

Hintergrundpapier –

Wirkungscontrolling

hier : Umsetzung der gewässerschutzorientierten landwirtschaftlichen WRRL-Beratung

Die Auswahl der umzusetzenden Maßnahmen zur Reduzierung diffuser landwirtschaftlicher Stoffeinträge in die Gewässer erfolgte auf regionaler Ebene zu Beginn des 1. Maßnahmenprogramms (2009) durch so genannte „Beteiligungswerkstätten“. Dabei wurden in enger Zusammenarbeit zwischen Landwirten, Winzern und Beratern konkrete gewässerschutzorientierte Maßnahmen und Bewirtschaftungsweisen ausgearbeitet. Damit wurde sichergestellt, dass die auf Freiwilligkeit beruhenden Maßnahmen eine große Akzeptanz erfahren und gleichzeitig die regionalen Besonderheiten berücksichtigen. Mittlerweile finden sich die Maßnahmen in Beratungsleitfäden zum Ackerbau, Weinbau und Gemüsebau inkl. Erdbeeren wieder, die Grundlage der LLH-Grundberatung und WRRL-Beratung sind.

Die Beratung der Landwirte wird inklusive der beratungsbegleitenden Maßnahmen (z. B. N_{min} -Untersuchungen, Nährstoffuntersuchungen der Böden, Bestimmung der Nährstoffgehalte von organischen Düngern, vegetationsbegleitende Pflanzenanalysen) seit nunmehr über 20 Jahren von allen Beteiligten als eine Maßnahme von hoher Akzeptanz angesehen (s.a. Kooperationsvertrag Land Hessen mit den Verbänden der Landwirtschaft und des Naturschutzes 09/2021).

Die Auswirkungen der ergriffenen Maßnahmen, die zumeist im Jahr 2012 starteten, werden seit dieser Zeit durch ein umfangreiches Wirkungscontrolling begleitet.

Das Controlling dient der Erfassung der Auswirkungen der Maßnahmenumsetzung auf das Grundwasser (Nitrat, Ammonium, Sulfat). Hierzu werden auch die Daten des im Boden pflanzenverfügbaren Stickstoffs und Hoftorbilanzen für 772 Leitbetriebe im Rahmen des Wirkungsmonitorings erfasst. Weiterhin wird über Ergebnisse des Projekts AGRUM Weser berichtet.

a) Grundwasser (Nitrat, Ammonium, Sulfat)

Die Wirkung der ergriffenen Maßnahmen teilt sich dem Grundwasser je nach Verweilzeit mehr oder weniger verzögert mit.

Nitrat

Zeitliche Entwicklung

In der nachfolgenden grafischen Zusammenstellung (Abb. 7.1) wird die zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen hessischer Grundwässer dargestellt.

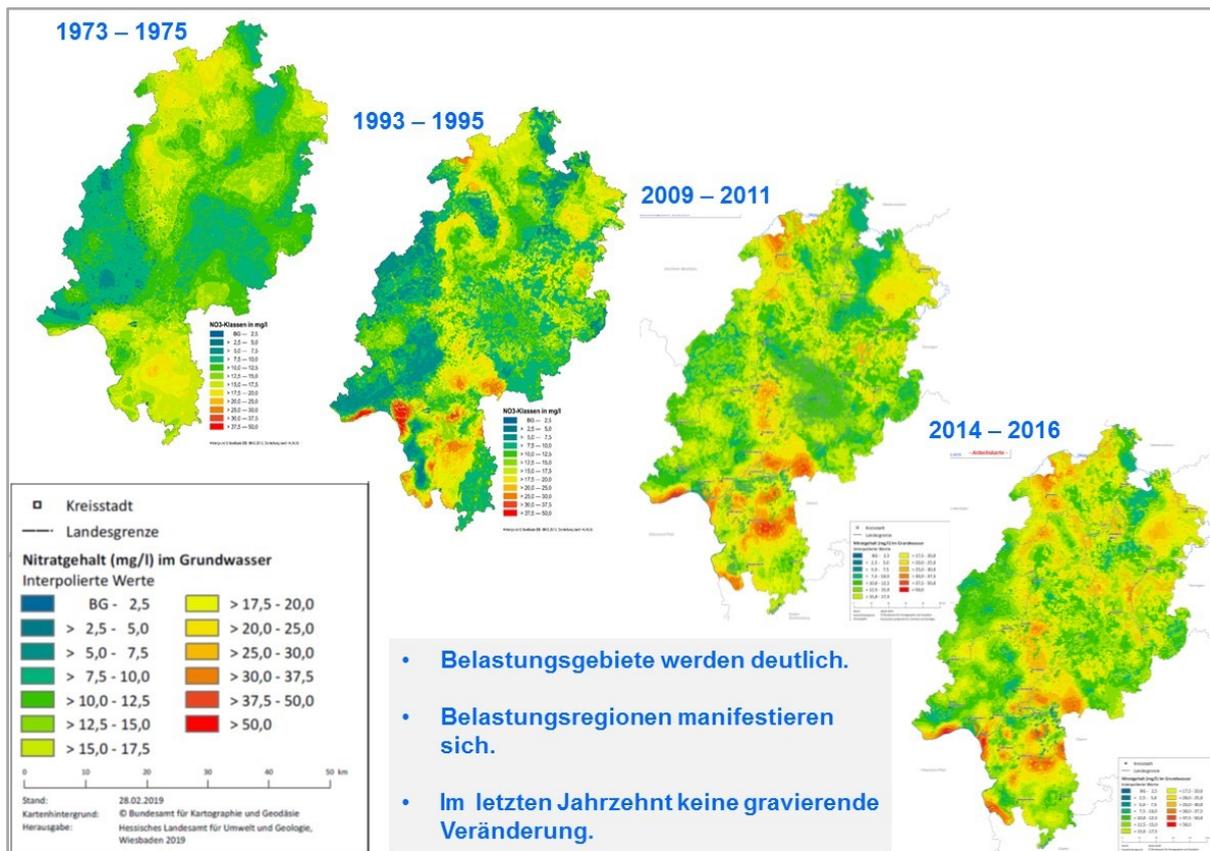


Abb.7.1: Regionalisierte Nitratkonzentrationen der Jahre 1973 bis 1975, 1993 bis 1995, 2009 bis 2011 sowie 2014 – 2016.

Abb 7.1 zeigt, dass sich die Nitratbelastung in den letzten drei bis vier Jahrzehnten flächenhaft ausgedehnt hat. Erhöhte Nitratkonzentrationen vor allem in durch Acker- und Weinbau geprägten Regionen auf. In Waldgebieten, aber auch in den Grünlandgebieten der Mittelgebirgsregionen, sind deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen vorzufinden. Die Nitratkonzentrationen unter Wald liegen meist unter 10 mg/l Nitrat. Typische Nitratkonzentrationen für Grünland liegen meist zwischen 15 bis gut 20 mg/l Nitrat.

Einflussfaktoren und Regionalisierung

Nitratkonzentrationen werden von der Landnutzung (Acker, Wiese, Wald, Siedlung u. a.) maßgeblich beeinflusst. Um- und Abbauprozesse (z. B. Nitratabbau) beeinflussen die Nitratkonzentrationen ebenfalls. Deshalb können die Nitratkonzentrationen kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Für einen landesweiten Überblick ist es allerdings von Vorteil, die punktuellen Messungen zu regionalisieren, um einen flächenhaften Überblick der Nitratkonzentrationen zu erhalten. Zu beachten ist jedoch, dass hiermit nur das großräumige Belastungsniveau dargestellt werden kann, nicht aber lokale Belastungsspitzen. Um die Daten zu regionalisieren und flächenhaft darzustellen, wurde das SIMIK+ Verfahren angewandt (Simple Updating and Indicator Kriging based on additional Information). Das Verfahren SIMIK+ ist ein geostatistisches Verfahren, das von der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz in Baden-Württemberg entwickelt wurde (Bárdossy et al. 2003).

Die räumliche Verteilungssituation der Nitratentwicklung der betrachteten Grund- und Rohwässer wird in der nachfolgenden Abb. 7.2, unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung, illustriert. Die Hintergründe zur Methodik der Trendauswertung sind im Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017 (HLNUG 2019) dokumentiert.

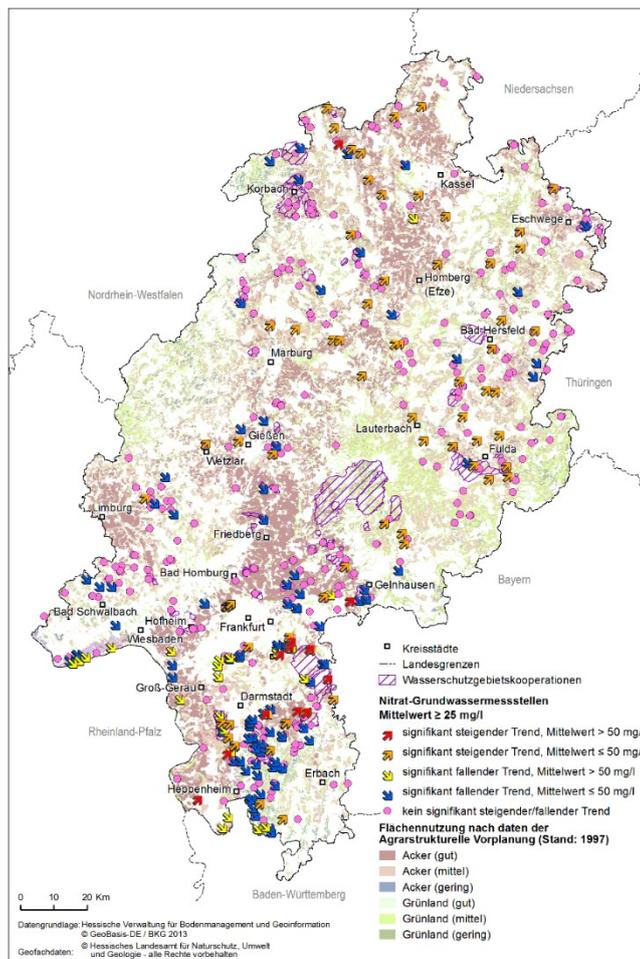


Abb. 7.2: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen von Grundwässern, mit Nitratkonzentrationen größer 25 mg/l

Trendentwicklungen

Die überwiegende Mehrzahl (75 %) aller Grund- und Rohwässer, deren Einzugsgebiete landwirtschaftliche Flächen enthalten, weisen keine Veränderungen der Nitratkonzentrationen seit dem Jahr 2000 auf. Der Anteil der Grundwässer mit fallenden Tendenzen übersteigt mit 16 % jedoch deutlich denjenigen Anteil mit steigenden Tendenzen, der sich auf 9 % beläuft (siehe auch Berthold G. et. al [2018]). Durch unterschiedliche Verweilzeiten, Messstellentypen (z. B. Quellen, flache/tiefe Grundwassermessstellen, Brunnen) und deren unterschiedliche Ausbaudaten (z. B. Filterstrecken) kann es kleinräumig zu durchaus unterschiedlichen zeitlichen Entwicklungstendenzen kommen.

Im Odenwald, Rheingau sowie in einigen Bereichen von Nordhessen sind Messstellen, deren Grundwässer Nitratkonzentrationen mit fallenden Trends aufweisen, erkennbar. Hier existieren (oft mehr als 20 Jahre) langjährige Wasserschutzkooperationen. Diese langjährige Zusammenarbeit zwischen den Landwirten, Winzern und Beratern macht sich nun durch abnehmende Nitratkonzentrationen in einer Anzahl von Grundwässern bemerkbar. Fallende Nitratkonzentrationen werden gehäuft in einigen Mittelgebirgsregionen angetroffen. Hier sind oft nur geringe Verweilzeiten im obersten Grundwasserleiter (< 3 – 5 Jahre) vorhanden. Meist sind es Regionen, in denen sich Grünland-, Acker- und Waldflächen eher kleinräumig abwechseln (z. B. im Odenwald). Daneben gibt es allerdings weiterhin noch Regionen, in denen die Nitratkonzentrationen der Grund- und Rohwässer steigen.

Nitratbauprozesse und deren Auswirkungen auf die Grundwasserbeschaffenheit (Denitrifikation)

Die wichtigsten Ursachen für erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind diffuse Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung. In sehr geringem Ausmaß kann Stickstoff auch atmosphärisch in das Grundwasser gelangen. Diese haben ihre Ursachen im Kraftfahrzeugverkehr, der Industrie, der Hausfeuerung und der Landwirtschaft. Eine weitere, allerdings meist sehr lokale, und im Ausmaß als gering einzustufende, Eintragsquelle können Austauschprozesse zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser sein.

Ein Anteil des im wesentlichen durch landwirtschaftliche Flächennutzung eingetragenen, gelösten Nitrats kann bei reduzierten Verhältnissen (in den Böden und/oder Grundwasserleitern) durch Nitratbauprozesse abgebaut werden. Insbesondere bei Böden, die aufgrund niedriger Flurabstände reduzierende Bedingungen im Unterboden aufweisen, kann ein Großteil des aufgebrachten Nitrats in der Bodenzone abgebaut werden, so dass der hohe Nitratintrag sich nicht im Grundwasser zeigt, da nur ein geringer Teil den Grundwasserleiter erreicht. Diese Verhältnisse sind vor allem im Hessischen Ried flächenhaft anzutreffen.

Unter dem am besten untersuchten Nitratbauprozess, der Denitrifikation wird im eigentlichen Sinne die Reduktion oxidierten Stickstoffverbindungen wie Nitrat (NO_3^-) und Nitrit (NO_2^-) zu den gasförmigen Produkten Stickstoffmonoxid (NO), Distickstoffdioxid (N_2O) und elementarer Stickstoff (N_2) verstanden. Denitrifikationsprozesse in Böden sind die Hauptquelle von atmosphärischem N_2O (Lachgas) und verursachen ungefähr 57% der globalen Emission (Uba 2018).

Die Denitrifikation läuft unter anaeroben Verhältnissen ab, wobei Bakterien wie Pseudomonas oder Achromobacter bei Sauerstoffmangel fähig sind, NO_2^- - oder NO_3^- -Sauerstoff

anstelle von elementarem Sauerstoff als Wasserstoffakzeptor bei enzymatischen Oxidationsreaktionen zu verwerten. Die Reduktion von NO_3^- führt zu gasförmigem NO_2 , N_2O und N_2 . In geringer Menge wird auch NH_3 gebildet. Denitrifikationsfördernde Faktoren sind der Mangel an gelöstem Sauerstoff im Bodenwasser, schlechte Bodendurchlüftung, leicht zersetzbare organische Substanzen, die von den Bakterien zum Aufbau ihrer Körpersubstanz benötigt werden und hohe NO_3^- -Gehalte. Wie alle biologischen Prozesse ist auch die Denitrifikation temperaturabhängig. Sie hat ein Minimum bei 0°C und ein Maximum bei rund 40°C .

Nitrat kann in bestimmten Bodenschichten über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in chemisch einfacher gebaute reduzierte Verbindungen überführt werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet. Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation. Hierbei entsteht Sulfat, welches im Grundwasser zu finden ist. Der wichtigste Teilschritt der autotrophen Denitrifikation verläuft nach der Reaktionsgleichung:



Entsprechend dieser Reaktion verbraucht 1 kg Nitrat zur vollständigen Denitrifikation 0,69 kg Pyrit. Bei der Denitrifikation von Nitrat entsteht als Endprodukt überwiegend Stickstoffgas, das wieder zum Bestandteil der Atmosphäre wird.

Für die Beurteilung eines landwirtschaftlichen Einflusses auf das Grundwasser ist daher nicht nur die aktuelle Belastung des Grundwassers mit Nitrat von Interesse, sondern auch die Frage, ob ein Stickstoffeintrag stattfindet und die eventuell vergleichsweise geringen Nitratgehalte das Ergebnis einer ablaufenden Denitrifikation sind. Diese Frage ist auch deshalb von Bedeutung, da der Vorgang der Denitrifikation mit dem Abbau des Vorrates an oxidierbaren Stoffen im Grundwasserleiter verbunden ist und insofern ein endlicher Prozess ist. Denitrifikation führt zu einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Stoffdepots (Pyrit) im Grundwasserleiter. Bei Erschöpfung des Denitrifikationspotentials ist daher mit einem sukzessiven Anstieg der Nitratkonzentrationen zu rechnen. Allerdings wird durch die sich zersetzende Biomasse im Boden Menge leicht zersetzbare organische Substanz nachgeliefert, so dass die Denitrifikation in der Bodenzone in gewissem Maße erhalten bleibt.

Je nach Art der ablaufenden Denitrifikation entstehen als Reaktionsprodukte Sulfat (SO_4^-), Hydrogencarbonat (HCO_3^-) und/oder zweiwertiges Eisen (Fe^{2+}) bzw. Mangan, die im reduzierten Milieu in Lösung gehen können. Diesen Reaktionsprodukten kommt ebenfalls eine Bedeutung zu, da sie u. a. zu einer unerwünschten Aufhärtung des Wassers führen. Die entsprechenden Rohwässer neigen daher immer zur Ausfällung von Eisen- und Manganverbindungen.

Einfluss der Denitrifikation auf die Wasserqualität:

- Die aus dem Sulfid freigesetzten Eisen- und Mangankonzentrationen können im Grundwasser hohe Konzentrationen erreichen.
- Die aus dem Pyrit freigesetzten Eisen(II)-Ionen können zur Verockerung von Brunnen führen.
- Die Sulfatkonzentrationen können sukzessive ansteigen und den Grenzwert der Grundwasserverordnung von 250 mg/l Sulfat überschreiten.

- Meist ist gelöstes Ammonium in den Grundwässern nachweisbar, dessen Konzentration den Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 0,5 mg/l, vor allem im Hessischen Ried, überschreitet.

Im Hessischen Ried sind mit der Ablagerung der Sedimente im quartären Grundwasserleiter unter reduzierenden Bedingungen heterogen verteilt relevante Gehalte von C_{org} und Sulfid/Disulfid-Phasen eingelagert, insbesondere im Bereich der ehemaligen Altneckarschlingen 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. 1991).

Mit der N_2 /Argon-Methode kann der aus der Denitrifikation stammende und im Grundwasser gelöste molekulare Stickstoff (Exzess- N_2) gemessen werden. In einem gemeinsamen Forschungsprojekt von Landesbetrieb Hessisches Landeslabor(LHL) und dem Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) wurde daher am Standort Bad Hersfeld des LHL ein Messplatz für die N_2 /Ar-Methode aufgebaut. In einem hessenweiten Messnetz (rund 400 Grundwassermessstellen) wurden im Jahr 2018 die ersten Messungen hinsichtlich N_2 /Argon durchgeführt.

Neben den N_2 -Exzess (mg/l NO_3) wurden eine Reihe von weiteren Beschaffenheitsparametern analysiert, die geeignet sind die Auswirkungen einer stattfindenden Denitrifikation von Nitrat zu dokumentieren.

Sulfat

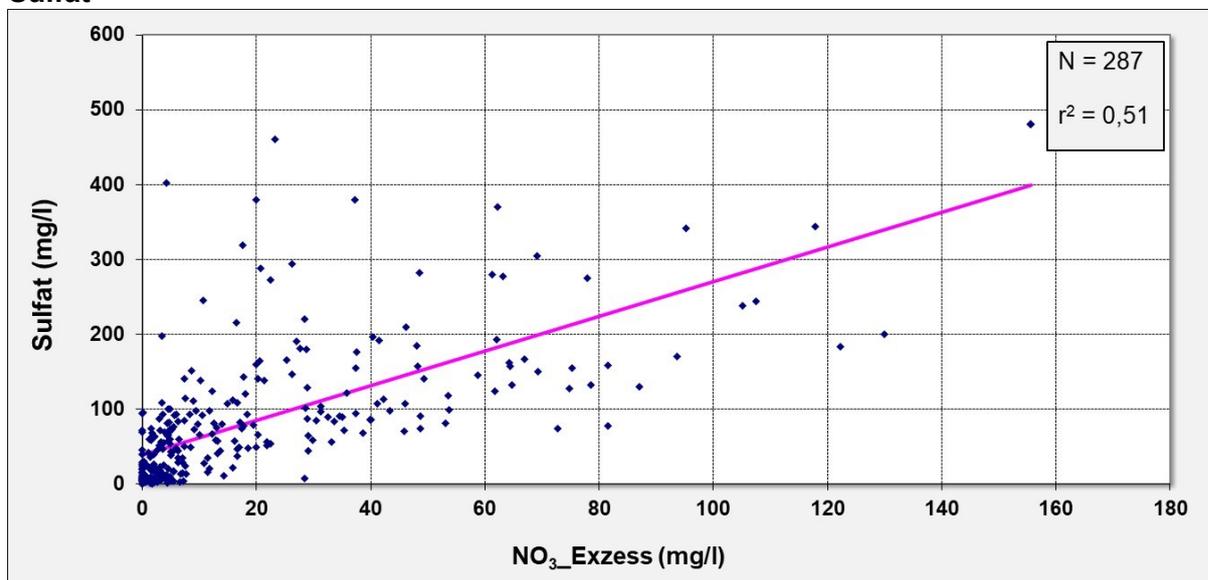


Abb. 7.3: Regression zwischen N_2 -Exzess (in mg/l NO_3) und Sulfatkonzentrationen in hessischen Grundwässern.

Bei einer möglichen autotrophen Denitrifikation unter Beteiligung von Pyrit kommt es zu einer Freisetzung von Sulfat. Somit ist davon auszugehen, dass höhere N_2 -Exzess (in

mg/l NO_3) mit höheren Sulfatkonzentrationen einhergehen (siehe Abb. 7.3). Das Bestimmtheitsmaß (r^2) von 0,51 der Regression zeigt, dass ein derartiger Zusammenhang gegeben ist. Ein höheres r^2 war allerdings nicht zu erwarten, da in vielen Grundwässern eine heterotrophe Denitrifikation vorherrscht, bei der es zu keiner Freisetzung von Sulfat kommt.

Die überwiegende Mehrheit aller N_2 -Exzess (in mg/l NO_3)-Messungen, die > 10 mg/l betragen, befinden sich im Hessischen Ried. Hier werden Quartäre Sande und Kiese (silikatisch/karbonatisch) angetroffen. Für diese geologische Formation wurde von der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) eine Hintergrundkonzentration von 233 mg/l Sulfat abgeleitet. Eine Überschreitung dieser Hintergrundkonzentration deutet auf anthropogen bedingte Beeinflussungen der Sulfatkonzentrationen hin. In der Regel werden Überschreitungen des Hintergrundwertes in Grundwässern, die von der Landwirtschaft beeinflusst sind, nachgewiesen. Ein Sulfateintrag durch die Landwirtschaft erfolgt durch die Ausbringung von Düngern sowie durch die autotrophe Denitrifikation, bei der Sulfat in Lösung geht. Dies führt dazu, dass in einer Reihe von Messstellen der Schwellenwert der Grundwasserverordnung überschritten wird. Da der natürliche Hintergrundwert für Sulfat kleiner als der Schwellenwert ist, sind diese Überschreitungen anthropogenen Ursprungs.

Ammonium

Wenn Ammonium aus dem Boden in einen Grundwasserleiter ausgewaschen wird, dann wird es entweder oxidiert oder adsorbiert. Dies ist der Grund dafür, dass in Grundwässern Ammonium entweder nicht oder nur in ganz geringen Konzentrationen festgestellt wird. In besonders gelagerten Fällen (intensive Landbewirtschaftung, reduzierende Verhältnisse) kann eine lineare Abhängigkeit der Konzentration an gelöstem Ammonium vom landwirtschaftlichen Einfluss beobachtet werden (KÖLLE 2017).

Unter anaeroben Verhältnissen im Grundwasserleiter kann das Ammonium nicht mehr nitrifiziert werden. Falls also merkliche Ammoniumkonzentrationen in den Grundwässern auftreten, sind entweder die

- Mineralisation von organischer Substanz im Untergrund mit entsprechender Ammoniumbildung,
- eine nicht vollständige Nitrifizierung des eingetragenen Ammoniums in die ungesättigte Zone bzw. in den Grundwasserleitern oder
- eine Nachlieferung von adsorbierten Ammonium (z. B. Tonmineralien) in der wässrigen Phase (Sickerwasser oder Grundwasser) als chemische Gleichgewichtsreaktion

der Auslöser.

In der Regel zeigen somit die flächenhaft auftretenden höheren Ammoniumkonzentrationen den Einfluss einer intensiven Landnutzung an.

Punktuell kann Ammonium im Bereich von Deponien und Grundwasserschadensfällen in Erscheinung treten. Aufgrund des biologischen Abbaus organischen Materials unter anaeroben Bedingungen (z. B. Deponiekörper) entsteht Ammonium. Allerdings wird dieses Ammonium in Anwesenheit von Sauerstoff nach kurzer Fließzeit im weiteren Abstrom des Standortes wieder abgebaut.

Wie aus der Abb. 7.4 hervorgeht, liegen die Ammoniumgehalte der hessischen Grundwässer zum überwiegenden Teil unter der Bestimmungsgrenze bzw. in einem Konzentrationsbereich unter 0,1 mg/l.

Erhöhte Ammoniumkonzentrationen treten überwiegend im Hessischen Ried und in der Rhein-Main-Ebene, inklusive des Rheingaus, auf. Hier sind ausgedehnte Gebiete bekannt, in denen ein merkliches Nitratabbaupotential vorhanden ist (HLUG 2015a, HLUG 2015b). Die reduktiven Verhältnisse, gepaart mit stattfindenden Nitratabbauprozessen der durch die Landwirtschaft eingetragenen Stickstoffverbindungen, bedingen zusammen flächenhaft erhöhte Ammoniumkonzentrationen.

Im Hessischen Ried stellt zudem die Infiltration von abwasserbelastetem Oberflächenwasser über die Gewässersohle in das Grundwasser eine weitere Eintragsquelle dar. Somit können im Interaktionsbereich „Oberflächenwasser – Grundwasser“ zusätzlich Ammoniumkonzentrationen auch durch die Infiltration von Oberflächenwasser im geringen Ausmaß bedingt sein. Allerdings zeigt die Regionalisierung der Ammoniumkonzentrationen für das gesamte Hessische Ried ein flächenhaft ausgeprägtes Vorkommen von Ammonium. Die Ammoniumbelastung beschränkt sich also nicht auf die Interaktionsbereiche „Oberflächenwasser – Grundwasser“, sondern erstreckt sich über weite Teile der landwirtschaftlich genutzten Flächen.

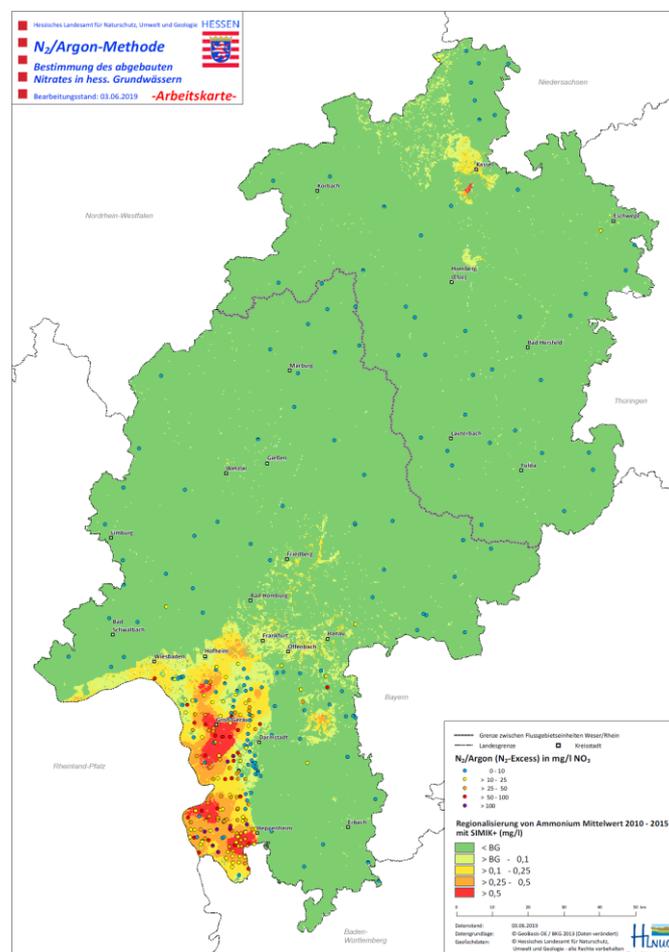


Abb. 7.4: Regionalisierte Ammoniumkonzentrationen und N₂-Exzess Konzentrationen (in mg/l NO₃).

Gleichfalls wird aus Abb. 7.4 deutlich, dass in den Regionen mit intensiver Landwirtschaft, verbunden mit diffusen Nitratreinträgen, die gleichzeitig reduzierte Grundwässer aufweisen

(Hessisches Ried und Rhein-Mainebene) und mit flächenhaft erhöhten Ammoniumkonzentrationen aufwarten, oft erhöhte bis sehr hohe N_2 -Exzess (in mg/l NO_3)-Konzentrationen auftreten. Konzentrationen > 50 N_2 -Exzess (in mg/l NO_3) sind vor allem im Hessischen Ried keine Seltenheit. Weiterhin kann festgehalten werden, dass in diesen Regionen ein flächenhafter Nitrateintrag vorliegt, der sich allerdings dem Grundwasser wegen der stattfindenden Denitrifikation (noch) nicht durch erhöhte Nitratkonzentrationen mitteilt.

Die theoretischen Nitratkonzentrationen ergeben sich aus der Summe der gemessenen Nitratkonzentration, zuzüglich der N_2 -Exzess (in mg/l Nitrat)-Konzentrationen. Da oberirdische Gewässer in der Regel moderate Nitratkonzentrationen (meist zwischen 10 und 15, selten über 20 mg/l NO_3) aufweisen, sind die hohen N_2 -Exzess (in mg/l Nitrat)-Konzentrationen in erster Linie durch die Landwirtschaft bedingt sein.

Durch die N_2/Ar -Methode können somit die potentiell gefährdeten Bereiche hinsichtlich Nitrat identifiziert werden, in denen, sobald das Denitrifikationspotential im Grundwasserleiter verbraucht ist, ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen zu erwarten ist. Die gemeinsame Betrachtung von ausgewählten Beschaffenheitsparametern und N_2 -Exzess-Messergebnissen (in mg/l Nitrat) belegt das Vorhandensein der Denitrifikationsprozesse, vor allem im Hessischen Ried und im geringeren Ausmaß im Rhein-Main-Gebiet.

Sulfat

Die Sulfatkonzentrationen liegen in einigen Regionen über dem geologisch bedingten Hintergrundwert von 233 mg/l bzw. dem Schwellenwert der Grundwasserverordnung von 250 mg/l. Eine autolitotrophe Denitrifikation (Anwesenheit von Reduktionspartnern wie Sulfat) führt zu erhöhten N_2 -Exzess-Überschüssen, verbunden mit erhöhten bzw. steigenden Sulfatkonzentrationen.

b) N_{min} -Gehalte der Böden im Frühjahr und Herbst

Die N_{min} -Daten (Gehalt der Bodenproben an verfügbarem mineralisierten Stickstoff) werden in eine zentrale Datenbank beim HLNUG eingestellt. Die Datenbank bzw. die Datenerfassung ist so aufgebaut, dass umfangreiche Auswertungen (z. B. nach Anbaufrüchten, Bodenart, nFK, Zwischenfruchtanbau) durchgeführt werden können. Auch die N- und Phosphor-Hoftorbilanzen werden zentral im HLNUG erfasst und bewertet. Hier ist eine gerichtete Auswertung der Stickstoff-/Phosphorbilanzen nach z. B. Betriebstypen, Betriebsgrößen u. a. möglich. Somit verfügt der Bereich Grundwasser über eine ausgezeichnete Datengrundlage, um die Auswirkungen der eingeleiteten Maßnahmen zu überprüfen sowie die erhaltenen Ergebnisse im Sinne des „Controlling“ rückzukoppeln.

Der Herbst- N_{min} -Gehalt entspricht der Menge an gelöstem Nitrat im Boden, das einer besonderen Auswaschungsgefährdung im Winterhalbjahr unterliegt. Der Herbst- N_{min} -Gehalt wird beeinflusst durch die langjährige Düngepraxis, Anbau von Zwischenfrüchten, Witterungsverlauf, Bodenverhältnissen, Mineralisationsleistung des Bodens und der Art der Bodenbearbeitung. Der Herbst- N_{min} -Gehalt bildet somit die Wirkungen aller pflanzenbaulichen Maßnahmen, die auf der jeweiligen Fläche erfolgt sind, ab.

Die Nährstoffaufnahme über Winter ist eher gering und neben einer möglichen Denitrifikation wird zusätzlich Stickstoff aus der organischen Bodensubstanz mineralisiert. Diese Mineralisierung von Stickstoff dürfte in den letzten Jahren infolge der warmen Witterung bis weit in den Spätherbst hinein einen nicht mehr zu vernachlässigbarem Betrag angenommen haben.

Der Zielwert für den Herbst- N_{min} -Wert liegt aus Grundwassersicht bei 30 kg N/ha. Dieser Zielwert wird hessenweit meist weit überschritten. Der Reduktionsbedarf variiert von Fläche zu Fläche stark und liegt zwischen 30 und teilweise 100 kg N/ha und Jahr.

Die gute Eignung der Herbst- N_{min} -Gehalte zur Abschätzung von stark auswaschunggefährdeten Nitratmengen sowie zur Lokation von auswaschunggefährdeten Gebieten wird beim Vergleich der räumlichen Verteilungsmuster der Abb. 7-1 und Abb. 7-5 deutlich. Regionen mit hohen Herbst- N_{min} -Werten sind meist diejenigen, die stark erhöhte Nitratkonzentrationen in den Grundwässern aufweisen.

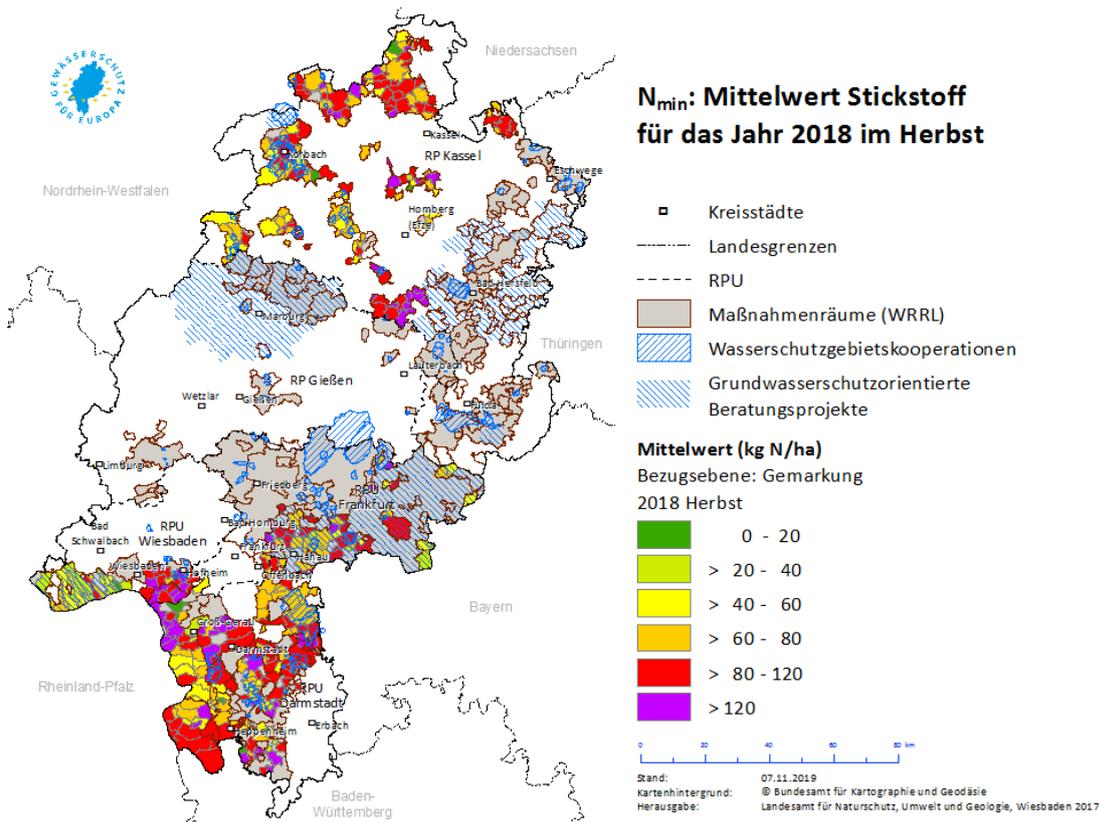


Abb. 7-5: Herbst- N_{min} -Gehalte (0 bis 90 cm Bodentiefe) in kg N/ha und Jahr für das Jahr 2018

In den Weinbergflächen im Rheingau werden durch die Begrünung der Rebzeilen meist sehr niedrige Herbst- N_{min} -Gehalte angetroffen. In der Folge führen die geringen Herbst- N_{min} -Gehalte zu fallenden Nitratgehalten in den Grundwässern unter Weinbergflächen.

Die zeitliche Entwicklung der N_{min} -Gehalte geht aus Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-6 hervor.

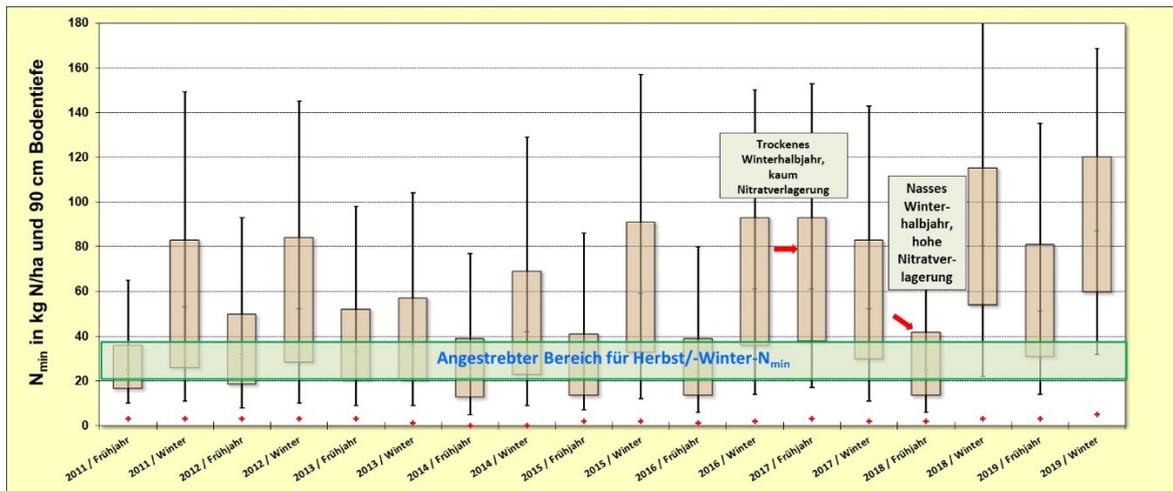


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-6: N_{\min} -Gehalte (kg N/ha) zu unterschiedlichen Zeiten.

In die N_{\min} -Auswertungen gingen von 2011 bis 2019 rund 69.000 Untersuchungen ein. Pro Jahr wurden zwischen 2.000 und 5.000 Schläge jeweils im Frühjahr und Herbst/Winter auf ihre N_{\min} -Gehalte hin untersucht und auf Ebene der Gemarkungen übermittelt. Damit verfügt Hessen über eine fundierte Bewertungsgrundlage hinsichtlich der Auswertung von N_{\min} -Gehalten.

Die im Herbst/Winter in den Böden anzutreffenden N_{\min} -Gehalte sind von Bedeutung, da der N_{\min} -Wert die im Bodensickerwasser gelöste Stickstoffmenge, vornehmlich als Nitrat, repräsentiert. Abb. 7-6 zeigt deutlich auf, dass die Herbst-/Winter- N_{\min} -Gehalte den für hessische Verhältnisse hinsichtlich der Sickerwasserspenden angestrebten Zielbereich (< 40 kg N pro ha) weit überschreiten. Die Stickstoff- bzw. Nitratverluste über das Winterhalbjahr sind durch die geringen N_{\min} -Gehalte in den darauffolgenden Frühjahren klar zu erkennen. Einzige Ausnahme ist die Zeitspanne vom Herbst/Winter 2016 zum Frühjahr 2017, bei der es nur zu einer geringen Abnahme der N_{\min} -Gehalte in den Böden kam. Verursacht wurde dieses Verhalten durch extrem geringe Niederschläge in den Wintermonaten, wodurch der Austrag von Nitrat weitgehend unterblieb. Die hohen N_{\min} -Gehalte im Winterhalbjahr von 2018 und auch 2019 sind bedingt durch die geringeren Stickstoffentzüge der angebauten Kulturen infolge der langanhaltenden sommerlichen Trockenheit. Gleichfalls fand eine höhere Stickstoffmineralisation im Herbst, verursacht durch die höheren Bodentemperaturen, statt. Zudem ist das Wachstum von Zwischenfrüchten bei geringen Bodenfeuchtegehalten eingeschränkt, so dass weniger Nährstoff in der Zwischenbegegrünung gespeichert werden können. In der Summe führt dies dazu, dass die potentiell auswaschungsgefährdeten Nitratmengen im Winterhalbjahr steigen.

Jede landwirtschaftliche Bodennutzung ist grundsätzlich, auch bei Düngung nach guter fachlicher Praxis, mit N-Verlusten verbunden. Die Höhe dieser Auswaschungsverluste ist vom Standort abhängig. Auf leichten oder flachgründigen Böden ist insbesondere bei höheren Niederschlägen eine stärkere Auswaschungsgefährdung gegeben, als dies bei lehmigen oder tiefgründigen Standorten der Fall wäre.

Tab. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-1: Tolerierbare Herbst- N_{\min} -Gehalte in kg/ha verändert nach Hennings und Scheffer (2000)

Bodenart	Sickerwasserrate in mm/Jahr			
	<100	100-200	200-300	>300
Sand (mS, gS, Su, fS)	15	20	30	40
Lehmiger Sand (St, Sl)	30	30	35	40
Lehm, Ton (Ul, Ls, Lu, Lt, Tu, T)	40	40	40	40

Quelle: © Bundesverband der Maschinenringe e.V

<http://www.maschinenringe.org/content/-zu-viel-gedüngt-erfolgsparameter-herbst-nmin-teil-1>

In die Tab. 7-1 geht die Berechnung ein, dass bei einer vorgegebenen Sickerwasserrate und Bodenart ein Herbst- N_{\min} -Gehalt nur so hoch sein sollte, dass im Sickerwasser eine Nitratkonzentration von 50 mg/l nicht überschritten wird. Die Denitrifikation über die Wintermonate wird wiederum über die Bodeneigenschaften berücksichtigt. Mit steigenden Lehm- bzw. Tonanteilen steigen die Beträge, die infolge der Denitrifikation in Abzug gebracht werden. Die hessischen Sickerwasserraten bewegen sich meist zwischen 100 und 200 mm/Jahr. Dies bedeutet, dass die tolerierbaren Herbst- N_{\min} -Gehalte zwischen 15 und 40 kg N/ha liegen sollten. Der Reduktionsbedarf variiert von Fläche zu Fläche stark.

Wie aus der Abb. 7-6 deutlich wird, müssen die N_{\min} -Gehalte im Herbst/Winter deutlich reduziert werden, um die Gefahr der Nitratverlagerung zu verringern.

Fruchtart

Die angebauten Hauptfrüchte haben einen entscheidenden Einfluss auf die Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte der Flächen. Beispielhaft seien die Nährstoffentzüge, Erntezeiten, typische Bodenbearbeitungsweisen, Ernterückstände u. a. genannt.

In der nachfolgenden Abbildung 7-7 werden für eine Auswahl von Anbaufrüchten die durchschnittlichen Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte dargestellt. Um Besonderheiten der Jahre auszugleichen, wurden die Mittelwerte der Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte über die Jahre 2011 bis 2019 gebildet. In die Auswertung flossen knapp 24.000 Untersuchungen ein. Bei Spargel lag mit rund 200 die geringste Anzahl von Untersuchungen vor. Bei Raps wurden alleine rund 7.000 Analysen durchgeführt. In der Regel lag die Anzahl der Messwerte pro Anbaufrucht im dreistelligen Bereich, so dass von einer fundierten Datengrundlage auszugehen ist.

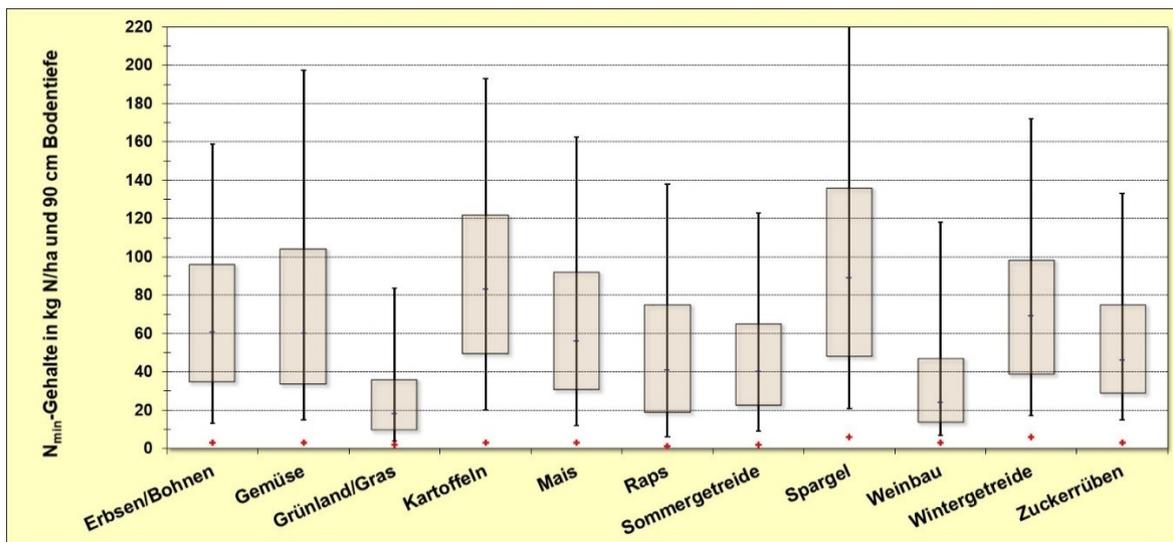


Abb. 7-7: Einfluss der Anbaufrüchte auf die mittleren Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte (2011 bis 2019)

Wie aus der Abb. 7-7 hervorgeht, werden in den Spargel- und Kartoffelflächen die höchsten Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte gefunden. Hier liegen ein Viertel aller Werte über 120 kg/ha und 90 cm Bodentiefe im Mittel der Jahre. Mehr als die Hälfte aller Flächen weisen Werte > 80 kg N/ha und 90 cm Bodentiefe auf. Auch bei „Gemüse“ werden hohe Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte nachgewiesen. Mais, Erbsen/Bohnen und Wintergetreide nehmen hinsichtlich ihrer Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte eine mittlere Position ein. Allerdings liegen auch bei diesen Kulturen die Hälfte aller Werte über 60 kg N/ha und 90 cm Bodentiefe. Deutlich geringere mittlere Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte werden für Raps, Zuckerrüben und Sommergetreide ermittelt. Die geringsten Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte werden für Grünland und auf Weinbauflächen erhalten. Die Hälfte der untersuchten Schläge liegen in beiden Bewirtschaftungsformen unterhalb von 20 kg N/ha und 90 cm Bodentiefe. Nicht dargestellt sind Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte unter Forstflächen. Hierzu liegen rund 60 Einzeluntersuchungen vor. Der mittlere Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalt und forstwirtschaftlich genutzten Flächen beläuft sich auf rund 10 kg N/ha und 90 cm Bodentiefe. Somit ist der Stickstoffeintrag in das Grundwasser aus Waldgebieten sehr gering.

Zwischenbegrünung

Eine effektive Form, um das Nitrat über die Winterhalbjahre zu fixieren und damit vor einer Verlagerung bzw. Auswaschung zu schützen, ist die Etablierung einer Zwischenbegrünung.

In der nachfolgenden Abb. 7-8 wird der Einfluss der Zwischenbegrünung auf die N_{\min} -Gehalte illustriert.

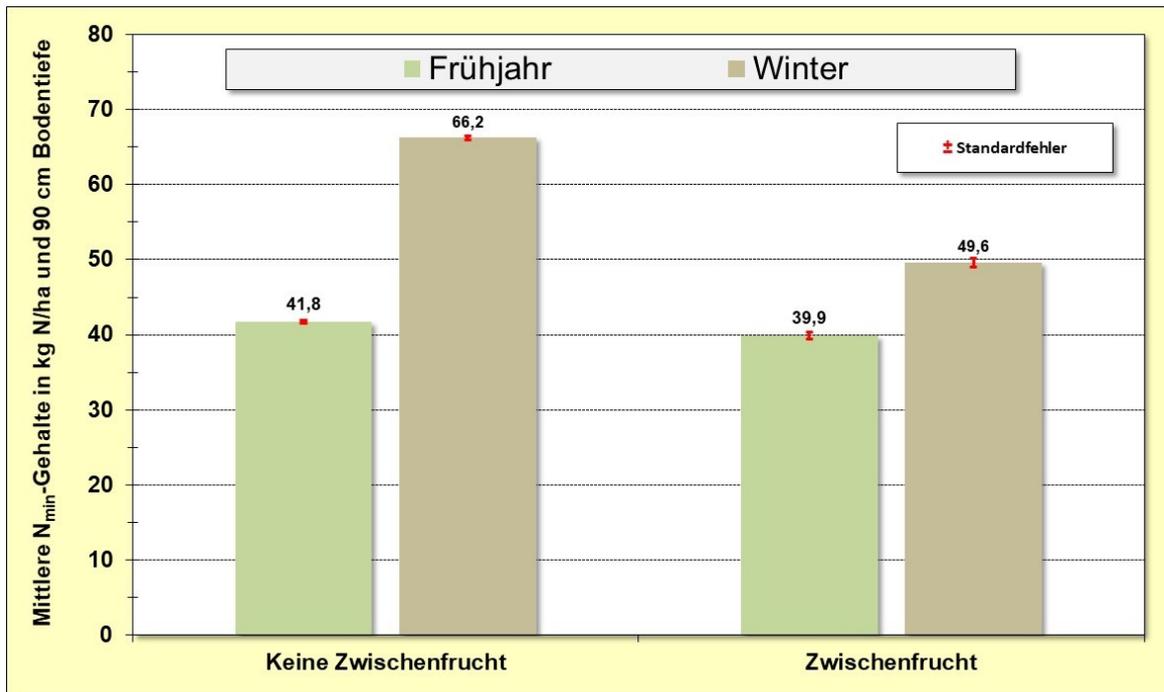


Abb. 7-8: Einfluss der Zwischenbegrünung auf die mittleren N_{\min} -Gehalte (2011 bis 2019)

In die Bewertung der N_{\min} -Gehalte in Abhängigkeit des Zwischenfruchtanbaus gingen insgesamt knapp 70.000 Untersuchungen ein. Hierauf entfallen auf die Variante „Keine Zwischenfrucht“ jeweils gut 30.000 Untersuchungen auf das Frühjahr sowie den Herbst/Winter. Mit jeweils gut 6.000 Untersuchungen liegen für die Variante „Zwischenfruchtanbau“ eine wesentlich geringere Datenmenge vor. Dies bedeutet, dass der Anteil der Flächen/Schläge ohne eine Zwischenbegrünung bei weitem überwiegen. Zu beachten hierbei ist jedoch, dass bei Wintergetreide, welches einen hohen Anteil der angebauten Feldfrüchte darstellt, kein Zwischenfruchtanbau erfolgt.

Während im Frühjahr die N_{\min} -Gehalte in nicht bzw. mit Zwischenfrüchten bestellten Schlägen nahezu gleich sind, übertreffen die N_{\min} -Gehalte in Schlägen ohne Zwischenfruchtanbau im auswaschungsgefährdeten Winterhalbjahr um knapp 17 kg N pro ha und Jahr. Der in der Zwischenbegrünung gespeicherte Stickstoff ist vor Auswaschung geschützt. Wichtig ist allerdings, dass dieser gespeicherte Stickstoff bei der Düngebedarfsempfehlung angerechnet wird.

Konventionelle und ökologische Bewirtschaftungsweise

Seit dem Jahr 2018 werden die N_{\min} -Gehalte von ökologisch und konventionell bewirtschafteten Flächen/Schlägen getrennt erfasst. In die nachfolgende Bewertung gingen insgesamt gut 6.000 Einzelergebnisse für die konventionelle und rund 270 Einzelergebnisse für die ökologische Bewirtschaftungsweise ein. Dieses „Ungleichgewicht“ resultiert aus der wesentlich geringeren Anzahl an ökologisch bewirtschafteten landwirtschaftlichen Nutzflächen.

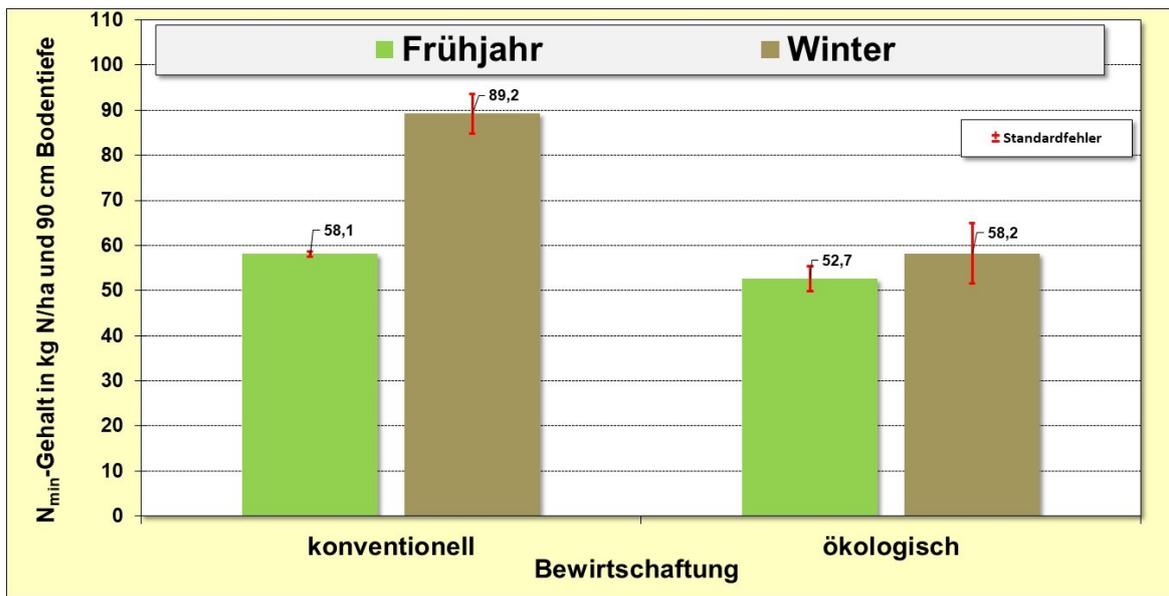


Abb. 7-9: Einfluss der Bewirtschaftungsform auf die mittleren N_{\min} -Gehalte (2018 bis 2019)

Wie aus der Abb. 7-9 hervorgeht, werden wesentlich geringere Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte für die Jahre 2018 und 2019 in den ökologisch bewirtschafteten Flächen erhalten. Dies spricht dafür, dass eine größere Menge an Stickstoff in den ökologisch bewirtschafteten Flächen in Zwischenbegrünungen eingelagert worden sind. Da im ökologischen Landbau keine Mineraldünger zugeführt werden dürfen, ist es von besonderer Bedeutung, dass die Stickstoffmengen im System bleiben, damit diese im Frühjahr dem Aufwuchs zur Verfügung stehen.

c) N- bzw. P-Hoftor-Bilanzen der Leitbetriebe

Die Bestimmung des N-Bilanzüberschusses (Basis: Gesamt-N) ist eine allgemein anerkannte Größe zur Dokumentation und Bewertung der Nachhaltigkeit der landwirtschaftlichen Produktion sowie eine feste Größe der möglichen Umweltbelastungen durch N-Emissionen. Für die Abschätzung des Nitratbelastungspotenzials von Grundwasser und Oberflächengewässern durch die Landwirtschaft findet der N-Überschuss allgemein Verwendung. Im Zusammenhang mit der Umsetzung der WRRL hat diese Größe in den letzten Jahren eine besondere Bedeutung bekommen, wenn es darum geht, den Beitrag der Landwirtschaft für die Nitratbelastung von Gewässern quantitativ zu bewerten.

Im Rahmen der Maßnahmenumsetzung wurde sich für die Hoftorbilanz entschieden, da hierfür alle benötigten Daten aus der Buchführung der Betriebe übernommen werden können. Sie entspricht jedoch weder den düngerechtlichen Vorschriften noch bewertet sie die Einzelfläche, von der ggf. eine punktuelle Grundwasserbelastung ausgeht.

Im Rahmen der grundwasserschutzorientierten Beratung werden in 772 ausgewählten Leitbetrieben, die als Multiplikatoren wirken, die N- bzw. P-Hoftorbilanzen erfasst.

Die zeitliche Entwicklung der N-Hoftorbilanzen, gegliedert nach Betriebstypen, wird in der Abb. 7-10 gezeigt.

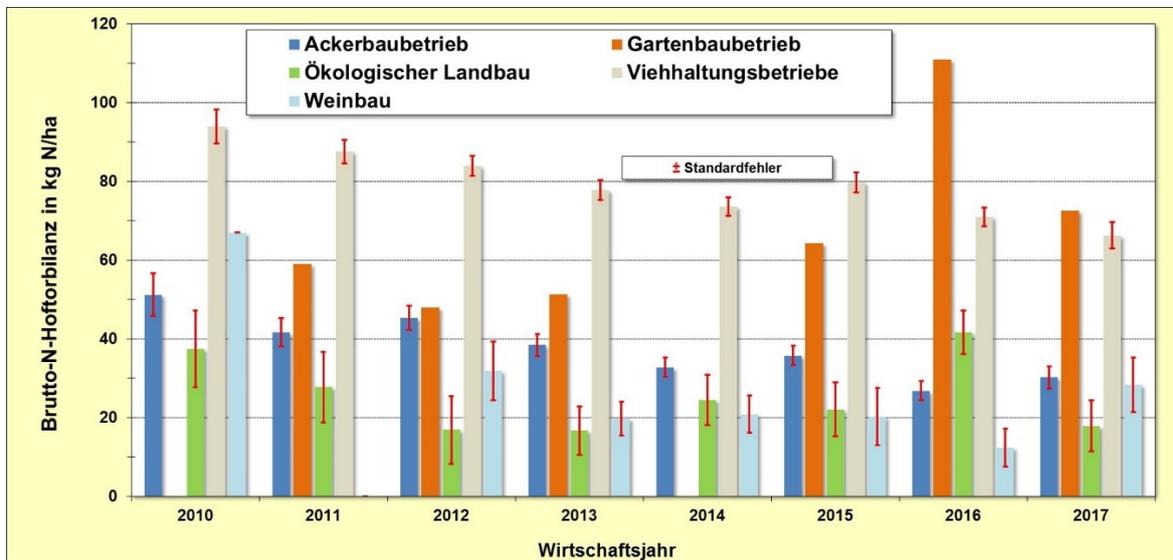


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-10: Zeitliche Entwicklung der Brutto-N-Hoftorbilanzen in kg N/ha

Die Brutto-N-Hoftorbilanzen wurden nach Jahren und nach den Betriebstypen gegliedert. Der positive Einfluss der gewässerschutzorientierten Beratung wird durch die durchweg fallenden N-Bilanzüberschüsse deutlich. Die Brutto-N-Hoftorbilanz (Brutto-HTB) stellt die Stickstoff-Zufuhren und -Abfuhr für einen landwirtschaftlichen Betrieb gegenüber. Der daraus ermittelte N-Bilanz-Saldo dient der Beurteilung der Stickstoffausnutzung sowie der potentiellen Belastung für die Umwelt.

Viehhaltende Betriebe weisen die höchsten Brutto-HTB auf. Ökologisch wirtschaftende Betriebe, Ackerbaubetriebe und Weinbaubetriebe haben in der Regel sehr geringe Brutto-HTB. Diese bewegen sich meist zwischen gut 20 und < 40 kg N/ha und Jahr. Durch die gewässerschutzorientierte Beratung kommt es zu einer Abnahme der Brutto-HTB über die Zeit. Vor allem bei den viehhaltenden Betrieben ist ein deutlicher Rückgang der Brutto-HTB, von rund 90 auf etwas mehr als 60 kg N/ha und Jahr, erkennbar. Es muss allerdings erwähnt werden, dass in vielen Gebieten von Hessen die Viehbesatzdichte gering ist und diese nur in wenigen Regionen eine gewisse Bedeutung erlangt. In die Bewertung gingen rund 200 Ackerbaubetriebe, 350 Viehhaltungsbetriebe, 20 ökologisch wirtschaftende Betriebe, 25 Weinbaubetriebe und 4 Gartenbaubetriebe ein. Die Anzahl der Betriebe schwankt jedoch von Jahr zu Jahr.

Die Anzahl der Gartenbaubetriebe ist bisher gering. Die Aussagekraft der N-Hoftorbilanzen für diesen Betriebstyp ist daher eingeschränkt.

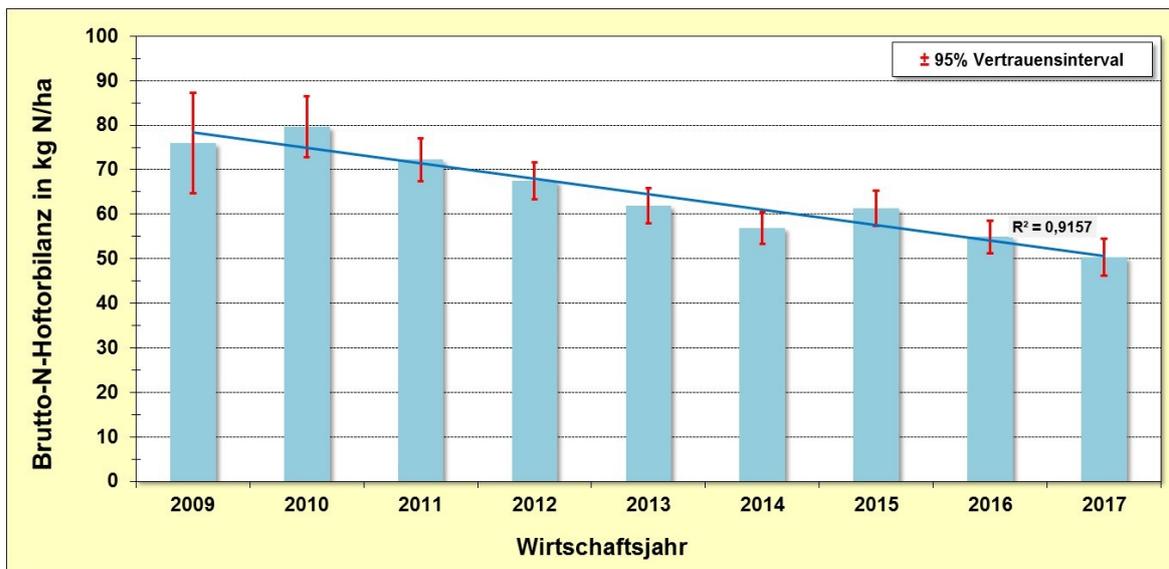


Abb. 7-11 Mittlere Brutto-N-Hoforbilanzen über die Jahre

In der Abb. 7-11 wurde auf die Aufschlüsselung nach Betriebstypen verzichtet. Dies hat den Vorteil, dass die am häufigsten vorkommenden Betriebstypen (Viehhaltungsbetriebe und Ackerbaubetriebe) die ermittelten Jahresmittelwerte, ihrer Bedeutung entsprechend, prägen. Es ist klar ersichtlich, dass von 2009 bis 2017 eine deutliche Reduktion der N-Bilanzüberschüsse der Leitbetriebe stattgefunden hat. Von rund 75 kg N/ha sind die, über alle Betriebstypen gemittelten, N-Hoforbilanzen signifikant auf 50 kg N/ha zurückgegangen.

In der Abb. 7-12 wird die räumliche Verteilung der mittleren Brutto-N-Hoforbilanzen wiedergegeben.

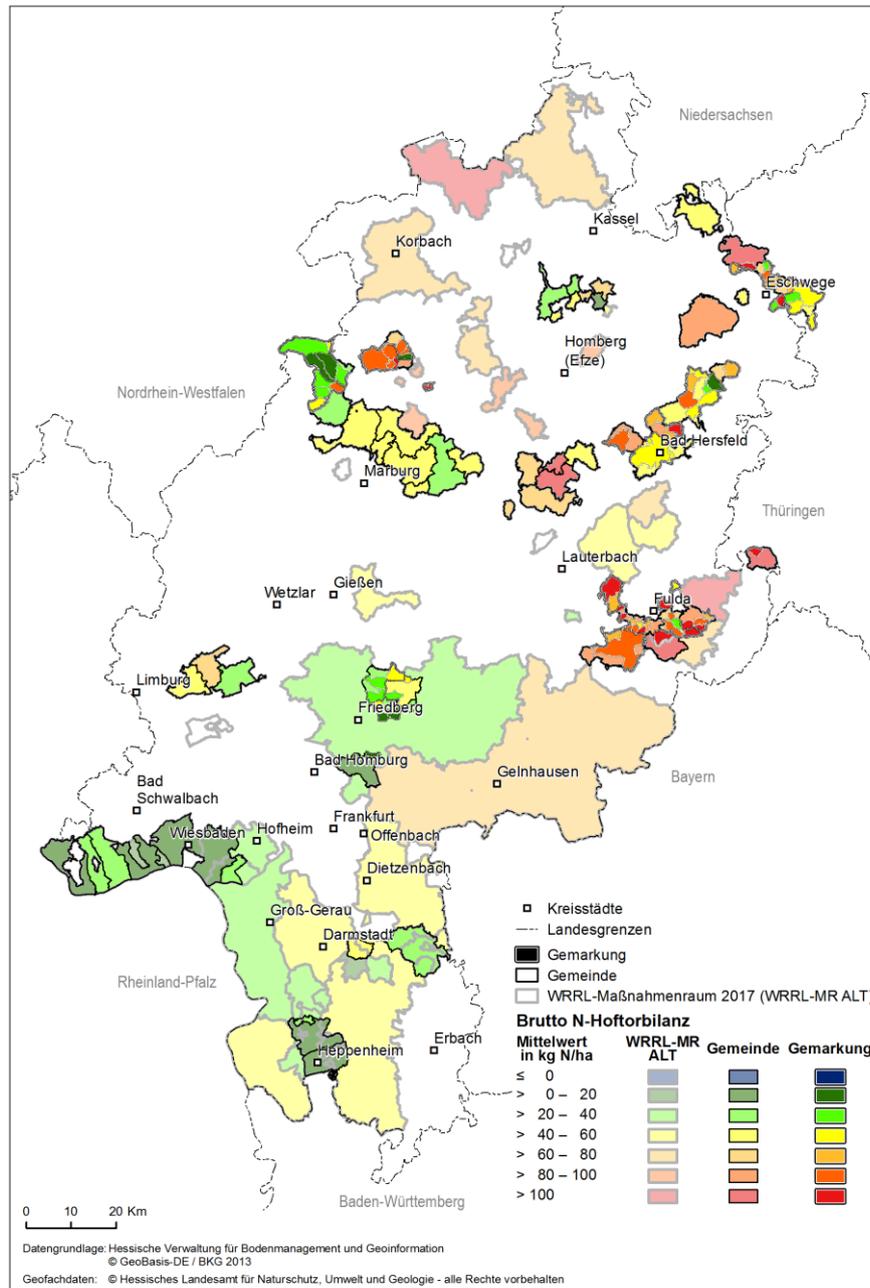


Abb. 7-12: Räumliche Verteilung der mittleren Brutto-N-Hoftorbilanzen

Geringe mittlere Brutto-N-Hoftorbilanzen (meist < 20 kg N/ha und Jahr) ergeben sich für den Rheingau (Weinbau). Im Hessischen Ried und auch in der Wetterau (Gemüsebau- bzw. Ackerbauregionen) werden meist Brutto-N-Hoftorbilanzen zwischen 20 und 60 kg N/ha und Jahr angetroffen. Hohe Brutto-N-Hoftorbilanzen (> 100 kg N/ha und Jahr) liegen ausschließlich in Nordhessen. Diese sind einerseits durch höhere Viehbesätze bedingt. Außerdem erhalten diese Regionen zusätzlich organische Dünger wie Gülle und Hühner-trockenkot aus anderen Regionen. Dies macht sich in deutlich erhöhten Brutto-N-Hoftorbilanzen bemerkbar.

d) AGRUM Weser: Flächenhafte bzw. modellhafte Berechnung von N-Einträgen

Das im Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ angewandte Verfahren zur modellhaften Berechnung von Nitratkonzentrationen in den Sickerwässern wurde mit leichten Modifikationen auf Hessen erweitert (siehe Abschlussbericht AGRUM Weser).

Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Diese N-Immobilisierung wurde in Anlehnung an Müller und Raissi (2002) für Grünland bei 57 %, für Nadelwald bei 50 % und für Laubwald bei 71 % der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition angesetzt (zitiert in Wendland et. al [2015]).

Bei der Modellierung der N-Einträge wurden folgende Datengrundlagen herangezogen:

- N-Einträge über die Atmosphäre (Waldzustandsbericht 2018 Hessen)
- Brutto-N-Hoftorbilanzen der hessischen Leitbetriebe (Mittelwerte der Jahre 2009 bis 2017)
- Landnutzung nach ATKIS (Amtliche Topographisch-Kartographische Informationssystem)
- N-Immobilisierung (nach Müller und Rassi 2002)
- Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (nach Wienhaus et al. 2008)
- Mittlere Grundwasserneubildung der Jahre 1981 bis 2010
- Verweilzeiten des Grundwassers

Das Modell weist eine räumliche Auflösung von 100m * 100 m auf.

Nachfolgend wird die Vorgehensweise zur Ermittlung der flächenhaften Stickstoffeinträge sowie der abgeleiteten Reduktionsbedarfe kurz skizziert.

Erfassung der atmosphärischen Stickstoffeinträge und deren flächenhafte Zuordnung auf Nadel-, Laub und Mischwald, Freiflächen (z. B. Landwirtschaft, Siedlung) mit Hilfe der ATKIS-Daten.

Auswertung der Brutto-N-Hoftorbilanzen und deren räumliche Zuordnung (Gemarkung, Gemeinde oder Maßnahmenraum). Diese unterschiedlichen räumlichen Zuordnungen sind dem Datenschutz geschuldet. Die kleinste räumliche Einheit ist hierbei die Gemarkung, die größte der Maßnahmenraum. Es wurde diejenige Einheit gewählt, bei der die Anonymität des jeweiligen Betriebes gewahrt wurde. Zur Erstellung eines einheitlichen Datensatzes wurden GIS-technisch alle Raumeinheiten zusammengelegt. Wo sich Raumeinheiten überlagerten, wurde immer der jeweils räumlich höher aufgelöste Datensatz (d.h. Gemarkungen vor Gemeinden und vor Maßnahmenräumen) übernommen.

Für die landwirtschaftlich genutzten Flächen werden die atmosphärischen N-Einträge und die auf Maßnahmenraumbene aggregierten N-Einträge, auf Grundlage der Brutto-N-Hoftorbilanzen, addiert. Für die Waldflächen kommen nur die atmosphärischen N-Einträge zum Ansatz.

Die N-Einträge wurden mit den Reduktionsfaktoren (nach Müller und Rassi 2002), die in den meisten Modellen (z. B. Wendland et. al [2015]), Verwendung finden, verrechnet (Tab. 7-2).

Tab. 7-2: Reduktionsfaktoren für N-Einträge in Abhängigkeit von der Landnutzung

Landnutzung	Ackerbau	Grünland	Sonstige	Laubwald	Nadelwald	Mischwald
Festgelegte N-Menge im Boden in %	0	57	40	71	50	60
Verbleibende N-Menge in %	100	43	60	29	50	40

Die potentielle Denitrifikation wurde auf Grundlage der Bodenflächendaten 1:50.000 (BFD50) hessenweit abgeleitet. Ein wesentliches Produkt der Bodenflächendaten ist die Bereitstellung von thematischen Karten als Datensatz (z. B. Staunasse Böden, Bodentypen) für die fachliche Weiterverarbeitung unter Verwendung von Computerprogrammen.

Auf Grundlage der BFD50 wurden über die Flächeninformationen hinsichtlich Bodentypen, Grundnässestufen, Staunässestufen einer Fläche eine bestimmte Denitrifikationsstufe in Anlehnung an LBEG (2008) zugeordnet. Aufgrund der breiten Spannweiten der Klassen wurde, abweichend vom Vorschlag des LBEG (2008), nicht die mittlere Denitrifikationsrate gewählt, sondern als „worst case“ die Untergrenze der jeweiligen Denitrifikationsstufe herangezogen.

Die Verweilzeiten des Grundwassers resultieren aus dem „Verweilzeitenmodell Hessen (Kunkel und Wendland 2010)“, welches vom HLNUG beauftragt wurde. Das HLNUG hat anschließend diesen Modellansatz um wesentliche Komponenten (z. B. Integration der Lössüberdeckung) erweitert.

Da die potenziellen maximalen Denitrifikationsraten der Böden in Einheiten von kg N/ha und Jahr angegeben sind, kann über die Verweilzeit des Grundwassers im Boden die maximale Denitrifikationsrate direkt abgeschätzt werden. Diese ist erreicht, wenn die Verweilzeiten \geq ein Jahr betragen, während (linearer Abbau vorausgesetzt) Verweilzeiten < 1 Jahr proportional zur Verweilzeit zu geringeren Denitrifikationsraten führen.

Die Grundwasserneubildungsrate (Hergesell und Berthold 2004, KLIWA 2012) wurde aus den Datenbeständen des HLNUG als Mittelwert der jährlichen Grundwasserneubildungsraten für den Zeitraum von 1981 – 2010 ermittelt.

Stickstoffeinträge

In den WRRL-Maßnahmenräumen werden seit geraumer Zeit die Brutto-N-Hoftorbilanzen der sog. Leitbetriebe erfasst. Die über die Jahre gemittelten Brutto-N-Hoftorbilanzen der Leitbetriebe wurden dem entsprechenden Maßnahmenraum zugeordnet. Außerhalb der WRRL-Maßnahmenräume liegen keine Daten für Brutto-N-Hoftorbilanzen vor. Da jedoch die WRRL-Maßnahmenräume alle Räume abdecken, die ein höheres Belastungspotential hinsichtlich Stickstoffeinträge aufweisen, werden alle relevanten Flächen erfasst.

Im Waldzustandsbericht Hessen 2018 werden konkrete Angaben über die Stickstoffeinträge in Abhängigkeit von der Landnutzung gemacht. Nadelwald weist mit 18,2 kg N/ha

und Jahr die höchsten Einträge auf. Für Mischwald werden gut 14 kg und für Laubwald etwas mehr als 9 kg N/ha und Jahr ausgewiesen.

Für Freiflächen, Landwirtschaftsflächen und Siedlungsgebiete werden einheitlich 4,9 kg N/ha und Jahr ermittelt. Der Waldzustandsbericht führt ebenfalls aus, dass der Ammoniumanteil der gesamten Stickstoffeinträge bei rund 50 % liegt. Der überwiegende Anteil der Ammoniumeinträge über die Luft ist laut Waldzustandsbericht 2018 auf landwirtschaftlich bedingte Ammonium-Emissionen zurückzuführen. Damit verursacht die Landwirtschaft rund die Hälfte der Stickstoffemissionen. (UBA 2015, 2018). Einzig für die landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich eine Überlagerung von Stickstoffeinträgen aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung und atmosphärischen N-Einträgen.

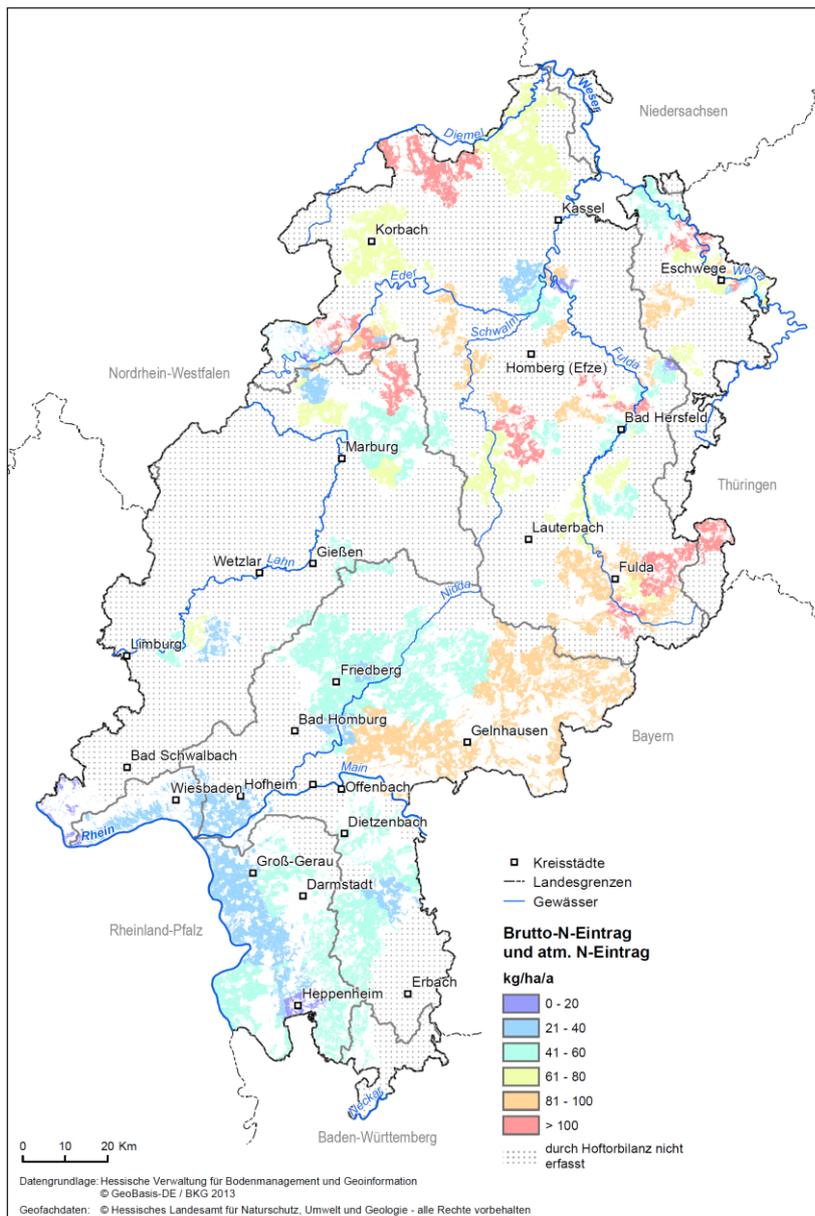


Abb. 7-13: Brutto-N-Einträge aus der Landwirtschaft und Atmosphäre

Die Abb. 7-13 zeigt die addierten N-Einträge, die sich für landwirtschaftliche Flächen ergeben. Die atmosphärischen Einträge in Höhe von rund 5 kg N/ha und Jahr sind im Vergleich zu den landwirtschaftlich bedingten N-Einträgen eher gering. Zumal die Hälfte dieser 5 kg N/ha und Jahr wiederum aus der Landwirtschaft stammen. Wie zu erkennen ist, werden in weiten Bereichen Hessens, vor allem in den viehhaltenden Regionen meist N-Einträge über 60 kg/ha und Jahr erreicht. In einigen Regionen Nordhessens werden N-Einträge über 100 kg/ha ausgewiesen.

Denitrifikationsleistung der Böden

Die im Boden vorliegenden Stickstoffüberschüsse gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und reduziertem Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Wendland, 1992; Köhne & Wendland, 1992; Wendland et al., 1993; Kunkel & Wendland, 2006; Kreins et al., 2010).

Die Ableitung der maximalen Denitrifikation erfolgte mit Hilfe der Verweilzeit des Grundwassers im Boden und der potenziellen maximalen Denitrifikationsrate der Böden nach Wienhaus et al. (2008). Es wurde jedoch die unteren Klassengrenzen der jeweiligen Denitrifikationsstufen in Ansatz gebracht. Gründe hierfür waren, dass möglichst Überschätzungen der Denitrifikationsleistung vermieden werden, auch ist bei längeren Trockenphasen von Böden (dies war in den letzten Jahren häufiger zu beobachten) mit einem Rückgang der Denitrifikationsleistung zu rechnen.

Da die potenziellen maximalen Denitrifikationsraten der Böden in Einheiten von kg N/ha und Jahr angegeben sind, kann über die Verweilzeit des Grundwassers im Boden die maximale Denitrifikationsrate direkt abgeschätzt werden. Diese ist erreicht, wenn die Verweilzeiten \geq ein Jahr betragen, während (linearer Abbau vorausgesetzt) Verweilzeiten < 1 Jahr proportional zur Verweilzeit zu geringeren Denitrifikationsraten führen.

Die Abb. 7-14 visualisiert die abgeleitete Denitrifikationsleistung der landwirtschaftlich genutzten Böden in Hessen. Vorherrschend sind Denitrifikationsleistungen von 1 kg N/ha und Jahr bzw. keine merklich stattfindende Denitrifikation. In einigen Regionen jedoch werden hohe Denitrifikationsraten (> 30 kg N/ha und Jahr) ausgewiesen. Dies ist im Bereich des hessischen Riedes und der Wetterau besonders ausgeprägt.

Das in den Böden vorhandene Denitrifikationspotenzial ist allerdings als eine endliche Ressource aufzufassen, die mit jedem eingetragenen kg N weiter abgebaut wird. Ansteigender Nitrat-Konzentrationen müssen daher nicht zwangsläufig auf eine unzureichende Umsetzung der N-Minderungsmaßnahmen hindeuten, sondern können auch durch nachlassendes Abbauvermögen im Anstrom der Überwachungsmessstelle erklärt werden.

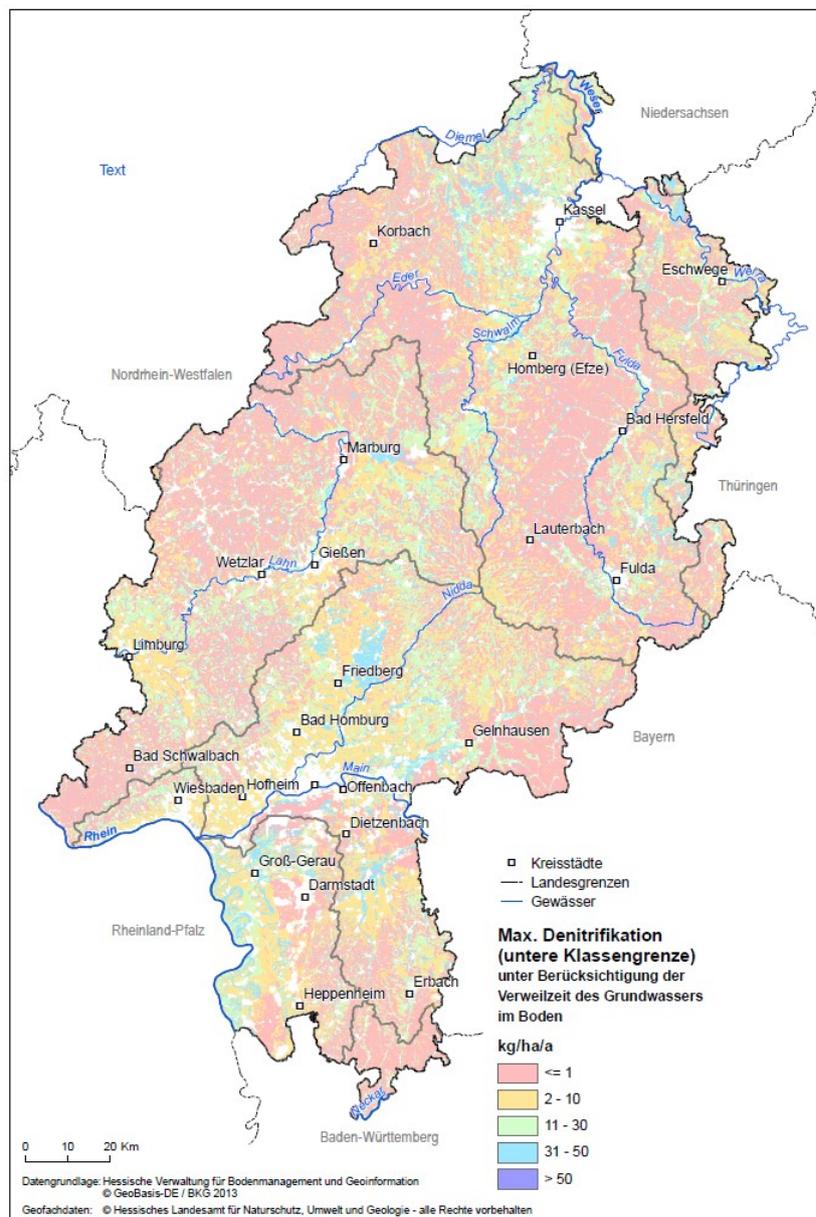


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-14: Denitrifikation von Stickstoff im Boden.

Für das hessische Ried wurde ein Forschungsprojekt „Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten“ durchgeführt, das detaillierte Auswertungen und eine Ableitung hinsichtlich des Denitrifikationspotenzials zulässt. 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 Stofftransport und dem in Teilbereichen teilweise unvollständig stattfindenden Nitratabbau im Grundwasserleiter (GWL) vollständig beschreiben. Die erarbeitete Modellvorstellung kann damit zur Planung und Optimierung von Maßnahmenprogrammen eingesetzt werden, um

die erforderlichen N-Minderungsmaßnahmen zur Erreichung der Qualitätsziele im Grundwasser abzuschätzen.

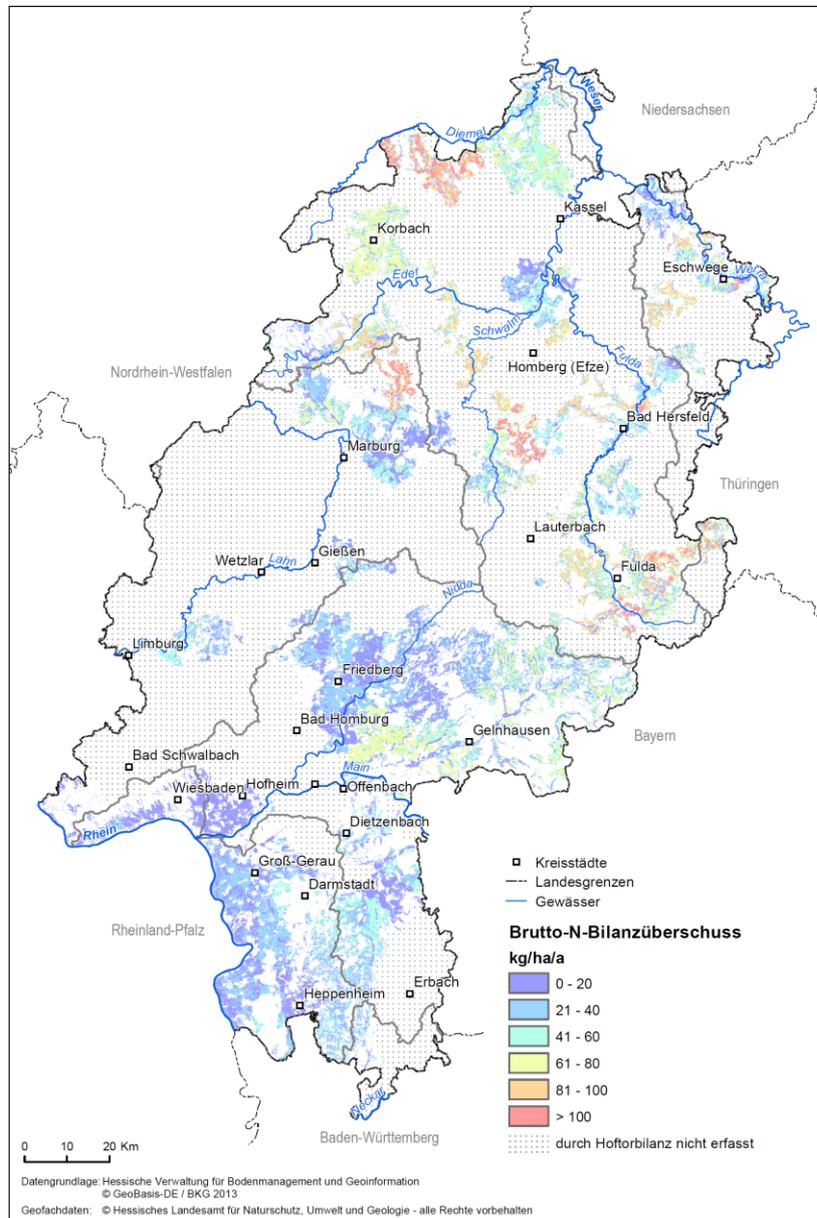


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-15: Brutto-N-Bilanzüberschüsse auf landwirtschaftlich genutzten Flächen, abzüglich der Denitrifikationsleistung der Böden.

Aus der Abb. 7-15 wird deutlich, dass in vielen Bereichen von Hessen Brutto-N-Bilanzüberschüsse zwischen 20 und 40 kg N/ha und Jahr vorliegen. Niedrige Brutto-N-Bilanzüberschüsse liegen für Teile des Hessischen Rieds und der Wetterau vor. In diesen Gebieten werden höhere Denitrifikationsraten ausgewiesen, die eine Minderung der Brutto-N-Bilanzüberschüsse bedingen. Die niedrigen Brutto-N-Bilanzüberschüsse für die Weinbaugebiete gehen jedoch überwiegend auf die sehr geringen Brutto-N-Hoftorbalancen der Weinbaubetriebe zurück. Hohe Brutto-N-Bilanzüberschüsse werden in Nordhessen (Großraum Korbach, Homberg [Efze] und Fulda) erhalten. In diesen Regionen bedingen

die erhöhten Brutto-N-Hoftorbilanzen der viehaltenden Betriebe die höheren Bilanzüberschüsse. Insgesamt gesehen kommt es durch die Denitrifikation zu einer wesentlichen Absenkung der Brutto-N-Bilanzüberschüsse.

Ableitung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter landwirtschaftlichen Flächen

Die modellierte/berechnete NO_3 -Konzentration im Sicker- bzw. Grundwasser unter landwirtschaftlich genutzten Flächen ergibt sich aus den regionalisierten Brutto-N-Bilanzüberschüssen.

Die in der Abb. 7-16 dargestellten Nitratkonzentrationen gelten ausschließlich für die Sickerwässer unter landwirtschaftlich genutzten Flächen. In der Regel werden hier Nitratkonzentrationen von über 100 mg/l Nitrat erreicht. Diese hohen Konzentrationen werden allerdings im Grundwasserraum durch den Zustrom von relativ unbelasteten Grundwässern aus Waldgebieten oder weitere Abbauprozesse (Denitrifikation) in der ungesättigten Zone bzw. im Grundwasserraum verdünnt bzw. verringert.

Im Vergleich mit den Karten 7-1 (Regionalisierte Nitratkonzentrationen) und Abb. 7-5 (Herbst- N_{\min} -Gehalte) ergeben sich gute Übereinstimmungen. Dies bedeutet, dass die erhöhten Nitratkonzentrationen in den Grundwässern auf die landwirtschaftlichen Einflüsse zurückzuführen sind.

Gleichfalls wird beim Vergleich von Karte 7-1 (Regionalisierte Nitratkonzentrationen) und Abb. 7-5 (Herbst- N_{\min} -Gehalte) deutlich, dass in vielen Bereichen eine massiv ablaufende Denitrifikation stattfinden muss. Zum Beispiel würden N_{\min} -Gehalte von 100 kg N/ha bei einer Grundwasserneubildung von 100 l/m² zu einer Nitratkonzentration von 443 mg/l führen.

Es wird deutlich, dass eine Reduzierung der N-Bilanzüberschüsse und der Herbst/Winter N_{\min} - Werte dringend notwendig ist, um die Nitratkonzentrationen zu senken, aber auch um das endliche Denitrifikationspotenzial zu schützen.

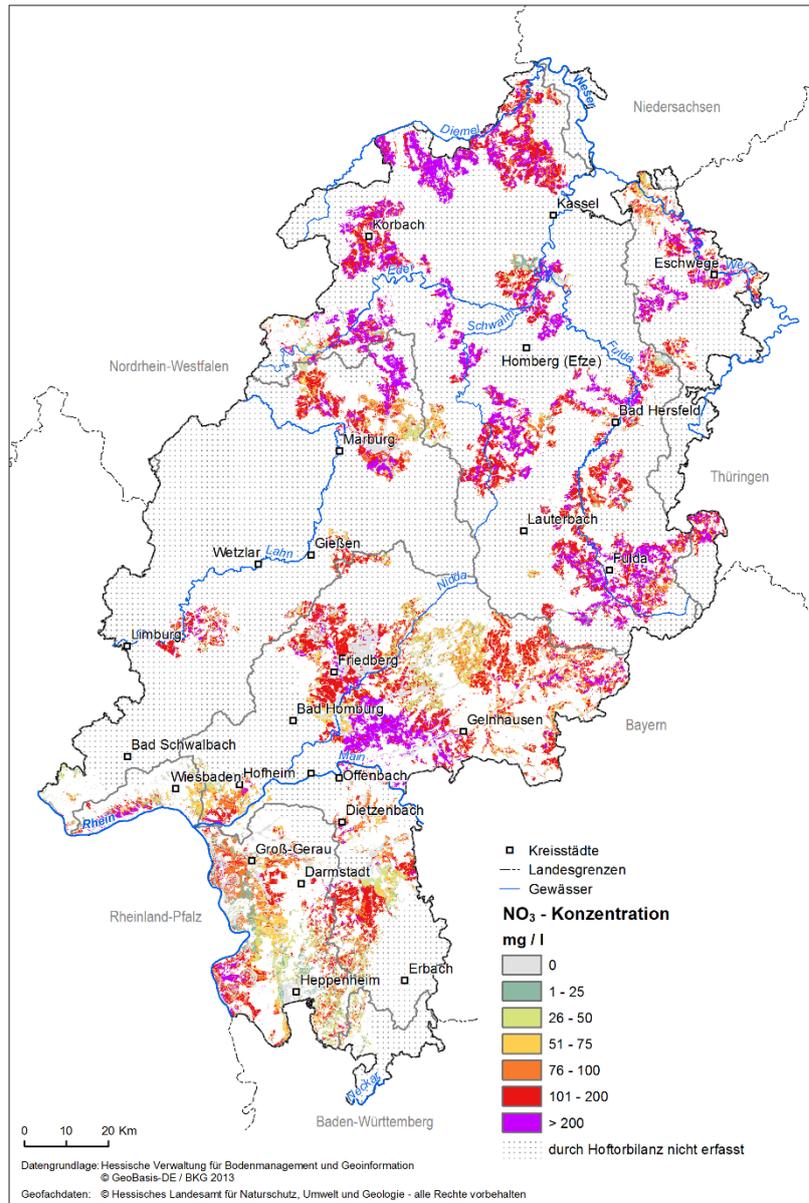


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-16: Berechnete Nitratkonzentration der Grund- bzw. Sickerwässer unter landwirtschaftlich genutzten Flächen.

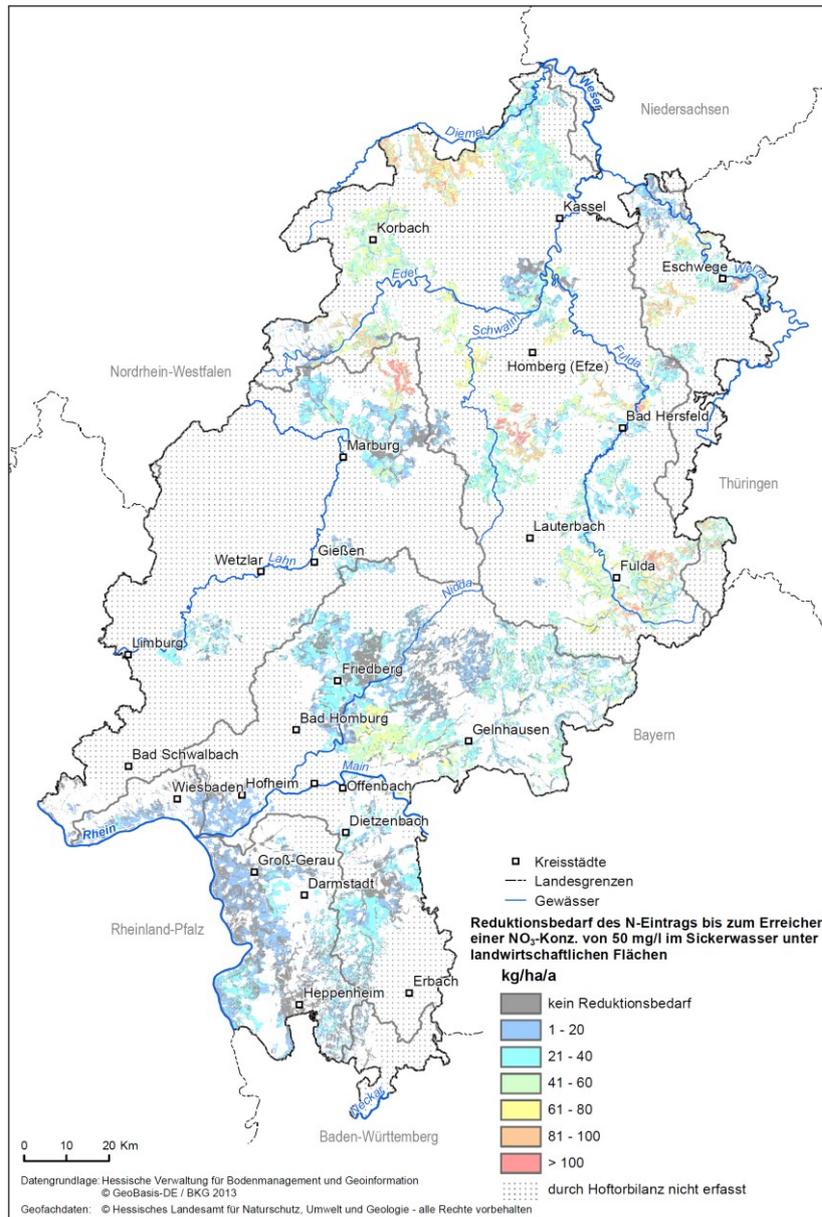


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-17: Reduktionsbedarf bzw. noch tolerierbarere zusätzliche N-Einträge auf landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Mit Hilfe der errechneten Nitratkonzentrationen für die Sickerwässer unter landwirtschaftlicher Nutzung ist es möglich, den Reduzierungsbedarf des N-Eintrags zu berechnen. Ausgangspunkt ist eine theoretische Annahme einer Nitratkonzentration von 50 mg/l Nitrat in den Grund- bzw. Sickerwässern unter landwirtschaftlich genutzten Flächen. Bei Hinzunahme der Grund- bzw. Sickerwasserspense kann daraus die N-Menge berechnet werden, die zu dieser Konzentration von 50 mg/l Nitrat erforderlich ist. Der erforderliche Stickstoff-Reduktionsbedarf ergibt aus dem Brutto-N-Bilanzüberschuss abzüglich der N-Menge, die eine Grund- bzw. Sickerwasserkonzentration von 50 mg/l Nitrat ergibt.

Die Ergebnisse werden in der Abb. 7-17 visualisiert. Mit Ausnahme derjenigen Flächen, die ein höheres Denitrifikationspotenzial aufweisen, wird für alle anderen landwirtschaftlich genutzten Flächen ein mehr oder wenig deutlich ausgeprägtes Reduktionspotenzial an Stickstoff ausgewiesen. Für landwirtschaftliche Regionen mit höherem Viehbesatz ergeben sich die höchsten Reduktionspotenziale an Stickstoff. Nach den Modellrechnungen liegt der Reduktionsbedarf der N-Bilanzüberschüsse in Nordhessen zwischen 20 und 40 kg N/ha und Jahr. Im Hessischen Ried und in der Wetterau werden geringe Reduktionsbedarfe ausgewiesen, da die Denitrifikation zurzeit noch einen guten Teil der Brutto-N-Überschüsse eliminiert.

Die zur Aus- und Bewertung verwendeten N-Brutto-Hoftorbilanzen stammen von den 772 Leitbetrieben der WRRL-Maßnahmenräume. Das sind ca. 7 % der in den WRRL-Maßnahmenräumen wirtschaftenden landwirtschaftlichen Betrieben. Die Leitbetriebe erhalten seit knapp einem Jahrzehnt eine intensive gewässerschutzorientierte landwirtschaftliche Beratung. Ein Resultat dieser Beratungstätigkeiten ist ein deutlicher Rückgang der Brutto-N-Hoftorbilanzen. Vor allem bei den viehhaltenden Betriebsformen ist dieser Rückgang mit rund 25 kg N/ha über die zehn Jahre stark ausgeprägt. Diese Reduktionen der Brutto-N-Hoftorbilanzen sind allerdings bei den „Nicht-Leitbetrieben“ nicht anzunehmen. Somit dürfte der tatsächliche Reduktionsbedarf bei den „Nicht-Leitbetrieben“ höher anzusetzen sein.

Gleichfalls muss berücksichtigt werden, dass die Berechnung der Reduktionsbedarfe auf einem gleichbleibenden Niveau des Denitrifikationspotentials basiert. Nimmt dieses ab, steigen sowohl die Nitratkonzentrationen der Grundwässer als auch der Reduktionsbedarf.

In der Abb. 7-18 wird verdeutlicht, dass die Maßnahmenräume sich nicht nur auf die Grundwasserkörper, die sich im schlechten chemischen Zustand befinden, beschränken. Auch in Grundwasserkörpern, die sich im guten chemischen Zustand befinden, sind zusätzliche Maßnahmen erforderlich, um diesen guten Zustand zu erhalten. Gleichfalls sind diejenigen Flächen eingetragen, die eine hohe Erosionsgefährdung aufweisen und gleichzeitig eine direkte Anbindung an ein Gewässer aufweisen (CC2-Flächen). Dies trifft für rund 14.000 ha Ackerland inklusive Sonderkulturen zu.

Es wird ersichtlich, dass sich die sog. CC2-Flächen über ganz Hessen verteilen. Innerhalb der Maßnahmenräume haben diese CC2-Flächen hinsichtlich ihrer Erosionsgefährdung eine besondere Bedeutung. Hier kommen diffuse Stoffeinträge und hohe Erosionsgefährdung zusammen. Gewässerschutzmaßnahmen dienen hier sowohl dem Grund- wie auch Oberflächenwasserschutz.

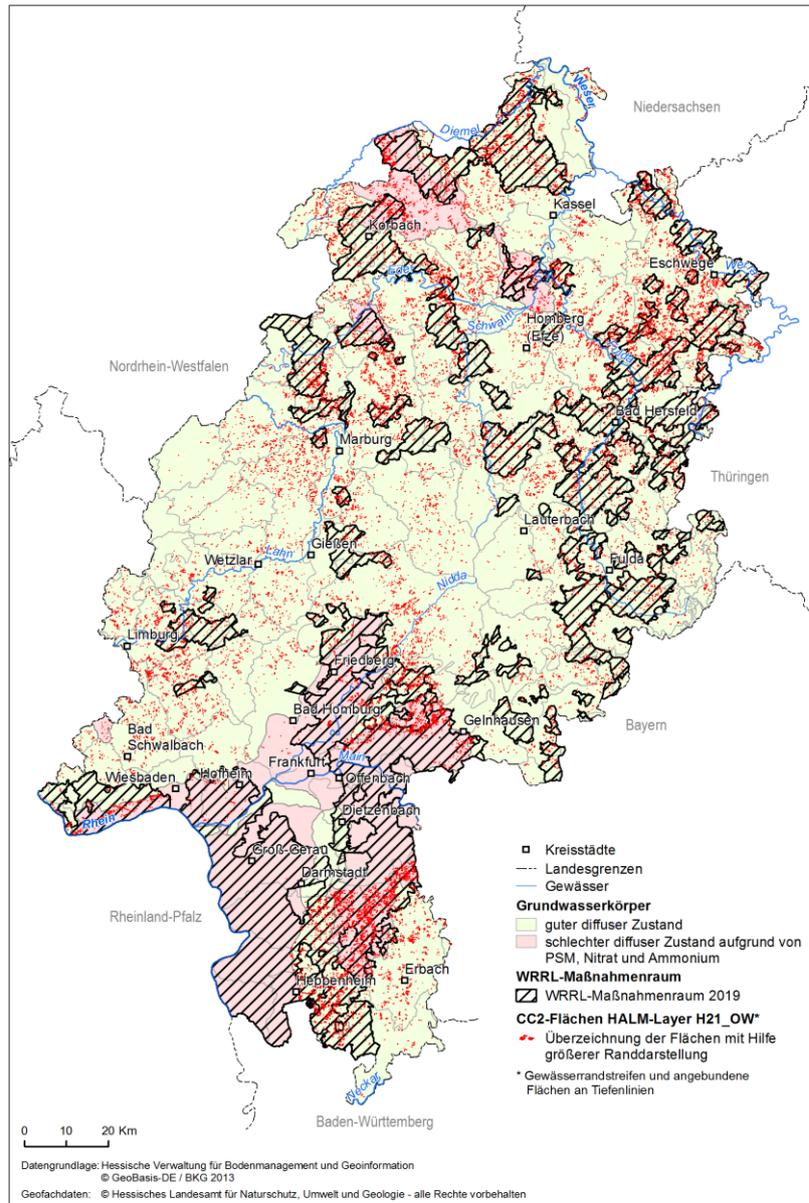


Abb. Fehler! Kein Text mit angegebener Formatvorlage im Dokument.-18: Maßnahmenräume und stark erosionsgefährdete Flächen mit direkter Gewässeranbindung.

Literatur:

Bárdossy, A., Giese, H., Grimm-Strele, J. & Barufke, K.-P. (2003): SIMIK+ – GIS- implementierte Interpolation von Grundwasserparametern mit Hilfe von Landnutzungs- und Geologiedaten. – Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung., 47, (1): 13–20; Koblenz.

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., August 2013.

Berthold, G., Fritsche, J.-G., Thomas, A., Herrmann, F., Kunkel, R. und Wendland, F. (2012): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur zeitlichen Bewertungen von Maßnahmenprogrammen für die EU-WRRL in Hessen („Verweilzeitenmodell Hessen“). Jahresbericht 2011 des Hess. Landesamtes für Umwelt und Geologie, 47-54; Wiesbaden 2012

Berthold G., Dr. Emmerich K.-H., Greb H., Hergesell M., Kludt Ch., Leßmann B., Lorenz-Hefner C., Rückert H., Senner R. und Stüber-Renschin J.: (2018): Grundwasser in Hessen, Grundwasserbeschaffenheitsbericht 2017. Hessisches Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden.

Aufrufbar unter: https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/wasser/grundwasser/Grundwasserbeschaffenheitsbericht_2017_V3_181220.pdf

Bull I., Diepolder M-, Grunert M., Haferkorn U., Heigl L., Knoblauch S., Koch D., Meißner R., Ramp C., Rupp R., Rust M., Schrödter M., Schulz C., Tauchnitz N., Zachow B. (2018): KOOPERATION LYSIMETER, Langjährige Untersuchungen zur P-, K-, Mg- und S-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Deutschland. Herausgeber: Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
Naumburger Str. 98, 07743 Jena, Berichte 2018/1. ISSN 0944 – 0348

Emmerich K.-H., Zacharias M., Berthold G. (2018): Nitrat im Grundwasser – Ursachen und Lösungen? Jahresbericht 2018 des Hessischen Landesamtes für Naturschutz, Umwelt und Geologie, Wiesbaden.

Aufrufbar unter:

https://www.hlnug.de/fileadmin/dokumente/das_hlnug/jahresberichte/2018/Seiten_aus_Jahresbericht_2018_6_W4_Nitrat_im_Grundwasser.pdf

Geoviewer der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR), erreichbar unter https://geoviewer.bgr.de/mapapps4/resources/apps/geoviewer/index.html?lang=de&tab=grundwasser&cover=grundwasserDE&layers=grundwasser_hgw_ags_wms,-grundwasser_huek250_ags

Hergesell, M. und Berthold, G. (2005): Entwicklung eines Regressionsmodells zur Ermittlung flächendifferenzierter Abflusskomponenten in Hessen durch die Regionalisierung des Baseflow-Index (BFI). – Jahresbericht 2004 des Hessischen Landesamtes für Umwelt und Geologie: 47-66; Wiesbaden

HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2015a): Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Hessen – Bewirtschaftungsplan 2009-2015; Wiesbaden (Hess. Min. Umwelt, Energie, Landwirtsch. Verbrauchersch.).

HLUG – Hessisches Landesamt für Umwelt und Geologie (2015b): Quantifizierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserkörpern des Hessischen Rieds und Lokalisierung von Risikogebieten; Wiesbaden (HLUG).

KLIWA (2012): Auswirkungen des Klimawandels auf Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern und Rheinland-Pfalz. Untersuchungen auf Grundlage von WETTREG2003- und WETTREG2006-Klimaszenarien. - KLIWA Berichte, 17: 112 S.; Karlsruhe (https://www.kliwa.de/_download/KLIWAHeft17.pdf)

Kunkel, R., Wendland, R. (2010)

Aufbau eines konzeptionellen hydrogeologischen Modells für die zeitliche Bewertung von Maßnahmenprogrammen in Hessen unter Einbeziehung der Monitoring-Messnetze der EG – Wasserrahmenrichtlinie; Endbericht

MÜLLER, U. U. RAISSI, F. (2002): ARBEITSHILFE FÜR BODENKUNDLICHE STELLUNGNAHMEN UND GUTACHTEN IM RAHMEN DER GRUNDWASSERNUTZUNG.-MIT BEITRÄGEN VON HÖPER, H., SCHÄFER, W. U. KUES, J., ARB.-H. BODEN 2002/2: 49 S., 10 ABB., 13 TAB.; HANNOVER (NLFB).

NLWKN: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, 2012: Grundwasser Band 15: Messung des Excess-N₂ mittels der N₂/Ar-Methode als neue Möglichkeit zur Prioritätensetzung und Erfolgskontrolle im Grundwasserschutz.

Pflieger V. (2014): Bestimmtheitsmaß R² - Teil 2: Was ist das eigentlich, ein R²? Aufrufbar unter: https://www.inwt-statistics.de/blog-artikel-lesen/Bestimmtheitsmass_R2-Teil2.html

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.

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.

Wendland, F., Keller, L., Kuhr, P. Kunkel, R. und Tetzlaff, B. (2015): Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos. Endbericht, FZ Jülich.

WIENHAUS, S., HÖPER, H., EISELE, M., MEESENBURG, H. U. SCHÄFER, W. (2008): NUTZUNG BODENKUNDLICHHYDROGEOLOGISCHER INFORMATIONEN ZUR AUSWEISUNG VON ZIELGEBIETEN FÜR DEN GRUNDWASSERSCHUTZ – ERGEBNISSE

EINES MODELLPROJEKTES (NOLIMP) ZUR UMSETZUNG DER EG-WASSERRAHMENRICHTLINIE. LANDESAMT FÜR BERGBAU, ENERGIE UND GEOLOGIE (LBEG), GEOBERICHTE 9, HANNOVER.

UBA (2018): Umwelt und Landwirtschaft; Daten zur Umwelt, Dessau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2018-umwelt-landwirtschaft>; Stand Februar 2018

Uba (2017'): Nährstofffrachten sinken: erreichbar unter: <https://www.umweltbundesamt.de/daten/wasser/fliessgewaesser/eintraege-von-naehr-schadstoffen-in-die#textpart-1>

Uba (2018): Umwelt und Landwirtschaft; Daten zur Umwelt, Dessau. <https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/daten-zur-umwelt-2018-umwelt-landwirtschaft>; Stand Februar 2018