Hildesheimer Geographische Studien Bd. 5	2015	S. 90 – 110

Ursachen der Nitratbelastung des Grundwassers im Raum Hannover/Hildesheim

Martin Sauerwein, Julia Jaquemotte & Lars Germershausen

Zusammenfassung

Besonders in Regionen mit intensiver landwirtschaftlicher Nutzung sind häufig erhöhte Nitratgehalte im Grundwasser zu verzeichnen. Die Landnutzung stellt aber nicht den einzigen Einflussfaktor dar, der sich auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser auswirkt. Anhand statistischer Analysen sollen Gesetzmäßigkeiten zwischen den Nitratgehalten im Grundwasser und den Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat erfasst werden, mit dem Ziel, Ursachen für die Nitratbelastungen im Grundwasser bewerten zu können. Die Datengrundlage bilden Ergebnisse von Nitratmessungen des Niedersächsischen Landesbetriebs für Wasserwirtschaft, Küsten und Naturschutz (NLWKN) aus dem Jahr 2014. Der Zuständigkeitsbereich der NLWKN-Betriebsstelle Hannover/Hildesheim stellt das Untersuchungsgebiet dar.

Die Auswertungen deskriptiver Statistik, Kruskal-Wallis-Tests und Clusteranalysen ergaben für das Substrat die höchsten Nitratgehalte in grob- bis mittelkörnigen Sanden mit abnehmenden Nitratkonzentrationen bei abnehmender Korngröße. Abweichungen in Talsanden können sich durch den Einfluss anderer Steuergrößen ergeben. Bezogen auf die Betrachtung der Bodentypen wurden die höchsten Nitratgehalte im Grundwasser unter Braunerden gemessen. Ein Einfluss der Landnutzung ist nicht auszuschließen. Geringere Nitratgehalte wurden unter Gleyen, Pseudogleyen und Moorböden verzeichnet. In diesen Böden ist durch den Grund- und Stauwassereinfluss von einem erhöhten Denitrifikationspotenzial auszugehen. Die Landnutzungsform mit den höchsten Nitratkonzentrationen im Grundwasser bildet das Ackerland. Eine eindeutige Abgrenzung von Nutzungsformen gestaltete sich allerdings schwierig.

Alle drei untersuchten Einflussgrößen weisen einen signifikanten Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser auf. Welche Steuergröße dabei den größten Einfluss ausübt, kann anhand der vorliegenden Ergebnisse aber nicht nachvollzogen werden. Für eine detailliertere Bewertung der Landnutzung bedarf es weiterer Informationen zu räumlichen und zeitlichen Veränderungen der unterschiedlichen Nutzungsformen (z.B. Acker, Brache, Grünland, etc.).

Schlüsselwörter: Nitratbelastung, Grundwasser, Landnutzung, Hannover, Hildesheim

Summary

Particularly in regions with intensive agricultural use often elevated nitrate levels in groundwater are recorded. However, the land use does not represent the only factor that affects the nitrate concentrations in groundwater. Based on statistical analysis regularities between the nitrate contents in the groundwater and the control variables land use, soil type and substrate to be covered, with the aim to assess the causes of nitrate pollution in groundwater. The database consists of results of nitrate measurements of the Lower Saxony State Office for Water Management, Coastal and Conservation (NLWKN) from the year 2014. The competence of the NLWKN operating point Hannover / Hildesheim represents the study area.

The evaluations descriptive statistics, Kruskal-Wallis test and cluster analysis revealed for the substrate, the highest nitrate levels in coarse to medium grained sands with decreasing nitrate concentrations with decreasing grain size. Deviations in “valley-sands” may result from the influence of other

control variables. Based on the consideration of soil types, the highest nitrate levels were measured in groundwater under brown soils. An influence of land use cannot be excluded. Lower nitrate levels were recorded under gleys, “pseudo-gleys” and peat soils. These soils can be assumed by the groundwater and tail water influence of an increased potential of denitrification. The form of land use with the highest concentrations of nitrate in groundwater is the farmland. A clear distinction of land-use, however, was difficult.

All three investigated factors have a significant impact on the levels of nitrate in groundwater. But based on the present results it cannot be traced, which control variable thereby has the greatest impact. For a more detailed evaluation of land use, it requires further information on spatial and temporal changes of the different forms of use (for example fields, fallow, grassland, etc.).

Keywords: nitrate pollution, groundwater, land use, Hannover, Hildesheim

1 Einführung

Hohe Nitratgehalte im Grundwasser sind heute eines der wesentlichen Probleme, die durch die Regierung im Rahmen einer sicheren Trinkwasserversorgung angegangen werden müssen. Dabei wird insbesondere die intensive landwirtschaftliche Nutzung von Ackerland für die erhöhten Nitrateinträge in die Grundwasserzone verantwortlich gemacht (BLUME et al. 2010:412; s.a. LESON & WISOTZKY 2012). Schon seit Jahren werden unterschiedliche organische sowie mineralische Düngemittel eingesetzt, um Nährstoffe wie Nitrat in ausreichenden Mengen für angebaute Kulturen verfügbar zu machen. Die Erträge konnten dadurch seit dem 19. Jahrhundert um das 10-fache erhöht werden und sind Grundvoraussetzung für eine sichere Lebensmittelversorgung (BLIEFERT 2002:340 ff.). Dabei erfolgt die Aufnahme des Stickstoffes durch die Pflanzen vor allem in Form von Nitrat, welches leicht löslich ist und daher bei Überangebot schnell ausgewaschen wird und ins Grundwasser gelangen kann (BLUME et al. 2010:404). Seit Erlass der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 werden mithilfe eines ausgebauten Überwachungsnetzes in Deutschland die Nitratgehalte in der gesättigten Bodenzone regelmäßig erfasst (SCHÄFER et al. 2007:7). Die Qualitätsnorm (Grenzwert) für die Nitratgehalte im Grundwasser wurde auf 50mg/l festgelegt. Mittlerweile haben Maßnahmen gemäß EG-Nitratrichtlinie bereits zu einem stetigen Rückgang der Nitratkonzentrationen im Grundwasser in Deutschland geführt (BMUB 2012:30). Diese beziehen sich insbesondere auf die Regulierung von Düngemittelausbringung, beispielsweise über die Düngemittelverordnung (s. DüMV 2012), was die Hypothese stützt, dass die Landnutzung den wesentlichen Einflussfaktor für die Nitratgehalte im Grundwasser darstellt (s.a. BMUB 2012:37 f.; JANKOWSKI 2012:179 f.). Im Allgemeinen spielen die Faktoren Klima, Boden und Landnutzung eine Rolle für Nitratbelastungen im Grundwasser (RENGER 2002:2), wobei letztere Beiden im Folgenden näher betrachtet werden sollen.

Ziel ist, die Signifikanz der Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat statistisch zu erfassen sowie Zusammenhänge und auftretende Merkmalskombinationen aufzudecken. Dies soll die Hypothese stützen, dass die Art der anthropogenen Landnutzung wesentlich für die Nitratbelastungen des Grundwassers verantwortlich ist (s. hierzu SCHÄFER et al. 2007; PAMPERIN 2002:3). Der Boden als Puffer zwischen der Landnutzungs- und Grundwasserzone stellt ebenfalls eine wichtige Steuergröße dar. Dabei soll im Folgenden die Unterscheidung des Einflussfaktors Bodentyp zum Substrat erfolgen. Nach RENGER 2002 ist die Nitratverlagerung dabei „[…] in erster Linie von der Höhe der Tiefenversickerung bzw. Grundwasserneubildung und dem Wassergehalt bei Feldkapazität abhängig.“ (RENGER 2002:2). Andere im Boden stattfindende chemische Prozesse, die für ein mögliches Nitratrückhaltevermögen verantwortlich sind, sind dagegen schwer zu quantifizieren und variieren örtlich abhängig vom Bodentyp sowie standörtlichen Bedingungen (BLUME et al. 2010:410 f.). Da die nutzbare Feldkapazität maßgeblich vom Ausgangsgestein beeinflusst wird (RENGER 2002:9), liegt die Vermutung nahe, dass das Substrat einen entscheidenderen Einflussfaktor als der Bodentyp darstellt.

Aus diesen Überlegungen ergeben sich folgende Hypothesen:

1. Die Landnutzung ist der signifikante Parameter für die Nitratgehalte im Grundwasser.
2. Die höchsten Nitratgehalte werden in landwirtschaftlich geprägten Gebieten gemessen.
3. Gegenüber der Einflussnahme des Substrats spielt der Einfluss des Bodentyps eine untergeordnete Rolle.
4. Größte Nitratgehalte bestehen in Grundwässern sandiger sowie kiesiger Substrate.
5. Feinkörnige Substrate weisen eine Schutzfunktion gegenüber dem Grundwasser auf.

Diese sollen anhand von statistischen Analysen mithilfe des vorliegenden Datenmaterials verifiziert oder falsifiziert werden. Die Datengrundlage ergibt sich dabei aus Messdaten der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des Niedersächsischen Landesbetriebes für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN).

2 Der Einfluss von Substrat und Bodentyp auf die Nitratverlagerung in Grundwässer

Stickstoff ist im Boden ein wesentlicher Bestandteil pflanzlicher Nährstoffe und damit essentiell für das Vegetationswachstum. Im Bereich des Kulturbaus kann dieser Nährstoff den Ertrag limitieren, woraus der Einsatz von Düngemitteln in der Landwirtschaft resultiert (BLUME et al. 2010:401). Zur Erhaltung der Bodenfruchtbarkeit werden Wirtschaftsdünger (tierische Ausscheidungen) und Mineraldünger, in denen der Stickstoff als Ammonium (NH^{4+}) oder als Nitrat (NO_3^-) vorliegt, auf die entsprechenden Flächen aufgebracht. Diese stellen die pflanzenverfügbaren Verbindungen des Stickstoffes dar (WISOTZKY 2011:261).

Das anfallende Nitrat (NO_3^-) ist sehr gut wasserlöslich und kann dadurch über das Sickerwasser ins Grundwasser eingetragen werden (KUNTZE et al. 1994:206). Aus diesem Grund spielt die Menge des anfallenden Sickerwassers, die maßgeblich von der anfallenden Niederschlagsmenge mit bestimmt wird, eine Rolle beim Eintrag von Nitrat ins Grundwasser (KUNTZE et al. 1994:206). Daneben können Denitrifikationsprozesse sowie andere mikrobielle Umwandlungsprozesse in der ungesättigten Bodenzone ablaufen, die einen Austrag der Stickstoffverbindungen verhindern. Im Wesentlichen bestimmen das Ausmaß der NH_4^+-Fixierung sowie Nitrifikations- und Denitrifikationsprozesse das Angebot an mobilem Stickstoff im Boden (s. BLUME et al. 2010). Abb. 1 vermittelt einen Überblick über wesentliche Reaktionsabläufe und Umwandlungsprozesse des Stickstoffes im Boden.

Der Einfluss des Substrats sowie des Bodentyps auf die im Grundwasser anfallende Menge an Nitrat ergibt sich aus der Bodenart sowie ihrer -schichtung, dem Stickstoffvorrat, dem Mineralisationsvermögen und dem Grundwasserflurabstand (RENGER 2002:21). In welchem Maße diese Parameter wirken, soll anhand von Bodentyp und Substrat abgeschätzt werden. Insbesondere die Grundwasserneubildung bestimmt dabei die Nitratverlagerung im Boden (KUNTZE et al. 1994:206; RENGER 2002:2). Dabei nehmen Sickerwasserraten im Allgemeinen mit zunehmender Korngröße zu (WOHLRAB et al. 1992:98). Während in schluffig/lehmigen Böden beispielsweise in Geschiebemergel- und Lössgebieten NO_3^- auch über einen längeren Zeitraum (bspw. über die Wintermonate) zurückgehalten werden kann, weisen sandige Böden hohe Grundwasserneubildungsraten auf, wodurch das NO_3^- relativ schnell ins Grundwasser gelangt (BLUME et al. 2010:410). Nähere Erläuterungen zu den dabei im Wesentlichen wirkenden Kräften sind in der einschlägigen Literatur zur Bodenphysik zu finden (z.B. BACHMANN et al. 2014; BLUME et al. 2010). Andere chemische Prozesse, wie Denitrifikationsvorgänge, bei denen überschüssiges Nitrat zu Stickstoffoxid und elementarem Stickstoff umgewandelt wird, sowie die Mineralisation von NH^{4+}, lassen sich dagegen schwer abschätzen. Eine Fixierung von Stickstoff erfolgt dabei überwiegend an Tonmineralen lehmiger wie toniger Böden (BLUME et al. 2010:403). Nach WIENHAUS et al. 2008 kann davon ausgegangen werden, dass Mineralisationsprozesse langfristig die Stickstoff-Bilanz nicht beeinflussen, da sich Fixierungs- und Mobilisationsprozesse über die Zeit ausgleichen (Ausnahme: Änderung der anthropogenen Landnutzung). Demgegenüber wirke sich das Denitrifikationspotenzial deutlicher auf die im Boden vorhandene Nitratmenge aus (WIENHAUS et al. 2008:7). Die

Abschätzung solcher Potenziale ist in der Bodenzone deutlich leichter, als im Grundwasserleiter selbst (NLWKN 2012:2). So steigt das Denitrifikationspotenzial mit zunehmendem Humus- und Schwefelgehalt sowie dem Einfluss temporärer Nässe (Grund- und Stauwassereinfluss) (WIENHAUS et al. 2008:15; s.a. SCHÄFER et al. 2007:25). Zudem sollte ein geeignetes Reduktionsmittel vorliegen, wie beispielsweise Eisen-Verbindungen (WISOTZKY 2011:262).

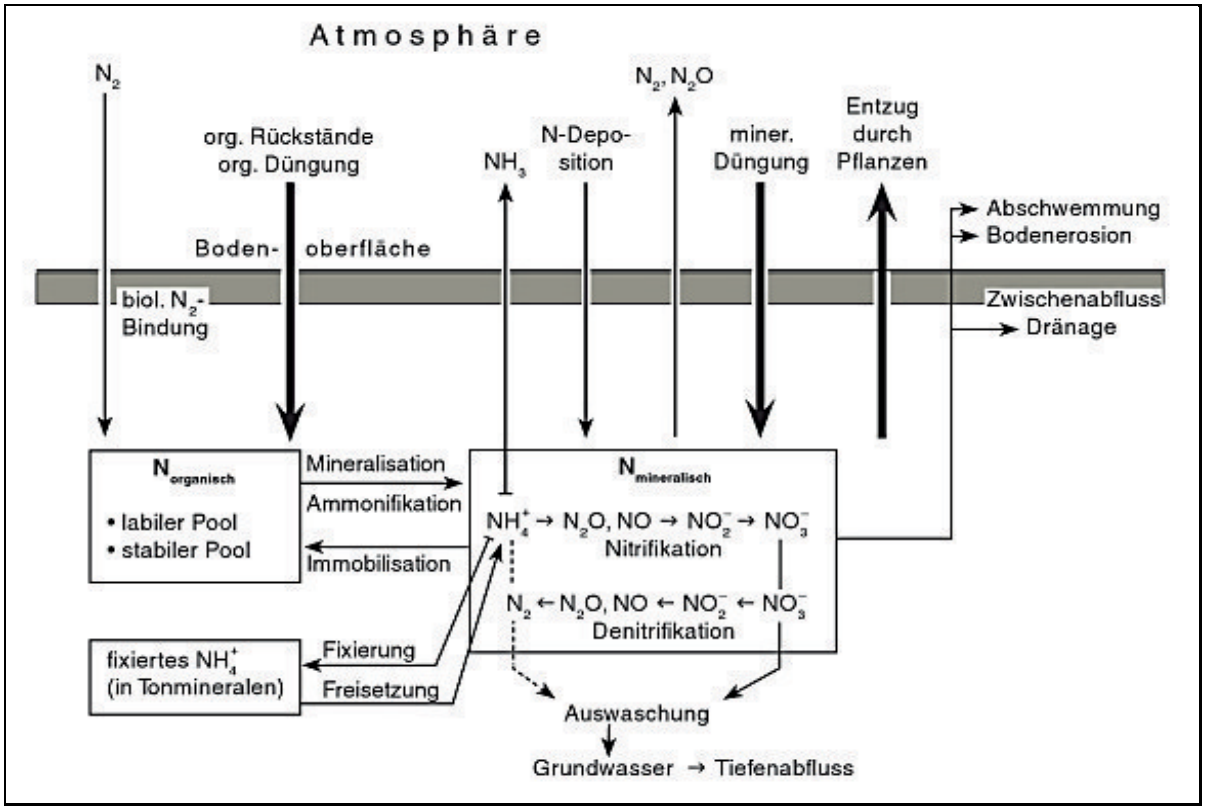


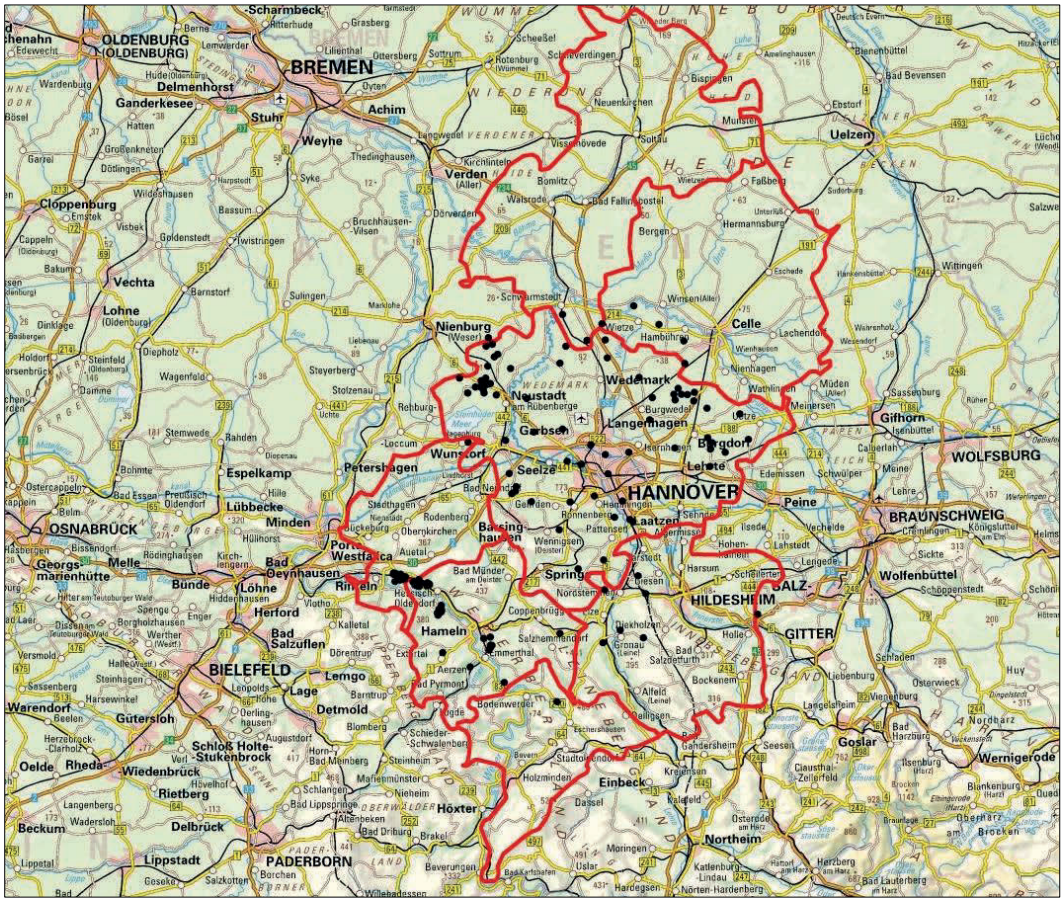
Abb. 1: Stickstoffkreislauf mit beteiligten Prozessen und Pools (BLUME et al. 2010:402).

Neben den genannten Faktoren spielt auch die Vegetationsdecke, die in Wechselwirkung zu den standörtlichen Bodenverhältnissen steht, eine Rolle für die Sickerwasserraten (WOHLRAB et al. 1992:91). Nach RENGER 2002 nimmt dabei die Tiefenversickerung bei konstanten Boden- und Klimaverhältnissen in Abhängigkeit von der Vegetation wie folgt ab: Ackerland, Grünland, Nadelwald (RENGER 2002:4). Zudem bestimmt die Art der Landnutzung die Menge des im Boden vorhandenen Stickstoffes maßgeblich. So kommt es insbesondere dann zur Mobilisierung, wenn die Menge des anfallenden NO_3^- den Bedarf der standörtlichen Vegetation übersteigt (BLUME et al. 2010:407).

Auch die Witterungsverhältnisse spielen im Hinblick auf die Menge des anfallenden Niederschlags eine Rolle für die Sickerwasserraten im Boden (RENGER 2002:3). Diese bleiben unberücksichtigt, da im Untersuchungsgebiet keine große Varianz zu verzeichnen ist.

3 Untersuchungsgebiet Hannover/Hildesheim

Der Untersuchungsraum ergibt sich aus dem Zuständigkeitsbereich der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des NLWKNs. Das Gebiet ist Teil der Altmoränenlandschaft des Norddeutschen Tieflandes sowie des norddeutschen Berglandes (LIEDTKE & MARCINEK 2002). Die Messstellen des Untersuchungsgebietes liegen zum großen Teil in der Region Hannover sowie den Landkreisen Schaumburg, Hameln-Pyrmont, Holzminden und Hildesheim und verteilen sich über eine Fläche von circa 5 670km^2. Zum Teil liegen im Norden wenige Messstellen im Landkreis Celle und im Heidekreis (s. Abb. 2).


BREMEN
OLDENBURG (OLDENBURG)
HANNOVER
BRAUNSCHWEIG
OSNABRÜCK
BIELEFELD
PADERBORN
HILDESHEIM
GITTER
WOLFSBURG
Nienburg
Celle
Verden
Uelzen
Minden
Hameln
Lemgo
Detmold
Höxter
Northeim
Goslar
Einbeck
Wernigerode
Wolfenbüttel
Peine
Gifhorn
Burgdorf
Seelze
Springe
Rinteln
Lübbecke
Espelkamp
Petershagen
Wunstorf
Neustadt am Rübenberge
Wedemark
Langenhagen
Garbsen
Laatzen
Lehrte
Barsinghausen
Bad Oeynhausen
Porta Westfalica
Bad Salzuflen
Lage
Lippstadt
Delbrück
Rietberg
Wiedenbrück
Gütersloh
Warendorf
Oelde
Beckum
Schloß Holte-Stukenbrock
Harsewinkel
Herford
Lübbecke
Melle
Georgsmarienhütte
Bünde
Lohne
Vechta
Cloppenburg
Delmenhorst
Ganderkesee
Achim
Stuhr
Weyhe
Syke
Diepholz
Nienburg (Weser)
Sulingen
Barnstorf
Twistringen
Bassum
Verden (Aller)
Rotenburg (Wümme)
Scheeßel
Sottrum
Visselhövede
Soltau
Munster
Bad Fallingbostel
Walsrode
Bomlitz
Faßberg
Bergen
Hermannsburg
Winsen (Aller)
Wietze
Hambühren
Lachendorf
Eschede
Wittingen
Salzwedel
Uelzen
Bad Bevensen
Ebstorf
Suderburg
Lüneburg
Soltau
Visselhövede
Rotenburg (Wümme)
Scheeßel
Sottrum
Achim
Verden (Aller)
Bremen
Oldenburg (Oldenburg)
Delmenhorst
Ganderkesee
Stuhr
Weyhe
Syke
Diepholz
Nienburg (Weser)
Sulingen
Barnstorf
Twistringen
Bassum
Vechta
Cloppenburg
Lohne (Oldenburg)
Damme
Dinklage
Steinfeld (Oldenburg)
Holdorf
Bakum
Visbek
Goldenstedt
Wildeshausen
Großenkneten
Ahlhorn
Hude (Oldenburg)
Wardenburg
Edewecht
Berne
Ritterhude
Grasberg
Lilienthal
Ottersberg
Sottrum
Scheeßel
Rotenburg (Wümme)
Schneverdingen
Neuenkirchen
Bispingen
Amelinghausen
Bad Bevensen
Ebstorf
Munster
Soltau
Visselhövede
Bomlitz
Walsrode
Bad Fallingbostel
Faßberg
Bergen
Hermannsburg
Winsen (Aller)
Wietze
Hambühren
Celle
Lachendorf
Eschede
Wittingen
Salzwedel
Uelzen
Suderburg
Unterlüß
Lüneburg
Wietzendorf
Munster

von äolisch transportiertem pleistozänen Sedimenten geprägt (insbesondere Löss, Sandlöss und Lösslehm) (HENNINGSEN 1981:62; LBEG 2004). Der größte Anteil der Messstellen liegt jedoch in Auebereichen der Weser, Leine, Innerste sowie der Aller, in denen ebenfalls Porengrundwasserleiter liegen. Diese zeichnen zum Teil eiszeitliche Schmelzwasserrinnen nach, in denen insbesondere Aquifere aus zum Teil schluffigen Sanden und Kiesen liegen. Diese werden teilweise überdeckt von Aue- sowie Hochflutlehmen und Löss/-lehmen oder Torfen, die jedoch nur selten eine Schutzfunktion für das Grundwasser erfüllen. Die Aquifermächtigkeiten variieren dabei örtlich zwischen 10 und 80 Metern (ELBRACHT et al. 2007). Auch in den eingelagerten Lösslandschaften bilden elster- und saalezeitliche Schmelzwasserablagerungen mit zum Teil mehreren Metern Mächtigkeit Porengrundwasserleiter (ELBRACHT et al. 2007:77 f.; 89 ff.).

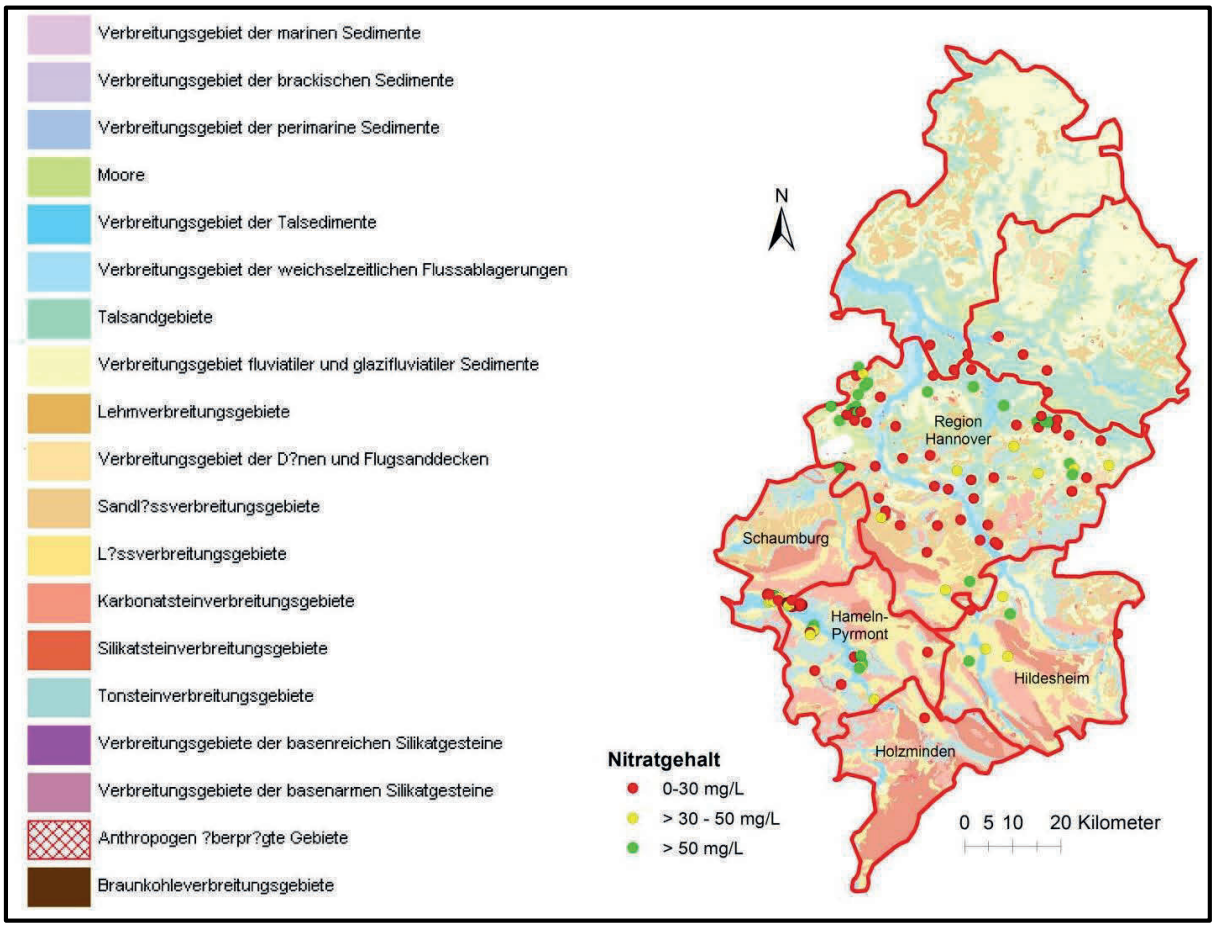


Abb. 3: Bodenlandschaft des Messnetzes mit Angaben zur Grundwassergüte in Bezug auf Nitrat (Daten: LBEG 2000b).

3.2 Böden

Die Bodenentwicklung wird maßgeblich durch das vorliegende Substrat geprägt. Der nördliche Teil des Untersuchungsgebiets liegt dabei innerhalb der niedersächsischen Geest mit Vorkommen von Plaggenesch (BLUME et al. 2010:169). Diese Altmoränenlandschaft ist geprägt von Podsolen über Talsanden sowie die sich unter dem Einfluss von Geschiebesanden und –lehmen entwickelnden Braunerden, Parabraunerden und die daraus durch verstärkte Lessivierung hervorgehenden Pseudogleye (LBEG 1999a; s.a. BLUME et al. 2010). In grundwasserbeeinflussten Gebieten der Geest sind zudem Moore in die Landschaft eingegliedert, wobei der Anteil im Untersuchungsgebiet relativ gering ausfällt (FIEDLER 2001:356; LBEG 1999a).

In den Auebereichen, in denen ein Großteil der Messstellen liegen, sind insbesondere verbraunte Aueböden, die als Vega bezeichnet werden, vorzufinden (LBEG 1999a; BLUME et al. 2010:333). Diese

liegen in Flusstälern von Weser, Leine, Innerste sowie der Aller. In Randbereichen entwickeln sich zudem Gleye, die unter Grundwassereinfluss stehen (LBEG 1999a; FIEDLER 2001:361). Die Lössverbreitungsgebiete im Bergvorland sind gekennzeichnet durch Parabraunerden, die zum Teil stark lessiviert sind und sich dadurch zum Teil zu Pseudogleyen entwickelt haben (LBEG 1999a; BLUME et al. 2010:369). In Schwemmlössverbreitungsgebieten dominieren ebenfalls Parabraunerden. Diese liegen insbesondere in Randbereichen der Flusstalungen (LBEG 1999a).

3.3 Landnutzung

Die Landnutzung ergibt sich aus dem Corine Land Cover 2006 (EEA 2014). Die meisten Messstellen liegen im Bereich ackerbaulicher Nutzung (ca. 71,3 %). Alle anderen Landnutzungsformen sind deutlich seltener vertreten. Grundwassermessstellen, die unter dem Einfluss von Grünlandnutzung stehen, machen ca. 11,7 % Prozent aller Messstellen aus.

Abb. 4 verdeutlicht, dass die höchsten Stickstoffmengen aus tierischen Ausscheidungen unter anderem im Nordwesten Niedersachsens anfallen. Den Agrarstrukturkennzahlen des Statistischen Bundesamtes ist weiterhin zu entnehmen, dass in den Landkreisen des Untersuchungsgebiets als Hauptbetriebsform der Ackerbau ausgeübt wird (DESTATIS 2011:50 ff.).

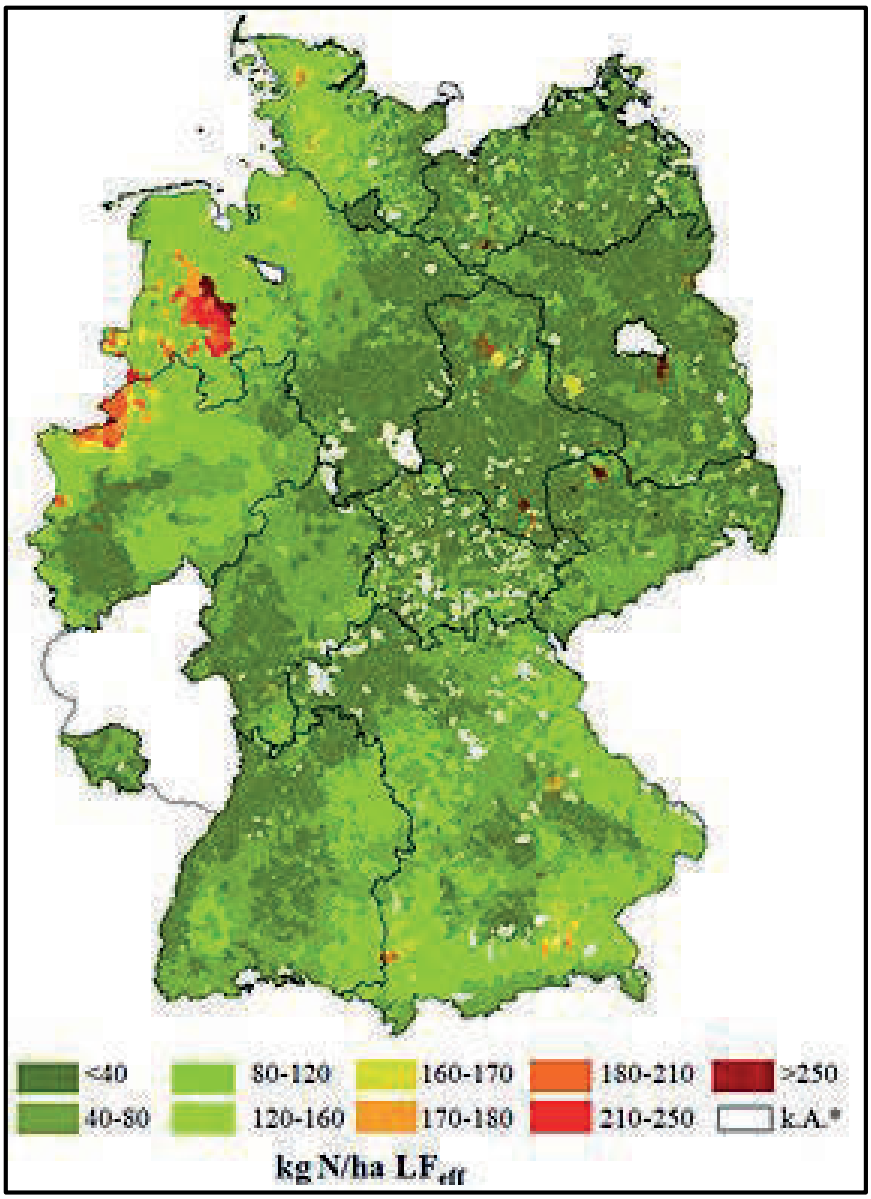


Abb. 4: Regionaler Anfall an anzurechnendem Stickstoff aus Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft in Kilogramm N/ha LF$_{eff}$ im Jahr 2010 auf Gemeindeebene (WÜSTHOLZ et al. 2010:9).

4 Daten und Methoden

Das Datenmaterial wurde von der Betriebsstelle Hannover/Hildesheim des NLWKN zur Verfügung gestellt. Um die Datenmenge einzugrenzen und eine einheitliche Datengrundlage zu schaffen, wurden wesentliche Kriterien zur Auswahl der Messstellen festgelegt, die im Folgenden erläutert werden sollen.

Die Datenbasis für die Untersuchung ergibt sich aus Grundwassermessstellen, deren Filteroberkante nicht tiefer als 20 Meter liegt. Diese Tiefenangabe wurde willkürlich festgesetzt. Dabei wurde Wert darauf gelegt, dass es sich um Messstellen in oberen Grundwasserstockwerken handelt, in denen die höchsten Nitratgehalte vermutet werden und der Einfluss der drei zu untersuchenden Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat am besten zu erfassen ist (s. PAMPERIN 2002:11). Dabei ergab sich aus der hydrogeologischen Betrachtung, dass obere Grundwasserstockwerke in Niedersachsen überwiegend in Tiefen bis zu 20 Metern beginnen. Um eine vergleichbare Datengrundlage zu schaffen, gingen ausschließlich Grundwassermessstellen ein. Andere Messstellenarten blieben unberücksichtigt, um einen möglichen Einfluss durch die unterschiedliche Bauweise der Messstellen zu vermeiden (s. WISOTZKY 2011:25 ff.).

Die Datensätze zu den Nitratgehalten der Grundwassermessstellen stammen aus den Beprobungen im Jahr 2014. Der genaue Zeitpunkt der Probenahme, der sich zwischen den Messstellen teilweise deutlich unterscheidet, konnte nicht berücksichtigt werden. Dennoch ist zu beachten, dass die Nitratgehalte im Boden deutlichen jahreszeitlichen Schwankungen unterliegen (RENGER 2002:22). Da für jede der Messstellen im Jahr 2014 mindestens zwei Messwerte vorliegen, ist davon auszugehen, dass die Nitratgehalte im Grundwasser über die gemittelten Werte gut abgebildet werden.

Weiterhin gehen ausschließlich Messstellen in die Auswertung ein, die in Gebieten mit Porengrundwasserleitern liegen. Im Gegensatz zu diesen sind Fließzeiten von Wasser in Kluftgrundwasserleitern nur schwer nachvollziehbar, da hier die Ermittlung des Kluftvolumens erschwert ist (HÖLTING & COLDEWEY 2009:18).

Einzelne Messwerte für Nitrat fallen unter die Bestimmungsgrenze, wodurch sie statistisch zunächst nicht auswertbar sind. Das Verwerfen solcher Informationen ist allerdings nicht ratsam, da wichtige Informationen verloren gehen können. Unterschiedliche Bestimmungsgrenzen innerhalb des Datensatzes resultieren aus der Messung der Nitratgehalte durch unterschiedliche Analysemethoden in verschiedenen Laboren durch den NLWKN. MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2002 empfehlen unterschiedliche Herangehensweisen bei der Aufbereitung solcher Messwerte. Hier erfolgte die Multiplikation der Nitratgehalte mit dem Faktor 0,5.

Zusätzliche Informationen zu den einzelnen Einflussfaktoren werden im Wesentlichen dem veröffentlichten Kartenmaterial des Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) entnommen, die über den Kartenserver NIBIS abgerufen werden können (http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#). Die Informationen zur Landnutzung entstammen dem Kartenmaterial des Corine Land Covers 2006 (EEA 2014). Um den Einfluss der Landnutzung auf einzelne Messstellen so gut wie möglich abzubilden, wird das Gebiet im 100-Meter-Umkreis der einzelnen Messstellen betrachtet. Bei Überschneidungen unterschiedlicher Informationen zur Landnutzung in einem Gebiet wurden die Daten dem Luftbildmaterial des NIBIS Kartenservers unter Berücksichtigung der Grundwasserfließrichtung entnommen. Dadurch sollte sichergestellt werden, dass die im Gebiet auf das Grundwasser tatsächlich wirkende Einflussgröße bestimmt wird. Die Fließrichtung wird dabei über die Grundwassergleichen aus der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200 000 bestmöglich abgelesen (LBEG 1982).

Informationen zum Substrat sowie den Bodentypen im näheren Umfeld der einzelnen Messstellen werden ebenfalls dem Kartenwerk des LBEGs entnommen. Dabei dient die Geologischen Übersichtskarten im Maßstab 1:25 000 (LBEG 1999b) sowie 1:50 000 (LBEG 1999a) der näheren Untersuchung des Substrats. Informationen zu den einzelnen Bodentypen ergeben sich aus der Bodenkundlichen Übersichtskarte 1:50 000 (LBEG 2000a). Hier erfolgt die Erfassung der Daten über ArcGIS 10.1, wobei

das Gebiet im Umkreis von 100 Metern der Messstelle genauer betrachtet wird, um den Einfluss der beiden Größen bestmöglich wiedergeben zu können.

Alle Messstellen, denen Informationen nicht eindeutig zuzuordnen sind, gingen nicht mit in die statistische Auswertung ein, so dass schließlich Datenmaterial zu 169 Messstellen der statistischen Auswertung zugrunde liegen.

Um den Einfluss der Größen Substrat, Bodentyp und Landnutzung im Einzelnen sowie zusammenhängend beurteilen zu können, werden statistisch deskriptive und Test-Methoden angewendet. Die Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) empfiehlt bei Hintergrundgehalten im Allgemeinen die Berechnung der 50. Perzentile (Median) (LABO 2003:21), die im Folgenden in Form von Box Plots dargestellt werden. Um die daraus hervorgehenden Unterschiede zwischen Gruppen statistisch abzusichern, eignet sich als nichtparametrische Varianzanalyse der sogenannte KRUSKAL-WALLIS-Test (s. ECKSTEIN 2012:127). Eine genaue Beschreibung des Testverfahrens findet sich in der einschlägigen Literatur zur Statistik (z.B. BÜHL 2012; ECKSTEIN 2012). Die Signifikanz, bei der die Nullhypothese verworfen wird, wird mit $p<0,05$ festgelegt. Dabei gelten die gängigen Abstufungen, wie in Tab. 1 angegeben.

Tab. 1: Einstufung der Irrtumswahrscheinlichkeiten

Irrtumswahrscheinlichkeit	Bedeutung	Symbolisierung
$p>0,05$	nicht signifikant	ns
$p\leq0,05$	signifikant	*
$p\leq0,01$	sehr signifikant	**
$p\leq0,001$	höchst signifikant	***

Mittels einer Clusteranalyse soll festgestellt werden, ob zwischen den jeweiligen Einflussgrößen selbst Zusammenhänge bestehen. Dadurch können die Zusammenhänge zwischen den einzelnen Parametern aufgedeckt und mögliche Zusammenhänge zwischen den einzelnen Einflussgrößen sowie deren Zusammenwirken näher untersucht und beurteilt werden (ECKSTEIN 2012:328).

Der Stichprobenumfang zur Auswertung eines wie hier vorliegenden Datenmaterials wird von der LABO auf n=20 festgelegt (LABO 2003a:21). Diese Mindestzahl an Messstellen liegt im Untersuchungsgebiet jedoch nur für wenige Merkmale vor. Nach LABO 2003b gibt das Land Rheinland-Pfalz einen Mindeststichprobenumfang von n=10 an (LABO 2003b:36), nach der sich auch im Folgenden gerichtet werden soll.

5 Ergebnisse

Im Untersuchungsgebiet weisen Grundwässer unter sandigem Substrat die höchsten medianen Nitratgehalte auf. Insbesondere bei Grundwassermessstellen unter Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden sowie glazifluviatilen Sanden ist die Grundwasserqualität im Hinblick auf die medianen Nitratgehalte vergleichsweise gering. Hier liegen die Mediane bei 51,2 mg/L und 53,0 mg/L, und damit knapp über dem Grenzwert. Dabei weist die Grundwassermessstelle Burgdorfer Holz (GWM 118) mit 150,5 mg/L den höchsten Nitratgehalt im gesamten Gebiet auf. Ausschließlich in Talsanden, die sich aus fluviatilen Fein- bis Grobsanden aufbauen (LBEG 2000a), ergibt sich ein geringer medianer Nitratgehalt von 6,0 mg/L. Wie Abb. 5 zeigt, sinken die medianen Nitratgehalte je feinkörniger das Substrat ist. Insbesondere Messstellen in lehmigen Substraten zeigen minimale Messergebnisse. So liegen die medianen Gehalte unter dem Einfluss von Löss- und Auelehm bei 29,1 mg/L und 20,5 mg/L und damit unter dem Grenzwert.

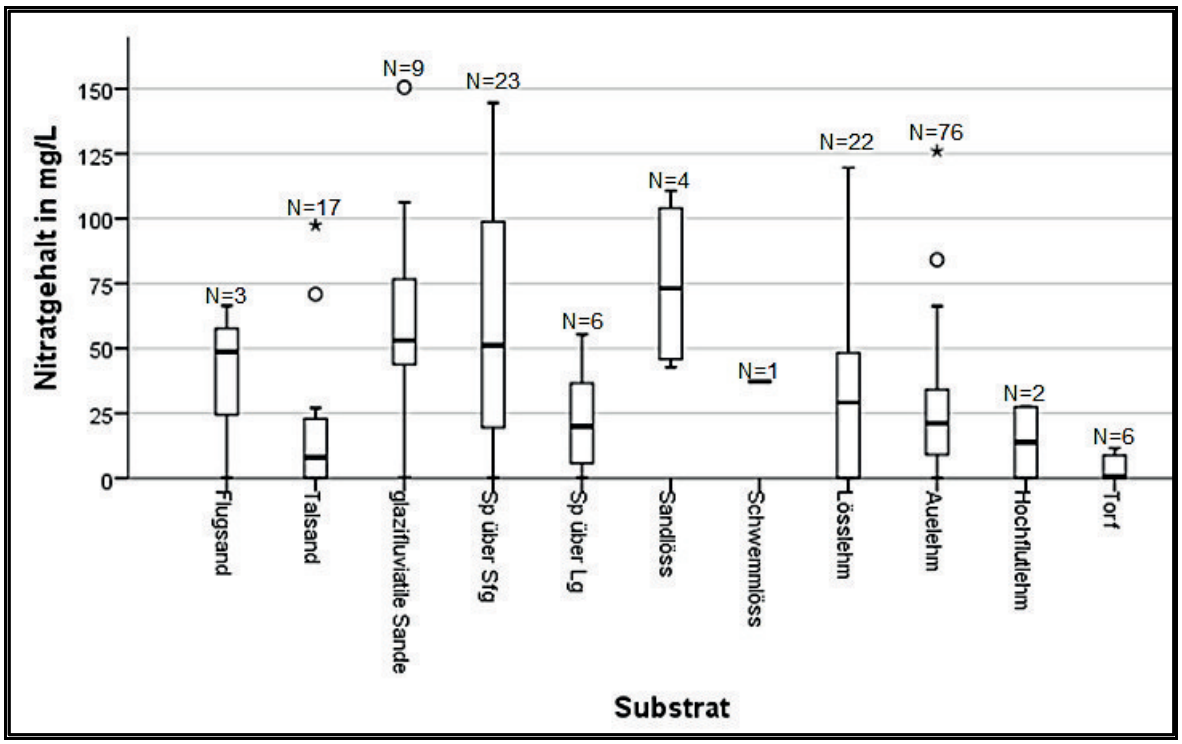


Abb. 5: Grundwasserqualität in Abhängigkeit vom Substrat.

Deutlich ist der Unterschied zwischen den Geschiebedecksanden zu erkennen. Im Gegensatz zu denen, die von glazifluviatilen Sanden unterlagert sind, weisen Grundwässer in von Geschiebelehm unterlagerten sandigen Geschieben deutlich geringer Nitratgehalte auf. Dabei streuen die Messwerte hier auch in einem kleineren Bereich mit insgesamt geringen Nitratgehalten. Substrate, die durch anhaltende Nässe gekennzeichnet sind, wie Torfe in diesem Untersuchungsgebiet (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005:157), stehen für gute Grundwasserqualitäten in Bezug auf den Gehalt an Nitrat. Hier ergeben sich mediane Nitratgehalte von unter 1 mg/L.

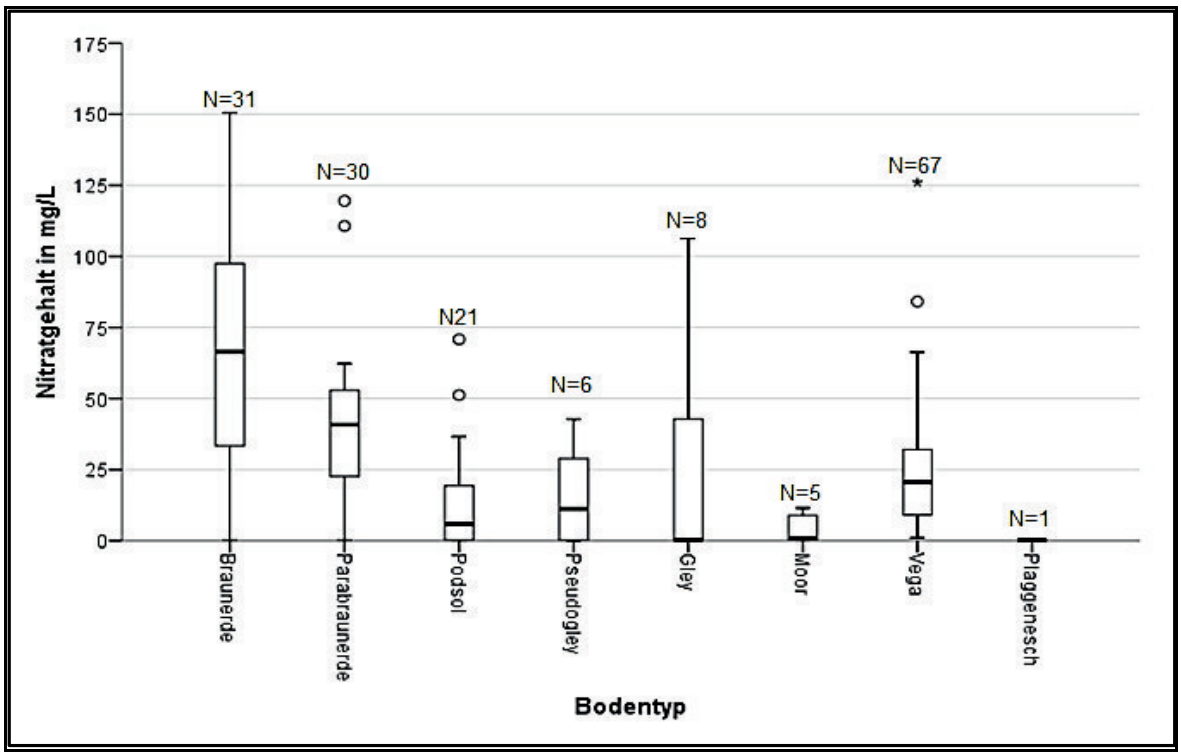


Abb. 6: Grundwasserqualität in Abhängigkeit vom Bodentyp.

Aus der Betrachtung der Nitratmesswerte in Abhängigkeit vom Einflussfaktor Bodentyp (Abb. 6.) ergibt sich der höchste mittlere Messwert mit 66,4 mg/L für Braunerden. Die Werte streuen dabei um den Median zwischen einem Minimum von 0,2 mg/L und einem Maximum von 150,5 mg/L. Auch die durch Lessivierung gekennzeichnete Parabraunerde weist hohe, aber deutlich geringere mediane Nitratgehalte als die Braunerde auf (BLUME et al. 2010:323). Dieser liegt bei 40,9 mg/L und damit relativ knapp unter dem Grenzwert. Auch für diese Einflussgröße zeigen Böden unter Einfluss von Staunässe (Pseudogleye, Gleye und Moore) eine gute Qualität in Bezug auf das im Grundwasser enthaltene Nitrat (BLUME et al. 2010). So liegt im Durchschnitt der Nitratgehalt in Messstellen unter Pseudolgey bei 11,2 mg/L, bei Gleyen und Mooren sogar bei unter 1 mg/L. Ausschließlich unter Gley-Böden streuen dabei die Nitratgehalte deutlich in Richtung höherer Werte und erreichen ein Maximum von 106,2 mg/L. Der größte Anteil der Messstellen (75%) liegt aber auch hier unter dem Grenzwert von 50 mg/L. Unter Vega-Böden, unter denen die größte Anzahl an Messstellen liegt, ergeben sich mit 20,5 mg/L Nitrat ebenfalls durchschnittlich geringe Grundwassergehalte, wobei die maximalen Werte deutlich über 50 mg/L liegen.

Aus dem Einflussfaktor Landnutzung ergeben sich für intensiv anthropogen beeinflusste Flächen, wie dem Ackerland sowie den Siedlungsflächen im Durchschnitt die höchsten Nitratwerte mit Medianen von 30,6 mg/L und 20,4 mg/L (Abb. 7). Diese liegen aber noch unter dem Nitratgrenzwert von 50mg/L. Die Streuung der Nitratwerte im Grundwasser unter Ackerland um den Median ist relativ groß. In einigen der Messstellen werden sehr hohe Nitratgehalte gemessen, die in Abb. 7 als Ausreißer dargestellt sind und Werte von bis zu 150 mg/L erreichen. Bei 75 Prozent der Messstellen sind statistisch jedoch Nitratgehalte unter 50 mg/L zu erwarten. Grundwässer unter Grünlandnutzung sowie der forstlichen Nutzung weisen demgegenüber niedrigere Nitratgehalte auf. Wie Abb. 7 zeigt, liegen hier die Mediane der Nitratgehalte zwischen 0,2 mg/L und 4,9 mg/L. Dabei streuen die Nitratgehalte in Messstellen auf Waldflächen in einem deutlich größeren Wertebereich, als auf Grünlandflächen. Insbesondere unter Laubwald ergeben sich maximale Nitratgehalte von über 100 mg/L im Grundwasser. Demgegenüber liegt das Maximum unter Nadelwäldern bei unter 50 mg/L. Zwei Messstellen erreichen aber auch hier sehr hohe Gehalte von bis zu 150,5 mg/L, die im Diagramm als Ausreißer dargestellt sind. Ausschließlich für den Parameter Laubwald liegt der Stichprobenumfang unter der geforderten Mindestanzahl von N=10 (s. Kapitel 4).

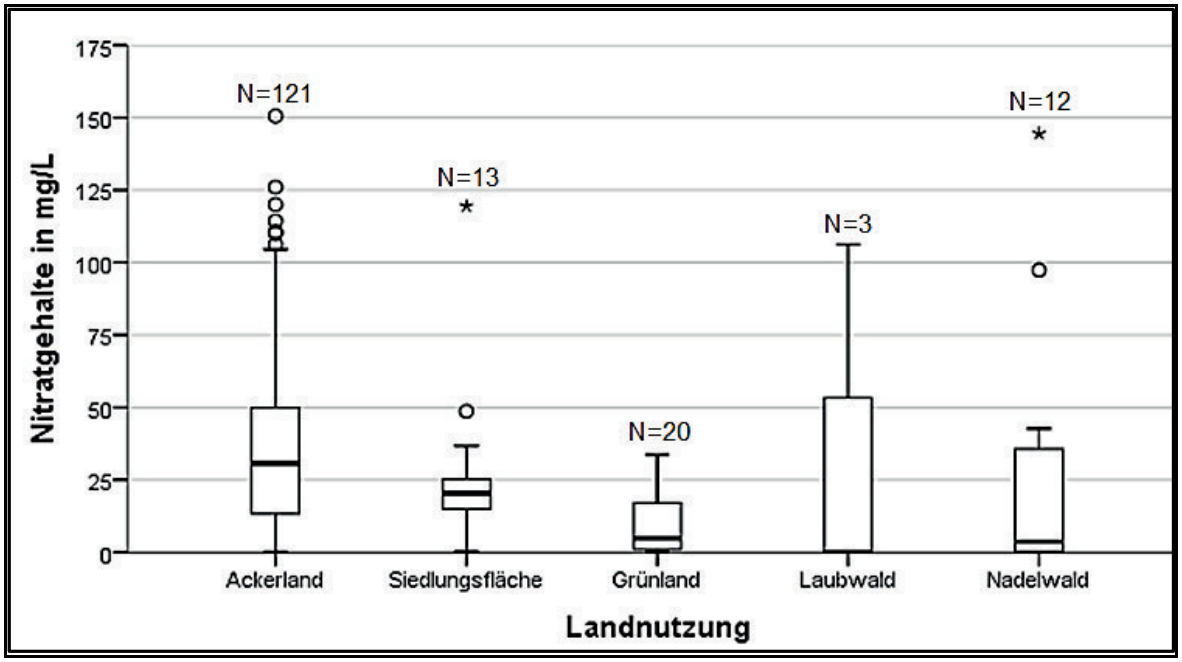


Abb. 7: Grundwasserqualität in Abhängigkeit von der Landnutzung.

6 Diskussion

6.1 Mediane

Die statistisch deskriptive Analyse des Datenmaterials lässt Vermutungen zum Einfluss der drei Steuergrößen Substrat, Bodentyp und Landnutzung zu. So zeigt sich, dass unter sandigen Substraten hohe Nitratgehalte erreicht werden, wobei die Grundwassergüte mit zunehmender Feinkörnigkeit des Substrats steigt (vgl. PAMPERIN 2002:3; RENGER 2002). Die Schutzfunktion durch tonige Substrate wird insbesondere beim Vergleich der Messergebnisse von Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden sowie über Geschiebelehm deutlich. Hier liegen Unterschiede der medianen Messergebnisse vor, die zunächst auf verschiedene Substrate zurückgeführt werden können (Abb. 8).

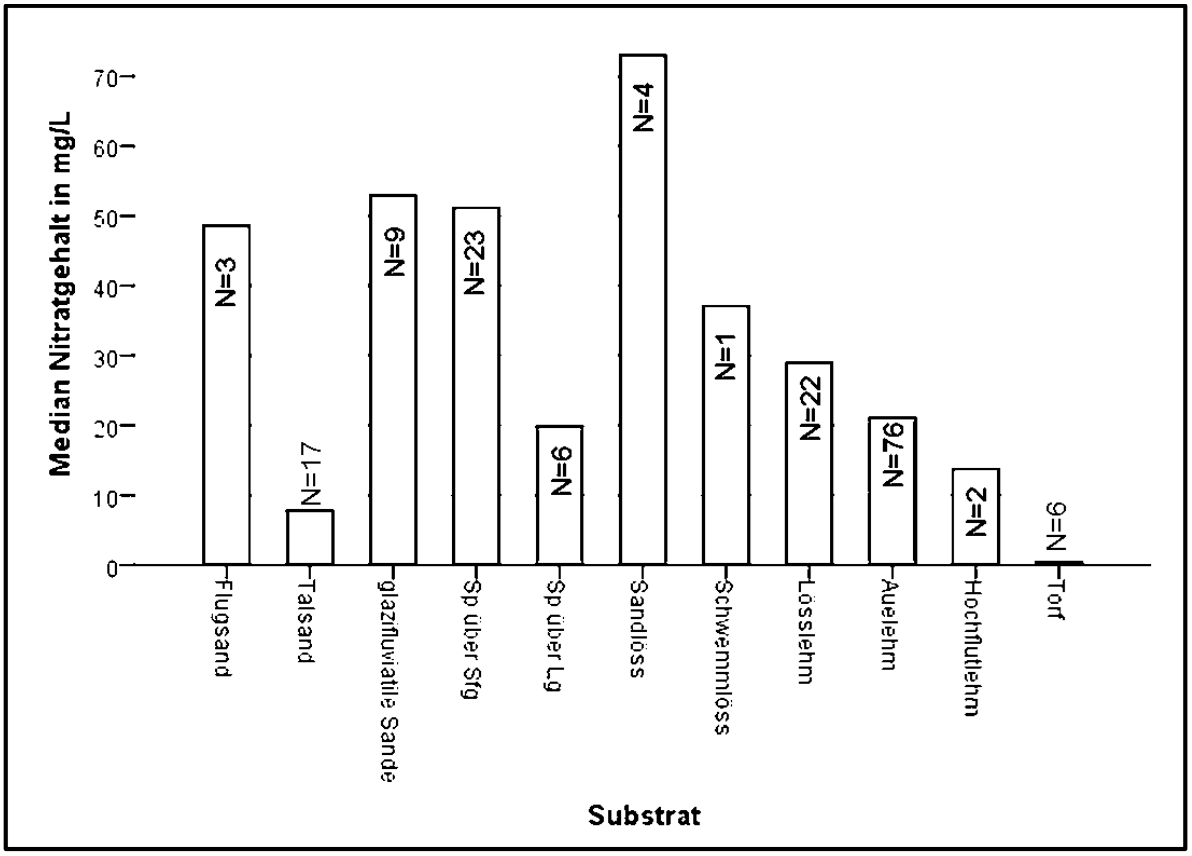


Abb. 8: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit vom Substrat.

Eine geringe Messdichte innerhalb des Untersuchungsgebiets kann insgesamt zu systematischen Fehlern in der statistischen Aufbereitung der Daten führen (MERKEL & PLANER-FRIEDRICH 2003:4). Das bedeutet, dass auch vorhandene Übereinstimmungen nicht zwangsläufig als repräsentativ angenommen werden können. Dies gilt in Abb. 8 vor allem für die Substrate Flugsand, glazifluviatile Sande, Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Sandlöss, Schwemmlöss, Hochflutlehm sowie Torf. Dagegen liegt eine repräsentative Anzahl an Messstellen (N≥10) beispielsweise unter Talsanden vor, deren durchschnittlichen Nitratgehalte unter 10 mg/L liegen.

Auch der Einfluss des Bodentyps auf die Nitratgehalte im Grundwasser ist nach ersten Erkenntnissen von Bedeutung und lässt Gesetzmäßigkeiten erkennen (s. Abb. 9). Insbesondere die durch Wasser beeinflussten Böden mit redoximorphen Eigenschaften (BLUME et al. 2010: 328), wie Gleye und Pseudogleye geben Hinweise auf geringe Nitratgehalte im Grundwasser. Dies lässt sich darauf zurückführen, dass die pedogenen Eigenschaften Denitrifikationsprozesse begünstigen, durch die das im Boden enthaltene Nitrat zu Stickstoffoxiden sowie elementarem Stickstoff reduziert wird (WIENHAUS et al. 2008:15 f.; BLUME et al. 2010:406 f.).

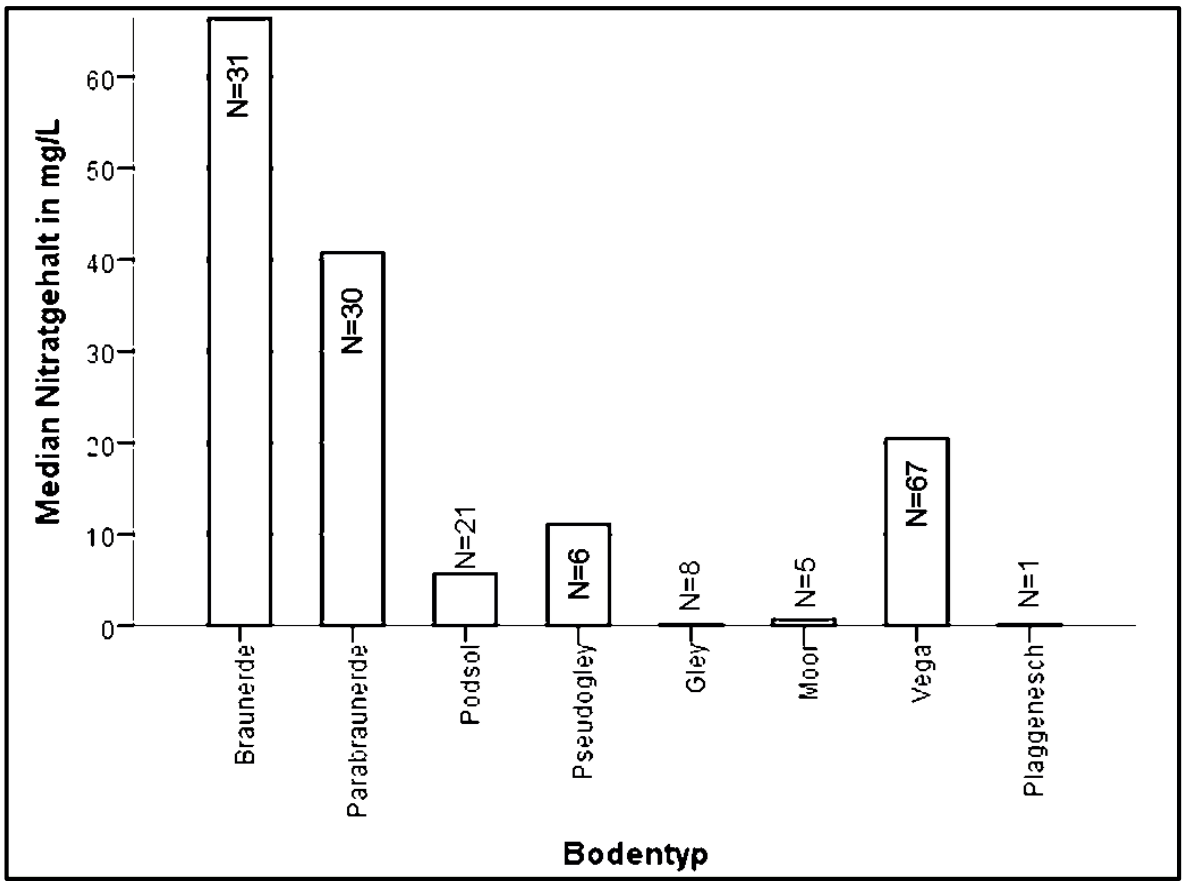


Abb. 9: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit vom Bodentyp.

In Pseudogleyen, in denen die ermittelten medianen Nitratgehalte im Untersuchungsgebiet besonders hoch liegen, kann mit einem nachlassenden Denitrifikationspotenzial mit der Zeit gerechnet werden (SCHÄFER et al. 2007:27). Dadurch lassen sich die erhöhten Gehalte erklären.

Für Braunerden und Parabraunerden ergaben sich aus den Box Plots im voran gegangenen Kapitel die höchsten Nitratgehalte (s. Abb. 6). Braunerden gehen meist aus sandigen Substraten hervor, was die hohen Nitratgehalte im Grundwasser durch das Substrat erklären würde (BLUME et al. 2010:322).

Laut der gelieferten Daten weisen Messstellen auf Podsol-Flächen vergleichsweise geringe Nitratgehalte im Grundwasser auf. In Podsolen liegen hohe Gehalte an Quarzen und weite C/N-Verhältnisse sowie pH-Werte im sauren Bereich vor (vollständige Bodenbildung) (BLUME et al. 2010:326). Durch diese pedogenen Eigenschaften ergeben sich in der Regel schlechte Nitratrückhaltevermögen, was den im Rahmen dieser Untersuchung gewonnenen Ergebnissen widerspricht. Dies deutet darauf hin, dass die Faktoren Landnutzung und Substrat einen deutlich größeren Einfluss auf das Grundwasser solcher Gebiete nehmen. Aufgrund dessen, dass Podsole meist aus sandigen, wie kiesigen quarzreichen Substraten hervorgehen, die hohe Sickerwasserraten aufweisen (AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN 2005:221; vgl. RENGER 2002), liegt zudem die Vermutung nahe, dass die Landnutzung hier den signifikanten Parameter darstellt. Denitrifikationsprozesse sind ebenfalls auszuschließen, da selten anoxische Bedingungen in diesen Bodentypen vorherrschen (SCHÄFER et al. 2007:26). Um einen eindeutigen Zusammenhang zu den anderen Einflussgrößen herstellen zu können, ist es nötig die Substrate sowie die Landnutzung in den Gebieten näher zu betrachten.

Vegen, die sich durch lehmige Böden auszeichnen (BLUME et al. 2010:334), weisen einen geringen Medianwert bzgl. der Nitratgehalte auf (s. Abb. 9). Dies deutet auf Denitrifikationsprozesse hin, die in solchen Böden unter Grundwassereinfluss deutlich ausgeprägt sind (SCHÄFER et al. 2007:26). Die Gehalte könnten zudem maßgeblich durch die Landnutzung beeinflusst sein.

Im Hinblick auf die Landnutzung zeigt sich, dass Grundwassermessstellen unter dem Einfluss von Ackerland die höchsten Nitratgehalte aufweisen (Abb. 10). Grundsätzlich ist zu beachten, dass über

Düngemitteleinsatz nicht unerhebliche Stickstoffverbindungen eingetragen werden können. RENGER (2002) beschreibt, wie die Sickerwasserraten innerhalb des Bodens bei gleichen Klima- und Bodenverhältnissen in Bezug auf die Landnutzung in folgender Reihenfolge abnehmen: Ackerland, Grünland, Nadelwald (RENGER 2002:4). Diese Abstufung lässt sich auch unabhängig von anderen Einflussgrößen im Untersuchungsgebiet ablesen.

Ein Grund für die sehr hohen Nitratgehalte in Grundwässern unter Siedlungsflächen findet sich nicht. Hier liegt die Vermutung nahe, dass äußere Faktoren im Einflussgebiet für die erhöhten Werte verantwortlich sind. So liegen viele der Messstellen in Grenzbereichen zu Ackerland.

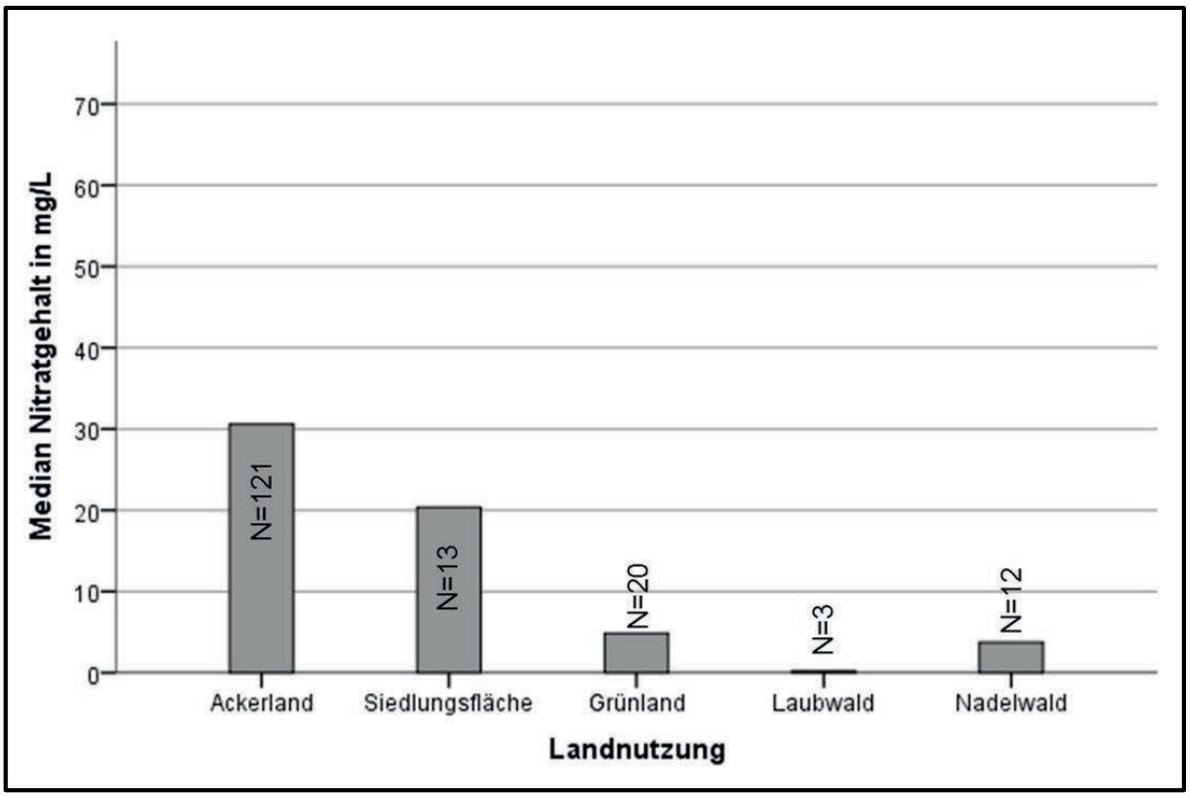


Abb. 10: Vergleich der medianen Nitratgehalte in Abhängigkeit von der Landnutzung.

6.2 Kruskal-Wallis-Test

Die gewonnenen Erkenntnisse werden mithilfe des KRUSKAL-WALLIS-Tests statistisch überprüft. Die Nullhypothese besagt dabei, dass die Verteilung der Nitratgehalte von der jeweiligen Einflussgröße unabhängig ist (s. ECKSTEIN 2012:135).

Für das Untersuchungsgebiet sind die Ergebnisse statistisch höchst signifikant (Tab. 2, Tab. 3, Tab. 4). Für jede der drei Einflussgrößen wird die Nullhypothese widerlegt. Bei Betrachtung der Signifikanzwahrscheinlichkeiten zeigen sich geringe Unterschiede dahin gehend, dass der Einfluss des Bodentyps leicht höher einzuschätzen ist, als der der Landnutzung und diese wiederum leicht höher als der des Substrats. Die Unterschiede liegen allerdings in der zweiten Kommastelle des Prozentbereichs. Darüber hinaus muss beachtet werden, dass beim KRUSKAL-WALLIS-Test jeweils nur ein Parameter getestet wird, was bedeutet, dass der Einfluss der anderen nicht berücksichtigt wird.

Die Abfolge der mittleren Ränge zeigt, dass unter dem Einfluss von Sandlöss durchschnittlich die höchsten Nitratgehalte zu erwarten sind (Tab. 2). Ähnlich hohe Ränge erreichen glazifluviatile Sande, Geschiebedecksande über glazifluviatilen Sanden sowie Schwemmlöss, dessen Hauptgemengeanteil aus Schluff besteht. Wie bereits aus den Box Plots abzulesen ist, ergibt sich auch aus dem KRUSKAL-WALLIS-Test, dass die durchschnittlichen Nitratgehalte in Grundwässern unter Geschiebedecksand über Geschiebelehm, Lösslehm und Auelehm sehr ähnlich verteilt sind. Dabei liegt die Vermutung

nahe, dass sich in diesem Ergebnis die Ähnlichkeit im Aufbau der Substrate wiederspiegelt. Geschiebelehm wird aus Moränenmaterial mit Ton und Schluff als Hauptgemengeanteil aufgebaut, die mit grobkörnigeren Bestandteilen vergesellschaftet sind (BLUME et al. 2010:35; LBEG 2000a). Der Aufbau der Substrate Lösslehm und Auelehm unterscheidet sich davon nur geringfügig durch höhere Gemengeanteile an Schluff sowie in Auelehmen auch an Sanden sowie dem Fehlen der grobkörnigen Bestandteile (LBEG 2000a). Insgesamt stützen die Ergebnisse die These, dass mit abnehmender Korngröße innerhalb des Substrats auch der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser reduziert wird und diese damit eine Schutzfunktion erfüllen. Die geringsten mittleren Rangzahlen der Substrate weisen die Torfe auf. Hier könnten auch der hohe Anteil an organischer Substanz sowie Denitrifikationsprozesse für die Schutzfunktion gegenüber Nitrat bedeutsam sein, die insbesondere bei wasserbeeinflussten Böden stattfinden (BLUME et al. 2010:406).

Tab. 2: Kruskal-Wallis-Test - Substrat.

Ranks

	Substrat	N	Mean Rank
Nitrat	Flugsand	3	97,83
	Talsand	17	55,82
	glazifluviatile Sande	9	123,94
	Sp über Sfg	23	111,98
	Sp über Lg	6	78,00
	Sandlöss	4	144,38
	Schwemmlöss	1	116,00
	Lösslehm	22	81,64
	Auelehm	76	81,47
	Hochflutlehm	2	55,25
	Torf	6	28,67
	Total	169	

Test Statistics[a,b]

	Nitrat
Chi-Square	34,633
df	10
Asymp. Sig.	,0002

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Substrat

Tab. 3: Kruskal-Wallis-Test - Bodentyp.

Ranks

	Bodentyp	N	Mean Rank
Nitrat	Braunerde	31	126,84
	Parabraunerde	30	103,40
	Podsol	21	52,93
	Pseudogley	6	55,83
	Gley	8	57,81
	Moor	5	31,70
	Vega	67	78,36
	Plaggenesch	1	13,50
	Total	169	

Test Statistics[a,b]

	Nitrat
Chi-Square	49,953
df	7
Asymp. Sig.	,000

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Bodentyp

Tab. 4: Kruskal-Wallis-Test - Landnutzung.

Ranks

	Landnutzung	N	Mean Rank
Nitrat	Ackerland	121	94,05
	Siedlungsfläche	13	81,88
	Grünland	20	48,65
	Laubwald	3	62,50
	Nadelwald	12	63,38
	Total	169	

Test Statistics[a,b]

	Nitrat
Chi-Square	18,247
df	4
Asymp. Sig.	,001

a. Kruskal Wallis Test
b. Grouping Variable: Landnutzung

Der Einfluss des Bodentyps ist etwas höher einzuordnen als der Einfluss des Substrats (s. o.). Dabei liegen unter Braunerden und Parabraunerden die höchsten Nitratgehalte vor (s. Tab. 3). Insgesamt stimmen die Ergebnissen des Tests weitgehend mit den ersten Ergebnissen aus der deskriptiven Statistik überein. Moorböden weisen neben Plaggeneschböden den geringsten mittleren Rang auf. Hier kann also mit einem geringen Eintrag von Nitrat in das Grundwasser gerechnet werden. Dies kann wie bereits erwähnt auf die anoxischen Bedingungen in diesen Böden zurückgeführt werden (s.o.). Zudem begünstigt der hohe Anteil organischer Substanz sowie erhöhte Schwefelgehalte diese Prozesse (WIENHAUS et al. 2008:7; KUNTZE et al. 1994:65). Die Ergebnisse der Landnutzung sind zwar statistisch geringfügig weniger signifikant als die der beiden anderen Einflussgrößen, allerdings sind hohe Nitratgehalte im Grundwasser statistisch immer noch von der Landnutzung vor Ort abhängig (Tab. 4). Dabei weist der Ackerbau auch hier den größten mittleren Rang auf, und ist damit statistisch für die höchsten Nitratgehalte vor Ort verantwortlich. Die geringsten Nitratgehalte sind statistisch unter Grünland zu erwarten. Nach RENGER 2002 weisen Böden unter Nadelwald ein höheres Bodenwasserrückhaltevermögen auf, als Böden unter Wiesen- und Weidenutzung (RENGER 2002:4). Lokal muss der Stickstoffeintrag aus Düngemitteln berücksichtigt werde, wobei dieser stark variieren kann.

Aus den bisher gewonnenen Erkenntnissen wird ersichtlich, dass die Betrachtung dominanter Merkmalskombinationen für die sinnvolle Interpretation der Daten unerlässlich ist. Nur so kann geklärt werden, welche Zusammenhänge zwischen den Einflussgrößen bestehen und für welche Größe die Signifikanz für den Nitrateintrag ins Grundwasser tatsächlich am höchsten ist. Dies erfolgt mittels einer Clusteranalyse.

6.3 Clusteranalyse

Die Clusteranalyse soll die Zusammenhänge zwischen einzelnen Merkmalskombinationen aufdecken. Die vorliegenden kategorialen Merkmale der drei zu untersuchenden Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat müssen vor der eigentlichen Clusteranalyse in binäre Merkmale umgewandelt werden (s. hierzu BROSIUS 2013:714 ff.). Dies erfolgt schließlich für jede Variable. Aufgrund der Inhalte des Datenmaterials wird die JACCARD-Methode angewandt, bei der ausschließlich Kombinationen berücksichtigt werden, bei denen die Merkmale der Einflussgrößen übereinstimmen. Nicht-Übereinstimmungen bleiben dagegen unberücksichtigt, da sie in dieser Untersuchung nicht zwangsläufig auf gemeinsame Merkmale hindeuten. Nähere Erläuterungen zu den Methoden der Clusteranalyse finden sich z.B. bei FROMM 2012:191 f. und BÜHL 2012:627 ff.

Wie Abb. 11 verdeutlicht, liegen die größten Gemeinsamkeiten zwischen den Merkmalen Auelehm und Vega sowie Mooren und Torfen vor. Dies ergibt sich aus der geringen Distanz zwischen diesen Merkmalen untereinander. Zudem ergeben sich zwischen den Merkmalen Lösslehm und Parabraunerde sowie Geschiebedecksand über glazifluviatilen Sanden und Braunerde enge Gemeinsamkeiten. Hier liegt die Distanz der geclusterten Merkmale aber schon deutlich weiter, als bei den vorher genannten. Die Schlussgruppe bilden Hochflutlehm, Plaggenesch sowie Schwemmlöss. Diese gehören zu keinem Cluster, was darauf zurückzuführen ist, dass hier die vorliegende Datenmenge zu gering

ausfällt, um eindeutig zuordnen zu können. Auffällig ist auch bei der Betrachtung der nächst höheren Cluster, dass die Merkmale Auelehm und Vega ein Cluster mit dem Merkmal Ackerland bilden. Zudem sind diese nach Abb. 11 häufig vergesellschaftet mit Grünland. Für den Einflussfaktor Grünland ergab sich, dass hier ausschließlich Messstellen mit Nitratgehalten unterhalb des Grenzwertes liegen. Dies begründet sich dadurch, dass die Landnutzungsform Grünland insbesondere auf Standorten betrieben wird, deren Böden im Allgemeinen einer Nitratauswaschung entgegen wirken. Eine weitere Begründung liegt in der geringen Gefahr durch Auswaschung auf Mähgrünflächen. So beschreibt PAMPERIN (2002), dass diese Art der Bewirtschaftung, aufgrund der ganzjährig vorhandenen Vegetationsdecke, die geringste Gefahr durch einen Nitrateintrag über Düngemittel darstellt (PAMPERIN 2002:3 f.). Wie oben beschrieben, ist dabei lokal die Menge an Düngemitteleinträgen zu beachten.

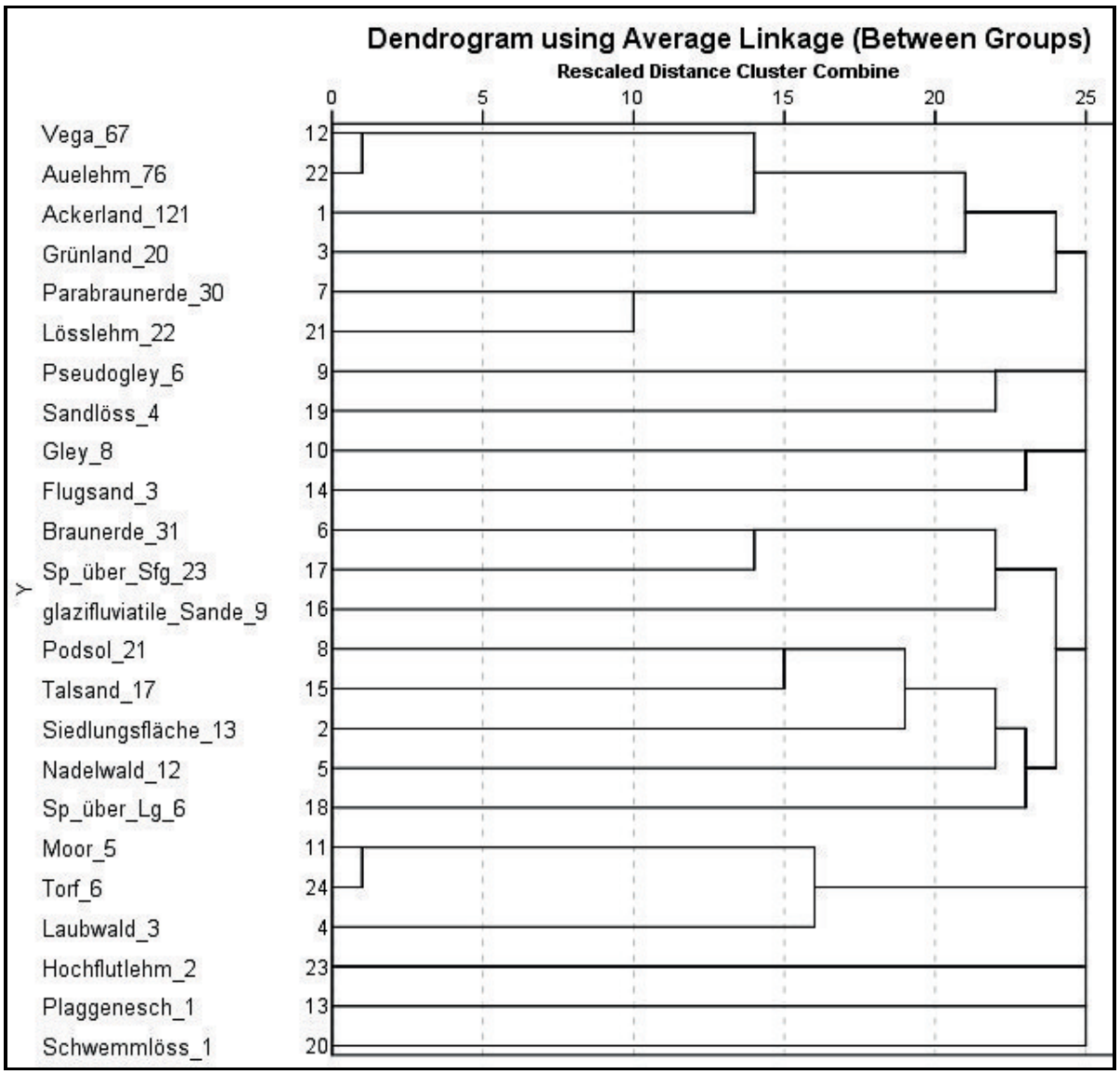


Abb. 11: Dendrogramm der Einflussgrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat.

Das nächste Cluster beinhaltet schließlich auch die geclusterten Merkmale Parabraunerde und Lösslehm. In Bezug auf die Landnutzung liegen also Grünland und Ackerland meist auf Vegen über Auelehm sowie seltener auch auf Parabraunerden über Lösslehm. Der hohe Abstand der Cluster zum Merkmal Parabraunerde über Lösslehm resultiert dabei vermutlich aus der im Gegensatz zu den Vegen geringeren Anzahl an Messstellen für dieses Merkmal.

Aus dem Dendrogramm ergibt sich, dass die meisten Cluster erst bei großen Distanzen der Merkmale zueinander auftreten. Dies verdeutlicht, dass die Merkmale ganz unterschiedlich kombiniert vorliegen. Für einige Merkmale, die bestimmten Clustern nicht zugeordnet sind (z.B. Braunerde und Ackerland), liegt nur eine geringe Anzahl an Messwerten vor. Im Gegensatz dazu ist die Anzahl an Vega-Böden über Auelehmen unter Flächen Ackerbaulicher Nutzung so hoch, dass andere Merkmale in den Hintergrund rücken.

7 Fazit

Ziel sollte es sein, mithilfe statistischer Verfahren Gesetzmäßigkeiten zwischen dem Nitratgehalt im Grundwasser und den Steuergrößen Landnutzung, Bodentyp und Substrat aufzudecken sowie den tatsächlichen Einfluss dieser Steuergrößen zu bewerten. So ergaben sich im Hinblick auf das Substrat die höchsten Nitratgehalte bei grob- bis mittelkörnigen Sanden, wobei die Nitratkonzentrationen mit abnehmender Korngröße geringer ausfielen. Ausschließlich unter Talsanden treffen diese Gesetzmäßigkeiten nicht zu, was sich insbesondere aus der Landnutzung im Gebiet ergibt. Auch andere Substrate, wie der Sandlöss zeigen nicht die vermuteten Testergebnisse, was insbesondere auf die geringe Anzahl an Messwerten zurückgeführt werden kann.

Im Hinblick auf die Bodentypen ergaben sich geringe Nitratgehalte unter Bodentypen, bei denen aufgrund ihrer pedogenen Eigenschaften mit einem erhöhten Denitrifikationspotenzial zu rechnen ist. Diese bilden eine von zwei Gruppen, in die sich die Bodentypen im Allgemeinen einordnen lassen und deren Ergebnisse im Hinblick auf die Nitratgehalte im Grundwasser eindeutig interpretierbar sind. Diese Gruppe beinhaltet die durch Grundwasser sowie Staunässe beeinflussten Böden (Pseudogleye, Gleye, Moor, Vega), von denen eine Schutzfunktion durch Denitrifikation ausgeht. Dies wurde insbesondere bei der Betrachtung der Vegen deutlich, die zu einem großen Teil im Untersuchungsgebiet ackerbaulich genutzt werden, aber geringe Nitratgehalte aufweisen. Hier sind Denitrifikationsprozesse eine Erklärung. Dabei variiert das Denitrifikationspotenzial deutlich abhängig vom Grundwasserflurabstand sowie der geogenen Struktur des Gebiets (SCHÄFER et al. 2007:26). Generell ist unter Vegen jedoch unabhängig vom Denitrifikationspotenzial mit einer verminderten Schutzfunktion vor Verunreinigungen über das Sickerwasser zu rechnen. Dafür sorgen die zum Teil sehr niedrigen Grundwasserflurabstände sowie die geringmächtigen Auelehme, die trotz geringer Korngrößen keinen Schutz darstellen (ELBRACHT et al. 2007:22).

In Gleyen und Mooren, die unter dauerhaftem Grund- und Stauwassereinfluss stehen, liegt im Allgemeinen auch das Denitrifikationspotenzial mit bis zu 150kg N/ha*a am Höchsten (SCHÄFER et al. 2007:26), was sich auch aus dem KRUSKAL-WALLIS-Test ergab. Hier kann zudem mit einem über die Zeit anhaltenden Denitrifikationspotenzial gerechnet werden (SCHÄFER et al. 2007:27).

Die zweite Gruppe umfasst die Bodentypen Parabraunerde und Braunerde. Diese stehen nach vorliegender Untersuchung für die höchsten Nitratgehalte. Hier liegt die Vermutung nahe, dass vor allem das Ausgangsgestein für diese Ergebnisse verantwortlich ist. Während Braunerden insbesondere aus sandigen Substraten hervorgehen, die eine geringe Schutzfunktion gegenüber Nitrat darstellen, liegen Parabraunerden hier insbesondere über lehmigen Substraten, wodurch die Grundwässer vor einer Nitratauswaschung besser geschützt sind. Für den Bodentyp Podsol, der aufgrund der Substrate sowie den pedogenen Eigenschaften ebenfalls in diese Gruppe der Bodentypen einzuordnen ist, ergaben sich deutliche Abweichungen. Hier spielt für das Untersuchungsgebiet die Art der Landnutzung eine große Rolle, wie es sich aus dem Vergleich der drei Landnutzungsformen Ackerland, Siedlungsfläche und Nadelwald ergab.

Resultierend ergab sich, dass unter Ackerland die höchsten Nitratgehalte vermutet werden können. Nach PAMPERIN (2002) geht dabei die größte Gefährdung durch Nitratauswaschung nach der Ernte und damit fehlender Vegetationsdecke aus (PAMPERIN 2002:169). Die landwirtschaftliche Nutzung und die damit einhergehende Ausbringung von Düngemitteln zur Steigerung der Erträge ist das wesentliche Problem, weshalb Grundwässer in Niedersachsen mit Nitrat belastet werden (JANKOWSKI

2012:179 f.). So ergab sich auch innerhalb dieser Untersuchung, dass über 88 Prozent aller Messstellen mit Nitratgehalten über dem Grenzwert von 50mg/L auf Ackerflächen liegen.

Somit liegt die Vermutung nahe, dass die Landnutzung den wesentlichen Grund für die erhöhten Nitratgehalte im Grundwasser im Untersuchungsgebiet darstellt, wobei die Steuergrößen Bodentyp und Substrat eine bedeutende Schutzfunktion erfüllen. Ein großer Teil der Messstellen anderer Landnutzungsform liegt in Randbereichen ackerbaulicher Nutzung. Es kann demnach nicht ausgeschlossen werden, dass die landwirtschaftliche Nutzung in der Umgebung hier für einen erhöhten Nitrateintrag in das Grundwasser verantwortlich ist. Um eine Beeinflussung genauer abschätzen zu können, bedarf es Untersuchungen der Grundwasserfließrichtungen in den betroffenen Gebieten. Zudem spielt die Art der ackerbaulichen Nutzung, das heißt insbesondere die Kulturart sowie die Dauer des Bewuchses, eine wesentliche Rolle für Sickerwassermengen im Boden und damit für die Menge des transportierten Nitrats (RENGER 2002:8). Aus diesem Grund wäre eine nähere Untersuchung von Fruchtfolgen in den Gebieten, zur eindeutigen Bewertung der Signifikanz der Einflussgröße Landnutzung durchaus sinnvoll. Es liegt also die Vermutung nahe, dass der Parameter Landnutzung hier nicht ausreichend abgebildet wurde, sodass Unterschiede zwischen den Merkmalen geringer ausfallen als bei den anderen Einflussgrößen.

Insgesamt zeigte sich, dass für alle Einflussgrößen die Messergebnisse stark variieren, je nachdem welche standörtlichen Gegebenheiten (Kombination der Steuergrößen: Landnutzung, Bodentyp und Substrat) vorliegen. Alle drei Parameter haben eindeutig einen Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser. Welcher Parameter tatsächlich den größten Einfluss auf die Nitratgehalte im Grundwasser nimmt, kann nicht eindeutig beantwortet werden. Dass sich kaum Unterschiede zwischen den Steuergrößen Bodentyp und Substrat ergeben, ist aufgrund der Pedogenese nachvollziehbar. Um jedoch den Einfluss der Steuergröße Landnutzung eindeutig beurteilen zu können, bedarf es einer ausführlicheren Beschreibung der standörtlichen Landnutzungsform sowie der -veränderung über die Zeit.

Literatur

AD-HOC-ARBEITSGRUPPE BODEN (2005[5]): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover: BGR.

BACHMANN, J., HORN, R. & S. PETH (2014[4]): Einführung in die Bodenphysik. Stuttgart: Schweizerbart.

BLIEFERT, C. (2002[3]): Umweltchemie. Weinheim: Wiley-VCH.

BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. & B.-M. WILLE (2010[16]): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. Heidelberg: Spektrum.

BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003[3]a): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Böden. <https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html> (Zugriff: 09.08.2015).

BUND-LÄNDER-ARBEITSGEMEINSCHAFT BODENSCHUTZ (LABO) (2003b): Geostatistische und statistische Methoden und Auswerteverfahren für Geodaten mit Punkt- bzw. Flächenbezug. <https://www.labo-deutschland.de/Veroeffentlichungen.html> (Stand: 2004) (Zugriff: 05.06.2015).

BUNDESAMT FÜR KARTOGRAPHIE UND GEODÄSIE (BKG) (2013): Topographische Karte, Maßstab 1:250 000. <http://www.geodatenzentrum.de/geodaten/gdz_rahmen.gdz_div?gdz_spr=deu&gdz_akt_zeile=5&gdz_anz_zeile=1&gdz_unt_zeile=21&gdz_user_id=0> (Zugriff: 22.09.2015).

BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMUB) (2012): Nitratbericht 2012. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit sowie für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz. <http://www.bmel.de/SharedDocs/Downloads/Landwirtschaft/Klima-und-Umwelt/Nitratbericht-2012> (Zugriff: 27.07.2015).

BROSIUS, F. (2013): SPSS 21. Heidelberg: Hüthig Jehle Rehm.

BÜHL, A. (2012[13]): SPSS 20. Einführung in die moderne Datenanalyse. München: Pearson.

DÜNGEMITTELVERORDNUNG (DÜMV) (2012): Verordnung über das Inverkehrbringen von Düngemitteln, Bodenhilfsstoffen, Kultursubstraten und Pflanzenhilfsmitteln. <http://www.gesetze-im-internet.de/d_mv_2012/> (Zugriff: 25.07.2015).

ECKSTEIN, P. P. (2012[7]): Angewandte Statistik mit SPSS. Praktische Einführung für Wirtschaftswissenschaftler. Wiesbaden: Springer Gabler.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA) (2014): Corine Land Cover 2006 – version 17. <http://discomap.eea.europa.eu/pages/Server_land_Folder_Land.html> (Zugriff: 30.06.2015).

ELBRACHT, J., MEYER, R. & E. REUTTER (2007): Hydrogeologische Räume und Teilräume in Niedersachsen. – GeoBerichte 3. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).

FIEDLER, H.J. (2001): Böden und Bodenfunktionen in Ökosystemen, Landschaften und Ballungsgebieten. Renningen: expert.

FROMM, S. (2012[2]): Datenanalyse mit SPSS für Fortgeschrittene 2: Multivariate Verfahren für Querschnittsdaten. Wiesbaden: Springer.

HENNINGSEN, D. (1981[2]): Einführung in die Geologie der Bundesrepublik Deutschland. Stuttgart: Ferdinand Enke.

HEUNISCH, C., CASPERS, G., ELBRACHT, J., LANGER, A., RÖHLING, H.-G., SCHWARZ, C. & H. STREIF (2007): Erdgeschichte von Niedersachsen. Geologie und Landschaftsentwicklung. – GeoBerichte 6. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).

HÖLTING, B. & W. G. COLDEWEY (2009[7]): Hydrogeologie. Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Heidelberg: Spektrum.

JANKOWSKI, A. (2012): Grundwassergüte. In: HÖPER, H. & H. MEESENBURG (Hrsg.) (2012): Tagungsband 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. – GeoBericht 23. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), 175-192.

KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGER (1994[5]): Bodenkunde. Stuttgart: Eugen Ulmer.

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1982): Hydrogeologische Übersichtskarte von Niedersachsen. Lage der Grundwasseroberfläche, Maßstab 1:200 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=640> (Zugriff: 25.06.2015).

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1999a): Bodenübersichtskarte, Maßstab 1:50 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=510> (Zugriff: 25.06.2015).

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (1999b): Geologische Übersichtskarte, Maßstab 1:25 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=534> (Zugriff: 25.06.2015).

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2000a): Geologische Karte von Niedersachsen, Maßstab 1:50 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#> (Zugriff: 20.06.2015).

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2000b): Bodenlandschaften, Maßstab 1:500 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/#> (Zugriff: 21.06.2015).

LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2004): Hydrogeologische Räume und Teilräume, Maßstab 1 : 500 000. <http://nibis.lbeg.de/cardomap3/?TH=636> (Zugriff: 20.06.2015).

LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (LUA) (1996): Basisbericht zur Grundwassergüte des Landes Brandenburg. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes. Gewässerschutz und Wasserwirtschaft. Potsdam: LUA.

LESON, M. & F. WISOTZKY (2012): Hydrogeochemische Untersuchungen von Nitrateinträgen in das Grundwasser und möglichen Denitrifikationsprozessen. – Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 17, 3, 137-145.

LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (2002): Das Norddeutsche Tiefland. In: LIEDTKE, H. & J. MARCINEK (Hrsg.) (2002[3]): Physische Geographie Deutschlands. Gotha: Klett-Perthes, 385-461.

MERKEL, B. J. & B. PLANER-FRIEDRICH (2002): Integrierte Datenauswertung Hydrogeologie. – Freiberg online Geology, 7. <http://www.journals4free.com/link.jsp?l=14419188> (Zugriff: 19.08.2015).

NIEDERSÄCHSISCHE LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ (NLWKN) (2012): Messung der Exzess-N_2 im Grundwasser mit der N_2/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz. – Grundwasser, 15.

PAMPERIN, L. (2002): Nitratverlagerung in Abhängigkeit von der Bodennutzung, den Standorteigenschaften und der Grundwasserneubildung eines Stauwasserbeeinflussten Grundmoränenstandortes. Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde, Band 7. Osnabrück: der andere Verlag.

RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser in Abhängigkeit von den Standortbedingungen, insbesondere Boden und Gestein. Stuttgart: Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg. <http://elib.uni-stuttgart.de/opus/volltexte/2003/1559/> (Zugriff:26.08.2015).

SCHÄFER, W., HÖPER, H. & U. MÜLLER (2007): Erfassung der diffusen Nitrat-Quellen im Rahmen der Bestandsaufnahme in Niedersachsen. In: LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG) (2007): Diffuse Nitrat- und Phosphatbelastung. Ergebnisse der Bestandsaufnahme der EUWRRL in Niedersachsen. – GeoBerichte 2: 5-32. Hannover Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).

STATISTISCHE ÄMTER DES BUNDES UND DER LÄNDER (DESTATIS) (2011): Agrarstrukturen in Deutschland. Einheit in Vielfalt. Regionale Ergebnisse der Landwirtschaftszählung 2010. <https://www.destatis.de/DE/Publikationen/Thematisch/LandForstwirtschaft/Landwirtschaftzaehlung/Agrarstrukturenin Deutschland.html;jsessionid=B3ECBEBAA1A178CFB404B8B499DAA984.cae4> (Zugriff: 26.08.2015).

WIENHAUS, S., HÖPER, H., EISELE, M., MEESENBURG, H. & SCHÄFER, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz. Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte 9. Hannover: Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG).

WISOTZKY, F. (2011): Angewandte Grundwasserchemie, Hydrogeologie und hydrogeochemische Modellierung. Grundlagen, Anwendungen und Problemlösungen. Berlin: Springer.

WOHLRAB, B., ERNSTBERGER, H., MEUSER, A. & V. SOKOLLEK (1992): Landschaftswasserhaushalt. Wasserkreislauf und Gewässer im ländlichen Raum. Veränderungen durch Bodennutzung, Wasserbau und Kulturtechnik. Hamburg: Paul Parey.

WÜSTHOLZ, R., AUBURGER, S. & E. BAHRS (2011): Konsequenzen aus der Anrechnung von Gärresten pflanzlicher Herkunft auf die N-Ausbringungsobergrenze organischer Düngemittel und auf die Derogation – Status quo und Empfehlungen. – Berichte über Landwirtschaft. Zeitschrift für Agrarpolitik und Landwirtschaft 92, 3, 23. <http://buel.bmel.de/index.php/buel/article/view/50/w%C3%BCstholz-93-2-pdf> (Zugriff: 22.09.2015).

Anschrift der Autoren:

Prof. Dr. Martin Sauerwein
Universität Hildesheim
Institut für Geographie
Universitätsplatz 1
D-31134 Hildesheim
martin.sauerwein@uni-hildesheim.de

B.Sc. Julia Jaquemotte
Göttingstr. 30
D-38106 Braunschweig
jujaque@gmx.de

Dr. Lars Germershausen
NLWKN Niedersächsischer Landesbetrieb für
Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Hannover-Hildesheim
An der Scharlake 39
D-31135 Hildesheim
lars.germershausen@nlwkn-hi.niedersachsen.de