind die bisherigen konzeptionellen Modelle für die Anwendung im Hessischen Ried zu erweitern, um die kleinräumig heterogene Nitratbelastung erklären und sie zur Planung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen einsetzen zu können.

Konzeptionelle Modellvorstellung im Hessischen Ried

Im Folgenden wird ein konzeptionelles Modell für das Hessische Ried entworfen (Abb. 2), das eine Synthese des umfangreichen Monitorings der HLUG, der Hessenwasser GmbH & Co. KG und des Wasserverbandes Hessisches Ried sowie Ergebnissen des großräumigen Grundwasserströmungsmodells der Wasserwerke im Hessischen Ried (BGS Umwelt 2012) darstellt und auf vorangegangenen Untersuchungen (Berthold & Kolster 2007; Schnittstelle Boden 2009; Kuhr et al. 2011; Bergmann et al. 2013) aufbaut.

Das Hessische Ried ist charakterisiert durch eine kleinräumig heterogene Flächennutzung, die neben Wald, Siedlungsgebieten und Grünland vor allem intensiv bewirtschaftete landwirtschaftliche Nutzflächen mit einem hohen Anteil an Gemüsebau und Sonderkulturen umfasst (Abb. 2).

Landwirtschaftliche Betriebe in Südhessen weisen stark variierende N-Flächenbilanzüberschüsse auf. Wie erste Ergebnisse aus der Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der WRRL im Maßnahmenraum Hessisches Ried zeigen (WHR 2012 und 2013), betragen in 2012 und 2013 die mittleren N-Bilanzsalden der eingerichteten Dauerbeobachtungsflächen bezogen auf die Erntefrüchte in den betrachteten KR Riedsande und Südliches Ried Werte zwischen 41 und 44 kgN/ha (KR Südliches Ried) und zwischen 49 auf 63 kgN/ha (KR Riedsande). Große Unterschiede sind allerdings bei den mittleren Bilanzüberschüssen in Abhängigkeit von der Erntefrucht zu erkennen, so dass für einzelne Kulturen Werte deutlich über 50 kgN/ha fest-

gestellt wurden. Überdies weisen Einzelflächen maximale Bilanzwerte von > 100 kgN/ha auf.

Die mittleren herbstlichen N_{\min} -Gehalte auf den Dauerbeobachtungsflächen bewegen sich in den betrachteten Kooperationsräumen in den Jahren 2011 bis 2013 zwischen 30 und 76 kgN/ha, wobei im KR Südliches Ried Werte zwischen 56 und 76 kg/ha und im KR Riedsande zwischen 30 und 56 kg/ha ermittelt wurden. Unter Berücksichtigung der erfassten Erntefrüchte der beprobten Flächen sind große Unterschiede in den mittleren Rest-N-Gehalte ebenso herauszustellen wie die großen Schwankungsbreiten bei den Ergebnissen bei annähernd allen Anbaufrüchten. So umfasste die Schwankungsbreite der 2011 gemessenen N_{\min} -Werte im KR Riedsande 26 bis 120 kgN/ha, im KR Südliches Ried 33 bis 113 kgN/ha (jeweils 25. bis 75. Perzentil der Messwerte). Maximalwerte wurden deutlich über 100 kgN/ha ermittelt.

Das im Winterhalbjahr vorhandene Nitrat in den Böden kann in erheblichem Maße mit dem Sickerwasser aus dem Boden in das Grundwasser ausgewaschen werden. Der Nitrat-Eintrag in das Grundwasser wird neben Witterungsbedingungen, Pflanzenwachstum, Bodenbearbeitung und Beregnungsintensität wesentlich durch die bodenhydraulische Eigenschaften (Feldkapazität, Wasserhaltefähigkeit und Lagerungsdichte des Bodens), die Sickerwasserrate und die Denitrifikationsleistung in der Bodenzone bestimmt.

Die Gefahr einer Nitratauswaschung vor allem im niederschlagsreichen und vegetationsarmen Winterhalbjahr ist reduziert, wenn das Sickerwasser aufgrund u.a. einer hohen Feldkapazität bei vergleichsweise geringer Sickerwasserrate eine mehrjährige Verweilzeit in der durchwurzelteten Bodenzone aufweist und damit aufgebrauchte N-Flächenbilanzüberschüsse ggf. über mehrere Vegetationsperioden dem Boden über die Pflanzenwurzeln wieder entzogen werden können. Gleichfalls verringert der Anbau von Zwischenfrüchten eine Verlagerung von Nitrat, da dieses durch Aufnahme in die Biomasse der Zwischenfrüchte vor Auswaschung geschützt wird.

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

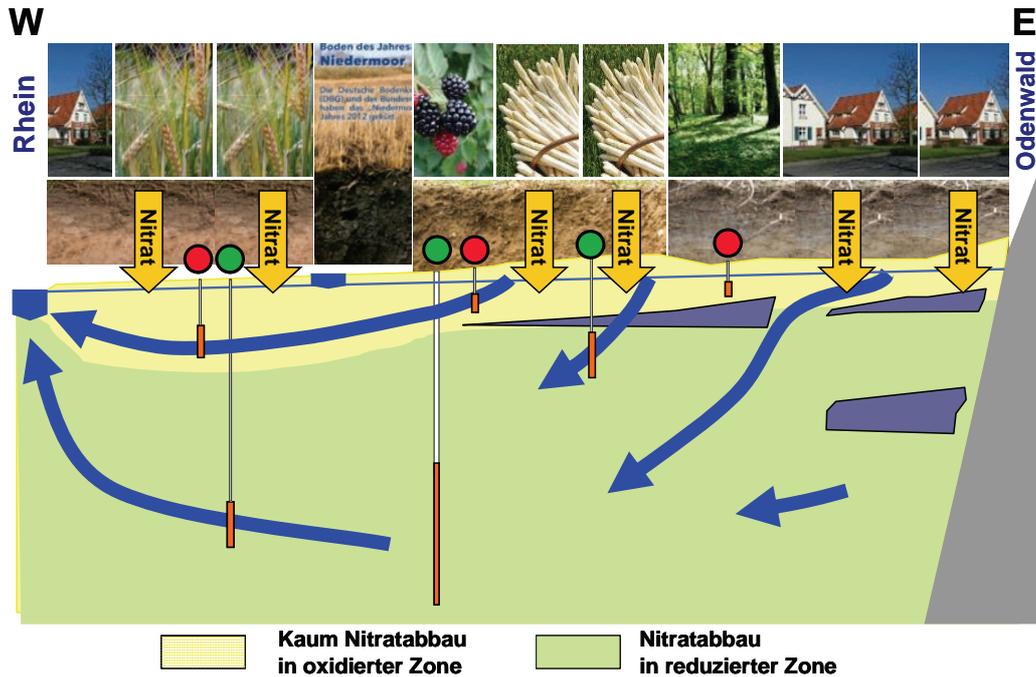


Abb. 2: Schematischer Profilschnitt durch einen Grundwasserkörper im Hessischen Ried zwischen dem Odenwald im Osten und dem Zustrom zum Rhein im Westen. Aus den nutzungsspezifischen Nitrat-Einträgen aus der Bodenzone, den dreidimensionalen Grundwasserströmungsverhältnissen und dem verfügbaren Nitratabbauvermögen (hellgrün: Nitratabbaupotenzial vorhanden; gelb: Nitratabbaupotenzial aufgezehrt) resultiert eine Nitratbelastung im Grundwasserkörper, die in den Gütemessstellen erfasst wird (rot: erhöhte Nitratbelastung; dunkelgrün: geringe Nitratbelastung).

Ein Teil der N-Verbindungen wird zudem im reduzierten Boden durch mikrobielle Umsetzungsprozesse unter Verwendung der im Boden verfügbaren organischen Kohlenstoff-Verbindungen (C_{org}) zu molekularem Stickstoff (N_2) abgebaut. Durch sich zersetzende Biomasse wird C_{org} im Boden in ausreichender Menge nachgeliefert, so dass die Denitrifikation in der Bodenzone fortlaufend regeneriert wird.

Insbesondere bei Böden, die aufgrund niedriger Flurabstände reduzierende Bedingungen im Unterboden aufweisen, kann ein Großteil des aufgebrauchten Nitrats in der Bodenzone abgebaut werden. Bei hohen Herbst- N_{min} -Gehalten werden jedoch - abhängig u.a. vom Bodentyp, der Grundwasserneubildung und der Grund- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens - insbesondere unter oxischen, grundwasserfernen Böden erhebliche Nitratfrachten aus der Bodenzone in das Grundwasser ausgetragen. Gegenwärtig wird angenommen, dass die Denitrifikation in der Bodenzone

über den Zeithorizont der WRRL fortlaufend regeneriert wird und somit unerschöpflich ist. Allerdings sind Veränderungen u.a. auf die mikrobiologischen und pedogenetischen Prozesse und den Humusgehalt der Böden in Folge von Bewirtschaftungsänderungen und Klimawandel aktuell noch nicht vollständig abschätzbar (HLUG 2008).

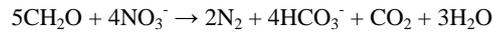
Darüber hinaus können bei zeitweiliger Belüftung der u.a. entlang der Altneckarschlingen im Hessischen Ried verbreiteten Niedermoor- und anmoorigen Böden hohe N-Mineralisierungsraten auftreten (HLUG 2012, Scheffer 1999). Besonders bei einer teilweisen Entwässerung dieser Böden während der Grundwasserniedrigstände in den 1970er und Anfang der 1990er Jahren ist anzunehmen, dass durch Humusumsatz erhebliche Nitratfrachten ins Grundwasser eingetragen wurden.

Die Fließgewässer im Hessischen Ried sind seit Jahrhunderten für die Entwässerung des Gebiets umgestaltet oder künstlich angelegt worden. Aufgrund des teilweise hohen Anteils kläranlagenbürtigen Abwassers weisen sie abschnittsweise eine hohe Nährstofffracht (teilweise über 25 mg/l Nitrat) auf. Sie verlaufen teilweise im Hochsystem und infiltrieren erheblich in den Grundwasserleiter. Bei der Passage durch die hyporheische Zone wird Nitrat und Sauerstoff vollständig abgebaut, so dass ein nitratarmes, aber häufig Ammonium-, Sulfat-, Hydrogencarbonat-reiches Wasser in den Grundwasserleiter infiltriert.

Der Grundwasserleiter im Hessischen Ried erstreckt sich über sandig-kiesigen Terrassensedimenten des Rheins und des Alneckars. Der Nitrattransport im Grundwasserleiter wird durch eine komplexe dreidimensionale Grundwasserströmung bestimmt, die durch die Förderung der Wasserwerke, die zwischen 1989 und 1998 sukzessive in Betrieb genommenen Grundwasseranreicherung, wechselnde Infiltrations-/Exfiltrationsbedingungen der Fließgewässer sowie durch die gebietsweise Verbreitung gering durchlässiger Ton-/Schluffschichten geprägt wird.

Im Verlauf der Durchströmung des Grundwasserleiters kann zeitverzögert ein weitergehender Nitratabbau zur Verringerung der Nitratbelastung im Grundwasser beitragen. Im Grundwasserleiter erfolgt der Nitratabbau durch Reaktion mit den in den Sedimenten vorhandenen reduktiven Festphasen: zum einen im sog. heterotrophen Nitratabbau durch Reaktion mit abbaubaren organischen Kohlenstoff-Verbindungen (C_{org} ; Gl. 1), zum anderen im sog. autolithotrophen Nitratabbau durch Reaktion mit reduzierten Schwefelverbindungen (Eisensulfid- und Disulfid-Phasen, u.a. Pyrit; Gl. 2a). Als Folgereaktion an die Oxidation von Pyrit durch Nitrat können sich die Oxidation des aus dem Pyrit freigesetzten zweiwertigen Eisens und die anschließende Fällung als Eisen(III)-Oxyhydroxid anschließen (Gl. 2b). Die in Gl. 1 und Gl. 2 skizzierten Reaktionen tragen durch Auflösung von Calcit im Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht zur bereits beobachteten Aufhärtung der Grundwässer im Hessischen Ried bei.

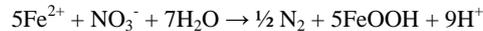
Gl. 1:



Gl. 2a:



Gl. 2b:



Als relevante Kenngrößen für das Nitratabbauvermögen, also die Fähigkeit der Sedimente eingetragenes Nitrat im Grundwasserleiter zu N_2 zu reduzieren, wird zwischen der Nitratabbauleistung (d.h. dem Umsatz der Nitratreduktion pro Zeiteinheit) und dem vorhandenen Nitratabbau-potenzial (d.h. die vorhandenen Gehalte reduktiver Phasen wie C_{org} und Pyrit in den Sedimenten, z.B. in der Einheit mg pro kg Sediment) unterschieden.

Im Hessischen Ried wird vermutet, dass mit den Ablagerungen der Sedimente im quartären Grundwasserleiter unter reduzierenden Bedingungen heterogen verteilt relevante Gehalte von C_{org} und Sulfid/Disulfid-Phasen eingelagert sein könnten, insbesondere im Bereich der ehemaligen Alneckarschlingen und anderer Stillwasserbereiche. Beim Nitratabbau im Grundwasserleiter werden diese nur in Spuren vorhandenen reduktiven Phasen irreversibel verbraucht. Das Nitratabbauvermögen im Grundwasserleiter muss deswegen als „endliche Ressource“ angesehen werden, die schrittweise aufgezehrt wird, bis der Nitratabbau im Grundwasserleiter ganz zum Erliegen kommt (Bergmann et al. 2013, Wisotzky et al. 2011, Strebel et al. 1992, Postma et al. 1991, Kölle et al. 1983).

Ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens könnte - trotz Erfolge bei der Umsetzung landwirtschaftlicher Beratungsangebote - zu unerwartet steigenden Nitrat-Konzentrationen im Grundwasserleiter führen. Unerwartet steigende Nitrat-Konzentrationen in den Überwachungsmessstellen würden darüber hinaus die Effizienzkontrolle der durchgeführten Maßnahmenprogramme erschweren und ggf. sogar die Umsetzung der Maßnahmen in Frage stellen. Aus diesem Grunde werden neben den Nitratganglinien der Grundwässer die Herbst- N_{min} -Gehalte sowie die N-Hoftorbilanzen von Leitbetrieben zur Beurteilung der Effizienz von Maßnahmen herangezogen. Zum gegenwärtigen Zeitpunkt ist es nicht möglich, flächendeckend für

das Hessische Ried abzuschätzen, in welchem Ausmaß die Zehrung des Nitratabbauvermögens bereits fortgeschritten ist und ob im Zeithorizont der WRRL bereits mit vermindertem Nitratabbau im Grundwasserkörper gerechnet werden muss.

Wirkungszeitraum

Der Wirkungszeitraum, bis sich konkrete Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Einträge auf den Grundwasserzustand auswirken werden, wird wesentlich durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone bestimmt. In Abhängigkeit von dem Flurabstand, den Bodeneigenschaften und der Grundwasserneubildung kann die Verweilzeit in der Bodenzone einige Monate bis mehrere Jahrzehnte betragen.

Die regional differenzierte Berechnung der Verweilzeit in der ungesättigten Zone ist damit eine wichtige Entscheidungsgrundlage, ob die Erreichung des guten chemischen Zustandes der Grundwasserkörper nach § 47(2) WHG bis zum 22. Dezember 2015 zu erreichen ist oder ob die notwendigen Verbesserungen des Grundwasserzustandes auf Grund der natürlichen Gegebenheiten nicht fristgerecht erreicht werden können und Fristverlängerungen nach § 47(2) i.V.m. § 29(3) WHG zu beantragen sind, die höchstens zweimal für einen Zeitraum von jeweils sechs Jahren zulässig sind. Lässt sich der gute chemische Zustand aufgrund sehr langer Verweilzeiten in der Bodenzone nicht innerhalb der Fristverlängerungen erreichen, sind weitere Verlängerungen nach § 47(2) i.V.m. § 29(3) WHG möglich.

Erste Abschätzungen zur Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone wurden in Hessen landesweit in einer räumlichen Auflösung von 60 m × 60 m vorgelegt (Wendland et al. 2011). Die Verweilzeit in der ungesättigten Zone wird in Wendland et al. (2011) über einen Rechenansatz aus der Bodenkarte 1:50.000 sowie hessenweit vorliegenden Karten zur Sickerwasserhöhe und Grundwasserüberdeckung abgeleitet. Im hier vorgestellten Forschungsvorhaben wird die Verweilzeit demgegenüber prozessbasiert über eine Bodenfeuchtesimulation mit der hydrologischen Modellierungssoftware MIKE-SHE berechnet. In die Modellierung des Bodenwasserhaushaltes gehen alle relevanten hydrologischen Prozesse wie Interzeption, Transpiration, Evaporation, Pflanzenwachstum, Wurzelwasseraufnahme, Versickerung und kapillarer Aufstieg sowie die landwirtschaftliche Beregnung ein. Die räumliche Auflösung beträgt 250 x 250 m und ist damit hinreichend genau, die charakteristischen Bodenformen in ihrer räumlichen Verbreitung im Modell abzubilden. Die Landnutzung wurde auf der Grundlage von Satellitenbilddauswertungen der Jahre 1985 und 2000 abgeleitet. Beide Modelle kommen jedoch hinsichtlich der Verweilzeiten im Hessischen Ried zu ähnlichen Ergebnissen.

2. Aufgabenstellung

Projektziele

Als Grundlage für die Planung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen werden die Ursache-Wirkungs-Zusammenhänge zwischen der Verminderung der Stickstoffeinträge und der Verbesserung des chemischen Zustandes der Grundwasserkörper (GWK) benötigt, um Konzentrationsveränderungen an Überwachungsmessstellen richtig interpretieren und die Effizienz der Maßnahmenprogramme bewerten zu können.

Die Zielsetzung der vorliegenden Untersuchung ist es deswegen, in den fünf GWK 2398, 2396, 2395, 2394 und 2393_3101 im Hessischen Ried

1. eine räumlich-dreidimensionale und zeitlich aufgelöste Bestandsaufnahme der Grundwasserbeschaffenheit, insbesondere der Nitrat- und Ammoniumbelastung, durchzuführen,
2. diejenigen landwirtschaftlich genutzten Flächen abzugrenzen, von denen aufgrund von Bodeneigenschaften ein Eintrag von erhöhten Nitratkonzentrationen in das Grundwasser zu erwarten ist (sog. „nitrateintragsgefährdete Gebiete“) und darauf aufbauend Risikogebiete im Hessischen Ried zu lokalisieren, in denen die Umsetzung von Maßnahmen zur Verringerung von Stickstoffeinträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung zu intensivieren ist,
3. die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone zu berechnen, um abzuschätzen, mit welcher Verzögerung sich Maßnahmenprogramme durch eine Verbesserung der Belastungssituation im Grundwasser bemerkbar machen werden,
4. durch Grundwasserströmungsmodellrechnungen die Fließwege und Fließzeiten des Grundwassers zu ausgewählten Messstellen zu bestimmen und damit die potenziellen Nitrat-Eintragsgebiete abzugrenzen,
5. mit unterschiedlichen Methoden eine erste Abschätzung des verfügbaren Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds durchzuführen und Gebiete aufzuzeigen, in denen kein oder nur ein unvollständiger Nitratabbau im Grundwasserleiter zu beobachten ist, und
6. die maximal tolerierbaren N-Flächenbilanzüberschüsse bzw. Herbst-N_{min}-Gehalte abzu-

schätzen, die nicht überschritten werden dürfen, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen und langfristig zu erhalten.

Dazu wird ein konzeptionelles Modell für das Hessische Ried entwickelt und angewendet, das auf der vorangegangenen Ableitung der gemarkungsbezogenen Belastungspotenziale (Berthold & Kolscher 2007), der Nitrataustragsgefährdung der Böden (Schnittstelle Boden 2009; HLU 2013) und den im Auftrag des Umweltbundesamtes erarbeiteten Verfahren zur Bewertung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen (Kühr et al. 2011) aufbaut und gleichzeitig die Komplexität der naturräumlichen Verhältnisse, aber auch der guten Datenlage und jahrzehntelangen Erfahrung im Monitoring und in der Modellierung der Grundwasserleiter im Hessischen Ried integriert.

Im Rahmen des vorliegenden Projektes werden folgende Begrifflichkeiten unterschieden:

Unter **nitrateintragsgefährdeten Gebieten** werden diejenigen landwirtschaftlich genutzten Flächen verstanden, von denen aufgrund der Bodeneigenschaften ein Nitrat-Eintrag von mehr als 50 mg/l in das Grundwasser zu erwarten ist, auch wenn die N-Flächenbilanzüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung die nach der guten fachlichen Praxis gemäß Düngverordnung (DüV) zulässigen N-Salden im betrieblichen Nährstoffvergleich von 60 kgN/ha im gleitenden dreijährigen Mittel nicht überschreiten.

Gebiete mit geringem Nitratabbauvermögen im Grundwasserleiter bezeichnet diejenigen nitrateintragsgefährdeten Gebiete, in deren Abstrom kein oder nur ein unvollständiger Nitratabbau im Grundwasserleiter stattfindet, so dass in abstromigen Gütemessstellen Nitrat-Konzentrationen von über 50 mg/l gemessen werden.

Unter dem Begriff **Risikogebiete** werden diejenigen landwirtschaftlich genutzten Flächen verstanden, auf denen Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Einträge intensiviert werden müssen, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper zu erreichen und dauerhaft zu erhalten.

Vorgehensweise

Die folgenden Kapitel folgen dem Emissions-Immissions-Ansatz, in dem sie die beobachtete Nitratbelastung im Hessischen Ried prozessorientiert erklären aus

- den flächennutzungsspezifischen N-Bilanzüberschüssen,
- der Nitrataustragsgefährdung und der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone,
- dem Eintrag ins oberflächennahe Grundwasser,
- der 3D-Grundwasserströmung und dem Stofftransport im Grundwasserleiter, und
- einem ggf. ablaufenden Nitratabbau entlang des Fließweges bis zum Erreichen der Messstellen.

Zunächst wird in einer räumlich-zeitlichen Bestandsaufnahme die Grundwasserbeschaffenheit von 300 zur Verfügung gestellten Grundwassermessstellen (GWM) tiefenorientiert ausgewertet, um die Belastungssituation im Hessischen Ried erstmals dreidimensional zu erfassen (Kapitel 4).

Im ersten Schritt der Emissions-Immissions-Betrachtung werden neben der potenziellen Nitrataustragsgefährdung (NAG) die Denitrifikationsleistung der im Hessischen Ried verbreiteten Bodentypen abgeschätzt, um anhand beider Größen diejenigen Gebiete abzugrenzen, die aufgrund der Standortbedingungen als nitrateintragsgefährdete Gebiete in das Grundwasser gelten müssen (Kapitel 5).

Aus den Qualitätsdaten oberflächennah verfilterter GWM werden die Höhe der Nitrat-Einträge, sowie die Einträge von Sulfat, Hydrogencarbonat und weiterer Stoffe aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in das Grundwasser abgeschätzt (Kapitel 6). Im Gegensatz zum Vorgehen in Kuhr et al. (2011) werden dazu keine Schätzungen der N-Bilanzüberschüsse aus der Agrarstatistik verwendet, da sie kaum in den für eine regionale Auswertung notwendigen schlagscharfen Zeitreihen vorliegen. Stattdessen wird die Bandbreite der im Hessischen Ried an der Grundwasser Oberfläche gemessenen Nitrat-Einträge als Eingangsgröße für die Modellierung verwendet.

Die Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone wird mit dem hydrologischen Modell

MIKE-SHE flächenhaft für das Hessische Ried berechnet (Kapitel 7). Die Zustrombedingungen zu ausgewählten GWM werden durch dreidimensionale Grundwasserströmungsberechnungen mit dem „Grundwassermodell der Wasserwerke im Hessischen Ried“ untersucht. Durch Bahnlinienberechnungen werden Fließzeiten und Fließstrecken bestimmt und die Eintragsgebiete abgegrenzt (Kapitel 8).

Zur Quantifizierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter werden wegen der zu erwartenden Heterogenität vier komplementäre Methoden eingesetzt, die sich in ihrer räumlichen Aussagekraft ergänzen und hydrogeochemische Modellierungen, Untersuchungen von Bohrkernproben, Laborversuche und Feldmessungen kombinieren:

- **Methode 1:** Stoffflussmodellierung der Nitratabbauleistung im Anstrom ausgewählter GWM (Kapitel 9)
- **Methode 2:** Bestimmung des Nitratabbaupotenzials an Bohrkernproben (Kapitel 10)
- **Methode 3:** Redoxprofilmessungen in ausgewählten GWM (Kapitel 11)
- **Methode 4:** Bestimmung der Nitratabbauprozesse im Feld mit N_2/Ar - und Sulfat- $\delta^{34}S$ -Messungen (Kapitel 12)

Die Methoden 1 und 3 wurden im Rahmen eines vom Deutschen Verein des Gas- und Wasserfaches e.V. (DVGW) und 16 Wasserversorgungsunternehmen geförderten F&E-Vorhabens entwickelt (Bergmann et al. 2013) und im vorliegenden Projekt auf die Verhältnisse im Hessischen Ried übertragen. Die Methoden 2 und 4 wurden im Rahmen einer fremdfinanzierten Doktorarbeit an der TU Darmstadt erarbeitet und erstmals im Hessischen Ried angewendet (Kludt et al. 2015).

Als Synthese aus der Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete, der Strömungsmodellierung und der Charakterisierung der Abbaupotenziale werden Risikogebiete im Hessischen Ried lokalisiert, in denen Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Einträge weiter zu intensivieren sind und die zu erreichenden maximal tolerierbare N-Flächenbilanzüberschüsse abgeschätzt (Kapitel 13). Auf diesen Ergebnissen aufbauend werden Schlussfolgerungen und Empfehlungen abgeleitet (Kapitel 14 und 15).

3. Untersuchungsgebiet Hessisches Ried

Flächennutzung

In den betrachteten fünf Grundwasserkörpern (Gesamtfläche 1.007 km²) werden gut 30 % der Fläche ackerbaulich genutzt; weitere 5 bzw. 1-3 % entfallen auf Dauergrünland und Flächenstilllegungen. Jeweils ca. 23 % der Fläche sind mit Wald bestanden oder sind Siedlungsflächen. Die verbleibende Fläche wird überwiegend als Grünland, Feuchtgrünland oder Brachflächen klassifiziert, auf ca. 3 % finden sich offene Wasserflächen (HLUG, Hessenwasser & BGS Umwelt 2010). Die landwirtschaftliche Flächennutzung wurde auf Grundlage der InVeKoS-Datenbank für die Jahre 2005 und 2009 ausgewertet (Tab. 1). Auf ca. 55 % der landwirtschaftlichen Nutzfläche (LNF) wurde Getreide angebaut, auf 18-20 % Gemüse und auf ca. 14-16 % Hackfrüchte. Dahingegen hat der Flächenanteil von Ölsaaten von 1 % in 2005 auf 5 % in 2009 zugenommen, was vermutlich durch einen vermehrten Anbau von Biokraftstoffen bedingt ist. Die im Folgenden verwendete Abgrenzung der landwirtschaftlich genutzten Flächen erfolgte analog zu Berthold & Kolster (2007) anhand der FIS InVeKoS-Daten des Jahres 2009. Als landwirtschaftlich genutzte Flächen wurden alle im InVeKoS geführten Flächen außer Dauergrünland, Flächenstilllegungen und Flächen mit forstlicher Förderung berücksichtigt (2009 insgesamt 32.417 ha oder 32 % der Fläche der untersuchten GWK).

Tab. 1: Landwirtschaftliche Flächennutzung in den fünf untersuchten GWK in den Jahren 2005 und 2009.

Flächennutzung nach Nutzungsgruppen	2005 [ha]	2009 [ha]
Getreide	17.083	17.724
Gemüse & sonst. Handelsgewächse	5.957	5.936
Hackfrüchte	4.793	4.415
Ackerfutter/Futtersaaten	1.264	2.083
Ölsaaten	355	1.626
Dauerkulturen	262	263
Eiweißpflanzen	136	65
Sonstige Flächen	671	307
Landwirtschaftl. genutzte Fläche	30.521	32.417

Allerdings ist zu berücksichtigen, dass künftig aufgrund veränderter agrarpolitischer Rahmenbedingungen mit einer zunehmenden wiederkehrenden landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der in 2009 vorhandenen Stilllegungsflächen gerechnet werden muss.

Geologie

Das Hessische Ried liegt im nördlichen Oberrheingraben. Die Entstehung des nördlichen Oberrheingrabens erfolgte im frühen Tertiär vor ca. 35 Mio. Jahren. Dem Grundgebirge liegen tertiäre und quartäre Lockersedimente auf, deren Mächtigkeit zwischen ca. 500 m im Norden in Mainnähe bis zu 3.500 m im südöstlichen Teil des Hessischen Rieds, im sog. Heidelberger Loch, schwankt.

Die tertiären Ablagerungen sind im Untersuchungsgebiet wasserwirtschaftlich nicht von Bedeutung. Das Quartär wird vorwiegend aus pleistozänen Sedimenten des Rheins und Neckars aufgebaut, die sich im nördlichen Ried mit den Aufschüttungen des Mains verzahnen. Westlich des Altneckarlaus und im Bereich zwischen Bürstadt, Viernheim und Lorsch werden die Flusssedimente von Flugsanden überlagert. Vor den Talausgängen des Odenwalds wurden teilweise großflächige Schwemmfächer durch die Odenwaldbäche abgelagert. Die jüngsten Ablagerungen werden von spätpleistozänen bis holozänen Hochflutsedimenten und Rinnenfüllungen der Altläufe des Rheins und des Neckars gebildet.

Während im Tertiär und im Altquartär überwiegend feinklastische Sedimente abgelagert wurden, kamen im Jungquartär vor allem während der Eiszeiten deutlich grobkörnigere Sedimente (kiesige Sande und sandige Kiese) zur Ablagerung. Die jungquartären Sedimente im Hessischen Ried bilden einen mächtigen Grundwasserkörper, der intensiv zur Trinkwasserversorgung sowie zur Deckung des Wasserbedarfs von Landwirtschaft und Industrie genutzt wird. Die jährliche Grundwasserentnahme beträgt aktuell ca. 100 Mio. m³. In die mächtigen Sand- und Kiesschichten sind einzelne Ton- und Schluffhorizonte eingelagert. Die feinklastischen Sedimente des Pliozäns bzw. des Altquartärs bilden die Basis des jungquartären Grundwasserleiters.

Eine stratigrafische und hydrogeologische Gliederung der pleistozänen Schichtenfolge wurde in der „Hydrogeologische Kartierung und Grundwasserbewirtschaftung Rhein-Neckar-Raum, Fortschreibung 1983–1998“ für den Bereich des Oberen Rheingrabens im Gebiet zwischen Speyer und Lorsch vorgenommen, die somit auch den südlichen Abschnitt des Untersuchungsgebietes erfasst. Für das übrige Hessische Ried liegt derzeit keine vergleichbare Gliederung vor.

Hydrogeologie

Für die Grundwasserhydraulik sind feinkörnige Schichten, die bei einer großräumigen Verbreitung zu einer Stockwerkstrennung führen können, von besonderer Bedeutung. Im zentralen Bereich des Untersuchungsgebietes lassen sich zwei flächig ausgebildete feinkörnige Trennhorizonte (Schluffe, Tone, teilweise schluffig-tonige Feinsande) in unterschiedlichen Tiefenlagen über größere Entfernungen korrelieren. Sie werden im Folgenden als „Oberer Ton“ und „Unterer Ton“ angesprochen. Die im Folgenden und im Grundwassermodell gewählte vereinfachte Bezeichnung Oberer Ton und Unterer Ton für die beiden großräumig korrelierbaren Trennhorizonte wurde mit dem HLUg abgestimmt. Neben dem Oberen und dem Unteren Ton wurden kleinere, lokal ausgeprägte Trennschichten auskartiert, die als Zwischenhorizonte 1 bis 3 bezeichnet werden.

Der Obere Ton ist vergleichsweise lückenhaft verbreitet. Die maximalen Mächtigkeiten erreichen knapp 20 m. Die Oberkante befindet sich auf einer Höhenlage zwischen 65 müNN im zentralen Grabenbereich und 102 müNN im Bereich bei Mörfelden-Walldorf. Der Untere Ton ist an der östlichen Grabenschulter flächendeckend und mit großen Mächtigkeiten verbreitet. Nach Westen hin keilt er aus. Die Oberkante des Unteren Tons bewegt sich zwischen 45 müNN bei Heidelberg und 75 müNN bei Gräfenhausen. Die Mächtigkeit kann bis zu 35 m betragen. Der Untere Ton gliedert den wasserwirtschaftlich genutzten Teil des quartären Grundwasserleiters in einen oberen und einen unteren Grundwasserleiter.

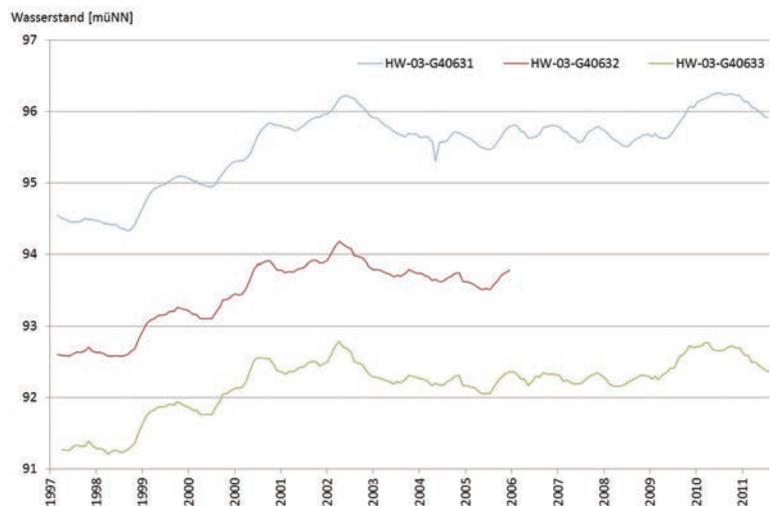


Abb. 3: Grundwasserstandsganglinien der Messstellen HW-03-G40631, HW-03-G40632 und HW-03-G40633.

Abb. 3 zeigt beispielhaft die Grundwasserstandsganglinien dreier zwischen Darmstadt und Griesheim gelegenen Messstellen. Die Messstellen liegen nur ca. 2 m voneinander entfernt, sind jedoch in verschiedenen Grundwasserstockwerken verfiltert. Die GWM 40631 ist im oberen Grundwasserleiter verfiltert, die GWM 40632 und die GWM 40633 unterhalb des unteren Tons, dort jedoch ober- bzw. unterhalb des Zwischenhorizontes ZH 2. Die Druckdifferenzen zwischen den gemessenen Grundwasserstandsganglinien belegen die hydraulische Trennwirkung der Tonschichten.

Böden

Die Bodenbildung im Hessischen Ried ist durch das abgelagerte Substrat und die Wechselwirkung mit dem Grundwasser bestimmt. In den Rheinniederungen mit rezenten Auen und Altarmen haben sich vorwiegend Böden unter Grundwassereinfluss, Auenböden und Auengleye entwickelt. An diese schließen sich nach Osten hin die höher gelegenen pleistozänen Terrassen des Rheins an. Auf den Terrassensedimenten und den abgelagerten Flugsanden herrschen Braunerden und Parabraunerden vor. Den Übergang vom Ried zur Bergstraße bilden die Schwemmfächer der aus dem Odenwald austretenden Bäche, auf denen sich v.a. Kolluvien entwickelt haben, sowie die Flugsanddecken und -dünen. Im nördlichen Modellraum grenzt die Untermainebene an das Hessische Ried. Auch die

Untermainebene wird von Terrassensedimenten und Flugsanden bestimmt.

Ein prägendes Landschaftselement im Hessischen Ried ist der sogenannte „Altneckar“ mit seinen Schlingen. Der „Altneckar“ verlief vom südlichen Modellrand bis nach Bensheim entlang der Odenwaldrandverwerfung und querte dann das Ried bis zur Mainmündung. Durch die Bildung organischer Böden nach seiner Verlandung ist sein Verlauf bis heute gut zu erkennen.

Grundwasserneubildung

Klimatisch zählt die Hessische Rheinebene zum südwestdeutschen Klimaraum, welcher sich durch milde Winter und warme Sommer auszeichnet. Die mittleren Summen des Jahresniederschlags reichen von 600 mm im westlichen Modellgebiet bis zu ca. 700 mm im östlichen Modellgebiet und noch höheren Werten direkt am Odenwaldrand. Die klimatische Wasserbilanz ist nahezu ausgeglichen. Für die Grundwasserneubildung sind vor allem die Winterniederschläge entscheidend, da die Sommerniederschläge größtenteils direkt oder indirekt über die Pflanzen verdunsten. Die Niederschläge im Winterhalbjahr liegen im langjährigen Mittel etwas unter den Niederschlägen des Sommerhalbjahrs.

Für das gesamte Hessische Ried wurde die flächenhafte Grundwasserneubildung prozessbasiert über eine Modellierung des Bodenwasserhaushalts mit der hydrologischen Modellierungs- und Simulationssoftware MIKE-SHE ermittelt (Kapitel 7).

Abb. 4 zeigt die über das Modellgebiet flächengemittelte Grundwasserneubildung für den Zeitraum 1960 bis 2011. In Abhängigkeit vom Witterungsverlauf nimmt die flächengemittelte Grundwasserneubildung Werte zwischen ca. 30 mm/a und 290 mm/a an, der Mittelwert für das gesamte Untersuchungsgebiet beträgt 137 mm/a. Auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen resultiert eine mittlere Grundwasserneubildung von 154 mm/a.

Das hessenweite Rechenmodell des HLUg zur Ermittlung der Grundwasserneubildung aus Niederschlag (HLUG 2005) weist für das Hessische Ried eine etwas niedrigere mittlere Grundwasserneubildungsrate von knapp 100 mm/a aus. Innerhalb der ackerbaulich genutzten Flächen ist die Grundwasserneubildung aus Niederschlag gegenüber Wald- oder Grünlandflächen analog zu dem im vorliegenden Projekt verwendeten MIKE-SHE Modell deutlich erhöht.

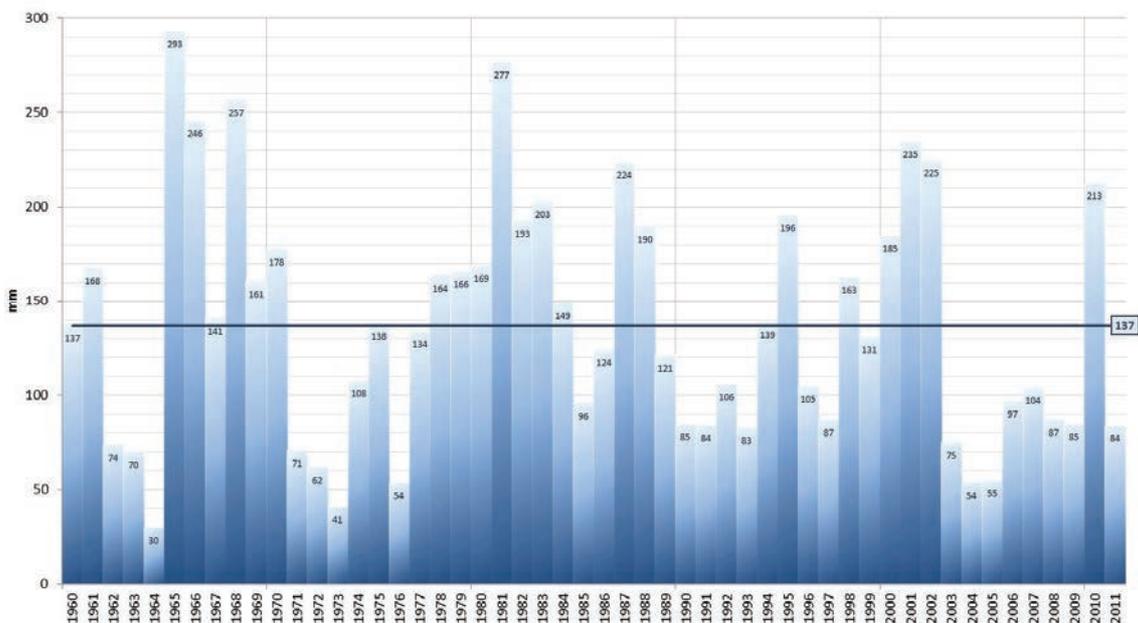


Abb. 4: Flächengemittelte jährliche Grundwasserneubildung im Hessischen Ried.

Atmosphärische Deposition

Durch die atmosphärische Deposition wird u.a. Stickstoff und Schwefel in das Hessische Ried eingetragen. Die Bulk-Deposition setzt sich zusammen aus der nassen Deposition mit dem Niederschlag sowie der trockenen Deposition durch sedimentierende Partikel. In Hessen wird die Bulk-Deposition in einem dichten Messnetz an 50 Messstellen gemessen (HLUG 2010). An der Messstelle D06 in Groß-Gerau wurde im Zeitraum 2002-2004 eine Ammonium-Deposition von 5,3 kgN/(ha·a) und eine Nitrat-Deposition von 3,9 kgN/(ha·a) bei einem mittleren Niederschlag von 562 mm/a gemessen (HLUG 2010). Ähnliche Deposition-Messwerte wurden an der benachbarten Station in Wiesbaden beobachtet. Die Bulk-Deposition von Schwefel an der Messstelle D06 Groß-Gerau wurde inklusive Erfassung von Sulfit auf 4,7 kgS/(ha·a) im Zeitraum 2002-2004 bestimmt (Dämmken 2006).

Neben der Bulk-Deposition erfolgt ein zusätzlicher Eintrag von Stickstoff und Schwefel akzeptorabhängig über die trockene Deposition von Gasen und nicht-sedimentierenden Stäuben. Die Berechnung der Stickstoff-Gesamtdeposition wird jährlich im Auftrag des Umweltbundesamtes in hoher räumlicher Auflösung durchgeführt. In Hessen wurde im Jahr 2004 eine mittlere Gesamtdeposition von etwa 27,6 kgN/(ha·a) berechnet, wobei auf Agrarland 16,7 kgN/(ha·a) und unter Wald über 40 kgN/(ha·a) ergeben (HLUG 2010). Im Waldzustandsbericht Hessen wurden im Jahr 2012 nun deutlich geringere Stickstoff-Einträge von 6,7 kgN/(ha·a) im Freiland, 13,2 kgN/(ha·a) unter Buchenwald und 26 kgN/(ha·a) unter Fichtenbestand bilanziert (HMUELV & NW-FVA 2013). Die Stickstoffbelastung ist damit deutlich in den letzten Jahren zurückgegangen. Die Notwendigkeit einer weiteren Verminderung der Stickstoffbelastung über den Luftpfad besteht jedoch weiterhin. Dies gilt vor allem für die Ammoniak-Emissionen.

4. Räumlich-zeitliche Bestandsaufnahme der Grundwasserqualität

Methodik

Für eine räumlich-zeitliche Bestandsaufnahme der Grundwasserqualität im Hessischen Ried wurden Beschaffenheitsdaten von insgesamt 300 Messstellen ausgewertet, die dankenswerter Weise im Rahmen des Projektes vom HLOG, dem WHR und der Hessenwasser GmbH & Co. KG zur Verfügung gestellt wurden. Der ausgewertete Datensatz umfasst damit 4.280 Grundwasserprobenahmen, in denen Nitrat und eine Reihe weiterer Parameter (u.a. Ammonium, Sulfat, Hydrogencarbonat, Eisen, Calcium, Magnesium und pH) untersucht wurden. Der Großteil der ausgewerteten Messdaten bezieht sich auf die 1990er und 2000er Jahre.

Um die hydrochemische Schichtung der Grundwasserbeschaffenheit im Hessischen Ried zu erfassen, wurden die Messdaten räumlich dreidimensional im Hinblick auf ihre Position im Grundwasserströmungsfeld ausgewertet. Die Messdaten wurden entsprechend der Pumpenposition bei der Probenahme der Filteroberkante der GWM zugeordnet. Die Messdaten wurden entsprechend ihrer Tiefenlage relativ zur Lage der Grundwasseroberfläche (GWO) dargestellt.

Für die Auswertung wurde der Grundwasserstand im Jahr 2001 zugrunde gelegt (Flurabstandskarte für April 2001), in dem Grundwasserhöchststände im Hessischen Ried vorherrschten. Ausgewertet wurden Mittelwerte für die Messzeiträume 2000-2012, 1990-1999 und 1980-1989, soweit für den jeweiligen Zeitraum mindestens drei Messwerte vorlagen.

Nitrat-Belastung

Die Abb. 5 bis Abb. 7 zeigen die zeitliche Entwicklung der gemessenen mittleren Nitrat-Konzentrationen im Hessischen Ried für die Zeiträume 2000-2012, 1990-1999 und 1980-1989, wobei nur für einen Teil der GWM eine langjährige Zeitreihe von 1980 bis 2012 vorliegt. Die Größe der Symbole in den Kartendarstellungen gibt die

Tiefenlage der Filteroberkante unter GWO2001 an: Kleine Kreise zeigen oberflächennah verfilterte GWM, große Kreise verdeutlichen tief verfilterte GWM.

Die räumliche Auswertung der Messdaten macht die kleinteilig heterogene Nitratbelastung im weiten Teilen des Hessischen Rieds deutlich. Während in jedem der fünf untersuchten GWK an mehreren GWM mittlere Nitrat-Konzentrationen über dem Schwellenwert von 50 mg/l gemessen werden, zeigen – teilweise in enger räumlicher Nähe hierzu – andere Messstellen Nitrat-Konzentrationen von < 10 mg/l an (Abb. 5). Im östlichen Hessischen Ried zwischen Griesheim, Pfungstadt, Seeheim-Jugenheim und Zwingenberg weisen dagegen eine Reihe von GWM auf eine flächenhafte Nitratbelastung des Grundwasserleiters von über 50 mg/l auf.

Die zeitliche Auswertung der Nitrat-Konzentrationen zeigt, dass – für die GWM, für die langjährige Messreihen vorliegen – kein großflächiger Rückgang der Nitratbelastung zwischen den 1980er und 2000er Jahre zu erkennen ist. In oberflächennah verfilterten GWM werden die höchsten Nitrat-Konzentrationen gemessen. Tiefere Grundwässer haben in der Regel geringere Nitrat-Konzentrationen, aber auch in größerer Tiefe sind bereits erhöhte Konzentrationen anzutreffen.

Eine tiefenorientierte Auswertung der Messdaten 2000-2012 macht deutlich, dass in 34 der untersuchten 191 flach verfilterten Messstellen (Filteroberkante < 10 m unter GWO2001) mittlere Nitrat-Konzentrationen von über 50 mg/l gemessen werden (Abb. 8). In 12 tiefer verfilterten Messstellen zwischen Griesheim, Pfungstadt, Seeheim-Jugenheim und Zwingenberg (Filteroberkante 10 bis 40 m unter GWO2001) treten flächenhaft Nitrat-Konzentrationen > 50 mg/l auf.

Diese GWM sind entweder über dem oberen Ton verfiltert oder sind in Bereichen abgeteuft, in denen die obere Tonschicht nicht verbreitet ist. Alle ausgewerteten GWM, deren Filterstrecke unter 51 m u.GWO2001 liegen, sind weitgehend nitratfrei (< 3 mg/l).

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

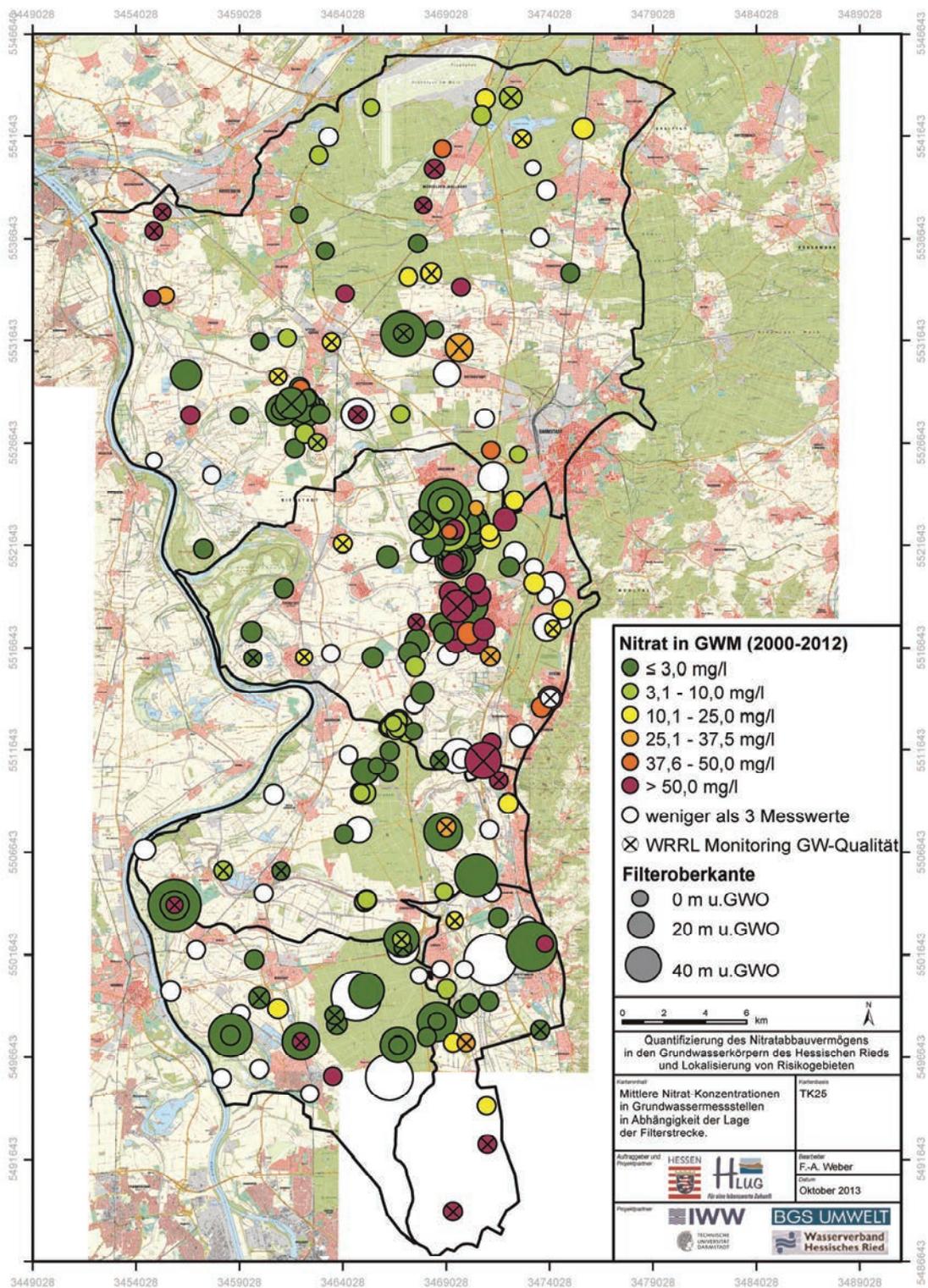


Abb. 5: Mittlere Nitrat-Konzentrationen im Messzeitraum 2000-2012. Die Größe der Symbole gibt die Tiefenlage der Filteroberkante unter GWO2001 an. Weiße Kreise zeigen Messstellen, für die in diesem Zeitraum keine bzw. ≤ 2 Messwerte vorliegen.

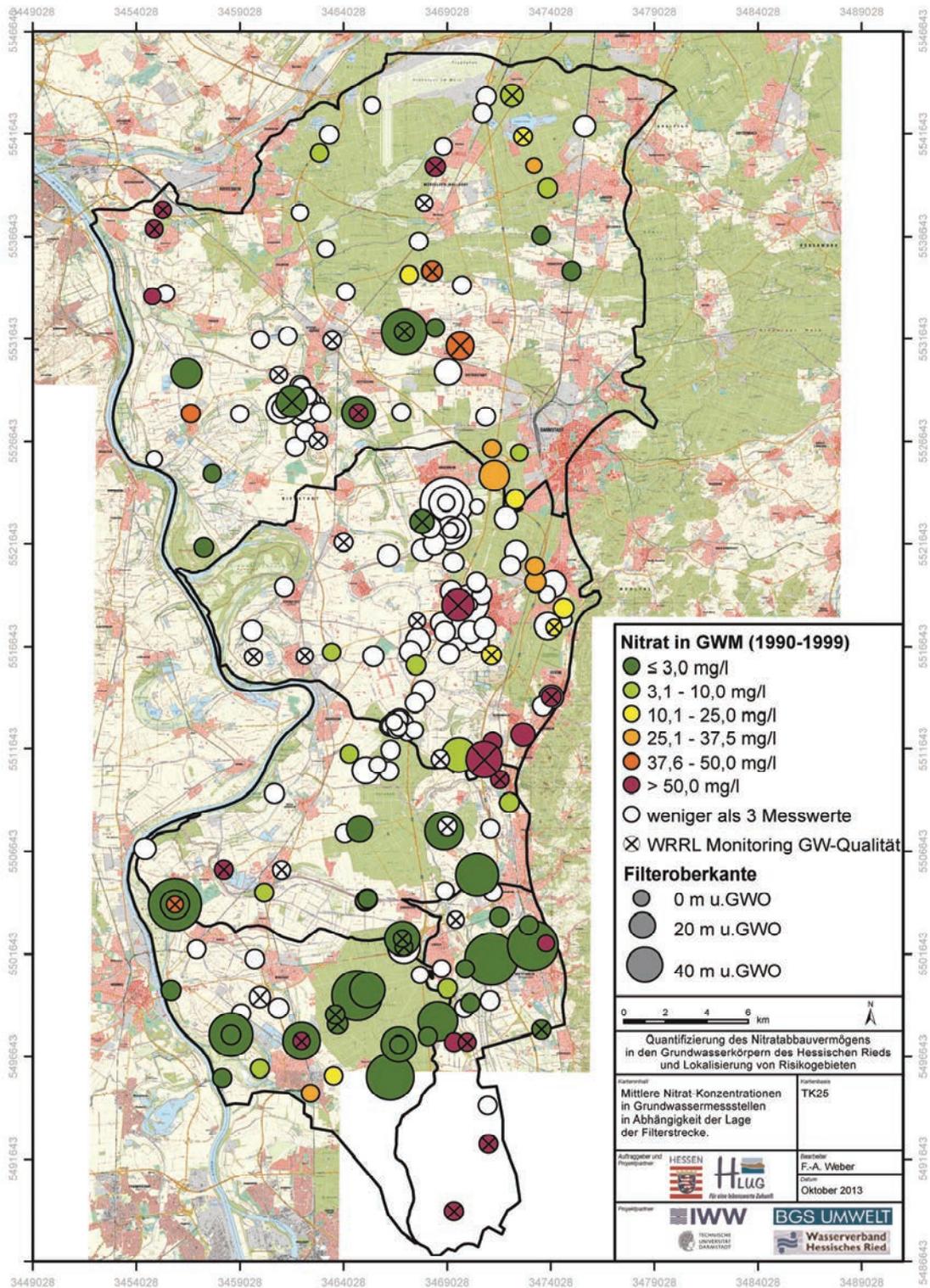


Abb. 6: Mittlere Nitrat-Konzentrationen im Messzeitraum 1990-1999. Die Größe der Symbole gibt die Tiefenlage der Filteroberkante unter GWO2001 an. Weiße Kreise zeigen Messstellen, für die in diesem Zeitraum keine bzw. ≤ 2 Messwerte vorliegen.

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

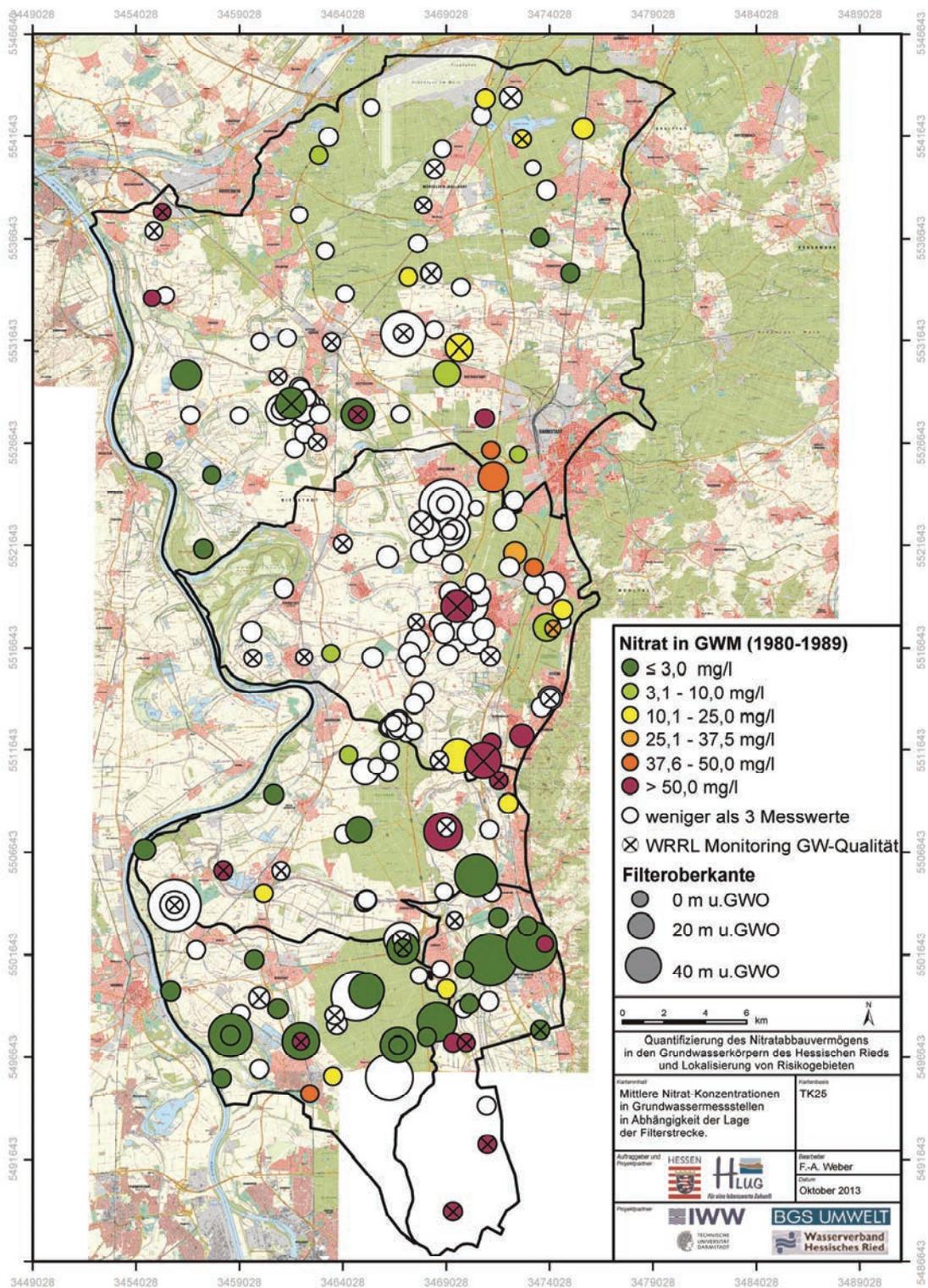


Abb. 7: Mittlere Nitrat-Konzentrationen im Messzeitraum 1980-1989. Die Größe der Symbole gibt die Tiefenlage der Filteroberkante unter GWO2001 an. Weiße Kreise zeigen Messstellen, für die in diesem Zeitraum keine bzw. ≤ 2 Messwerte vorliegen.

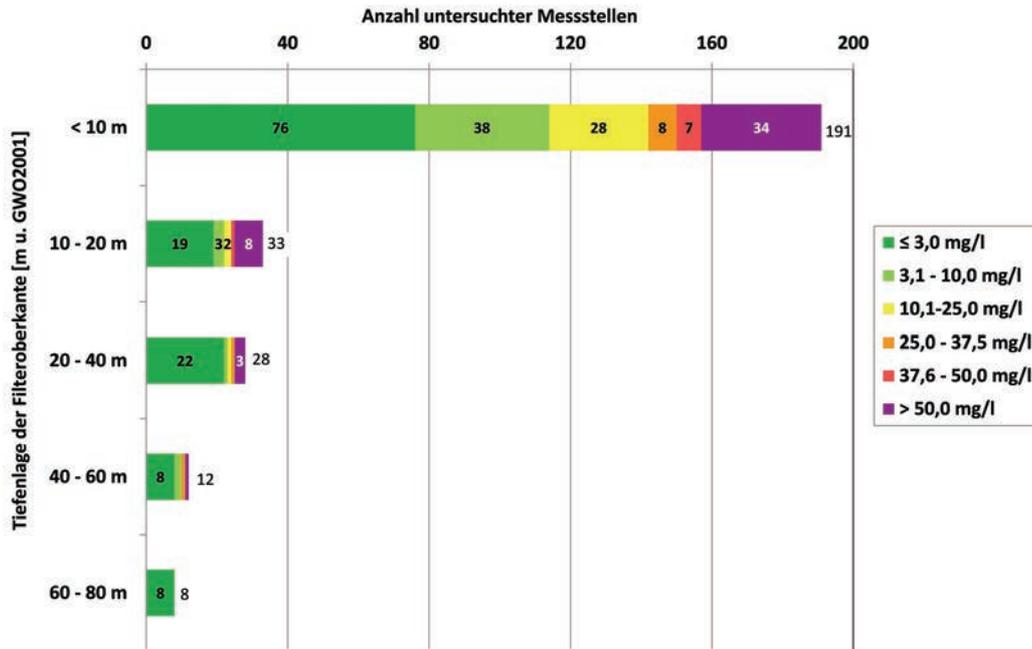


Abb. 8: Schichtung der Nitratbelastung im Hessischen Ried. Mittlere Nitrat-Konzentrationen (Zeitraum 2000-2012) in GWM in Abhängigkeit der Tiefenlage ihrer Filterstrecke (Filteroberkante).

Ammonium-Belastung

Eine dreidimensionale Bestandsaufnahme der im Zeitraum 2000-2012 gemessenen mittleren Ammonium-Konzentrationen ist in Abb. 9 dargestellt. Ammonium-Konzentrationen über dem Schwellenwert von $0,5\text{ mg/l}$ sind vor allem in einigen flach verfilterten GWM im zentralen Hessischen Ried zu beobachten, die typischerweise im Abstrom infiltrierender Fließgewässer oder grundwasserbeeinflusster Böden liegen. In den südlichen GWK werden Ammonium-Konzentrationen $> 0,5\text{ mg/l}$ auch in verschiedenen tief verfilterten GWM beobachtet. Die am Odenwaldrand zwischen Griesheim, Pfungstadt, Seeheim-Jugenheim und Zwingenberg gelegenen GWM mit erhöhten Nitrat-Konzentrationen sind dagegen weitgehend ammoniumfrei ($< 0,1\text{ mg/l}$).

Sulfat und Eisen

Die Bestandsaufnahme der im Zeitraum 2000-2012 gemessenen mittleren Sulfat- und Eisen-Konzentrationen wurde insbesondere im Hinblick auf mögliche Nitrat-abbauereaktionen mit Eisensulfid- und -disulfid-Phasen (z.B. Pyrit) entlang der Fließpfade ausgewertet. Oberflächennah verfilterte GWM wiesen meist Sulfat-Konzentrationen von 60 bis 140 mg/l auf. Einige mitteltief verfilterten Messstellen zeigen dagegen Sulfat-Konzentrationen teilweise über dem Sulfat-Schwellenwert von 240 mg/l , insbesondere GWM im Abstrom der oberen Tonschicht. Tiefe GWM weisen meist Sulfat-Konzentrationen $< 60\text{ mg/l}$ auf.

Erhöhte Eisen-Konzentrationen treten vor allem unter reduzierenden Bedingungen in tiefen GWM auf, werden aber auch unter grundwasserbeeinflussten Böden und im Abstrom infiltrierender Fließgewässer in Konzentrationen $> 1\text{ mg/l}$ in oberflächennahen GWM gemessen. Das Grundwasser in Messstellen mit hohen Nitrat-Konzentrationen am Odenwaldrand ist dagegen weitgehend frei von Eisen ($< 0,1\text{ mg/l}$).

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

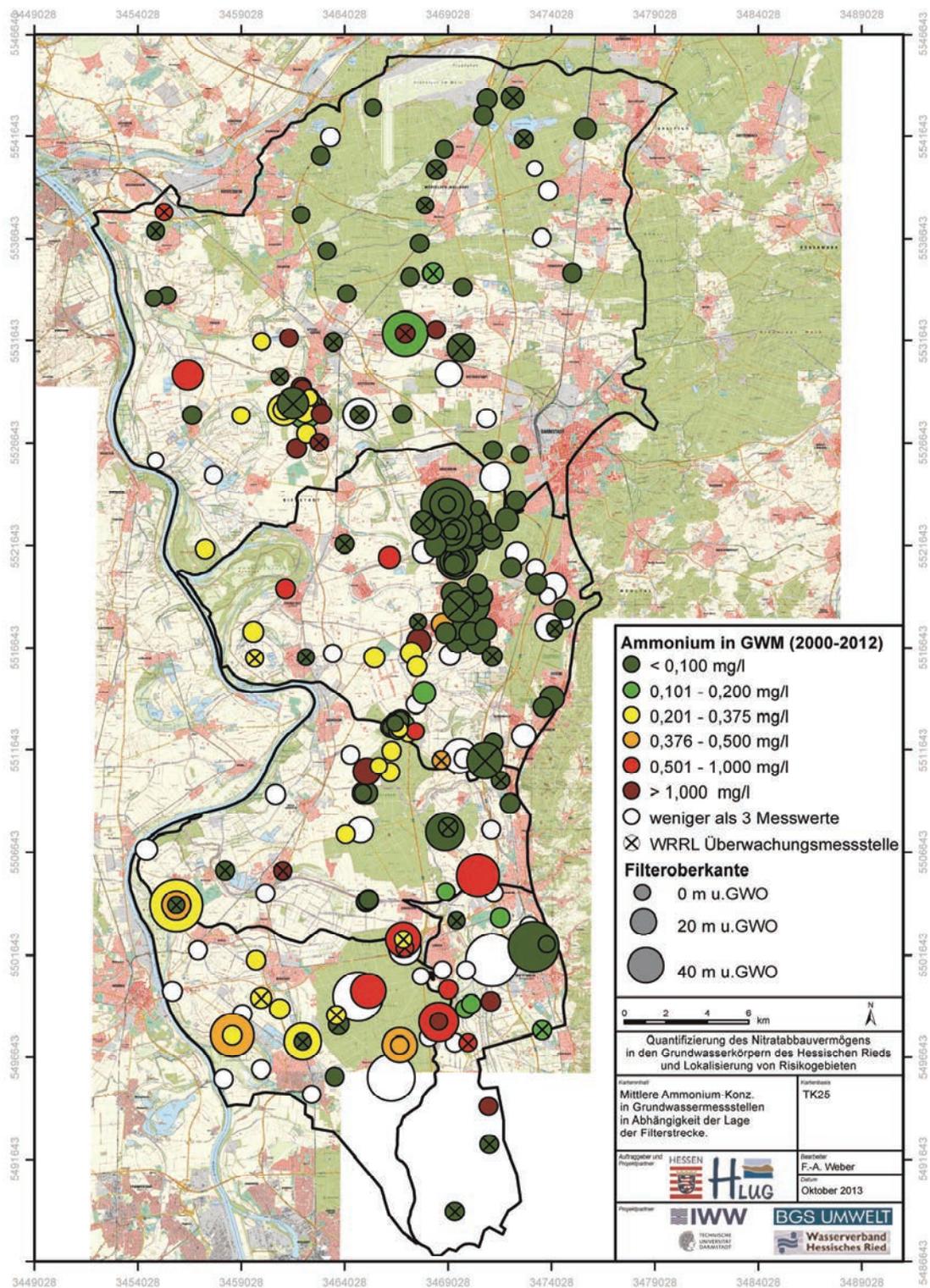


Abb. 9: Mittlere Ammonium-Konzentrationen im Messzeitraum 2000-2012. Die Größe der Symbole gibt die Tiefenlage der Filteroberkante unter GWO2001 an. Weiße Kreise zeigen Messstellen, für die in diesem Zeitraum keine bzw. ≤ 2 Messwerte vorliegen.

5. Nitrateintragsgefährdete Gebiete

Als nitrateintragsgefährdete Gebiete werden im Folgenden diejenigen landwirtschaftlich genutzten Flächen abgegrenzt, von denen aufgrund der Bodeneigenschaften ein Nitrat-Eintrag von > 50 mg/l in das Grundwasser zu erwarten ist, auch wenn die N-Flächenbilanzüberschüsse der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung die nach der guten fachlichen Praxis gemäß Düngverordnung (DüV) zulässigen N-Salden im betrieblichen Nährstoffvergleich von 60 kgN/ha im gleitenden dreijährigen Mittel nicht überschreiten. Im Entwurf zur neuen Düngverordnung sieht derzeit (Februar 2015) eine Reduktion der betrieblichen N-Salden auf 50 kgN/ha vor.

Der Anteil der aufgebrauchten N-Flächenbilanzüberschüsse, der mit dem Sickerwasser aus der durchwurzelten Bodenzone in das Grundwasser ausgetragen wird, wird durch eine Reihe verschiedener Standortfaktoren (u.a. Bodenart, Feldkapazität, effektive Durchwurzelungstiefe, Humusgehalt, pH-Wert), die Bewirtschaftung (u.a. Saattermin, Anbaukultur, Düngemittel, Ertrag, Zwischenfruchtanbau, auf der Fläche verbleibende Erntereste, Beregnungsintensität) sowie den Witterungsverlauf bestimmt (DVGW W104-2), wobei der Denitrifikation von Nitrat zu gasförmigem N₂ eine entscheidende Rolle zukommt. In guter Näherung kann die Nitrat-Konzentration c_{NO_3} im Sickerwasser beim Eintrag an der Grundwasseroberfläche daher aus dem N-Flächenbilanzüberschuss, der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone und der Grundwasserneubildung nach folgender Gleichung berechnet werden, wobei die im Vergleich zum Düngemiteleintrag geringe atmosphärische N-Deposition nicht berücksichtigt wird:

$$c_{NO_3} \left[\frac{mg}{L} \right] = \frac{\text{Stickstoffaustrag in das Grundwasser} \left[\frac{kgN}{ha \cdot a} \right] \cdot \frac{62}{14} \cdot 100}{\text{Grundwasserneubildung} \left[\frac{mm}{a} \right]}$$

$$\approx \frac{\text{Flächenbilanzüberschuss} - \text{Denitrifikationsleistung Bodenzone}}{\text{Grundwasserneubildung}} \cdot \frac{62}{14} \cdot 100$$

Eine Beispielrechnung mit der mittleren Grundwasserneubildung von 154 mm/a unter landwirtschaftlich genutzten Flächen macht deutlich, dass bei einem N-Bilanzüberschuss von 60 kgN/(ha·a) und schlechten Denitrifikationsbedingungen im

Boden von 5 kgN/(ha·a) Sickerwasser mit einer Nitrat-Konzentration von 158 mg/l ins Grundwasser eingetragen wird; bei guten Denitrifikationsbedingungen im Boden von 60 kgN/(ha·a) werden dagegen nur geringe Nitrat-Konzentrationen < 5 mg/l ins Grundwasser eingetragen. Umgekehrt ist bei einem N-Bilanzüberschuss von 60 kgN/(ha·a) eine Denitrifikationsleistung von mindestens 43 kgN/(ha·a) in der Bodenzone notwendig, um Nitrat-Konzentrationen von 50 mg/l im oberflächennahen Grundwasser nicht zu überschreiten. Eine geringere Grundwasserneubildung hätte einen wesentlichen Einfluss auf die maximal tolerierbaren N-Bilanzüberschüsse.

Im Folgenden wird zunächst die aus bodenhydraulischen Bodeneigenschaften auf Grundlage der BFD5L abgeleitete potenzielle Nitrataustragsgefährdung (NAG) dargestellt. Anschließend wird die potenzielle Denitrifikationsleistung der im Hessischen Ried verbreiteten Bodentypen in Anlehnung an das Verfahren von Kuhr et al. (2011) und LBEG (2008) abgeschätzt. Unter Betrachtung der Denitrifikationsleistung und der Nitrataustragsgefährdung der Böden werden daraufhin diejenigen Gebiete abgegrenzt, die aufgrund der Standortbedingungen als nitrateintragsgefährdete Gebiete in das Grundwasser gelten müssen.

Nitrataustragsgefährdete Gebiete

Die potenzielle Nitrataustragsgefährdung (NAG) wird durch bodenkundliche Kartierung nach den Vorgaben der Anlage 5 der Muster-Wasserschutzgebietsverordnung des Landes Hessen erhoben und zur Festsetzung von Ver- und Geboten für die landwirtschaftliche und gartenbauliche Flächenutzung in Wasserschutzgebieten herangezogen. In einem Pilotprojekt im Wasserschutzgebiet Eschollbrücken/Pfungstadt konnte gezeigt werden, dass als Grundlage für die aufwendige bodenkundliche Kartierung ein Verfahren auf Grundlage digital verfügbarer Bodendaten der Bodenschätzung (Bodenflächendaten BFD5L im Maßstab 1:5.000) angewendet werden kann, um die potenzielle Nitrataustragsgefährdung parzellenscharf abzuleiten (Schnittstelle Boden 2009). Diese Ableitung wurde nach HLOG-Methode 233 flächenhaft auf das Hessische Ried übertragen (HLOG 2013, Vorderbrügge et al. 2005; Abb. 10).

Bei der Bewertung der potenziellen Nitrataustragsgefährdung handelt es sich primär um eine bodenhydraulische Betrachtung der Verweilzeiten des Sickerwassers in der Bodenzone (Schnittstelle Boden 2009). Weist das Sickerwasser aufgrund einer hohen Feldkapazität im Verhältnis zu einer geringen Sickerwasserrate eine lange, d.h. mehrjährige Verweilzeit in der Bodenzone auf, können die aufgebrachten N-Flächenbilanzüberschüsse ggf. über mehrere Vegetationsperioden über die Pflanzenwurzeln aufgenommen und so dem Boden entzogen werden; die Gefährdung für eine Nitratauswaschung in das Grundwasser vor allem im vegetationsarmen und niederschlagsreichen Winterhalbjahr ist reduziert.

Neben Feldkapazität und Sickerwasserrate wird berücksichtigt, dass es in tonigen Böden bei der Bildung von Trockenrissen trotz einer hohen Feldkapazität zu einer präferenziellen Verlagerung von Nitrat ins Grundwasser kommen kann, so dass diese Böden in der nächsthöheren NAG-Stufe eingestuft wurden. Kolluvisole, Auenlehme und Hortisole sowie anmoorige Böden mit Aa-Horizont wurden wegen ihres in der Regel höheren Humusgehaltes und dem damit verbundenen N-Mineralisierungspotenzial ebenfalls in die nächsthöhere NAG-Stufe eingestuft. Moorböden werden wegen ihrer sehr hohen N-Mineralisierungspotenziale grundsätzlich in die NAG-Stufe 5 eingestuft.

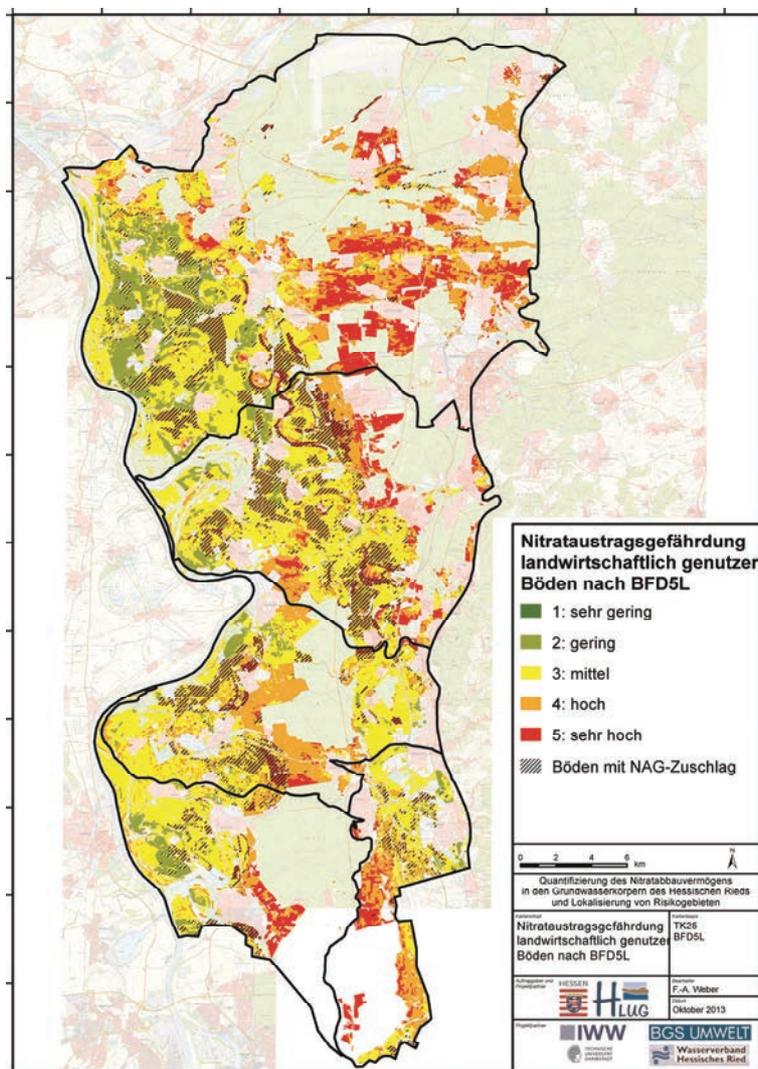


Abb. 10: Nitrataustragsgefährdung (NAG-Stufen) landwirtschaftlich genutzter Böden im Hessischen Ried, abgeleitet auf Grundlage der BFD5L (HLUG 2013).

Denitrifikation im Boden

Die Denitrifikationsleistung im Boden wurde im Rahmen des vorliegenden Projektes in Anlehnung an Kuhr et al. (2011) nach dem Verfahren in LBEG (2008) und Gäth et al. (1997) abgeleitet, bei dem jedem Bodentyp in Abhängigkeit von ihrem potenziellen Grund- bzw. Stauwassereinfluss eine Denitrifikationsstufe mit einer mittleren Denitrifikationsrate zugeordnet wird.

Insgesamt werden fünf Denitrifikationsstufen mit mittleren Raten von 5, 20, 40, 60 und 100 kgN/(ha-a), in torfhaltigen Substraten bei hohem Grundwasserstand bis 150 kgN/(ha-a), unterschieden. Die niedrigsten Denitrifikationsraten weisen gering humose Standorte auf, bei denen ganzjährig eine Wassersättigung des Bodenkörpers ausgeschlossen wird. Mit Zunahme des Humusgehalts oder durch das Auftreten von temporärer Nässe bei Grund- oder Stauwassereinfluss steigt die Denitrifikationsleistung der Böden. Einige Bodentypen werden deswegen höheren Denitrifikationsstufen zugeordnet, wenn mittlere bis starke Gley- bzw. Pseudogleymerkmale im Bodenkörper auftreten. Grundsätzlich ist mit den höchsten Denitrifikationsraten zu rechnen, sobald Grundwasser ganzjährig in humus- oder schwefelhaltigen Bodenschichten steht (LBEG 2008).

Tab. 2: Zuordnung der im Hessischen Ried verbreiteten Bodentypen und -subtypen zu einer Denitrifikationsstufe in Anlehnung an LBEG (2008) und Bandbreite der in diesen Boden(sub)typen im Hessischen Ried auftretenden Grundnässestufen (G0 nicht grundnaß, G1 sehr schwach grundnaß, G2 schwach grundnaß, G3 grundnaß, G4 stark grundnaß, G5 sehr stark grundnaß, G6 äußerst grundnaß) und Staunässestufen (S0 bis S6 analog).

Denitrifikationsstufe		Rate [kgN/(ha·a)]	Bodentyp und -subtypen (BFD25)	Grundnässestufe	Staunässestufe
1	sehr gering	< 10 [5]*	Lockersyrosem	G2	S0
			Ranker	G0	S0
			Regosol	G0-G2	S0
			Braunerde ¹	G0-G2	S0-S1
			Rigosol ^{1,2}	G0-G2	S0
2	gering	10 bis 30 [20]*	Braunerde ²	G0-G4	S0-S3
			Pararendzina ¹	G0-G2	S0
			Parabraunerde ¹	G0	S0
			Pelosol ^{1,2}	G0-G3	S0
			Tschernosem ¹	G0	S0
			Auenböden ¹	G0-G2	S0
			Kolluvisol ¹	G0-G3	S0-S2
3	mittel	30 bis 50 [40]*	Pseudogley	G0-G3	S3-S5
			Parabraunerde ²	G0-G3	S0-S2
			Pararendzina ²	G2	S0
			Auenböden ²	G2-G3	S0
			Kolluvisol ²	G0-G3	S0-S2
			Gley-Pseudogley	G3-G4	S4-S5
4	hoch	50 bis >150 [60]*	Pseudogley-Gley	G3-G5	S4-S5
			Gley	G3-G6	S0
			Stagnogley	G3	S6
			Gley-Auenböden	G3-G4	S0
5	sehr hoch	>>150 [150]*	Niedermoor	G2-G4	S0
			Niedermoor	G5-G6	S0
			Moorgley, Anmoorgleye	G4-G6	S0
			Tiefumbruchböden aus Moor	G4	S0

*) in LBEG (2008) vorgeschlagene (mittlere) Denitrifikationsrate

1) ohne deutliche Gley- oder Pseudogleymerkmale

2) mit mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen

Die Einstufung der Böden im Hessischen Ried wurde auf Grundlage der BFD25 vorgenommen. Im Untersuchungsgebiet werden 873 nutzungsdifferenzierte Bodeneinheiten unterschieden, für die jeweils der Name der Bodenform, die Bodensystematik sowie der Einfluss von Grund- bzw. Staunässe ausgewiesen sind. Die Grundnässe, d.h. die zeitweise Vernässung des Wurzelraumes durch Grundwasser, wird in der BFD25 in Abhängigkeit der Tiefenlage redoximorphe Merkmale in die Grundnässestufen G0 (nicht grundnass) bis G6 (äußerst grundnass) differenziert. Bei der Staunässe werden ebenfalls Stufen von S0 (nicht staunass) bis S7 (äußerst staunass) unterschieden.

Die im Hessischen Ried verbreiteten Bodentypen, Subtypen und Varietäten wurden analog zu LBEG (2008) einer Denitrifikationsstufe (Tab. 2) zugeordnet. Aufgrund differenzierter Bodeneigenschaften ist die Zuordnung jedoch in Einzelfällen nicht eindeutig möglich. Übergangssubtypen (z.B. Braunerde-Pararendzina) wurden dem Norm-Subtyp (im Beispiel Pararendzina) zugeordnet, außer wenn es sich bei den Übergangsmerkmalen um Gley- oder Pseudogleymerkmale handelt. Beim Auftreten deutlicher Gley- oder Pseudogleymerkmale (Übergangssubtypen GG und SS und Varietäten g und s, nicht jedoch Merkmale, die nur im Unterboden auftreten (Varietäten gt und st))

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

wurden den Bodentypen analog zu LBEG (2008) eine höhere Denitrifikationsstufe zugeordnet. Auenböden (z.B. Vega) sind nach LBEG (2008) in Denitrifikationsstufe 2, Gley-Auenböden (z.B. Gley-Vega) auf Stufe 4 einzustufen. Für vergleyte Auenböden (z.B. Vega, vergleyt) wurde dazwischen eine Einstufung auf Stufe 3 vorgenommen. Treten bei grundwasserbeeinflussten Bodentypen (z.B. Gley) abgesenkte Grundwasserstände auf, wurden sie eine Stufe zurückgestuft.

Die abgeleitete Denitrifikationsleistung der Böden im Hessischen Ried ist in Abb. 11 dargestellt. Als Böden mit schlechter Denitrifikation werden v.a. die grundwasserfernen Braunerden und Pararendzinen am Odenwaldrand zwischen Weiterstadt, Griesheim, Pfungstadt und Jugenheim sowie im Bereich des Lorsche Walds zwischen Lampertheim und Hüttenfeld eingestuft, die sich aus Flugsanden mit geringen organischen Kohlenstoffgehalten entwickelt haben.

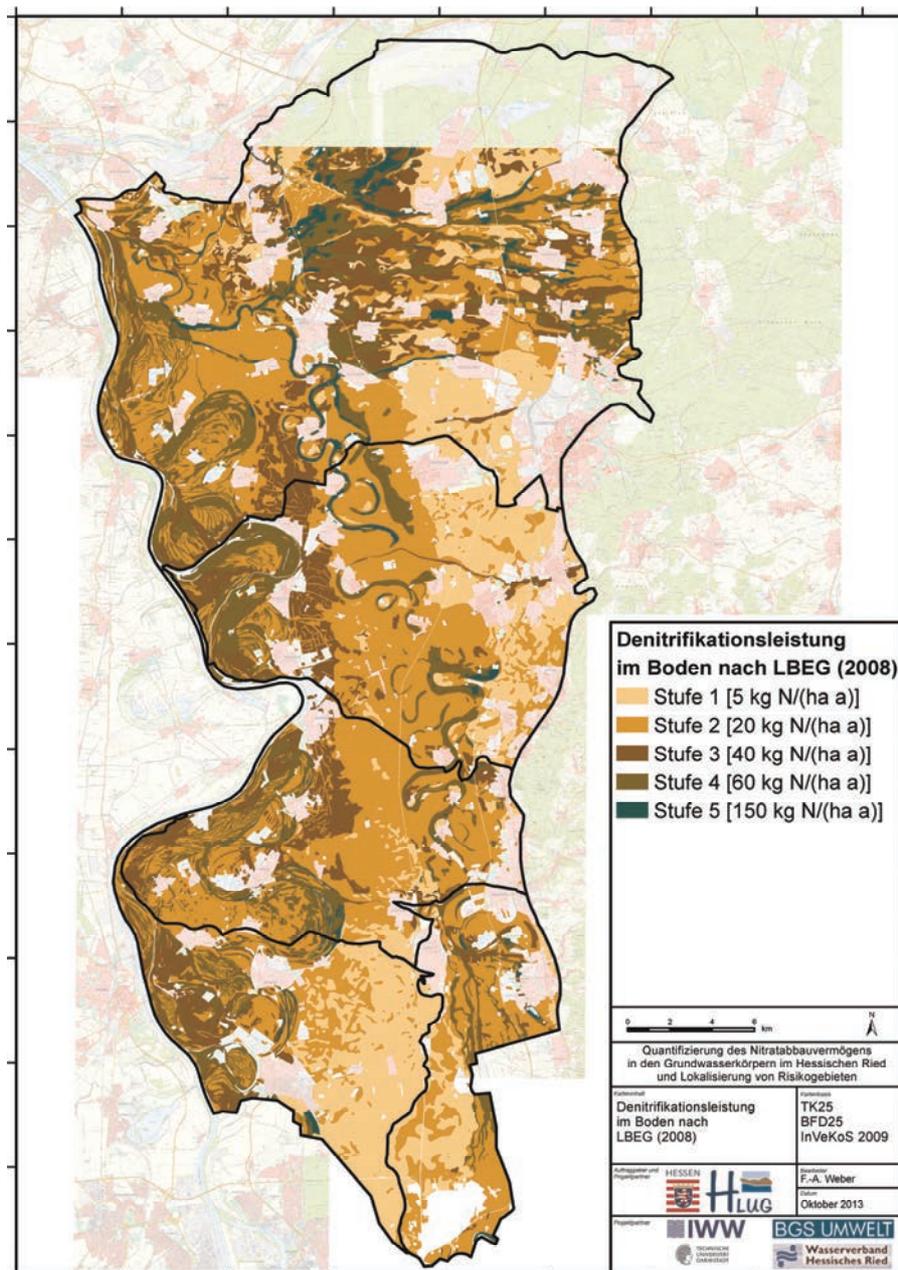


Abb. 11: Denitrifikationsleistung in Böden im Hessischen Ried, abgeleitet auf Grundlage der BFD25.

Gute Denitrifikationsbedingungen ergeben sich vor allem für die vergleyten Auenböden und Gleye in den Niederungsregionen sowie Niedermoor- und Anmoorböden entlang der Altneckarschlingen. Die Verbreitung der Böden mit guten Denitrifikationsbedingungen stimmt weitestgehend mit den Flächen mit geringen Grundwasserflurabständen überein. Durch größere Schwankungen der Grundwasserstände in den vergangenen Jahrzehnten können jedoch teilweise Bodentypen auftreten, die als relik-tisch anzusehen sind. In diesen Gebieten ist die Einstufung der Denitrifikationsbedingungen im Boden zu überprüfen.

Geogene Freisetzungspotenziale humoser Böden

In grundwasserbeeinflussten Böden können durch gehemmten Abbau organischer Substanz hohe Humusgehalte akkumulieren, die hohe Stickstoff- und Schwefelgehalte speichern. Solange diese Böden ganzjährig unter Grundwasser-einfluss stehen, zeichnen sie sich durch ein hohes Denitrifikationspotenzial und sehr geringe Stickstoffeinträge in das Grundwasser aus. Bei zwischenzeitlicher Belüftung (z.B. durch Grundwasserabsenkung) oder Bearbeitung dieser Böden können hohe Mineralisierungsraten einsetzen und in kurzer Zeit sehr hohe Nitrat- und Sulfatfrachten freigesetzt werden (HLUG 2012, Scheffer 1999). In Abb. 12 sind die in der BFD25 ausgewiesenen Niedermoore, Moorgley- und Anmoorgleyböden sowie Tiefumbruchböden aus Moor als Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen gesondert ausgewiesen. Diese auf Grundlage der BFD25 abgegrenzten Standorte umfassen weitgehend die auf Grundlage der BFD5L ausgewiesenen landwirtschaftlich genutzten Böden, denen bei der Bewertung der Nitrataustragsgefährdung die NAG-Stufe 5 zugewiesen wurde. Die Abgrenzung ist jedoch als fließend anzusehen, da auch humose Gley- und Auengley-Böden bei Belüftung/Bearbeitung beträchtliche Stickstoff- und Schwefel-frachten freisetzen können.

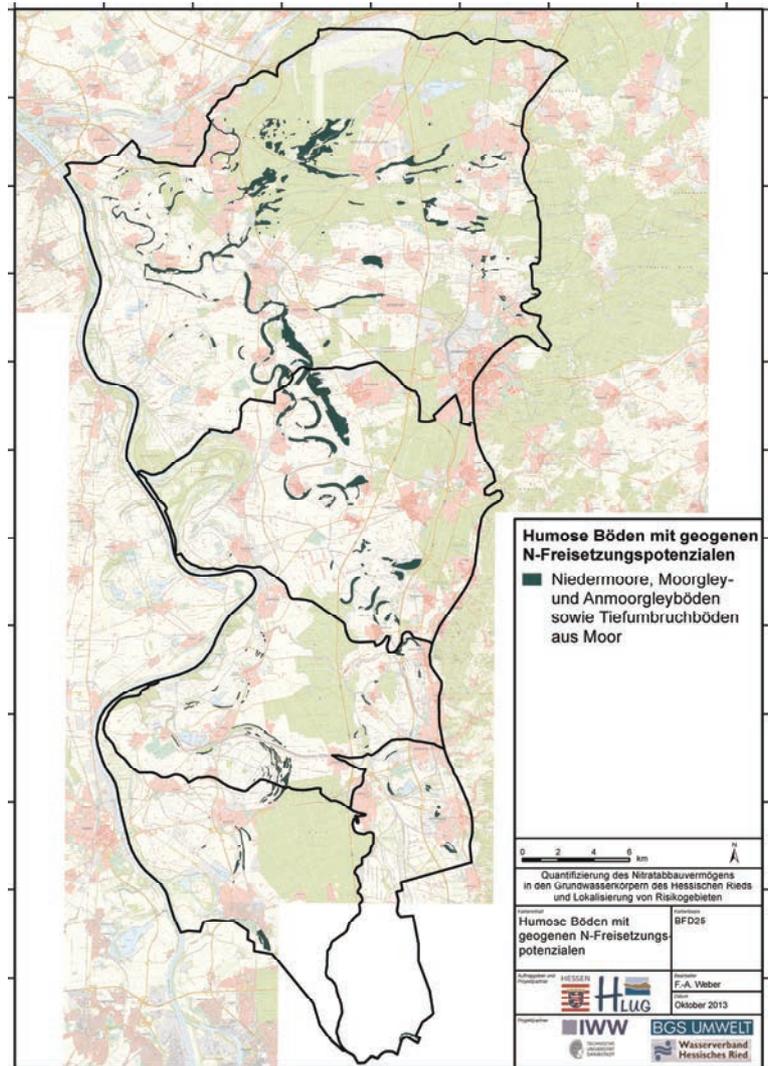


Abb. 12: Humose Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen, abgegrenzt auf Grundlage der BFD25.

Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete und Validierung

Unter den hydrologischen Bedingungen im Hessischen Ried sind unter allen landwirtschaftlich genutzten Böden mit schlechten Denitrifikationsbedingungen $< 43 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ in der Bodenzone mit Nitrat-Einträgen von mehr als $50 \text{ mg}/\text{l}$ in das Grundwasser zu rechnen ist, auch wenn die N-Bilanzüberschüsse aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung der guten fachlichen Praxis gemäß DüV (zulässiger N-Saldo von $60 \text{ kgN}/\text{ha}$ im betrieblichen Nährstoffvergleich im gleitenden dreijährigen Mittel) entsprechen.

Als nitrateintragsgefährdete Gebiete sind deswegen zunächst diejenigen landwirtschaftlich genutzte Böden abzugrenzen, die schlechte Denitrifikationsleistungen der Stufen 1 und 2 ($< 30 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a})$) in der Bodenzone aufweisen. Unter landwirtschaftlich genutzten Böden mit mittlerer Denitrifikationsleistung der Stufe 3 (30 bis $50 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a})$) sind auch bei der Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis insbesondere dann Nitrat-Einträge von $> 50 \text{ mg/l}$ ins Grundwasser zu erwarten, wenn aufgrund einer geringen Feldkapazität und damit kurzer Verweilzeit des Sickerwassers in der Bodenzone eine ausreichende Denitrifikationsleistung im Boden oder eine Aufnahme des Nitrats über die Pflanzenwurzeln unwahrscheinlich ist. Deswegen wurden von den Böden mit Denitrifikationsleistung der Stufe 3 diejenigen Flächen als nitrateintragsgefährdete Gebiete abgegrenzt, die eine mittlere bis sehr hohe Nitrataustragsgefährdung (NAG-Stufen 3 bis 5) aufweisen. Unter landwirtschaftlich genutzten Böden mit hoher oder sehr hoher Denitrifikationsleistung der Stufen 4 und 5 ($> 50 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a})$) sind außer bei unzureichender Verweilzeit in der Bodenzone keine Nitrat-Einträge $> 50 \text{ mg/l}$ ins Grundwasser zu erwarten, so dass nur Flächen mit hoher bis sehr hoher Nitrataustragsgefährdung (NAG-Stufe 4 und 5) als eintragsgefährdete Gebiete ausgewiesen wurden.

Zur Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete wurden die Denitrifikationsleistung im Boden (Abb. 11) und die Nitrataustragsgefährdung nach BFD5L (Abb. 10) mit der landwirtschaftlich ge-

nutzten Fläche (InVeKoS-GIS für 2009) verschnitten. Die abgegrenzten nitrateintragsgefährdeten Gebiete umfassen mit $28.741,6 \text{ ha}$ ein Großteil (88 %) der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Hessischen Ried (Abb. 13 und Tab. 3). Nitrateintragsgefährdete Gebiete der Stufe 2 nehmen mit $18.581,2 \text{ ha}$ die größte Fläche ein. Als nitrateintragsgefährdete Gebiete der Stufe 1 sind v.a. die flugsandreichen Böden am Odenwaldrand zwischen Weiterstadt, Griesheim, Pfungstadt und Jugenheim sowie im Lorscher Wald von Hüttenberg bis Lampertheim zu nennen. Im Westen des Hessischen Rieds sind nitrateintragsgefährdete mit nicht-eintragsgefährdeten Flächen eng verzahnt.

Es ist darauf hinzuweisen, dass die durchgeführte Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete auf der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung nach guter fachlicher Praxis gemäß DüV beruht. Wenn die Landnutzung in der Praxis mit wesentlich höheren als in der DüV geforderten N-Salden verbunden ist, besteht auch auf Böden mit guten bis sehr guten Denitrifikationsbedingungen grundsätzlich die Gefahr eines übermäßigen Nitrat-Eintrages in das Grundwasser. Derart höhere als in der DüV geforderten N-Salden infolge „unvermeidlicher Überschüsse“ oder durch Berücksichtigung erforderlicher Zuschläge sind gem. DüV nach Vorgabe der oder in Abstimmung mit der nach Landesrecht zuständigen Stelle zulässig, um Besonderheiten beispielsweise bei bestimmten Betriebstypen, beim Anbau bestimmter Kulturen und der Erzeugung bestimmter Qualitäten Rechnung tragen zu können.

Tab. 3: Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete im Hessischen Ried.

Nitrat-eintrags-gefährdung	Denitrifikationsleistung in der Bodenzone nach LBEG (2008)		Nitrataustragsgefährdung in der Bodenzone nach HLOG (2013)	Nitrat-eintrags-gefährdete Flächen	Nicht-eintrags-gefährdete Flächen
	Stufe	[kgN/(ha·a)]	NAG-Stufe	[ha]	[ha]
Stufe 1	Stufe 1	< 10 [5]*	NAG 1-5: alle Flächen	2.668,5	0,0
Stufe 2	Stufe 2	10 – 30 [20]*	NAG 1-5: alle Flächen	18.581,2	0,0
Stufe 3	Stufe 3	30 – 50 [40]*	NAG 1-2: sehr gering bis gering	-	997,5
			NAG 3-5: mittel bis sehr hoch	5.094,1	-
Stufe 4	Stufe 4	50 – >150 [60]*	NAG 1-3: sehr gering bis mittel	-	2787,0
			NAG 4-5: hoch bis sehr hoch	2.272,6	-
Stufe 5	Stufe 5	$>> 150$ [150]*	NAG 1-3: sehr gering bis mittel	-	59,3
			NAG 4-5: hoch bis sehr hoch	125,2	-
Summe				28.741,6	3.843,8
Anteil an landwirtschaftlich genutzten Flächen				88 %	12 %

Im Hessischen Ried sind erfahrungsgemäß der Erwerbsgartenbau und der Anbau weiterer Sonderkulturen als diesbezügliche relevante Besonderheit im Rahmen der Lokalisierung von Risikogebieten (Kapitel 13) zu berücksichtigen.

Die durchgeführte Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete wurde anhand gemessener Nitrat-Konzentrationen im oberflächennahen

Grundwasser validiert. Die Auswertung zeigt, dass alle 8 oGWM mit Nitrat-Konzentrationen > 50 mg/l in Gebieten mit überwiegend nitrateintragsgefährdeten Flächen liegen, während 7 oGWM mit Nitrat-Konzentrationen < 10 mg/l im Abstrom von Flächen liegen, die überwiegend nicht als nitrateintragsgefährdete Flächen ausgewiesen wurden.

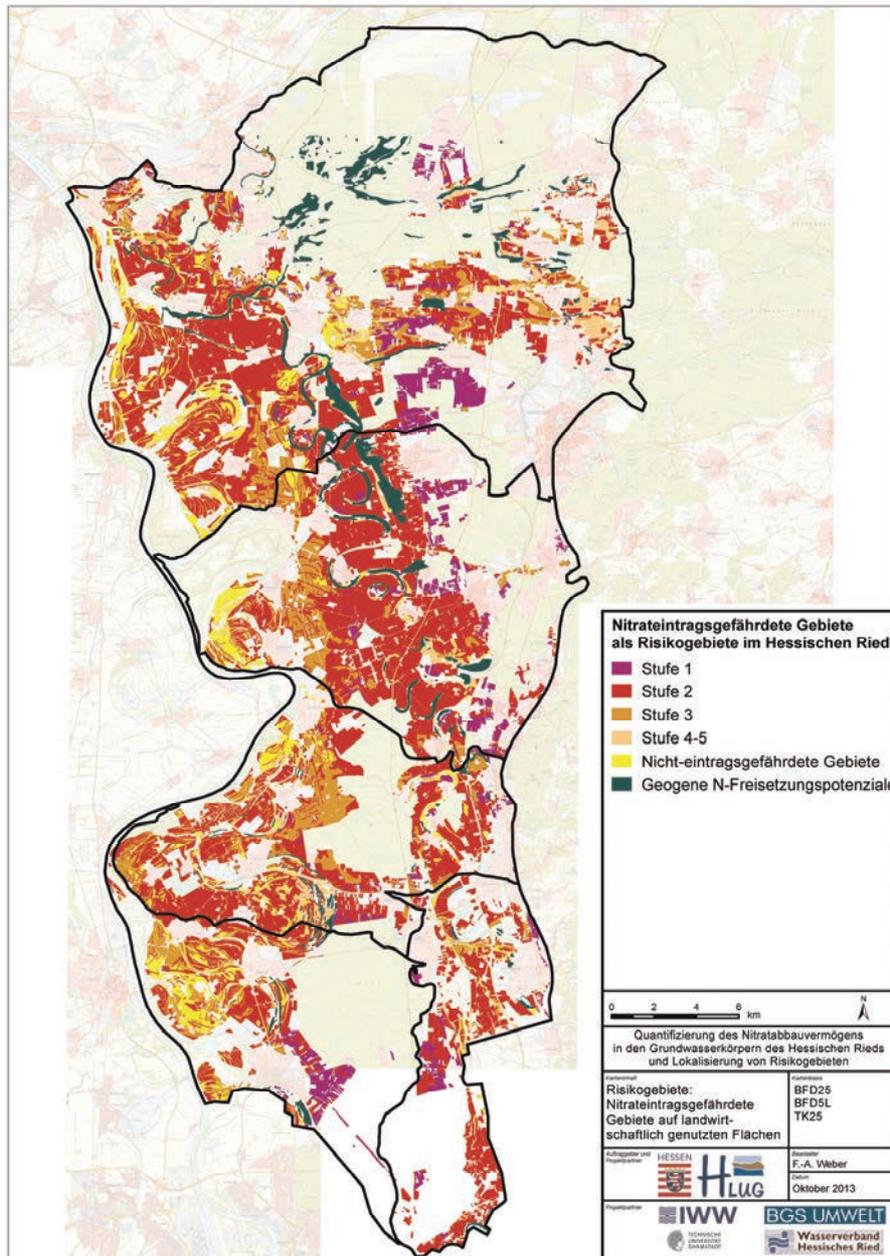


Abb. 13: Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete auf landwirtschaftlich genutzten Flächen im Hessischen Ried.

6. Stoffeinträge in den Grundwasserleiter

Stoffeinträge unter landwirtschaftlich genutzten Flächen

Die Stoffeinträge aus der ungesättigten Bodenzone in den Grundwasserleiter können anhand der Grundwassergütemessungen in oGWM abgeschätzt werden, die nur die obersten Meter des Grundwasserleiters erfassen. Dazu wurden die Grundwassergütedaten aller GWM ausgewertet, deren Filterstrecke (Filteroberkante) höchstens 5 m unter der Grundwasseroberfläche (Referenzjahr April 2001) verfiltert sind. Die gemessene Grundwasserbeschaffenheit dieser äußerst flach verfilterten oGWM kann in erster Näherung mit der Beschaffenheit des zuströmenden Sickerwassers gleichgesetzt werden.

Durch Verschneidung mit der landwirtschaftlichen Nutzfläche wurden diejenigen 24 oGWM ausgewählt, die eindeutig durch Stoffeinträge aus der Landwirtschaft belastet sind, entweder weil sie direkt auf landwirtschaftlichen Flächen abgeteuft

wurden oder weil die Grundwassergleichenpläne von April 2001 und Oktober 2008 eine direkte Anströmung von landwirtschaftlich genutzten Flächen erwarten lassen. Für einige oGWM wurde die Anströmung mit Hilfe von Modellrechnungen mit dem Grundwasserströmungsmodell verifiziert (Kapitel 8). 12 der oGWM wurden für die weitere Auswertung ausgeschlossen, da deren Beschaffenheitsdaten auf die Infiltration angrenzender Fließgewässer oder wechselnder Grundwassereinflüsse hindeuten.

Die Beschaffenheitsdaten (1980-2012) der verbleibenden 12 oGWM wurden dahingehend ausgewertet, die Bandbreite der Stoffeinträge in das Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Flächen auf nitrateintragsgefährdeten Böden und auf Böden mit hoher Denitrifikationsleistung in den letzten 30 Jahren abzuschätzen. Die Auswertung macht deutlich, dass sich die Zusammensetzung des neu gebildeten Grundwassers unter landwirtschaftlich genutzten Flächen in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen im Boden grundlegend unterscheidet (Abb. 14).

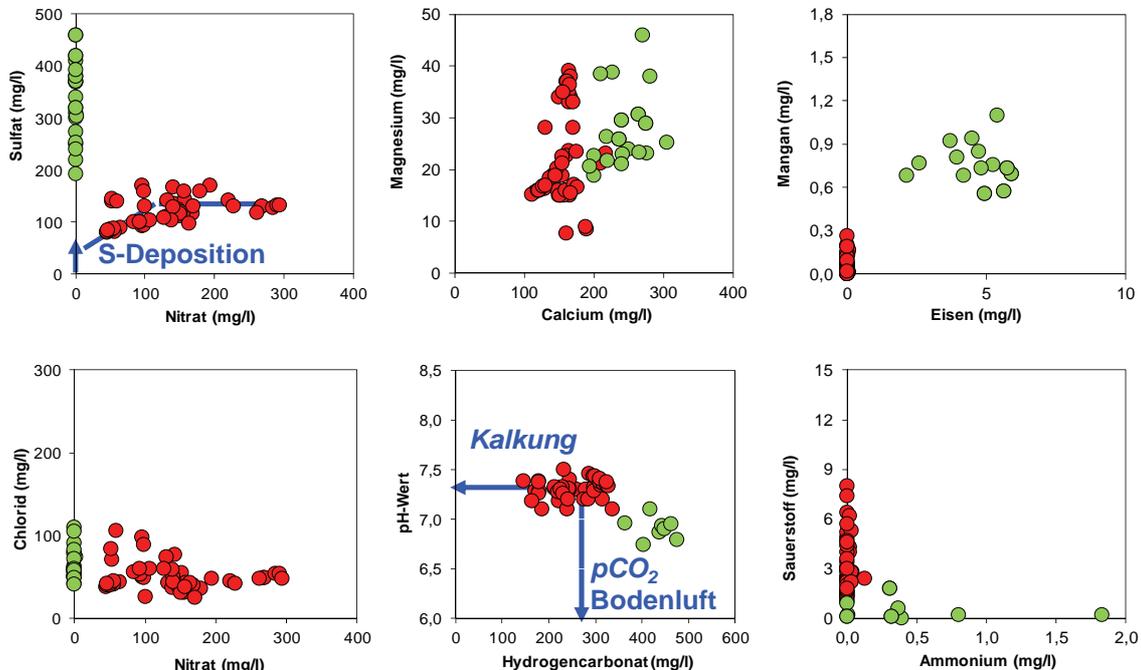


Abb. 14: Diffuse Stoffeinträge in das Grundwasser unter nitrateintragsgefährdeten Gebieten (rot) und auf Böden mit hoher Denitrifikationsleistung (grün) abgeleitet aus gemessenen Stoffkonzentrationen (1980-2011) in 12 oGWM im Hessischen Ried.

In nitrateintragsgefährdeten Gebieten wurde mit dem Sickerwasser Nitrat in einer Bandbreite von 45 bis ca. 300 mg/l eingetragen, die wesentlich durch variable Düngemittelgaben bestimmt wird. Das unter nitrateintragsgefährdeten Gebieten neugebildete Grundwasser ist weitgehend oxisch und weist nur geringe Eisen-, Mangan- und Ammonium-Konzentrationen auf. In einigen oGWM ist eine Sauerstoffzehrung im oberflächennahen Grundwasser festzustellen. Zur Abschätzung der Zusammensetzung des Sickerwassers wurden deswegen nur Beschaffenheitsdaten mit einer gelösten Sauerstoff-Konzentration ≥ 1 mg/l ausgewertet. Der pH-Wert des neugebildeten Grundwassers ist durch Kalkung auf den Ziel-pH-Wert von 7,1 bis 7,5 eingestellt. Durch den CO_2 -Partialdruck der Bodenluft treten Hydrogencarbonat-Konzentrationen von 150 bis 340 mg/l auf. Die Calcium- und Magnesium-Konzentrationen sind über das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht bestimmt. Die variablen Magnesium-Konzentrationen können durch variable Magnesium-Gehalte im Kalk oder durch gezielte Magnesium-Düngung erklärt werden.

Im Gegensatz dazu ist das Sickerwasser unter Böden mit hoher Denitrifikationsleistung nitratfrei. Die Stoffeinträge weisen erhöhte Sulfat- (200-460 mg/l) und Hydrogencarbonat-Konzentrationen (340-475 mg/l) auf. Das Sickerwasser ist bei einem pH-Wert von $< 7,0$ saurer als unter nitrateintragsgefährdeten Gebieten und weist aufgrund des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichtes höhere Calcium-Konzentrationen (tw. auch höhere Magnesium-Konzentrationen) auf. Das Sickerwasser ist reduziert; die Eisen- und Mangan-Konzentrationen liegen im Milligramm-Bereich. Die Ammonium-Konzentrationen im Sickerwasser variieren zwischen ammoniumfrei und mehreren Milligramm pro Liter (Abb. 14).

Die abgeleiteten Stoffeinträge bilden die Grundlage für die Stoffflussmodellierung in Kapitel 9. Von einer zeitlichen Auswertung der Stoffeinträge (mittlere Stoffeinträge der 1980er, 1990er bzw. 2000er Jahre) wurde aufgrund der geringen Anzahl geeigneter oGWM abgesehen.

Stoffeinträge durch Infiltration von Fließgewässern in den Grundwasserleiter

Die Beschaffenheit infiltrierender Fließgewässer ist aufgrund des teilweise hohen Anteils von kläranlagenbürtigem Abwasser als „mäßig belastet“ bis „stark verschmutzt“ einzustufen. Vorliegende Analysedaten der Modau zeigen mittlere Nitrat-Konzentrationen von ca. 30 mg/l, Sauerstoff-Gehalte von > 5 mg/l bei gleichzeitigen Ammonium-Konzentrationen von ca. 1 mg/l.

Die Wasserbeschaffenheit nach Passage der hyporheischen Zone wurde durch Auswertung der an Modau und Landgraben gelegenen GWM abgeschätzt. Durch Abbau gelöster organischer Verbindungen im Fließgewässer und der langsamer Infiltration weist das Grundwasser nach der hyporheischen Zone eine vollständige Sauerstoffzehrung, vollständigen Nitratabbau und hohe Sulfat- und Hydrogencarbonat-Konzentrationen auf. Für die Fließgewässer ist somit von einer aktiven hyporheischen Zone mit Sauerstoff- und Nitratabbau mittels autolithotropher und heterotropher Denitrifikation auszugehen. Die Ammonium-Konzentrationen entsprechen nach der hyporheischen Zone weitgehend der der Fließgewässer (Weber et al. 2013).

7. Verweilzeit der Stoffeinträge in der ungesättigten Zone

Methodik

Die Modellierung des Bodenwasserhaushalts erfolgte prozessbasiert mit Hilfe der hydrologischen Modellierungs- und Simulationssoftware MIKE-SHE. Diese beruht auf der numerischen Methode der Finiten Differenzen. In der Modellrechnung werden alle den Bodenwasserhaushalt betreffenden relevanten Prozesse wie Interzeption, Evaporation, Transpiration, Versickerung und kapillarer Aufstieg sowie die Beregnung landwirtschaftlich genutzter Flächen berücksichtigt. Der Niederschlag und die potentielle Verdunstung in Tageswerten dienen als Eingangsgrößen.

Für den Wasserhaushalt eines Bodens sind seine bodenhydraulischen Eigenschaften, d.h. die Speicher- und Durchlässigkeitseigenschaften entscheidend. Diese beeinflussen die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und die Grundwasserneubildung. Die bodenhydraulischen Kennwerte im Untersuchungsgebiet wurden aus den digitalen Bodenflächendaten der BFD50-Karte übernommen. Da das Modellgebiet in Rasterzellen mit einer Seitenlänge von 250 x 250 m diskretisiert wurde, ist eine feinere Auflösung der Bodenflächendaten nicht notwendig. Die verschiedenen Bodenarten wurden zu 19 bodenhydraulischen Einheiten zusammengefasst. Jeder Rasterzelle wurden einheitlich die Eigenschaften der bodenhydraulischen Einheit mit dem größten Flächenanteil zugewiesen. Die vertikale Diskretisierung erfolgte in Schichten mit einer über die Tiefe ansteigenden Mächtigkeit.

Die Berechnungen wurden mit Niederschlags- und Verdunstungsdatensätzen auf Tageswertbasis für den Simulationszeitraum von 1960 bis 2011 durchgeführt. Die zeitliche Diskretisierung erfolgte in Zeitschritten mit einer maximalen Länge von 30 min, die bei hohen hydraulischen Gradienten an der Geländeoberfläche, wie sie z.B. bei starkem Niederschlag oder langanhaltender landwirtschaftlicher Beregnung auftreten können, von der Simulationssoftware auf bis zu 1 min verkürzt werden.

Als Ergebnis der Modellierung wird über den Zeitraum 1960-2011 der aus der Bodenfeuchtesimulation resultierende Verlauf der Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche berechnet.

Berechnung der mittleren Verweilzeit

Für die Berechnung der mittleren Verweilzeit in der ungesättigten Zone wurden zunächst für jede Rasterzelle die berechneten Grundwasserneubildungsraten über den gesamten Simulationszeitraum von 51 Jahren gemittelt. In einem weiteren Simulationslauf wurde diese mittlere Grundwasserneubildung als konstanter Niederschlag auf die Geländeoberfläche aufgegeben und am ersten Tag mit einer Eingangskonzentration $c_0 = 1$ belegt. Nach diesem eintägigen Impuls erfolgt kein weiterer Stoffeintrag. Es wurde nun mit MIKE-SHE eine eindimensionale reine Stofftransportberechnung über 60 Jahre durchgeführt, als deren Ergebnis für jede Rasterzelle der Verlauf der Stoffkonzentrationen über den Simulationszeitraum hinweg vorliegt. Die Sickerzeiten in der ungesättigten Zone lassen sich aus den Durchbruchkurven an der Grundwasseroberfläche ableiten. Die mittlere Verweilzeit ist als der Zeitpunkt definiert, zu dem die maximale Konzentration c_{max} die Grundwasseroberfläche erreicht.

Beispielhaft sind für eine Messstelle die berechneten Durchbruchkurven an der Grundwasseroberfläche in Abb. 15 dargestellt. Da sich das Eintragsgebiet über fünf Rasterzellen erstreckt, liegen als Ergebnis fünf Durchbruchkurven vor, aus denen eine mittlere Verweilzeit von 5 bis 9 Jahren abgeleitet wurde.

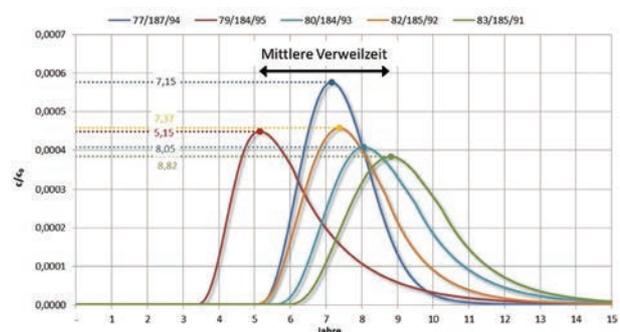


Abb. 15: Beispielfhafte Durchbruchskurve im Anstrom einer GWM.

Diskussion der Ergebnisse

Die flächenhafte Auswertung der mittleren Verweilzeit im Hessischen Ried ist in Abb. 16 dargestellt. Eine Auswertung der Karte im Hinblick auf die landwirtschaftlich genutzten Flächen (InVeKoS GIS 2009) zeigt, dass unter nur 17 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen mittlere Verweilzeiten von < 3 a auftreten, während unter dem Großteil der Flächen (60,8 %) die mittleren Verweilzeiten im Bereich 3 bis 9 a und unter 12,8 % der Flächen im Bereich 9 bis 15 a liegen (Tab. 4). Auf 9,4 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen treten Verweilzeiten von mehr als 15 a auf. Auf den gelb eingefärbten Flächen in Abb. 16 (u.a. Mönchsbruch und Knoblauchsau) findet im Mittel keine Grundwasserneubildung statt. Hier resultieren wegen der sehr niedrigen Flurabstände bei konstant hoher Bodenfeuchte im langjährigen Mittel negative Neubildungsraten.

Im Hinblick auf die 2012 begonnene Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme im Hessischen Ried macht diese Auswertung deutlich, dass allein aufgrund der Verweilzeiten in der ungesättigten Zone nur auf 17,0 % der Flächen bis Ende 2015 messbare Verbesserungen der Nitratbelastung im Grundwasser erwartet werden können. Auf 60,8 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen sind Verbesserungen bis zum Ablauf der einmaligen Fristverlängerung Ende 2021 und auf weiteren 12,8 % bis zum Ablauf der zweimaligen Fristverlängerung Ende 2027 zu erwarten.

Es ist damit absehbar, dass trotz der derzeit umgesetzten Maßnahmenprogramme auf 9,4 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen der gute chemische Zustand der GWK aufgrund der durch die natürlichen Gegebenheiten bestimmten langen Verweilzeiten auch bis Ende 2027 als unwahrscheinlich einzustufen ist.

Tab. 4: Berechnete mittlere Verweilzeit in der ungesättigten Zone unter landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Verweilzeit in der ungesättigten Zone	Fläche [ha]	Flächenanteil [%]
> 15 Jahre	3.094	9,4%
9 bis 15 Jahre	4.223	12,8%
3 bis 9 Jahre	20.027	60,8%
< 3 Jahre	5.587	17,0%
Summe	32.931	100%

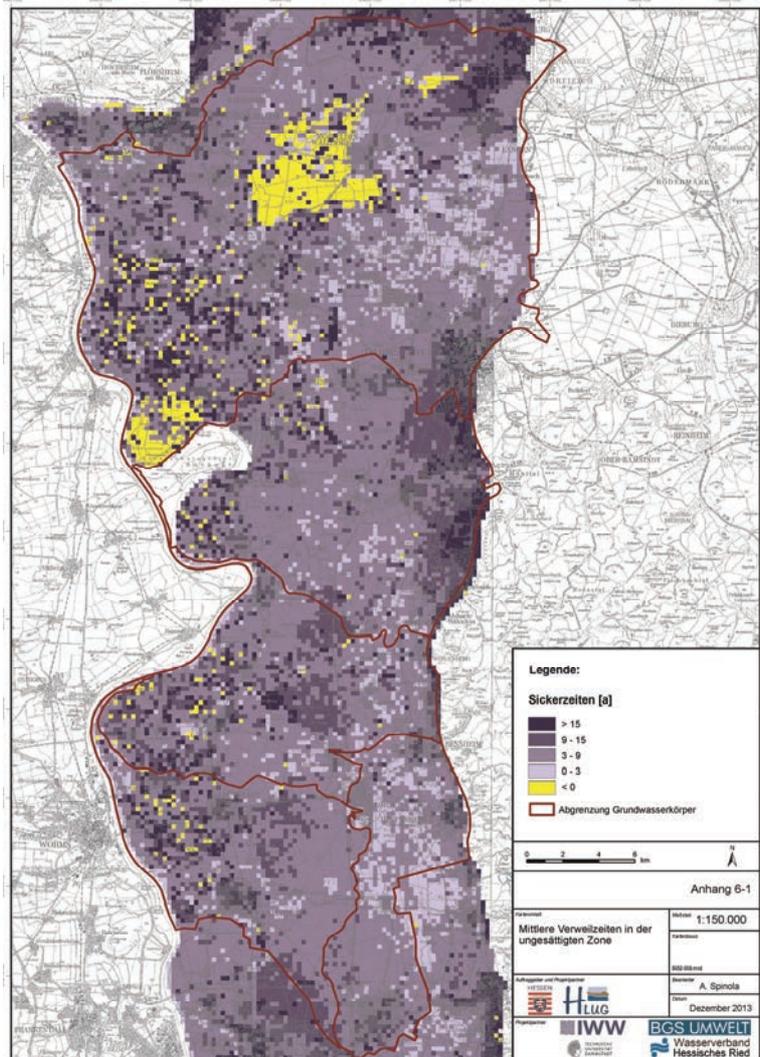


Abb. 16: Mittlere Verweilzeiten in der ungesättigten Zone im Hessischen Ried.

8. Modellierung der Grundwasserströmung und der Fließpfade

Methodik

Die Modellierung der Grundwasserströmung wurde mit dem Softwarepaket Spring[®] der Ingenieurgesellschaft delta h GmbH durchgeführt. Spring[®] ist ein modular aufgebautes Programmsystem zur Berechnung von Grundwasserströmungs- und Stofftransportvorgängen und beruht auf der Finiten-Elemente-Methode (FEM).

Für das Untersuchungsgebiet wurde von BGS Umwelt bereits in den 1990er Jahren ein Grundwassermodell erstellt und seitdem fortlaufend fortgeschrieben, das „Grundwassermodell der Wasserwerke im Hessischen Ried“ (BGS Umwelt 2012). Das „Grundwassermodell der Wasserwerke im Hessischen Ried“ umfasst den nördlichen Oberrheingraben zwischen dem Neckar im Süden und dem Main im Norden und erstreckt sich über eine Fläche von ca. 1.300 km². Es ist dreidimensional aufgebaut und wurde sowohl stationär als auch instationär kalibriert. Das „Grundwassermodell der Wasserwerke im Hessischen Ried“ wurde zur Entscheidungsfindung in zahlreichen Wasserrechtsverfahren eingesetzt (RP Darmstadt 2013).

Im vorliegenden Projekt wurden die Zustrombedingungen zu ausgewählten Messstellen untersucht. Die Fließwege, die Eintragsgebiete in das Grundwasser, d.h. die Flächen, unter denen die Grundwasserneubildung stattfand, und die Fließzeiten im Grundwasser wurden durch Modellrechnungen mit dem Grundwassermodell bestimmt. Für diese Fragestellung wurden mit dem Grundwassermodell Bahnlinienberechnungen durchgeführt. Eine Bahnlinie bezeichnet den Fließweg eines Wasserteilchens im Strömungsfeld.

Die Bahnlinien wurden bei mittleren klimatischen Verhältnissen jeweils für die wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen 1960, 1980 und 2000 „rückwärts“, d.h. gegen die Strömung gerechnet. Die Bahnlinien starten an den Filterstrecken der Messstellen, die bzgl. ihrer Tiefe lagegenau in das Grundwassermodell eingegeben wurden. Die

Bahnlinien wurden bis zur Grundwasseroberfläche zurückverfolgt. Aus der Bahnlinienschar für die genannten drei Zeitpunkte ergeben sich die Lage und die Variabilität der Neubildungsgebiete.

Die Zeitpunkte 1960, 1980 und 2000 kennzeichnen unterschiedliche Zustände der Grundwasserbewirtschaftung, die zu grundlegenden Unterschieden in der Grundwasserströmung und der Wechselwirkung mit den Vorflutern führen. 1960 waren die großen Wasserwerke Gerauer Land, Dornheim, Pfungstadt (Hessenwasser), Allmendfeld, Jägersburg und Hemsbach noch nicht in Betrieb. Das Grundwasserstandsniveau war relativ hoch und die Fließgewässer führten große Teile der Grundwasserneubildung ab. 1980 waren die Brauchwasserentnahmen und die Trinkwasserförderung im gesamten Modellgebiet gegenüber 1960 bereits um ca. 60 Mio. auf 190 Mio. m³/a gestiegen. Im Umfeld der neuen Wasserwerke hatten sich großräumige Absenkungsbereiche gebildet. Im Jahr 2000 waren die Entnahmeraten für Industrie und Trinkwasserversorgung wieder zurückgegangen und als neue wasserwirtschaftliche Stellgröße die Infiltrationsanlagen in Betrieb genommen. Tab. 5 gibt einen Überblick über ausgewählte Bilanzgrößen im Modellgebiet für die Jahre 1960, 1980 und 2000.

Instationäre Berechnungen sind bei der gegebenen Fragestellung nicht unbedingt zielführender als stationäre, da die instationären Rechenläufe den Zusammenhang zwischen Messwert und Eintrag in

Tab. 5: Ausgewählte Bilanzgrößen im Modellgebiet des „Grundwassermodells der Wasserwerke im Hessischen Ried“.

Bilanzgröße	1960	1980	2000
	[Mio. m ³ /a]		
Mittlere Grundwasserneubildung	205	205	205
Östlicher Randzufluss	18	18	18
Entnahmen	-130	-190	-150
Infiltration	-	8	16
Austauschmenge mit den Fließgewässern	-93	-40	-88
davon Austauschmenge mit dem Rhein	-51	-31	-43

das Grundwasser zu einem bestimmten Zeitpunkt darstellen, die Auswertung der Stoffkonzentrationen aber gewöhnlich Zeiträume von einigen Jahren bis Jahrzehnten umfasst. Es ist daher effizienter und nicht weniger aussagekräftig, das gesamte potentielle Einzugsgebiet für charakteristische Zeiträume zu bestimmen.

Anströmverhältnisse ausgewählter Grundwassermessstellen

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchungen wurden die Anströmverhältnisse von über 50 GWM im Hessischen Ried modelliert, wobei sowohl flach verfilterte GWM (FOK < 5 m u. GWO), als auch tiefer verfilterte GWM (FOK > 20 m u. GWO) betrachtet wurden. Beispielhaft werden im Folgenden die Zustromverhältnisse zu den im GWK 2396_3101 gelegenen GWM dar-

gestellt (Abb. 17). Prägend für den GWK sind die Fließgewässer Modau und Sandbach sowie das Wasserwerk Eschollbrücken mit den zugeordneten Infiltrationsanlagen. Die Messstellen 12619 und 42040 werden dahingegen von Grundwasser durchströmt, dessen Neubildung an Sandbach bzw. Modau erfolgte. Der Zustrom zu den Messstellen 12681 und G41070 wird stark von der Förderung und Infiltration am Wasserwerk Eschollbrücken beeinflusst.

Zur Verdeutlichung der Strömungsverhältnisse wurde ein schematischer Vertikalschnitt quer durch den GWK erstellt (Abb. 18). Die Lage der Schnittpur ist aus Abb. 17 ersichtlich. In einer Schlierendarstellung sind die Stromfäden vom Odenwaldrand bis zum Altrhein am Kühkopf zu erkennen.

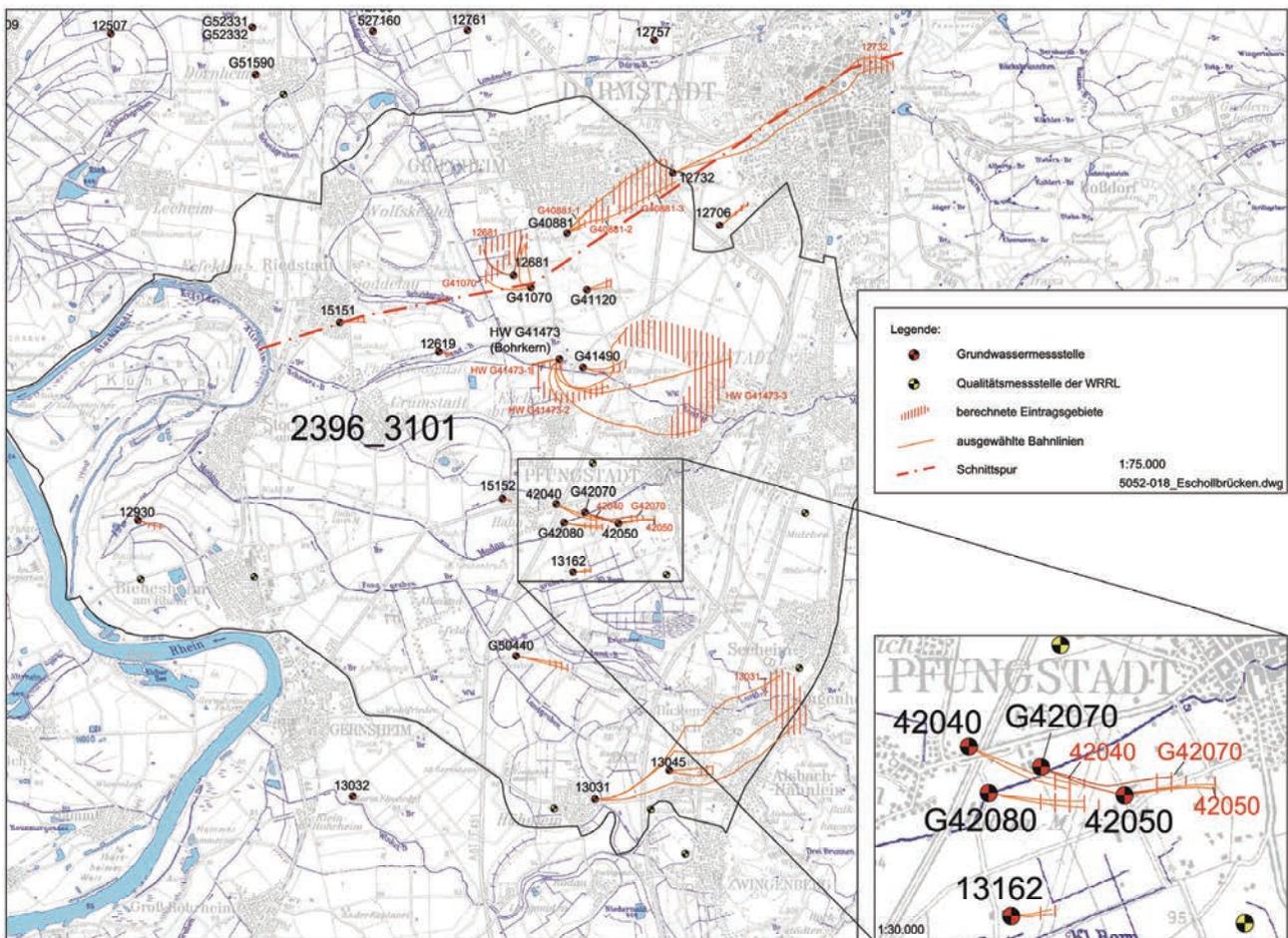


Abb. 17: Zustromverhältnisse zu den Grundwassermessstellen im GWK 2396_3101.

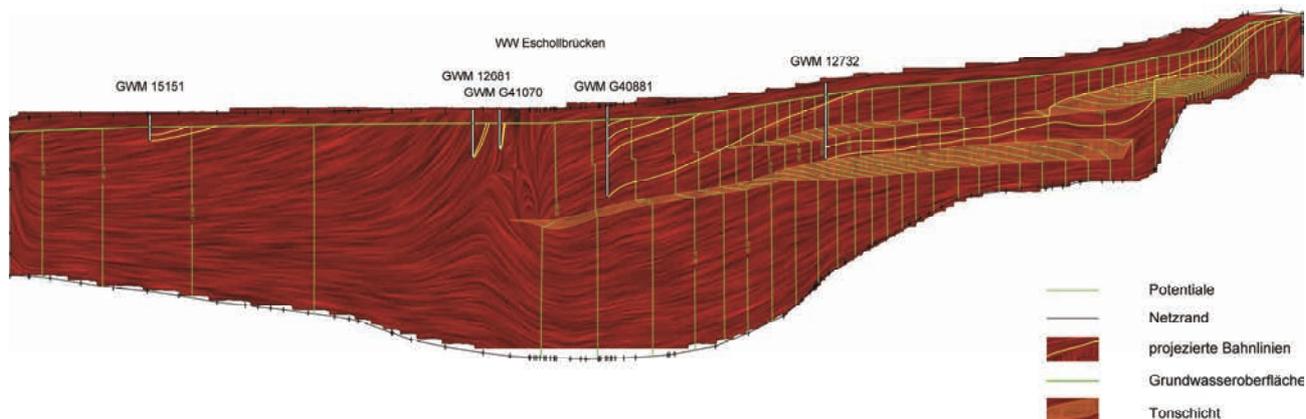


Abb. 18: Schematischer Vertikalschnitt durch den GWK 2396_3101. Da die Schlieren nicht entlang einer Bahnlinie dargestellt sind, sondern auf das Transekt gemäß Abb. 17 projiziert wurden, sind die hydraulischen Gradienten gegenüber der Realität stark überhöht und die Fließstrecken verkürzt.

Deutlich paust sich im Zentrum des Vertikalschnittes die Entnahme aus der Brunnengalerie des Wasserwerkes Eschollbrücken als hydraulische Barriere im oberen Grundwasserleiter durch. Ebenso ist zu erkennen, wie die Bahnlinien die Tonlinsen umströmen oder diese durchdringen. Da die berechneten Stromfäden auf den Vertikalschnitt projiziert wurden, ist die tatsächliche Fließlänge verkürzt dargestellt. Die hydraulischen Gradienten sind entsprechend gegenüber der Realität überhöht.

An der vollverfilterten Messstelle G40881 zeigt sich, wie mit zunehmender Tiefe der Filterstrecke weiter entfernt liegende Neubildungsgebiete erfasst werden. Für den obersten Abschnitt der Filterstrecke wurden Fließwege und -zeiten im Grundwasser von ca. 200 bis 400 m bzw. 3 bis 5 a berechnet, für den tiefsten Abschnitt der Filterstrecke ergeben sich Fließwege im Grundwasser von ca. 1000 bis 3000 m und Fließzeiten von 10 bis 50 a (Abb. 18).

Anhand der Bahnlinie zur Messstelle 12732 kann der Fließweg vom Odenwaldrand, in diesem Falle aus dem Stadtgebiet Darmstadt, zur Filterstrecke nachvollzogen werden. Das Neubildungsgebiet der tief verfilterten GWM 13031 befindet sich zwischen Seeheim und Jugenheim (Abb. 17). Da der Untere Ton hier großräumig ausgebildet ist, müssen die Bahnlinien zur Messstelle 13031 den Unteren Ton durchströmt haben. Die berechnete Fließzeit im Grundwasser beträgt entsprechend über 100 Jahre.

Auffällig sind die langgestreckten, z.T. halbkreisförmigen Einzugsgebiete der Messstellen 12681 und G41070 südlich von Griesheim. Diese Messstellen liegen im Nahbereich des Wasserwerkes Eschollbrücken und der vorgelagerten Infiltrationsanlagen. In Abhängigkeit von der Förderhöhe, der Förderverteilung auf die einzelnen Brunnen und der Infiltrationsrate ändern sich die Strömungsverhältnisse stetig und die Einzugsgebiete zu den genannten Messstellen verlagern sich entsprechend.

Wirkungsweise der Tonschichten

Im Untersuchungsgebiet sind mit dem Oberen und dem Unteren Ton zwei hydraulische Trennschichten flächig ausgebildet, die zu Druckdifferenzen zwischen den einzelnen Grundwasserstockwerken führen (Abb. 3). Wegen der intensiven Grundwasserförderung aus den tieferen Bereichen des Grundwasserleiters ist der hydraulische Gradient nach unten gerichtet und führt damit zu einer Durchströmung der Tonschichten, die proportional zur vertikalen hydraulischen Leitfähigkeit des Tons ist. Die Bahnlinienberechnungen zeigen, dass in Abhängigkeit von der hydraulischen Situation auch die Tonschichten durchströmt werden.

Im Folgenden werden die Durchsickerungsraten für den Oberen und den Unteren Ton überschlägig berechnet. Der vertikale Fluss Q durch die Tonschichten lässt sich aus dem Darcy-Ansatz abschätzen:

$$Q/A = i * k_f$$

mit

- i hydraulischer Gradient $\Delta h / \Delta s$
- k_f Durchlässigkeitsbeiwert [m/s]
- A durchströmte Fläche [m²]

Für den Oberen Ton, der im Wesentlichen im östlichen Teil des Hessischen Rieds zwischen Mörfelden-Walldorf und Pfungstadt ausgebildet ist, wurde in der Modellkalibrierung ein vertikaler k_f -Wert von $1 \cdot 10^{-9}$ m/s ermittelt. Bei einer mittleren Druckdifferenz von ~ 2 m und einer mittleren Mächtigkeit des Oberen Tons von ~ 2 m resultiert eine Durchsickerungsrate von $1 \cdot 10^{-9}$ m/s bzw. ca. 30 mm/a. Dieser Wert schwankt mit dem hydraulischen Gradienten, der wiederum abhängig von der Grundwasserförderung und somit variabel ist.

Für den Unteren Ton ergibt sich aus der Modellkalibrierung ein vertikaler k_f -Wert von im Mittel ca. $1 \cdot 10^{-8}$ m/s. Bei einem hydraulischen Gradienten von ca. 0,2 ($\Delta h \sim 2$ m, $\Delta s \sim 10$ m) resultiert eine Durchsickerungsrate von ca. 65 mm/a. Auch hier bestehen in Abhängigkeit vom hydraulischen Gradienten bzw. den Förderbedingungen lokale Schwankungen.

Die berechneten Durchsickerungsraten sind als grobe Abschätzung anzusehen. Es wird jedoch deutlich, dass der Untere Ton in einem deutlich höheren Maße durchsickert wird als der Obere Ton und für das Grundwasser in den tiefen Aquiferbereichen eine mögliche Reinigungswirkung besitzt. Außerhalb, d.h. westlich der Verbreitung des Unteren Tons, resultiert im tieferen Aquiferbereich eine Durchmischung von Wässern, die den Unteren Ton passiert bzw. umströmt haben. Die mögliche Schutz- und Reinigungsfunktion des Oberen Tons wirkt wegen der geringeren Ausdehnung dahingegen nur kleinräumig.

Werden die berechneten Durchsickerungsraten mit der Grundwasserneubildung in Bezug gesetzt, die im Ausbreitungsbereich der Tonhorizonte ca. 150-250 mm/a beträgt, ergeben sich für die Flächen im Zustrom der Tonschichten Anteile von ca. 10–20 %, die den Oberen Ton und Anteile von ca. 25–40 %, die den Unteren Ton durchströmen.

Diskussion der Ergebnisse

Die Strömungsberechnungen an über 50 GWM im Hessischen Ried zeigten, dass der Anstrom zu den Messstellen, d.h. die Fließwege und Fließzeiten im Grundwasser und damit auch das potentielle Stoffeintragsgebiet, mit stationären Modellrechnungen sehr gut bestimmt werden kann. Hierbei müssen ggf. verschiedene repräsentative Strömungszustände in Abhängigkeit von den Randbedingungen (Entnahme, Infiltration, Trocken- oder Nassperioden) berücksichtigt werden. Es ergab sich generell aus den hydraulischen und geochemischen Modellrechnungen ein schlüssiges Bild.

Die Modellierungsergebnisse zeigten, dass für das Strömungsgeschehen im Untersuchungsgebiet die wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen maßgeblich sind, d.h. die Grundwasserförderung und die Infiltration in das Grundwasser. Diese überwiegen im Einflussbereich der Entnahme- und Infiltrationsorgane deutlich die klimatischen Randbedingungen. Die durch Förderung und Infiltration bedingte Schwankungsbreite der Fließzeiten und Fließstrecken im Grundwasser kann bei tief verfilterten Grundwassermessstellen einige Jahrzehnte bzw. Kilometer betragen. Bedingt durch die Inbetriebnahme der großen Wasserwerke in den 1960er Jahren hat sich auch die Wechselwirkung zwischen Vorflutern und Grundwasser grundlegend verändert. Die Gräben und Vorfluter im Hessischen Ried haben aktuell eine deutlich geringere exfiltrierende Wirkung als vor Beginn der Wasserwerksförderung und damit auch eine stark verminderte hydraulische Trennwirkung.

Generell betragen die Fließzeiten bei einer flachen Verfilterung im oberen GWL, d.h. bis zu ca. 10 m u. GWO, weniger als 15 Jahre und die Fließstrecken sind kürzer als 1 km. In den tiefen Aquiferbereichen ≥ 30 m u. GWO betragen die Fließstrecken im Allgemeinen einige Kilometer und die Fließzeiten über 50 Jahre. Bei Durchströmung der Tonschichten wurden Fließzeiten von mehr als 100 Jahren berechnet. Diese grobe Abschätzung der Fließzeiten variiert in Abhängigkeit von den lokalen hydrogeologischen Verhältnissen.

9. Stoffflussmodellierung der Nitratabbauleistung im Anstrom ausgewählter Messstellen (Methode 1)

Mit Hilfe hydrogeochemischer Modellrechnungen können die Nitratabbauleistung und die dominierenden Abbauprozesse im Anstrom einer Messstelle aus den vorliegenden Grundwassergütedaten der Messstelle abgeschätzt werden (Bergmann et al. 2013). Die Methodik hat den Vorteil, für eine kostengünstige Abschätzung des Nitratabbauvermögens keine zusätzlichen Feld- und Labormessungen zu benötigen, verlangt aber eine hinreichend genaue Modellvorstellung der zugrunde liegenden hydrogeochemischen Prozesse. Die hydrogeochemischen Modellrechnungen wurden für 35 GWM durchgeführt, von denen im Folgenden einige ausgewählte Ergebnisse dargestellt werden.

Methodik

Im ersten Schritt wurden für alle untersuchten GWM die im berechneten Eintragsgebiet vorherrschende Flächennutzung, die Nitrateintragsgefährdung, insbesondere die Denitrifikationsleistung im Boden sowie die Grundwasserneubildung ermittelt. Bei einer dominierenden landwirtschaftlichen Nutzung im Eintragsgebiet wurde angenommen, dass die Stoffeinträge im Zeitraum 1980-2011 innerhalb der Bandbreite liegt, die in Kapitel 6 für Stoffeinträge aus landwirtschaftlicher Nutzung unter nitrateintragsgefährdeten bzw. nicht-gefährdeten Gebieten abgeleitet wurde. Als Eingangsdaten für die Zusammensetzung des Niederschlags wurden die in Kapitel 3 beschriebenen Messwerte der Station D06 in Groß-Gerau angesetzt. Die Höhe der Stoffeinträge vor 1980 ist schwierig abzuschätzen, da in diesem Zeitraum nur wenige Gütemessdaten im Hessischen Ried vorliegen. Bundesweite Statistiken zeigen jedoch, dass die Flächenbilanzüberschüsse in etwa linear von 1960 bis 1980 zugenommen haben, und dass vor 1960 nur in geringem Umfang Nitrat aus der Aufbringung mineralischer Dünger in das Grundwasser ausgewaschen wurden (Bergmann et al. 2013).

Im zweiten Schritt wurde für jede untersuchte GWM ein Stoffflussmodell mit der Software Phreeqc (Parkhurst & Appelo 1999) aufgebaut. Die Modelle beschreiben eine Modellstromröhre von der Infiltration des Niederschlags, über die sich aus Düngung, atmosphärischer Deposition, Bodenluft und Denitrifikation in der ungesättigten Zone ergebenden Stoffeinträge in das Grundwasser sowie aus dem Stoffumsatz in der oxidierten und reduzierten Zone des Grundwasserleiters im Anstrom der untersuchten Messstelle (Abb. 19).

Das Modell berücksichtigt die Stoffumsätze von 11 prozessrelevanten Parametern (Nitrat, Ammonium, Sulfat, Calcium, Magnesium, Eisen, Mangan, Chlorid, Karbonatspezies, gelöster Sauerstoff und pH-Wert) und ihre Wechselwirkungen untereinander, u.a. standortspezifische Stickstoff- und Schwefeldüngung, Ziel-pH-Wert der Kalkung, CO₂-Partialdruck in der Bodenluft sowie Reaktionen von organischem Kohlenstoff und Pyrit mit Sauerstoff, Nitrat (heterotropher bzw. autolithotropher Nitratabbau) und anderen redoxaktiven Substanzen entlang der Fließstrecke. Dabei werden auch sekundäre Effekte, wie z.B. Bildung von Säuren und Auflösung von Karbonat-Phasen und ggf. Ausfällung von Eisenoxiden, Siderit (FeCO₃) oder anderen Mineralphasen betrachtet. Die Modellierung erfolgt als Sequenz irreversibler Reaktionen und chemisch-thermodynamischer Gleichgewichtszustände zwischen der wässrigen Lösung und den gleichgewichtseinstellenden Mineral- und Gasphasen (Abb. 20).

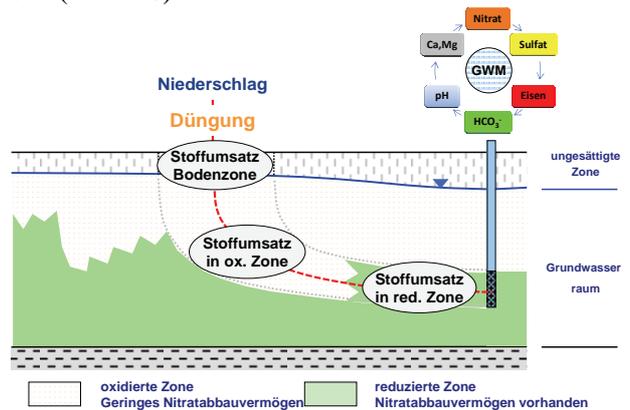


Abb. 19: Stoffflussmodell entlang des Fließpfades zwischen Stoffeintrag in die ungesättigte Bodenzone und gemessener Grundwasserqualität in einer Grundwassermessstelle.

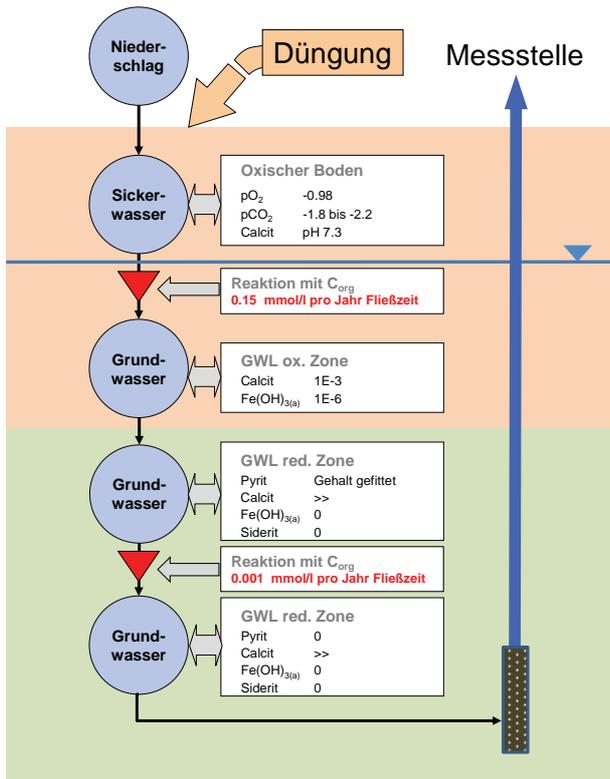


Abb. 20: Schematische Darstellung der Sequenz von irreversiblen Reaktionen und Gleichgewichtseinstellungen entlang einer Modellstromröhre; Phasenvorräte in mol/l; Partialdrücke als negativer dekadischer Logarithmus. Symbole nach van Berk & Hansen (2006).

Standortspezifische Parameter (Intensität der Düngung mit Nitrat- und Sulfat-Einträgen, $p\text{CO}_2$ der Bodenluft, Verfügbarkeit und Reaktivität des Nitratabbauvermögens sowie Anteil des autolithotrophen und heterotrophen Nitratabbaus) wurden innerhalb realistischer Grenzen iterativ variiert, um für alle prozessrelevanten Parameter eine möglichst genaue Übereinstimmung mit den gemessenen Gütedaten an der zu modellierenden GWM zu erreichen. Die Übereinstimmung kann letztendlich jedoch nicht als „Beweis“ für die Richtigkeit der abgeleiteten Parameter verstanden werden; die Modellvorstellung kann nur anhand der Ergebnisse weiterer Feldmessungen (z.B. Bohrkernanalysen, N_2/Ar -Messungen, Isotopenmessungen) auf ihre Plausibilität hin überprüft werden (Kapitel 10-12).

Aus der Stoffflussmodellierung lassen sich Schätzungen zur Höhe der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser sowie zum Umfang des Nitratabbaus und zu den dominierenden Abbauprozessen ent-

lang des Fließpfades ableiten, die jedoch unter Berücksichtigung der Fließzeit im GWL nur retrospektivisch für Bezugsjahre der Vergangenheit bewertet werden können. Aus der Nitrat-Konzentration im Sickerwasser, der Grundwasserneubildung und der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone können die mittleren jährlich aufgebrauchten N-Flächenbilanzüberschüsse im Bezugsjahr berechnet und das Einzugsgebiet hinsichtlich der Nitrataustragsgefährdung bewertet werden.

Ausgewählte Ergebnisse

Im Folgenden werden beispielhaft ausgewählte Ergebnisse im GWK 2396_3101 beschrieben (Abb. 21). Die Ergebnisse jeder untersuchte GWM lassen sich übersichtlich in Form von Steckbriefen darstellen (Abb. 22).

Die Auswertung macht deutlich, dass im Osten des GWK (zwischen Griesheim, Eschollbrücken, Pfungstadt und Alsbach) eine Reihe von GWM auftreten, in deren Einzugsgebiet aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung in nitrateintragsgefährdeten Gebieten (Stufe 1 und 2) Nitrat-Konzentrationen $> 50 \text{ mg/l}$ in den GWL eingetragen werden, die entlang der Fließpfade nicht oder nur unvollständig abgebaut werden, so dass Nitrat-Konzentrationen $> 50 \text{ mg/l}$ in der GWM gemessen werden (Messstellen G41120, G41490, G42070, 13045). Der Grundwasserleiter im Anstrom dieser Messstellen ist meist aus Flugsanden aufgebaut, deren Sedimente in diesen Bereichen damit nachweislich über kein oder nur ein geringes Nitratabbauvermögen verfügen.

Dagegen wurden sieben GWM untersucht, in deren Einzugsgebiete nach Ergebnissen der Stoffflussmodellierung Nitrat-Konzentrationen $> 50 \text{ mg/l}$ in den GWL eingetragen wurden; das eingetragene Nitrat wird aber derzeit (noch) vollständig entlang der Fließstrecke im Anstrom der GWM abgebaut (Messstellen G42050, G42040, G42080, G50440, 12619, 12661, G41070). Es handelt sich hierbei um Einzugsgebiete in der Nähe der Modau zwischen Pfungstadt und Hahn sowie um Einzugsgebiete im Bereich belüfteter Niedermoorböden westlich von Eschollbrücken. Die Modellierung dieser GWM zeigt, dass in Einzugsgebiete der belüfteten Niedermoorböden extrem hohe Nitrat-

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

Konzentrationen in den 1980er Jahren eingetragen wurden, die aber auf den Fließwegen bis zur GWK über 30 Jahre weitgehend autolithotroph unter Bildung hoher Sulfat-Konzentrationen abgebaut wurden.

Unter landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Grundwasser beeinflussten Böden (Nitrateintragsgefährdung Stufe 4) wurden zwei GWK untersucht, in deren Einzugsgebiet Nitrat-Konzentrationen < 50 mg/l in den GWL eingetragen wurden (Messstellen 12930 und 13162).

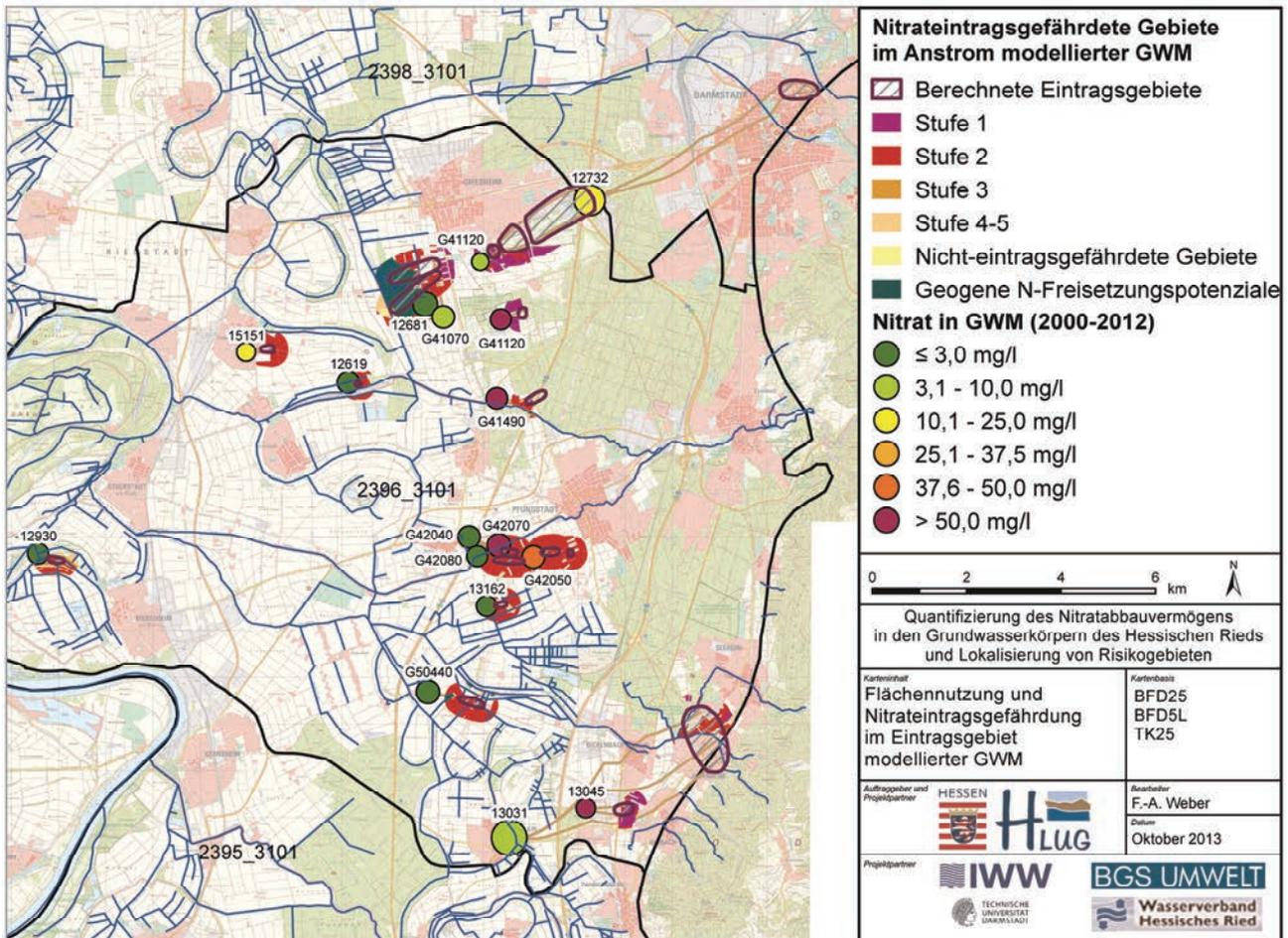
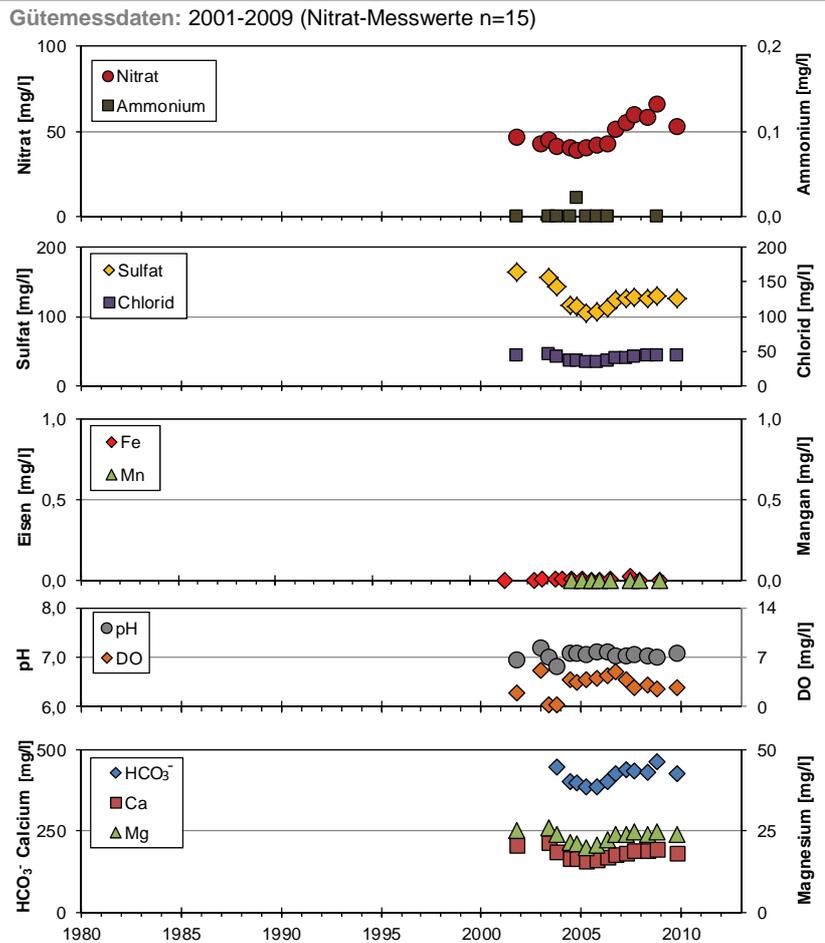


Abb. 21: Flächennutzung und nitrateintragsgefährdete Gebiete im Einzugsgebiet modellierter GWK im GWK 2396_3101.

Steckbrief für Messstelle	
G42050	
HW-04-G42050	
Grundwasserkörper GWK 2396_3101	
Lage Rechts: 3470120 Hoch: 5517330	
Geländeoberkante 94,84 mNN	
Filterstrecke 18,2-19,2 m u.GOK	
Anströmung (Strömungsmodell) Verweilzeit in ungesätt. Zone: 4-5 a Fließzeit im GWL: 15 a (2000) Fließstrecke: 800 m	
Neubildungsgebiet im Anstrom Flächennutzung: Landwirtschaft GWNB: 212 mm/a Denitrifikation Boden: 20 kg N/(ha·a) NAG-Stufe: mittel (NAG3) Nitrateintragsgefährdung: Stufe 2	
Stoffeinträge (Stoffflussmodell) Nitrat-Konz. im Sickerwasser: 100 – 150 mg/l N-Flächenbilanzüberschüsse: 68 – 92 kg N/(ha·a) Bezugsjahr: 1980-1993	
Nitratabbauvermögen im GWL (Stoffflussmodell) Nitratabbau: unvollständig Abbauprozess: heterotroph	
Nitrateintrag und -abbau: Kategorie C	



Bemerkung

Die Messstelle G42050 weist eine mittlere Nitrat-Konz. von 48,3 mg/l bei Sulfat-Konz. von 127 mg/l auf. Die Stoffflussmodellierung kommt zu dem Ergebnis, dass im Eintragsgebiet aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung Nitrat-Konz. von 100 bis 150 mg/l in den GWL eingetragen wurden, die entlang der relativ kurzen Fließstrecke von 800 m nur unvollständig heterotroph abgebaut werden.

Abb. 22: Beispielhafter Steckbrief mit Ergebnisse der Stoffflussmodellierung einer GWM im GWK 2396_310.

10. Bestimmung des Nitratabbaupotenzials an Bohrkernproben (Methode 2)

Festphasenanalytik

Für die Bestimmung des Nitratabbaupotenzial mittels Festphasenanalytik standen Bohrkernproben aus zwei Bohrungen zur Verfügung, die im Auftrag der Hessenwasser GmbH & Co. KG im März 2012 im Jägersburger Wald und nahe der Ortschaft Eschollbrücken abgeteuft und anschließend zu Grundwassermessstellen ausgebaut wurden. Nach einer Bohrkernaufnahme wurden insgesamt 22 Sedimentproben aus repräsentativen Schichten entnommen (Kludt et al. 2015). Die Proben wurden zum Schutz vor Oxidation im Gelände unter N₂-Atmosphäre in luftdichten Verbundstoffbeuteln verschweißt und bei -25 °C tiefgefroren und gefriergetrocknet.

Die Festphasenanalytik zur Bestimmung der potenziell für den Nitratabbau zur Verfügung stehenden reaktiven Phasen (C_{org} und Sulfid-/Disulfid-Phasen) wurde im Rahmen einer Master-Arbeit validiert (Knipp 2012). Zur Quantifizierung der reduzierten Schwefel-Phasen in den Sedimentproben wurde in Kooperation mit einem externen Labor eine auf sehr niedrige Bestimmungsgrenzen angepasste Analysemethodik auf Grundlage der in der DIN 51724-2 beschriebenen Methode des Chrom(II)-reduzierbaren Schwefels (CRS) entwickelt. Dabei wurden Sulfidphasen (z.B. Mackinawit Fe_{1+x}S) und Disulfid-Phasen (z.B. Pyrit FeS₂) in einem Extraktionsschritt durch Reaktion mit Cr(II) in heißer salzsäuresaurer Lösung analysiert. Die angewandte CRS-Methodik erreichte in Versuchen mit synthetischen Proben eine Bestimmungsgrenze (BG) von 18 mgS/kg (Knipp 2012).

Die Bestimmung des organischen Kohlenstoffs erfolgte mittels einer zweistufigen Verbrennungsmethode (Liqitoc II, Elementar GmbH, Hanau), in der die unterschiedlichen Zersetzungstemperaturen der organischen (TOC) und anorganischen (TIC) Kohlenstoff-Verbindungen ausgenutzt werden.

Nitratabbaupotenzial

Die beiden Kernbohrungen in Eschollbrücken und im Jägersburger Wald weisen unterschiedliche Gehalte an Sulfid-/Disulfid-Phasen auf. Während die Sulfid-/Disulfid-Gehalte in den Sedimenten des Jägersburger Waldes ab einer Tiefe von 18,5 m u.GOK deutlich ansteigen und bis zur Endtiefe Gehalte von 112 bis 123 mgS/kg erreichen (Abb. 23), liegen die Gehalte in der Bohrung Eschollbrücken über der gesamten beprobten Tiefe unterhalb der Bestimmungsgrenze (Abb. 24). Im deutschlandweiten Vergleich liegen alle gemessenen Gehalte einen Faktor 10 niedriger als in manchen anderen wasserwirtschaftlich genutzten Grundwasserleitern (Norddeutsches Tiefland, nördliches Münsterland, Halterner Sande; Bergmann et al. 2013, Wisotzky et al. 2011).

In rasterelektronenmikroskopischen Untersuchungen (REM) wurde gezeigt, dass ein Teil des Nitratabbaupotenzials in Form von framboidalem Pyrit vorliegt (Kludt et al. 2015).

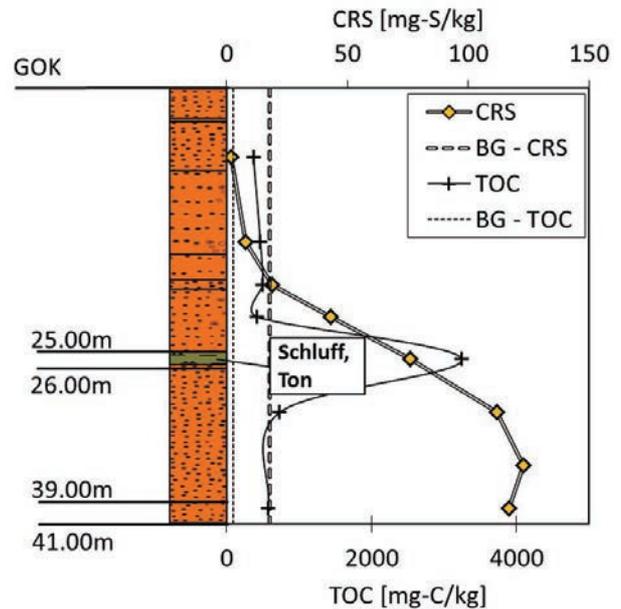


Abb. 23: Gehalte von Sulfid-/Disulfid-Schwefel und TOC im Tiefenprofil einer Bohrung im Jägersburger Wald.

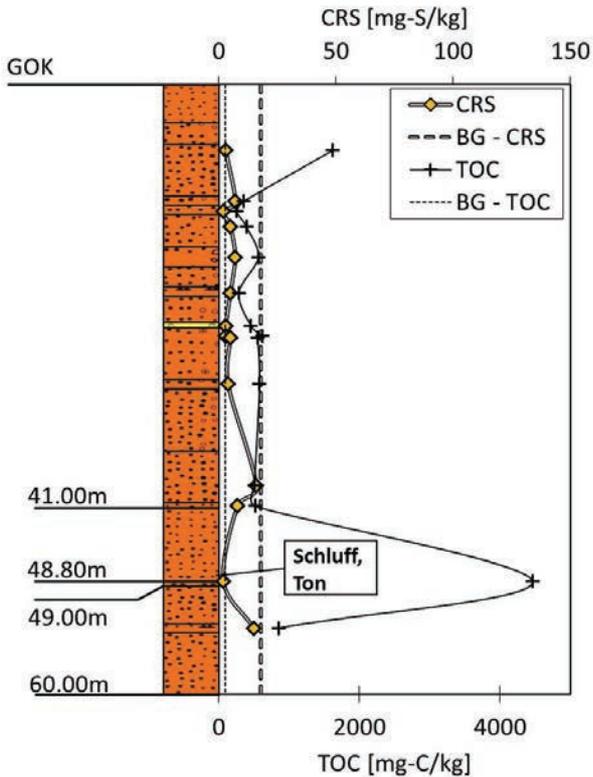


Abb. 24: Gehalte von Sulfid-/Disulfid-Schwefel und TOC im Tiefenprofil einer Bohrung bei Eschollbrücken.

Nitratabbaukinetik

Die Reaktivität des Nitratabbaupotenzials wurde in kontrollierten Nitratabbauversuchen im Labor untersucht (Kludt et al. 2015). Dabei wurden Sedimentproben mit synthetischem Grundwasser in parallelen Batchexperimente bei 25 °C unter N₂-Atmosphäre inkubiert, im Abstand von mehreren Wochen geöffnet, und die Wasser- und Festphase auf Nitrat, weitere Hauptionen, sowie Sulfat und Sulfid-Schwefel-Isotopie hin untersucht.

Die Ergebnisse der Nitratabbauversuche zeigen, dass insbesondere humose, feinkörnige Sedimente der oberen Tonschicht mit hohen CRS-Gehalten eine hohe Nitratabbaukinetik (24,5 bis 45,6 mmol/(l·a)) aufweisen. Obwohl der Gehalt an TOC molar ca. 40 mal höher lag als die gemessenen CRS-Gehalte, trug der auf Eisensulfid/-disulfid basierende autolithotrophe Abbau in den Sedimenten mit einem Anteil von etwa 40 % am Gesamtabbau bei. Trotz der hohen Abbaukinetik

muss beachtet werden, dass diese feinkörnigen Sedimente aufgrund ihrer eingeschränkten hydraulischen Leitfähigkeit ggf. nicht durchströmt, sondern umströmt werden und damit für den Nitratabbau nur eingeschränkt zur Verfügung stehen können (Kapitel 8).

In den Sedimenten der Bohrung Eschollbrücken, welche keine signifikanten Mengen an Eisensulfid/-disulfid enthalten, konnte kein Nitratabbau über die Versuchsdauer von 90 Tagen nachgewiesen werden. In diesen Sedimenten steht lediglich TOC als reaktive Phase für eine heterotrophe Denitrifikation zur Verfügung. Es ist anzunehmen, dass in diesem aus Flugsanden entwickelten Grundwasserleiter vormals verfügbare Formen organischer Kohlenstoff-Verbindungen bereits aufgezehrt wurden und nunmehr refraktäre Formen überwiegen.

Nitratabbauvermögen als endliche Ressource

Die Geschwindigkeit, mit der das vorhandene Nitratabbauvermögen aufgezehrt wird und die Nitratfront entlang der Fließpfade im Grundwasserleiter voranschreitet, lässt sich in erster Näherung anhand des gemessenen Abbaupotenzials abschätzen. Dazu wurde angenommen, dass bei der langsamen Fließgeschwindigkeit des Grundwassers eine vollständige Reaktion mit dem vorhandenen sulfidischen Abbaupotenzial entlang der Fließpfade stattfindet. Das TOC-gebundene Abbaupotenzial wurde aufgrund der langsameren Reaktionskinetik bei dieser Abschätzung nicht berücksichtigt. Die Aufzehrung ist in diesem Fall allein von der Höhe der Nitrat-Einträge und der Fließgeschwindigkeit des nitratbelasteten Grundwassers abhängig.

Eine Modellrechnung soll dies verdeutlichen: Bei einem Flächenbilanzüberschuss von 60 kgN/(ha·a) wird unter Böden mit schlechter Denitrifikationsleistung (5 kgN/(ha·a)) mit dem Sickerwasser eine Nitrat-Fracht von $M_{\text{Nitrat}} = 55 \text{ kgN}/(\text{ha}\cdot\text{a}) = 0,39 \text{ molN}/(\text{m}^2\cdot\text{a})$ in den Grundwasserleiter eingetragen (Abb. 25). Bei einer Grundwasserneubildung $Q_{\text{GWN}} = 154 \text{ mm/a}$ entspricht dies einer Nitrat-Konzentration von 158 mg/l.

Die Grundwasserströmung im Abstrom der Eintragsfläche F wird durch die hydraulischen Gegebenheiten (u.a. Mächtigkeit und Durchlässigkeit des Aquifers, Verbreitung der Ton-/Schluffhorizonte, Förderraten der Wasserwerke etc.) bestimmt. Unabhängig von den komplexen hydraulischen Gegebenheiten durchströmt das Grundwasser unter stationären Bedingungen pro Zeiteinheit stets ein konstantes Volumen $V_{EV} = Q_{GWN} \cdot F / n_e$ (Abb. 25). Das in diesem Volumen in den Sedimenten zur Verfügung stehende Nitratabbau-potenzial N_P wird durch das mit dem Grundwasser herantransportierte Nitrat schrittweise aufgezehrt. Die Menge Nitrat, durch dessen autolithotrophen Abbau das zur Verfügung stehende Nitratabbau-potenzial vollständig aufgezehrt wird, lässt sich nach folgender Formel berechnen (CRS-Gehalt in mgS/kg, Q_{GWN} in mm/a):

$$N_P = \frac{CRS}{32060 \frac{mgS}{molS}} \cdot \rho_{Sed} \cdot (1 - n_e) \cdot \frac{Q_{GWN} \cdot F}{n_e \cdot 1000} \cdot \frac{14}{10}$$

Bei einem mittleren CRS-Gehalt von 50 mgS/kg, einer Korndichte $\rho_{Sed} = 2600 \text{ kg/m}^3$ und einem effektiver Hohlraumanteil $n_e = 0,34$ steht bei einer Grundwasserneubildung $Q_{GWN} = 154 \text{ mm/a}$ im Abstrom einer Eintragsfläche $F = 1 \text{ m}^2$ ein sulfidisches Abbauvermögen zur Verfügung, das nach Durchströmung von 1,7 mol Nitrat vollständig aufgezehrt ist.

Aus dem Verhältnis aus der unter Fläche F eingetragener Nitrat-Fracht ($M_{Nitrat} = 0,39 \text{ molN/a}$) und dem im durchströmten Volumen vorhandenen Abbaupotenzial ($N_P = 1,7 \text{ molN}$) folgt, dass unter den angegebenen Bedingungen die Nitrat-Front v_{Front} mit ca. 1/4 der Fließgeschwindigkeit v_a des Grundwassers im Grundwasserleiter voranschreitet. Bei einer typischen Fließgeschwindigkeit $v_a = 3,5 \text{ m/a}$ schreitet die Nitratfront also mit einer Geschwindigkeit von ca. 0,8 m/a voran. Bei höheren Fließgeschwindigkeiten z.B. im Anstrom von Brunnenfassungen muss bei sonst gleichen Bedingungen mit einem entsprechend schnelleren Fortschreiten der Nitratfront gerechnet werden.

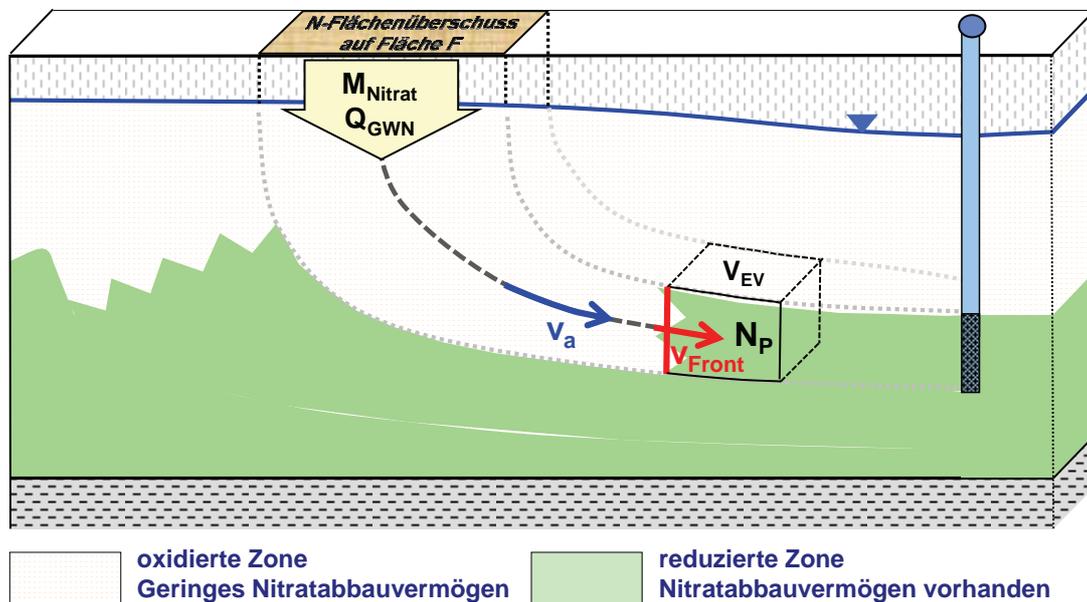


Abb. 25: Geschwindigkeit der Nitrat-Front (v_{Front}) im Verhältnis zur Abstandsgeschwindigkeit v_a im GWL verursacht durch die Aufzehrung des in den Sedimenten verfügbaren Nitratabbau-potenzials N_P durch die mit der Grundwasserneubildung Q_{GWN} eingetragene Nitrat-Fracht M_{Nitrat} .

Eine Nitratfront-Geschwindigkeit $v_{\text{Front}} = \frac{1}{4} \cdot v_a$ bedeutet, dass angesichts anhaltend hoher N-Überschüsse über die letzten ca. 4 Jahrzehnte (1970er Jahre bis 2015) das Abbauvermögen im Anstrom der oberflächennahen GMW, die Fließzeiten von 10 a (=40/4 a) aufweisen, bereits vollständig aufgezehrt wurde. Dies ist durch erhöhte Nitrat-Konzentrationen > 50 mg/l vieler oberflächennaher GWM auch zu erkennen (Abb. 8). Im Zeithorizont der WRRL (maximal zweimalige Fristverlängerung von jeweils 6 Jahren) werden demnach weitere Fließwege mit Fließzeiten im Umfang von $12/4 \text{ a} = 3 \text{ a}$ ihr Abbauvermögen verlieren und damit erhöhte Nitrat-Konzentrationen an weiteren oberflächennahen GWM durchbrechen.

Über die beiden untersuchten Bohrkern hinaus sind weitere Sedimentanalysen notwendig, um eine

flächenhafte Abschätzung des Nitratabbau-potenzials im Hessischen Ried zu erreichen. Für die Bandbreite der bislang im Hessischen Ried gemessenen CRS-Gehalte lässt sich die Nitrat-front-Geschwindigkeit in Abhängigkeit der N-Bilanzüberschüsse und der Denitrifikationsleistungen im Boden aus Abb. 26 ablesen.

Die Berechnungen machen deutlich, dass bei den gegenwärtigen N-Flächenbilanzüberschüssen im Abstrom von Böden mit schlechter Denitrifikationsleistung insbesondere im geringmächtigen oberen Grundwasserleiter davon ausgegangen werden muss, dass das Nitratabbauvermögen durch die Nitrat-Einträge der vergangenen Jahrzehnte bereits weitgehend aufgebraucht ist und sich bei anhaltend hohen Nitrat-Einträgen in den nächsten Jahren weiter erschöpfen wird.

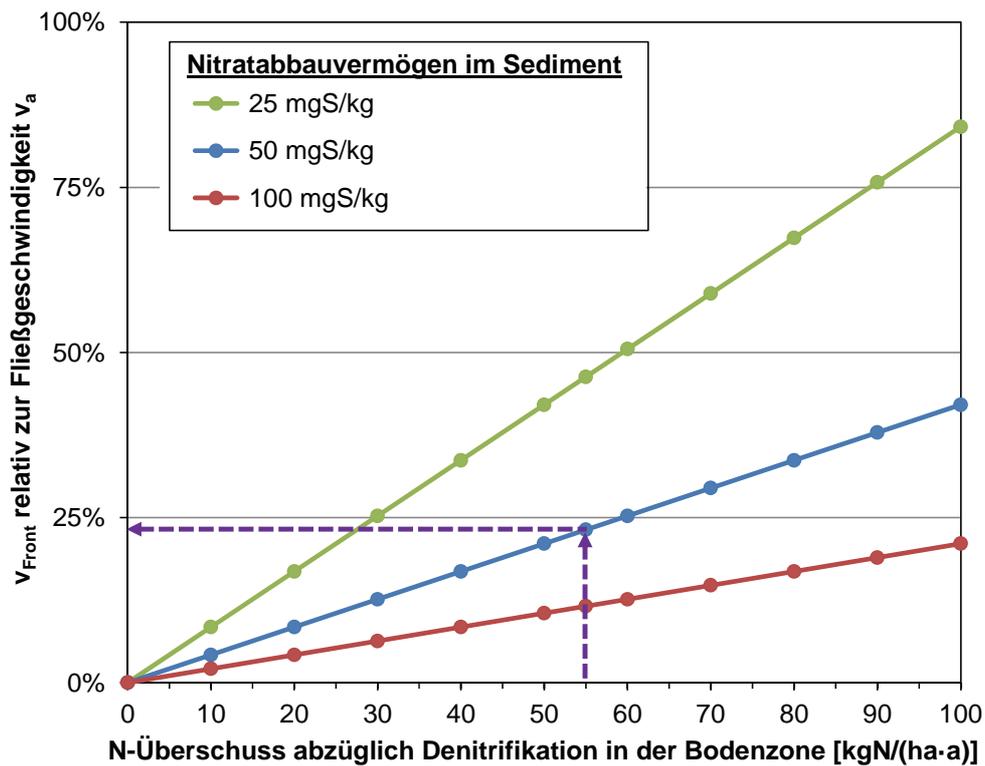


Abb. 26: Geschwindigkeit der Nitrat-Front (v_{Front}) im Verhältnis zur Fließgeschwindigkeit v_a im GWL in Abhängigkeit der jährlichen N-Flächenbilanzüberschüsse (abzüglich Denitrifikation in der Bodenzone) und der Gehalte sulfidischen Abbauvermögens in den Sedimenten (Abbildung berechnet für $Q_{\text{GWN}} = 154 \text{ mm/a}$, $\rho_{\text{Sed}} = 2600 \text{ kg/m}^3$ und $n_e = 0,34$).

11. Redoxtiefenprofilmessungen (Methode 3)

Methodik

Die Analyse von Bohrkernproben ist wegen hoher Bohr- und Analysekosten nur bedingt für eine großräumige Abschätzung des Nitratabbaupotenzials geeignet. Es wurde deswegen zusätzlich eine kostengünstige Screeningmethode erprobt, die bereits erfolgreich in vergleichsweise geringmächtigen Grundwasserleitern am Niederrhein eingesetzt wurde (Bergmann et al. 2013).

Die Screeningmethode beruht auf der Messung der Geschwindigkeit, mit der die reduktiven Phasen in den Sedimenten aufgezehrt werden und mit der die Oxidationsfront im Grundwasserleiter voranschreitet. Durch Einsatz einer Multiparametersonde (YSI, ecoTech, Bonn) werden dazu zeitgleich Tiefenprofile von Redoxpotenzial (E_H), gelöstem Sauerstoff, Nitrat-Konzentration, Leitfähigkeit und pH-Wert in stehenden (ungepumpten) GWM aufgenommen, mit dem Ziel, die Tiefenlage der Redoxgrenze zwischen oxidiertem und reduziertem Grundwasserleiter innerhalb der durchströmten Filterstrecke der GWM zu bestimmen. Insbesondere durch den autolithotrophen Nitratabbau kann sich eine scharfe Redoxgrenze („Redoxsprung“) ausbilden, die auf die mit dem Nitratabbau über Pyrit einhergehende Freisetzung von Eisen und die Ausbildung eines gut messbaren Redoxpaares Fe(III)/Fe(II) zurückzuführen ist. Die vertikale Verlagerungsgeschwindigkeit der Redoxfront kann über jährliche Wiederholungsmessungen der Tiefenprofile ermittelt werden. Über die jährliche Tiefenverlagerung und über eine Abschätzung der Nitrat-Einträge im Anstrom kann die Menge des lokal vorhandenen Abbaupotenzials berechnet werden. Die Methode wurde im Rahmen einer Master-Arbeit getestet und auf Störeinflüsse bei der Redoxmessung und auf störende Diffusions- und Konvektionsprozesse in der GWM hin untersucht (Preiß 2013).

Ergebnisse

In einer ersten Feldkampagne (Mai bis November 2012) wurden in 33 GWM Tiefenprofilmessungen durchgeführt. In 3 der 33 GWM konnte ein Redox-

sprung innerhalb der Filterstrecke beobachtet werden (Abb. 27). 18 Tiefenprofile wiesen zum Zeitpunkt der Messung oxische Verhältnisse ($E_H > 200$ mV) im Bereich der Filterstrecke, 12 anoxische Verhältnisse ($E_H < 200$ mV) auf. Trotz der umfangreichen Messkampagne konnte nur relativ wenige GWM aufgefunden werden, in denen ein Redoxsprung im Tiefenbereich der Filterstrecke anzutreffen war. Diese Beobachtung kann damit begründet werden, dass der Übergang von oxischen zu anoxischen Bedingungen im Grundwasserkörper im Hessischen Ried häufig mit der Lage der Ton/Schluff-Schichten zusammenfällt, die in den ausgebauten Messstellen aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit nicht verfiltert sind und damit in diesem Tiefenbereich keine Redoxprofilmessungen durchgeführt werden können.

In den GWM mit nachgewiesenem Redoxsprung sind mehrjährige Wiederholungsmessungen notwendig, um aus der Verlagerungsgeschwindigkeit der Redoxfront in Zukunft die Zehrung des Nitratabbauvermögens abschätzen zu können.

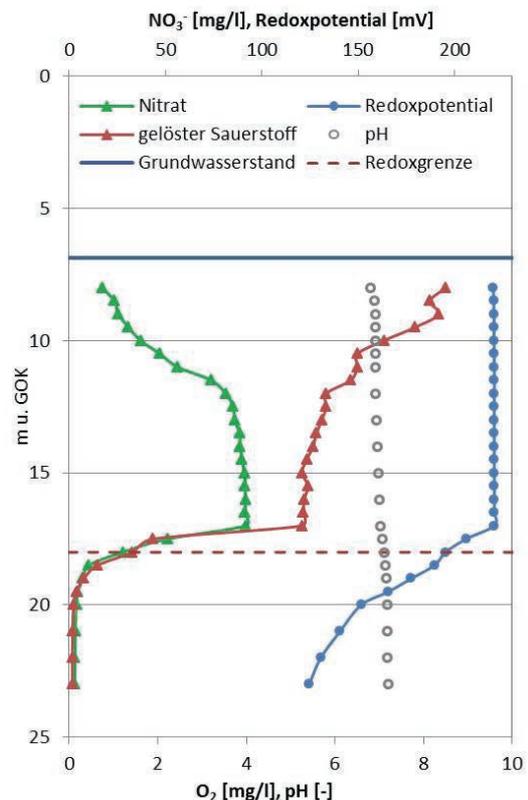


Abb. 27: Multiparametermessungen in der Messstelle G40881 zeigen einen deutlichen Redoxsprung innerhalb der Filterstrecke.

12. Bestimmung der Nitrat- abbauprozesse im Feld mit N₂/Ar- und Sulfat-δ³⁴S- Messungen (Methode 4)

Methodik

Die N₂/Ar-Methode bietet über die Messung der N₂ und der Argon-Konzentration im Grundwasser die Möglichkeit, den Umfang des Nitratabbaus im Grundwasserleiter durch Messung des beim Nitrat-abbau entstandenen N_{2(gelöst)} (sog. N₂-Exzess) zu bestimmen. Zusammen mit der gemessenen Nitrat-Konzentration einer GWM lässt sich zudem die Nitrat-Eintragskonzentration im Neubildungsgebiet berechnen (Groffmann et al. 2006, NLWKN 2012). Liegen Kenntnisse zur Fließzeit des Grundwassers vom Ort der Grundwasserneubildung bis zum Ort der Beprobung vor, kann auch die mittlere Umsatzrate entlang der Fließstrecke ermittelt werden.

Über die Messung der Sulfat-S-Isotopensignatur in der Wasserphase (δ³⁴S gegenüber Vienna Standard Mean Ocean Water) lassen sich die dominierenden Nitratabbauprozesse identifizieren. Eine negative Isotopensignatur von Sulfat-Schwefel im Grundwasser kann auf die Oxidation von isotopisch leichten Sulfid-/Disulfidphasen zurückgeführt werden (autolithotrophe Denitrifikation), wobei neben der Isotopensignatur dieser Sulfid-/Disulfidphasen auch die Signatur des durch Düngemittel und atmosphärische Deposition eingetragenen Sulfats mit berücksichtigt werden muss.

Ergebnisse

Im Mai 2013 wurden 8 GWM teilweise tiefenorientiert auf Hauptionen, N₂/Ar-Gehalte und Sulfat-S-Isotopensignatur untersucht. Die beprobten Messstellen werden überwiegend von landwirtschaftlich genutzten Flächen angeströmt. In Tab. 6 sind die erzielten Ergebnisse der N₂/Ar- und δ³⁴S-Isotopenanalytik sowie der daraus berechnete Nitrat-Eintrag im Neubildungsgebiet aufgelistet. Der dominierende Nitratabbauprozess

wurde anhand der Sulfat-S-Isotopie unter Berücksichtigung des gemessenen Nitratumsatzes (N₂-Exzess) berechnet.

Die zur Berechnung erforderliche Isotopie des Sulfats aus anderen Quellen (Düngemittel, atmosphärische Deposition, etc.) wurde anhand der Messwerte in Bereichen mit geringem Nitratabbau sowie aus Literaturdaten abgeleitet. Nach Knöller et al. (2005) liegen die δ³⁴S-Sulfat-Werte von häufig eingesetzten Düngemitteln zwischen -1 und +12 ‰. Die im Rahmen der Messkampagne im Hessischen Ried in Bereichen ohne Anzeichen autolithotropher Denitrifikation gemessenen Werte liegen bei +3 ‰ (Tab. 6). Die Sulfid-/Disulfidphasen in den mit Festphasenanalytik untersuchten Sedimenten (Kapitel 10) aus den Bohrungen im Hessischen Ried zeigen deutlich geringere δ³⁴S-Sulfid-Werte von -15 ± 5 ‰ (n=12). Zur Berechnung des Anteils der autolithotrophen Denitrifikation wurden daher -15 ‰ für die aus der Sulfid-/Disulfid-Oxidation stammenden Sulfate angesetzt. Für Sulfat aus anderen Quellen wurde eine Spanne von -3 bis +10 ‰ angenommen. Diese relativ große Spannbreite führt dazu, dass die dominierenden Nitratabbauprozesse bei geringem Nitratabbau und/oder hoher Sulfat-Hintergrundkonzentration nur mit Unsicherheiten abgeschätzt werden können.

Tab. 6: Ergebnisse der Messkampagne im Mai 2013 und daraus berechnete Modellergebnisse.

GWM	Probe- nahme	NO ₃ ⁻ [mg/l]	N ₂ - Exzess [mmol/l]	δ ³⁴ S- Sulfat [‰]	Nitrat Eintrag [mg/l]	Nitrat Abbau [%]	Nitrat- abbau
	[m u. GOK]						
G40881	10,0-11,0	57,2	0,19	-2,24	68,7	17%	heterotroph
	14,5-15,5	87,6	0,04	-3,09	89,8	(2%)	gering
	25,0-26,0	0,0	1,14	-2,62	70,8	100%	heterotroph
G42040	17,8-18,8	0,0	0,54	-3,86	33,6	100%	heterotroph
G42050	18,2-19,2	53,2	0,04	0,23	55,4	(4%)	gering
13162	9,6-11,6	0,0	0,04	-10,34	(2,2)	(100%)	gering
12681	18,2-19,2	0,9	4,00	-12,97	248,8	100%	autotroph > 80%
527160	5,0-8,0	224,9	0,71	1,5	269,2	16%	autotroph 40-50%
12947	9,0-10,0	67,0	0,39	2,91	91,4	27%	heterotroph
	12,0-13,0	48,7	0,56	2,88	83,7	42%	heterotroph
14081	9,0-15,0	21,7	2,43	-6,66	172,2	89%	autotroph 20-50%

Quantifizierung des Nitrat-Abbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

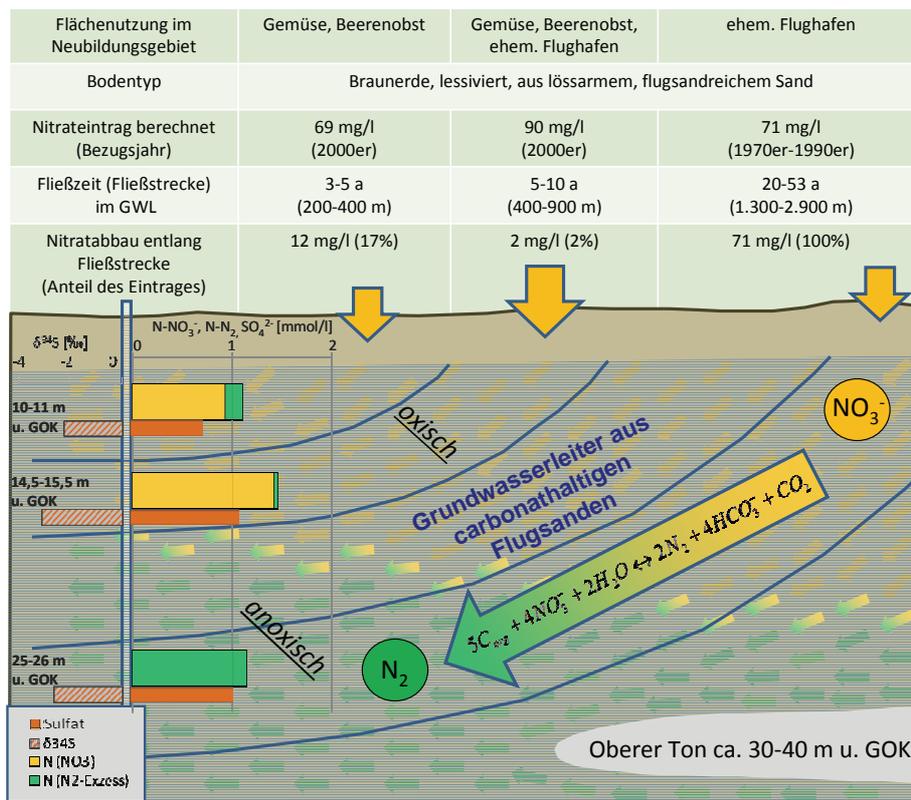


Abb. 28: Nitrat-abbau im Anstrom Messstelle G40881. Ergebnisse der N_2/Ar - und $\delta^{34}S$ -Sulfatisotopiemessung dargestellt als schematischer Vertikalschnitt der berechneten Anströmverhältnisse und Eintragsgebiete.

Beispielhaft ist die Situation im Anstrom der Messstelle G40881 bei Griesheim in einem schematischen Vertikalschnitt in Abb. 28 dargestellt. Durch die N_2/Ar Messung konnte gezeigt werden, dass im Neubildungsgebiet (Flächennutzung Beerenobst, Gemüse und ehem. Flughafen) relativ konstante Nitrat-Konzentrationen in das Grundwasser eingetragen wurden (69-90 mg/l in den Bezugsjahren 1970 bis 2000). Die Messungen zeigen weiterhin, dass in der von der Messstelle entfernten Stromröhre diese Einträge in reduzierenden Bereichen des GWL unterhalb der Redoxgrenze zu gelöstem N_2 -Exzess abgebaut werden, während in den oberflächennahen Stromröhren kein ausreichendes Nitrat-abbauvermögen vorliegt und daher nitrat-belastetes Grundwasser dem oberen Abschnitt der Filterstrecke zuströmt.

Die gemessenen $\delta^{34}S$ -Sulfat-Werte sind im Tiefenprofil weitgehend konstant (Abb. 28). Der anhand der N_2 -Exzess-Messung nachgewiesene Abbau von 71 mg/l Nitrat in der unteren Stromröhre kann somit nicht der autolithotrophen Denitrifikation zugeschrieben werden. Vielmehr ist davon auszu-

gehen, dass im aus Flugsanden aufgebauten Grundwasserleiter nur ein vergleichsweise langsamer heterotropher Nitrat-abbau stattfindet, der entlang der Fließstrecke von wenigen Jahren nur einen unvollständigen Nitrat-abbau erlaubt.

Den höchsten Anteil autolithotropher Denitrifikation $> 80\%$ wurde im Anstrom der Messstelle 12681 festgestellt (Tab. 6). Ihr Neubildungsgebiet ist durch Niedermoorböden und landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Der hohe Nitrat-Eintrag von ca. 250 mg/l ist wahrscheinlich auf die Entwässerung und Belüftung ehemaliger Niedermoorflächen zurückzuführen.

Die durchgeführten Untersuchungen demonstrieren, dass sich durch die Kombination von N_2/Ar -, Sulfat-S-Isotopenmessungen und Strömungsmodellierung die Abbauprozesse identifizieren lassen. Die Untersuchungen sind in der Lage, die tatsächlichen Nitrat-Einträge im Anstrom von GWL zu berechnen und im Sinne einer Effizienzkontrolle den Erfolg durchgeführter N-Minderungsmaßnahmen im Anstrom zu überwachen.

13. Lokalisierung von Risikogebieten

Zielsetzung der Wasserrahmenrichtlinie ist es, das Grundwasser so zu bewirtschaften, dass der gute chemische Zustand in allen Grundwasserkörpern erreicht und erhalten wird. Der chemische Zustand ist als gut einzustufen, wenn nach § 7 (2) GrwV die Schwellenwerte an keiner Messstelle im GWK überschritten werden oder bestimmte flächenbezogene Voraussetzungen nach § 7 (3) GrwV erfüllt sind.

Unter dem Begriff „Risikogebiet“ werden im Rahmen der vorliegenden Studie diejenigen landwirtschaftlich genutzten Flächen verstanden, auf denen Maßnahmen zur Minderung der Nitrat-Einträge zu intensivieren sind, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper im Zeit-horizont der WRRL flächenhaft zu erreichen und dauerhaft zu erhalten. Im Folgenden werden Risikogebiete im Hessischen Ried in Abhängigkeit (1) der durchgeführten Abgrenzung nitrateintragsgefährdeter Gebiete, (2) der Landnutzungen mit hohen oder sehr hohen N-Flächenbilanzüberschüssen, (3) der Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen und (4) unter Berücksichtigung einer ggf. möglichen Inanspruchnahme des Nitrat-abbauvermögens im Grundwasserleiter abgegrenzt. Anschließend werden die maximal tolerierbaren N-Flächenbilanzüberschüsse für die Risikogebiete abgeschätzt und der notwendige N-Minderungsbedarf diskutiert.

Nitrateintragsgefährdete Gebiete

Die als nitrateintragsgefährdeten Gebiete abgegrenzten Flächen (Kapitel 5) sind flächenhaft als Risikogebiete anzusehen, da von ihnen ein Nitrat-Eintrag von mehr als 50 mg/l in das Grundwasser zu erwarten ist, auch wenn die landwirtschaftliche Bewirtschaftung die nach der guten fachlichen Praxis gemäß Düngeverordnung (DüV) zulässigen N-Salden im betrieblichen Nährstoffvergleich von 60 kgN/ha im gleitenden dreijährigen Mittel nicht überschreitet und diese N-Salden mit den zulässigen Bilanzüberschüssen einer Bewirtschaftungsfläche gleichgesetzt werden.

Landnutzungen mit hohen oder sehr hohen N-Flächenbilanzüberschüssen

Darüber hinaus besteht auch auf den als nicht-eintragsgefährdeten Gebieten die Gefahr des übermäßigen Nitrat-Eintrags in das Grundwasser, wenn die Landnutzung in der Praxis mit wesentlich höheren als nach DüV zulässigen N-Salden verbunden ist, so dass selbst bei guten bis sehr guten Denitrifikationsbedingungen im Boden mit Nitrat-Einträgen > 50 mg/l gerechnet werden muss. Weitere Risikogebiete sind demnach dort lokalisiert, wo die Landnutzung deutlich über die derzeit nach DüV zulässigen 60 kg/ha hinausgehende N-Bilanzsalden aufweist. Zu diesen Landnutzungen zählen in erster Näherung insbesondere die Flächen des Erwerbsgartenbaus und des Anbaus weiterer Sonderkulturen, sowie weitere Flächen, die aus der WRRL-Beratungspraxis als Flächen mit erfahrungsgemäß erhöhten N-Bilanzsalden gekennzeichnet sind. Weitere Konkretisierungen zu realistischen derzeitigen und künftig zu erwartenden N-Bilanzüberschüssen in den Kooperationsräumen und daraus folgende Risikogebietsabgrenzungen können nach Vorliegen der Erkenntnisse aus der WRRL-Beratung erfolgen.

Böden mit geogenen N-Freisetzungspotenzialen

Bei landwirtschaftlichen Nutzungen auf Niedermoor, Moorgley, Anmoorgleye und Tiefumbruchböden aus Moor ist eine Denitrifikationsleistung von 100 kgN/(ha·a) und mehr möglich. Werden diese Standorte jedoch entwässert bzw. drainiert und bearbeitet, sind bei diesen Böden durch die Mineralisierung der organischen Substanz hohe Nitrat-Einträge in das Grundwasser zu befürchten. Diese Böden mit geogenen Freisetzungspotenzialen sind deswegen unabhängig von ihrer Nutzung als Risikogebiete zu behandeln und durch geeignete Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer ausreichenden Vernässung (z.B. durch landwirtschaftliche Beregnung und Bewässerung) und einer verträglichen Bodenbearbeitung vor Degradation/Mineralisierung zu schützen, um den Eintrag hoher Nitrat-Frachten ins Grundwasser zu vermeiden.

Inanspruchnahme des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter

Im Abstrom der Risikogebiete können erhöhte Nitrat-Einträge ggf. unter Inanspruchnahme des lokal vorhandenen Nitratabbauvermögens im GWL zu Konzentrationen < 50 mg/l abgebaut werden. Die Neubildungsgebiete, in deren Abstrom ein weitgehend vollständiger Nitratabbau im GWL stattfindet, konnten mit der Stoffflussmodellierung (Methode 1) ausgewählter GWM nur relativ kleinräumig abgegrenzt werden. Auch die Festphasenanalysen von Bohrkernproben (Methode 2) sowie die verfügbaren Feldmethoden mit Redoxprofilmessungen (Methode 3) und N_2/Ar - und Sulfat- $\delta^{34}S$ -Messungen (Methode 4) liefern nur relativ kleinräumige Aussagen bzw. Punktinformationen über das in bestimmten Anstrombereichen verfügbare Nitratabbauvermögen.

Aus der Gesamtheit der vorliegenden Untersuchungsergebnisse ergibt sich jedoch folgende flächenhafte Modellvorstellung:

In nitrateintragsgefährdeten Gebieten der Stufe 1 überlagern sich mehrere ungünstige Faktoren:

- Die sich aus Flugsanden entwickelten sandigen, kohlenstoffarmen Böden weisen bei hohen Flurabständen eine geringe Denitrifikationsleistung auf, so dass Nitrat-Konzentrationen teilweise deutlich über 50 mg/l in das Grundwasser eingetragen werden (Kapitel 6).
- Im Abstrom dieser Gebiete wird das nitratbelastete Grundwasser in einer meist oberflächennahen Grundwasserströmung mit relativ hohen Fließgeschwindigkeiten meist oberhalb der oberen Tonschicht nach Westen transportiert. Die nur lückenhaft verbreitete obere Tonschicht wird nur von einem kleinen Teil der Grundwassermenge durchströmt und trägt somit nur im geringen Maße zum Nitratabbau bei (Kapitel 8).
- Die Ergebnisse der Methoden 1 bis 4 zeigen konsistent, dass der aus Flugsanden bestehende GWL ein geringes Nitratabbauvermögen mit niedrigen C_{org} -Gehalten (und fehlenden oder nur geringen Sulfid-/Disulfid-Gehalten) aufweist (Kapitel 9 bis 12). Entlang der Fließstrecke findet deswegen kaum autolithotropher Nitratabbau statt. Der heterotrophe Nitratabbau erfolgt aufgrund niedriger reaktiver C_{org} -Vor-

räte und der relativ hohen Fließgeschwindigkeit unvollständig, so dass Nitrat-Konzentrationen > 50 mg/l im Grundwasserleiter oberhalb der oberen Tonschicht vorherrschen.

Auch unter nitrateintragsgefährdeten Gebieten höherer Stufen werden erhöhte Nitrat-Einträge gebietsweise nicht oder nur unvollständig abgebaut:

- Bei den gegenwärtigen N-Flächenbilanzüberschüssen ist auch in nitrateintragsgefährdeten Gebieten der Stufe 2 bis 5 zu erwarten, dass Nitrat-Konzentrationen > 50 mg/l in das Grundwasser eingetragen werden (Kapitel 6).
- In nitrateintragsgefährdeten Gebieten der Stufe 2 bis 5 ist die obere Tonschicht im GWL nicht oder nur lückenhaft verbreitet. Die Grundwasserströmung im Abstrom weist u.a. wegen der Förderung der Wasserwerke eine stärkere Vertikalkomponente auf, so dass nitratbelastetes Grundwasser verstärkt in größere Tiefen transportiert wird. Im Westen in Nähe des Rheins herrscht dagegen eine oberflächennahe Grundwasserströmung vor.
- Entlang der tieferen Fließpfade stehen sekundär gebildete Sulfid-/Disulfid-Phasen an, die mit einer relativ hohen Reaktivität zu einem weitgehend vollständigen autolithotrophen Nitratabbau führen (Kapitel 10). Außerdem sind aufgrund der Ablagerungsgeschichte inhomogen C_{org} -reiche Ablagerungen des Altneckars in Sedimente des Rheins eingeschaltet, die zu einem heterotrophen Nitratabbau beitragen können.
- Entlang der oberflächennahen Fließpfade sind die Abbaupotenziale durch die jahrzehntelang hohen Nitrat-Einträge oberflächennah gebietsweise aufgezehrt, so dass entlang bestimmter Stromröhren kein oder nur ein unvollständiger Nitratabbau im GWL stattfindet und erhöhte Nitrat-Konzentrationen im Abstrom gemessen werden.

Diese Projektergebnisse machen deutlich, dass im Abstrom der Risikogebiete

- entweder keine oder nur geringe Nitratabbaupotenziale zur Verfügung stehen,
- diese teilweise kleinräumig heterogen im Ried verteilt sind bzw. in geringdurchlässigen Ton-/Schluffschichten kaum durchströmt werden und

- die Nitratabbaupotenziale insbesondere im Bereich oberflächennaher Grundwasserströmung bereits teilweise aufgezehrt sind.

Nach dem gegenwärtigen Kenntnisstand lassen sich flächenhaft keine nitrateintragsgefährdeten Gebiete abgrenzen, die nicht als Risikogebiete anzusehen sind, weil in deren Abstrom durch ein hohes Nitratabbauvermögen eine dauerhafte Unterschreitung des Nitrat-Schwellenwertes von 50 mg/l über den Zeithorizont der WRRL gewährleistet wäre. Die abgegrenzten nitrateintragsgefährdeten Gebiete sind deswegen flächenhaft als Risikogebiete anzusehen. Die Nitrat-Einträge im Sickerwasser sind durch Umsetzung geeigneter N-Minderungsmaßnahmen auf ein Maß zu verringern, das auch ohne Inanspruchnahme des ggf. lokal vorhandenen Nitratabbauvermögens die Erreichung und dauerhafte Erhaltung des guten chemischen Zustandes erlaubt.

Die maximal tolerierbaren N-Flächenbilanzüberschüsse lassen sich auf Grundlage der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone und der Grundwasserneubildung abschätzen; sie dürfen nicht überschritten werden, um Nitrat-Einträge von < 50 mg/l im Sickerwasser zu erreichen und damit auch ohne Inanspruchnahme des nur gebietsweise vorhandenen und über bestimmte Zeiträume erschöpflichen Nitratabbauvermögens im GWL eine Nitrat-Konzentration von < 50 mg/l im Grundwasser zu gewährleisten.

In Abb. 29 sind die berechneten maximal tolerierbaren Flächenbilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen dargestellt. Die Berechnung macht deutlich, dass im Hessischen Ried gebietsweise nur Flächenbilanzüberschüsse von <20 bis 40 kgN/ha tragfähig sind, um Nitrat-Konzentrationen von < 50 mg/l im Grundwasser zu erreichen und langfristig zu gewährleisten. Dies bedeutet, dass in diesen Gebieten die Einhaltung der gemäß DüV zulässigen N-Salden von 60 kgN/ha im betrieblichen Nährstoffvergleich nicht ausreichen wird, um die Unterschreitung der Schwellenwerte der GrwV zu gewährleisten. In diesen Gebieten des Hessischen Rieds ist deshalb die Umsetzung ambitionierter Minderungsmaßnahmen zu intensivieren.

Weitergehende Minderungsmaßnahmen sind insbesondere auf den Flächen notwendig, auf denen bei der Landbewirtschaftung nach den vorliegenden Hoftorbilanzen und/oder N_{\min} -Untersuchungen die gemäß DüV in der guten fachlichen Praxis zulässigen N-Salden teilweise bei Weitem überschritten werden. Insbesondere auf Flächen des Erwerbsgartenbaus und des Anbaus weiterer Sonderkulturen werden gegenüber dem o.g. maximalen N-Saldo gemäß DüV und den derzeit im Hessischen Ried typischen N-Flächenbilanzüberschüssen zusätzliche unvermeidliche Stickstoffüberschüsse geltend gemacht, so dass besonders auf diesen Flächen weitreichende Minderungsmaßnahmen umzusetzen sind.

Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern
des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten

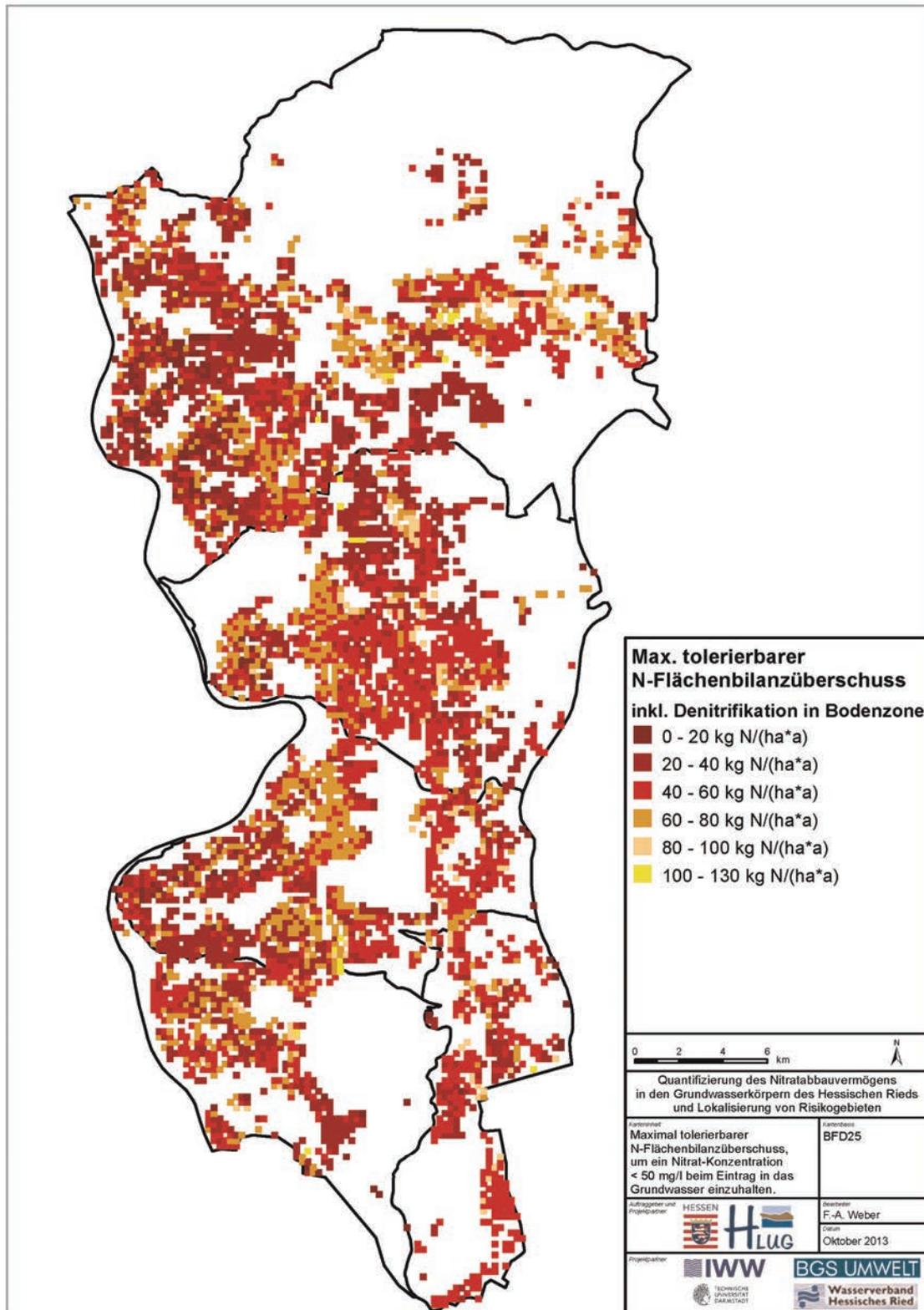


Abb. 29: Maximal tolerierbare N-Flächenbilanzüberschüsse zur Erreichung von Nitrat-Einträgen im Sickerwasser von < 50 mg/l in Abhängigkeit der Denitrifikationsleistung in der Bodenzone und der Grundwasserneubildung (MIKE-SHE Berechnung auf Raster 250 m x 250 m).

14. Schlussfolgerungen

Aus den durchgeführten Untersuchungen lassen sich folgende Schlussfolgerungen ableiten:

1. Konzeptionelle Modellvorstellung im Hessischen Ried

Die Grundwasserkörper im Hessischen Ried weisen eine kleinräumig heterogene und hydrochemisch geschichtete Grundwasserbeschaffenheit auf. Die entwickelte konzeptionelle Modellvorstellung kann die kleinräumig heterogene und tiefendifferenzierte Nitrat-Belastung aus der Flächennutzung, den Bodeneigenschaften, der Infiltration von Fließgewässern, der Grundwasserströmung und dem Stofftransport sowie dem in Teilbereichen stattfindenden Nitratabbau im GWL vollständig beschreiben. Die erarbeitete Modellvorstellung kann zur Planung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen eingesetzt werden.

2. Lokalisierung nitrateintragsgefährdeter Gebiete

In Anlehnung an die Vorgehensweisen von Kuhr et al. (2011), LBEG (2008), Schnittstelle Boden (2009) und HLOG (2013) lassen sich landwirtschaftlich genutzte Flächen abgrenzen, von denen auch bei Einhaltung der zulässigen N-Bilanzsalden gemäß DüV wegen einer geringen Denitrifikationsleistung in der Bodenzone (Denitrifikationsstufen 1 und 2) und/oder einer hohen Nitrat-austragsgefährdung u.a. durch kurze Verweilzeit des Sickerwassers in der Bodenzone (NAG-Stufen 4 und 5; auf Böden mit geringer Denitrifikationsstufe 3 auch NAG-Stufe 3) erhöhte Nitrat-Einträge > 50 mg/l in den GWL zu erwarten sind. Die abgegrenzten Gebiete umfassen mit 28.742 ha einen Großteil (88 %) der landwirtschaftlich genutzten Flächen im Hessischen Ried (Abb. 13). Wegen der kleinräumig heterogenen Bodeneigenschaften sollten die abgegrenzten Flächen nicht schlagscharf interpretiert werden, sondern regional bewertet werden. Die vorgenommene Abgrenzung wurde anhand von Messwerten oberflächennah verfilterter GWM als plausibel bewertet, jedoch sollte die Abgrenzung insbesondere der Stufen 3 bis 5 mit Hilfe von Sickerwasseranalysen validiert werden.

3. Niedermoor- und Anmoorböden mit geogenen N-Freisetzungspotenzialen

Aufgrund ihrer hohen Humusgehalte speichern Niedermoor- und Anmoorböden hohe Stickstoffgehalte. Solange diese Böden ganzjährig unter Grundwassereinfluss stehen, zeichnen sie sich durch ein hohes Denitrifikationspotenzial und geringe Stickstoffeinträge in das Grundwasser aus. Bei zwischenzeitlicher Belüftung (z.B. durch Grundwasserabsenkung) oder Bearbeitung dieser Böden können aber hohe Nitratfrachten freigesetzt werden. Durch N_2/Ar -Messungen konnte belegt werden, dass im Abstrom von Niedermoorböden bei Grundwasserniedrigständen in den 1980er Jahren sehr hohe Nitrat-Konzentrationen in das Grundwasser eingetragen wurden.

4. Wirkzeitraum der WRRL-Maßnahmenprogramme

Stoffeinträge unter landwirtschaftlich genutzten Flächen weisen Verweilzeiten in der ungesättigten Bodenzone von wenigen Jahren bis einigen Jahrzehnten auf. Durch die begonnene Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme können bis Ende 2015 nur unter höchstens 17 % der Flächen messbare Verbesserungen der Nitratbelastung im Grundwasser erwartet werden, selbst unter der idealisierten Annahme, dass unmittelbar in 2012 eine signifikante Bewirtschaftungsänderung dauerhaft etabliert werden konnte. Unter der gleichen Annahme sind auf ca. 61 % der landwirtschaftlich genutzten Flächen Verbesserungen bis zum Ablauf der einmaligen Fristverlängerung Ende 2021 und auf weiteren ca. 13 % bis zum Ablauf der zweimaligen Fristverlängerung Ende 2027 denkbar. Unter Berücksichtigung der Trägheit des Systems Bodenbewirtschaftung – Sickerwasser sind vom Beginn des Angebotes spezifischer Beratungen und standortgerechter Förderprogramme über die Etablierung von Bewirtschaftungsänderungen bis zur Verminderung der Nitratauswaschung aus der Wurzelzone weitere Reaktionszeiten von mehreren Jahren einzukalkulieren (HMUELV 2006). Es ist damit absehbar, dass trotz der derzeit umgesetzten Maßnahmenprogramme die Erreichung des guten chemischen Zustandes aller fünf GWK im Hessischen Ried aufgrund der durch die natürlichen Gegebenheiten bestimmten langen Verweilzeiten auch bis Ende 2027 als unwahrscheinlich einzustufen ist (Kapitel 7).

5. Bestimmung der Einzugsgebiete im Anstrom von Grundwassergütemessstellen

Die Strömungsberechnungen an über 50 GWM haben gezeigt, dass die Fließwege und Fließzeiten im Grundwasser und damit auch das potenzielle Stoffeinzugsgebiet der GWM mit stationären Grundwassermodellrechnungen bestimmt werden kann, die unter verschiedenen repräsentativen hydraulischen Randbedingungen durchgeführt wurden. Es ergab sich generell aus den grundwasserhydraulischen und geochemischen Modellrechnungen ein schlüssiges Bild.

Generell betragen die Fließzeiten bei flach verfilterten GWM ($\text{FOK} \leq 10 \text{ m u. GWO}$) im oberen Grundwasserleiter ≤ 15 Jahre und die Fließstrecken sind kürzer als 1 km. In den tiefen Aquiferbereichen ($\text{FOK} \geq 30 \text{ m u. GWO}$) betragen die Fließstrecken im Allgemeinen einige Kilometer und die Fließzeiten über 50 Jahre. Bei Durchströmung der Tonschichten wurden Fließzeiten von mehr als 100 Jahren berechnet. Die Modellierungsergebnisse zeigen, dass für das Strömungsgeschehen im Untersuchungsgebiet die wasserwirtschaftlichen Rahmenbedingungen maßgeblich sind, insbesondere die Grundwasserförderung und die Infiltration in das Grundwasser. Die durch Förderung und Infiltration bedingte Schwankungsbreite der Fließzeiten und Fließstrecken im Grundwasser kann bei tief verfilterten Grundwassermessstellen einige Jahrzehnte bzw. Kilometer betragen.

6. Nitratabbauvermögen im Grundwasserleiter

Die in das Grundwasser eingetragenen Nitratfrachten werden in Teilbereichen des Grundwasserleiters durch autolithotrophe und/oder heterotrophe Denitrifikation abgebaut. Die angewendeten vier Methoden (Stoffflussmodellierung, Festphasenanalytik, Redoxprofilmessungen sowie N_2/Ar - und Isotopenmessungen) erlauben lokal eine Charakterisierung und Quantifizierung des Nitratabbauvermögens im Grundwasserleiter. Es konnten Einzugsgebiete lokalisiert werden, in deren Abstrom kein oder nur ein unvollständiger Nitratabbau im GWL stattfindet, aber auch Einzugsgebiete abgegrenzt werden, in deren Abstrom bereits in den obersten Metern des GWL ein vollständiger Nitratabbau zu beobachten ist. Die Untersuchungsergebnisse aller vier Methoden bestätigen konsistent, dass u.a. die abgelagerten Flugsande über

ein geringes Abbauvermögen verfügen. Bei den gegenwärtigen Nitrat-Einträgen wird das Nitrat-abbauvermögen als endliche Ressource im Grundwasserleiter in relevanten Raten aufgezehrt, so dass insbesondere im geringmächtigen oberen Grundwasserleiter oberhalb der oberen Tonschicht mit einem Erschöpfen des Nitratabbauvermögens gerechnet werden muss. Eine Modellrechnung im Abstrom von Böden mit schlechter Denitrifikationsleistung (Kapitel 10) macht deutlich, dass im Zeithorizont der WRRL weitere Fließwege im Umfang von 3 Fließjahren ihr Abbauvermögen verlieren und damit erhöhte Nitrat-Konzentrationen an weiteren GWM durchbrechen werden.

7. Nitratabbauvermögen der Oberen und Unteren Tonschicht

Bohrkernproben der oberen Tonschicht zeigen in Laborversuchen ein hohes Nitratabbauvermögen (Kapitel 11). Strömungsberechnungen bestätigen, dass in Abhängigkeit von der hydraulischen Situation der Obere Ton mit einer Durchsickerungsrate von ca. 30 mm/a durchströmt wird (Kapitel 8). In Bezug auf die Grundwasserneubildung im Verbreitungsgebiet der Tonhorizonte wird jedoch deutlich, dass nur ein Anteil von ca. 10 – 20 % der Grundwasserneubildung den Oberen Ton, und ein Anteil von ca. 25 – 40 % den Unteren Ton durchströmt. Ein Großteil der mit dem Sickerwasser eingetragenen Nitrat-Frachten umströmt die Tonschichten, ohne mit dem vorhandenen Abbaupotenzial der Tonschichten reagieren zu können. Das in den Tonschichten vorhandene Nitratabbauvermögen kann somit nur zu einem vergleichsweise geringen Nitratabbau im GWL beitragen.

8. Ammonium-Belastung

Ammonium kann als Indikator für Nitrat-reduzierende Verhältnisse im GWL verwendet werden. Konzentrationen $> 0,375 \text{ mg/l}$ (75 % des Ammonium-Schwellenwertes) treten vor allem im Abstrom infiltrierender Bäche auf, in deren stark reduzierender hyporheischen Zone Nitrat bis zu Ammonium reduziert wird bzw. Ammonium-Belastungen aus abwasserbelasteten Fließgewässern infiltrieren. Die Ammoniumgehalte von Grundwässern liegen zum überwiegenden Teil unter der Bestimmungsgrenze. In GWM die reduzierende Bedingungen bzw. Nitratabbau aufweisen, kann allerdings durchweg Ammonium nach-

gewiesen werden, jedoch meist im Konzentrationsbereich von 0,01 bis $< 0,375$ mg/l. Der Ammonium-Eintrag aus Ammonium-haltigen Düngemitteln wird nicht flächenhaft beobachtet, kann aber auf Teilflächen nicht ausgeschlossen werden.

9. Lokalisierung von Risikogebieten

Als Risikogebiete im Hessischen Ried wurden flächenhaft alle nitrateintragsgefährdeten Gebiete abgegrenzt (Abb. 13). Weitere Risikogebiete sind Gebiete mit landwirtschaftlich genutzten Flächen, die hohe bis sehr hohe N-Flächenbilanzüberschüsse über 60 kg/ha aufweisen, da unter diesen Flächennutzungen selbst bei guten bis sehr guten Denitrifikationsbedingungen in der Bodenzone Nitrat-Einträge > 50 mg/l zu erwarten sind. Zu diesen Flächen zählen insbesondere die Landnutzungen zum Erwerbsgartenbau und Sonderkulturanbau, die aufgrund ihrer spezifischen Randbedingungen erfahrungsgemäß mit wesentlich höheren N-Bilanzüberschüssen verbunden sind, sowie weitere Flächen, die aus der WRRL-Beratungspraxis als Flächen mit erhöhten N-Bilanzsalden gekennzeichnet werden können. Gebiete mit geogenen Freisetzungspotenzialen sind unabhängig von ihrer Nutzung ebenfalls als Risikogebiete zu behandeln und durch geeignete Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer ausreichenden Vernässung und einer verträglichen Bodenbearbeitung vor Mineralisierung zu schützen und damit die Freisetzung hoher Nitrat- und Sulfat-Frachten zu verhindern.

Die Abgrenzung der Risikogebiete ist unabhängig von der Verfügbarkeit eines ggf. lokal vorhandenen Nitratabbauvermögens im GWL anzusehen, da im Abstrom der nitrateintragsgefährdeten Gebiete

- entweder keine oder nur geringe Nitratabbau-potenziale zur Verfügung stehen,
- das Nitratabbauvermögen teilweise kleinräumig heterogen im Ried verteilt ist bzw. in gering-durchlässigen Ton-/Schluffschichten kaum durchströmt wird und
- das Nitratabbauvermögen insbesondere im Bereich oberflächennaher Grundwasserströmung bereits teilweise aufgezehrt ist und die Aufzehrung bei den gegenwärtigen Nitrat-Einträgen im Zeithorizont der WRRL weiter voranschreiten wird.

15. Empfehlungen

1. Es wird empfohlen, die Umsetzung der WRRL-Maßnahmenprogramme zur Minderung der Nitrat-Einträge auf den als Risikogebiete abgegrenzten Flächen zu intensivieren. N-Minderungsmaßnahmen sollten demnach in allen nitrateintragsgefährdeten Gebieten, in den mit intensivem Erwerbsgartenbau und Anbau von Sonderkulturen gekennzeichneten Landnutzungsgebieten sowie in weiteren Gebieten erfolgen, die in der WRRL-Beratungspraxis als Flächen mit wiederholt sehr hohen N-Bilanzsalden $> 60 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ gekennzeichnet sind. Gleiches gilt für Gebieten, in denen erhöhte Herbst-Nmin-Gehalte auftreten. Anzustreben ist ein Herbst-Nmin-Gehalt, der bei rund 25 kgN liegen sollte. Mit dieser flächenhaften Umsetzung der Minderungsmaßnahmen sollte das Ziel verfolgt werden, die Nitrat-Einträge auch auf den Flächen zu minimieren, in deren Abstrom bislang (noch) ein Nitratabbau im GWL stattfindet, um den guten chemischen Zustand der Grundwasserkörper auch ohne Inanspruchnahme des endlichen und nur in Teilbereichen vorhandenen Nitratabbauvermögens zu erreichen und dauerhaft zu erhalten. Böden mit geogenen N-Freisetzungspotenzialen sind unabhängig von ihrer Nutzung ebenfalls als Risikogebiete zu behandeln und durch geeignete Maßnahmen zur Aufrechterhaltung einer ausreichenden Vernässung (z.B. durch landwirtschaftliche Beregnung und Bewässerung) und einer verträglichen Bodenbearbeitung vor Degradation und Mineralisierung zu schützen. Es wird empfohlen, für die abgegrenzten Risikogebiete differenzierte Maßnahmen von der Beratung über wirksame Anreize in Form von gewässerschutzorientierten Agrarumweltmaßnahmen bis ggf. zur Vorgabe von Bewirtschaftungsmaßnahmen und –verboten zu entwickeln und zu etablieren.

2. Weiterhin wird empfohlen, in den Gebieten, in denen infolge der Trägheit des Systems Bodenbewirtschaftung – Sickerwasser (ungesättigte Zone) aufgrund der natürlichen Gegebenheiten mit langen Verweilzeiten eine Zielerreichung der Bewirtschaftungsziele bis 22. Dezember 2015 unwahrscheinlich ist, eine Fristverlängerung nach § 47(2) i.V.m. § 29(3) WHG zu beantragen. Bei der Abgrenzung der Gebiete, für die Fristverlängerungen nach § 47(2) i.V.m. § 29(3) WHG zu beantragen

sind, sind neben der theoretischen Verweilzeit in der ungesättigten Zone auch weitere Reaktionszeiten von mehreren Jahren einzukalkulieren, um den realistisch erforderlichen Zeitraum vom Beginn des Angebotes spezifischer Beratungen und standortgerechter Förderprogramme über die Etablierung von Bewirtschaftungsänderungen bis zur Verminderung der Nitratauswaschung aus der Wurzelzone darzustellen. Für Gebiete, in denen aufgrund sehr langer Verweilzeiten und der o.g. weiteren Reaktionszeiten des Systems Bodenbewirtschaftung – Sickerwasser eine Zielerreichung auch nach zweimaliger Fristverlängerung bis 2027 nicht zu erwarten ist, sollten weitere Verlängerungen nach § 47 (2) i.V.m. § 29 (3) WHG in Betracht gezogen werden.

3. Die im Rahmen des vorliegenden Projektes abgegrenzten nitrateintragsgefährdeten Gebiete sollten durch ein weitergehendes Monitoring der Bodenzone an ausgesuchten Standorten (Langzeitbeobachtungsflächen, ausgewählte Leitbetriebe) überprüft werden. In Feldmessungen sollten in Kombination mit N_{\min} -Untersuchungen sowohl die Bodenhydraulik als auch die hydrochemischen Denitrifikationsprozesse in der Bodenzone zu verschiedenen Zeitpunkten und damit unterschiedlichen Rahmenbedingungen (Witterung, Fruchtfolgen benachbarter Ackerflächen, Bewirtschaftungspraxis, Bewässerung) durch in-situ Messungen und die Entnahme von Sickerwasserproben mittels Saugkerzen hochaufgelöst verfolgt werden. Die Felduntersuchungen können auch vertiefte Kenntnisse darüber liefern, wie sich Bewirtschaftungsänderungen auf die chemische Zusammensetzung der Sickerwässer auswirken, um damit in Szenarienrechnungen den notwendigen Umfang und die damit verbundenen Kosten von Maßnahmenprogrammen abschätzen zu können, die für die Erreichung des guten chemischen Zustandes der GWK umzusetzen sind.

4. Bei der Bewertung des Zustandes der GWK ist zu beachten, dass auch im Anstrom der WRRL-Überwachungsmessstellen ein partieller Nitratabbau im GWL stattfindet, also die Nitratbelastung an der Grundwasseroberfläche z.T. höher ist als in den Überwachungsmessstellen festgestellt wird. Ein unerwarteter Anstieg der gemessenen Nitratkonzentrationen in den Überwachungsmessstellen

sollte deswegen differenziert bewertet werden: Ein Anstieg der Nitrat-Konzentrationen muss nicht zwangsläufig auf eine unzureichende Umsetzung der N-Minderungsmaßnahmen hindeuten, sondern könnte mit einem Nachlassen des Abbauvermögens im Anstrom der Überwachungsmessstelle erklärt werden. Erhöhte Ammonium-Konzentrationen können auf Nitratabbauvorgänge im Anstrom der Messstellen hindeuten.

5. Neben der Auswertung der Ammonium-Konzentrationen wird empfohlen, Untersuchungen zur N₂/Ar-Methode modellhaft in das Untersuchungsprogramm insbesondere von WRRL-Überwachungsmessstellen aufzunehmen, um die Nitrat-Eintragssituation und Abbauprozesse im Anstrom der Messstellen abschätzen zu können.

6. Ein Nachlassen des Nitratabbauvermögens und eine zunehmende Oxidation des Grundwasserleiters übt auch einen Einfluss auf die Mobilität anderer redoxsensitiver Stoffe (u.a. Uran, Arsen und Chrom) und das Abbauverhalten organischer Spurenstoffe aus. Es wird empfohlen, das Nitratabbauvermögen in weiteren Kernbohrungen mittels Festphasenanalytik zu untersuchen, um die im Rahmen dieses Projektes erarbeitete erste Bestandsaufnahme zur Verbreitung und zum Fortschreiten der Zehrung des Nitratabbauvermögens im Hessischen Ried weiter zu verbessern.

7. Überwachungsmessstellen, die primär die diffusen Stoffeinträge aus landwirtschaftlicher Flächennutzung erfassen, sollten im Abstrom repräsentativer nitrateintragsgefährdeter Gebiete möglichst an der Grundwasseroberfläche verfiltert sein, um die Effizienz eingeleiteter Maßnahmenprogramme frühzeitig bewerten und ggf. optimieren zu können.

8. Es wird empfohlen, in einem übergeordneten Monitoringkonzept für das Hessische Ried die vorhandenen Grundwassermessstellen aller Betreiber anhand ihrer Lage und des Ausbaus auf ihre Eignung als repräsentative Qualitätsmessstellen zu überprüfen. Es wird davon ausgegangen, dass das Messstellennetz bereichsweise um geeignete GWM zu ergänzen ist.

16. Literatur

- Bergmann A., van Straaten L., van Berk W., Dietrich P., Franko U., Kiefer J. (2013): Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern. Abschlussbericht im DVGW F&E-Vorhaben W1/06/08. Bearbeiter: C. Hansen, S. Wilde, F.-A. Weber, S. Häußler. DVGW Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e. V.
- Berthold G., Kolster H. (2007): Das Belastungspotenzial landwirtschaftlich genutzter Flächen hinsichtlich diffuser Einträge aus dem Grundwasser. In: Jahresbericht 2007, Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden, 55-62.
http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/das_hlug/jahresbericht/2007/2007_055-062.pdf
- BGS Umwelt (2012): Grundwassermodellrechnungen zum Bewirtschaftungskonzept der Stadtwaldwasserwerke, Phase 2 – Dokumentation des Grundwassermodells.
- BMU & BMELV (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz, Bonn.
www.bmu.de/N49277/
- Dämmken U. (2006): Atmospheric nitrogen dynamics in Hesse, Germany, Creating the data base: 1. Bulk deposition of acidifying and eutrophying species. Landbauforschung Völkenrode 56, 177-138.
http://literatur.ti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi040337.pdf
- DIN 51724-2 (1999): Bestimmung des Schwefelgehaltes. Teil 2; Berlin (Beuth).
- DVGW W104-2 (2013): Möglichkeiten der Effizienzkontrolle von Maßnahmen zur Grundwasser schonenden Bodennutzung am Beispiel des Stickstoffs. Technische Regel. Arbeitsblatt W 104-2. Juli 2013. Deutscher Verein des Gas- und Wasserfaches e.V., Bonn.
- FGG Weser (2009): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasser-Rahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Kurzfassung des Endberichtes.
http://www.fgg-weser.de/agrum_ergebnis/agrum_web/kurzfassung_endbericht_090330.pdf
- Gäth S., Anthony F., Becker K.-W., Gerics H., Höper H., Kersebaum C., Nieder R. (1997): Bewertung der standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations-/Immobilisations-Potenzials von Böden. Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges. 85, 1373-1376.
- Groffman P.M., Altabet M.A., Böhlke J.K., Butterbach-Bahl K., David M.B., Firestone M.K., Giblin A.E., Kana T.M., Nielsen L.P., Voytek M.A. (2006): Methods for measuring denitrification: diverse approaches to a difficult problem. Ecological Applications 16, 2091-2122.
- HLUG (2005): Neue Verfahren zur Modellierung/ Regionalisierung der Grundwasserneubildung. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
- HLUG (2008): Untersuchung des Einflusses des Klimawandels auf die CO₂-Freisetzung aus Böden ausgewählter hessischer Beobachtungsflächen. Studie von AGROFOR Consulting.
http://klimawandel.hlug.de/fileadmin/dokumente/klima/in_klim_plus/berichte/boden.pdf
- HLUG (2010): Beiträge zur Erstellung einer atmosphärischen Stickstoff-Bilanz für Hessen. 1. Bulk-Deposition von reaktivem Stickstoff. Bearbeiter: U. Dämmgen, L. Grünhage, G. Dörger, K. Hanewald.
http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/luft/faltblaetter/depo_faltblatt_mai2010.pdf
- HLUG (2012): Niedermoor. Boden des Jahres 2012. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
http://www.hlug.de/fileadmin/dokumente/boden/bodeninfos/BodenDesJahres2012_Flyer.pdf
- HLUG (2013): Methodendokumentation zur bodenfunktionsbezogenen Auswertung von Bodenschätzungsdaten. Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Wiesbaden.
<http://www.hlug.de/static/medien/boden/fisbo/bs/index.html#methoden/hierarchie>
- HLUG, Hessenwasser GmbH & Co. KG, BGS Umwelt (2010): BMBF-Fördermaßnahme Forschung für den Klimaschutz und Schutz vor Klimawirkungen – Anpassungsstrategien an Klimatrends und Extremwetter und Maßnahmen für ein nachhaltiges Grundwassermanagement.
- HMUELV (2006): Evaluierung der Kooperationen zwischen Land- und Wasserwirtschaft in Hessen. Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement, Justus-Liebig-Universität Gießen im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz, Wiesbaden.
- HMUELV (2009): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. Bewirtschaftungsplan Hessen 2009-2015.
<http://flussgebiete.hessen.de/information/bewirtschaftungsplan-2009-2015.html>
- HMUELV und NW-FVA (2013): Waldzustandsbericht 2013. Hessisches Ministerium für Umwelt, Energie, Landwirtschaft und Verbraucherschutz sowie Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt, Göttingen.
https://hmuely.hessen.de/sites/default/files/media/hmuely/453_-_0212_wzbhessen2013_internet.pdf
- Knudt C., Weber F.-A., Bergmann A., Knöller K., Knorr K.H., Schüth C. (2015): Competitive autolithotrophic and heterotrophic denitrification in a sulphide-limited quaternary aquifer: Implications for the EU water framework directive. Submitted for publication.
- Knipp E. (2012): Charakterisierung des Nitratabbaupotenzials an Bohrkernproben aus dem Hessischen Ried: Methodenvalidierung zur Lokalisierung regionaler Abbauhorizonte. Masterarbeit, TU Darmstadt.

- Knöller K., Trettin R., Strauch G. (2005): Sulphur cycling in the drinking water catchment area of Torgau-Mockritz (Germany): insights from hydrochemical and stable isotope investigations. *Hydrological Processes* 19, 3445-3465.
- Kölle W., Werner P., Strebel O., Böttcher J. (1983): Denitrifikation in einem reduzierenden Grundwasserleiter. *Vom Wasser*, 125–147.
- Kuhr P., Baron U., Kunkel R., Voigt H.-J., Wendland F. (2011): Bewertung und Optimierung von Grundwasserschutz-Maßnahmenprogrammen nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie. UBA-Texte 14/2011. <http://www.uba.de/uba-info-medien/4087.html>
- LBEG (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Gewässerschutz – Ergebnisse eines Modellprojekts (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie.- *GeoBerichte* 9, Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover. http://www.lbeg.niedersachsen.de/download/1225/GeoBerichte_9.pdf
- Littlejohn C., Nixon S., Casazza G., Fabiani C., Premazzi G., Heinonen P., Ferguson A., Pollard P. (2002): Guidance on monitoring for the Water Framework Directive, Common Implementation Strategy. Working Group 2.7 Monitoring, Final Draft 15. October 2002.
- NLWKN (2012): Messung des Exzess-N₂ im Grundwasser mit der N₂/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Norden.
- Parkhurst D.L., Appelo C.A.J. (1999): Users Guide to PhreeqC. http://wwwbrr.cr.usgs.gov/projects/GWC_coupled/phreeqc/html/final.html
- Postma D., Boesen C., Kristiansen H., Larsen F. (1991): Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27, 2027–2045.
- Preiß I. (2013): Anwendbarkeit einer Screeningmethode zur Bestimmung des Nitratabbaupotenzials mittels Redoxprofilmessungen in Grundwassermessstellen im Hessischen Ried. Masterarbeit, TU Darmstadt.
- RP Darmstadt (2013): Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried. Regierungspräsidium Darmstadt, Abteilung Arbeitsschutz und Umwelt Darmstadt, Stand 2013.
- Scheffer (1999): Zum Stickstoffhaushalt von Niedermoorgrünland. http://www.lfl.bayern.de/mam/cms07/ipz/dateien/43_aggf_1999_alles.pdf
- Schnittstelle Boden (1999): Auswerteprogramm zur Unterstützung der Bildung von lokalen und regionalen Kooperationen in Hessen, Ober-Mörlen.
- Schnittstelle Boden (2006): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. Pilotprojekt Modau – Bereich Grundwasser. Erstellung eines Maßnahmenprogramms für ein kleines Einzugsgebiet im Sinne der EG-WRRL. Gutachten im Auftrag des Regierungspräsidiums Darmstadt.
- Schnittstelle Boden (2008): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen. Maßnahmen zur Verminderung der diffusen Stickstoffeinträge in das Grundwasser. Räumliche Zuordnung. Gutachten im Auftrag des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie, Ober-Mörlen.
- Schnittstelle Boden (2009): Ermittlung der Nitrataustragsgefährdung in Wasserschutzgebieten auf Grundlage von Auswertung der Bodenflächendaten 1:5.000 landwirtschaftliche Nutzfläche (BFD5L). Unveröffentlichter Abschlussbericht, Ober-Mörlen.
- Strebel O., Böttcher J., Duynisveld W.H.M. (1992): Identifizierung und Quantifizierung von Stoffumsetzungen in einem Sand-Aquifer (Beispiel Fuhrberger Feld). *DVGW Schriftenreihe Wasser* 73, 55–72.
- Van Berk W., Hansen C. (2006): Hydrogeochemische Stoffflussmodelle. Leitfaden zur Modellierung der Beschaffenheitsentwicklung von Grund- und Rohwässern. Springer, Berlin Heidelberg.
- Vorderbrügge T., Miller R., Peter M., Sauer S. (2005): Ableitung bodenphysikalischer Kennwerte aus dem Klassenzeichen der Bodenschätzung am Beispiel der Feldkapazität. – *Mitt. Dt. Bodenkundl. Ges.* 107(2), 531–532.
- Weber F.-A., Hansen C., Wilde S. (2013): Konsequenzen nachlassenden Nitratabbauvermögens in Grundwasserleitern. Abschlussbericht im DVGW F&E-Vorhaben W1/06/08. – Teil S 20 Spezieller Teil zum Wassergewinnungsgebiet Allmendfeld der Hessenwasser GmbH & Co. KG. Unveröffentl. Bericht.
- Wendland F., Berthold G., Fritsche J.-G., Herrmann F., Kunkel R., Voigt H.-J., Vereecken H. (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. *Grundwasser* 16, 163-176.
- WHR (2012 & 2013): Gewässerschutzberatung zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie im Maßnahmenraum Hessisches Ried. Wasserverband Hessisches Ried, Jahresberichte 2012 und 2013.
- Wisotzky F., Leson M., Böddeker M., Peterwitz U., Boes U., Bretthauer M., Kluge R., Herzberg A., Schöpel M., Meinker H., Wessels P. (2011): Nitratabbaukapazität im Grundwasserleiter der Halterner Sande. *bbr* 06/2011, 46-52.

17. Abkürzungsverzeichnis

AUM	Agrarumweltmaßnahmen
BFD	Bodenflächendaten
BG	Analytische Bestimmungsgrenze
C_{org}	Organische Kohlenstoff-Verbindungen
CRS	Chrom-reduzierbarer Schwefel
DOC	Gelöster organischer Kohlenstoff (Dissolved Organic Carbon)
DüV	Düngeverordnung in der Fassung der Bekanntmachung vom 27. Februar 2007 (BGBl. I S. 221), die zuletzt durch Artikel 5 Absatz 36 des Gesetzes vom 24. Februar 2012 (BGBl. I S. 212) geändert worden ist
FIS	Fachinformationssystem
FOK	Filteroberkante
GOK	Geländeoberkante
GrwV	Grundwasserverordnung vom 9. November 2010 (BGBl. I S. 1513)
GWK	Grundwasserkörper
GWL	Grundwasserleiter
GWM	Grundwassermessstelle(n)
GWO	Grundwasseroberfläche
GWO2001	Lage der Grundwasseroberfläche im April 2001
InVeKoS-GIS	Integriertes Verwaltungs- und Kontrollsystem der Europäischen Kommission mit System zur Identifizierung landwirtschaftlich genutzter Parzellen
LNF	Landwirtschaftliche Nutzfläche
NAG	Nitrataustragsgefährdung nach Schnittstelle Boden (2009) und HLUg (2013)
N_{min}	Gehalt eines Bodens an verfügbarem mineralisierten Stickstoff
oGWM	Oberflächennah verfilterte GWM mit Filteroberkante < 5 m u. GWO2001
TOC	Gesamter organischer Kohlenstoff (Total Organic Carbon)
TIC	Gesamter anorganischer Kohlenstoff (Total Inorganic Carbon)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), das zuletzt durch Artikel 4 Absatz 76 des Gesetzes vom 7. August 2013 (BGBl. I S. 3154) geändert worden ist
WRRL	Wasserahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlamentes und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik)