

Nitrat im Grundwasser - Ursachen und Lösungen?

W4

KARL-HEINZ EMMERICH, MICHAEL ZACHARIAS & GEORG BERTHOLD

Einleitung

Am 26. Juni 2018 wurde Deutschland vom Europäischen Gerichtshof (EuGH) verurteilt, da die Bundesregierung nach Auffassung der Richter zu wenig gegen die Nitratbelastung im Grundwasser unternommen habe. Aber nicht nur der europäischen Kommission sind die Maßnahmen für sauberes Wasser zu wenig, auch die Deutsche Umwelthilfe hat Klage eingereicht. Das Ergebnis bleibt abzuwarten.

Der Deutsche Bauernverband verteidigte die Landwirtschaft schon vor dem Urteil und verwies auf die novellierte Düngeverordnung (2017), mit dem Hinweis, dass diese ausreichen werde, um die Nitratricht-

linie in Deutschland umzusetzen. Aber wird diese ausreichen, um durch die vorgeschriebene Anwendung von stickstoffhaltigen Düngemitteln die ambitionierten Ziele der WRRL und Nitratrichtlinie zu erreichen? Unstrittig ist, dass die Nitratreinträge in die Grundwässer aus diffusen Quellen stammen und diese durch die landwirtschaftliche Flächenbewirtschaftung maßgeblich beeinflusst werden. Da der überwiegende Teil der landwirtschaftlichen Produktion im offenen System „Umwelt“ stattfindet, kommt es zwangsläufig zu Stoffeinträgen in die Pedosphäre, Atmosphäre und Limnosphäre.

Stickstoff in der Umwelt

Elementarer Stickstoff (N_2), der 78 % unserer atmosphärischen Luft ausmacht, ist kaum reaktiv und kann von den meisten Lebewesen nicht genutzt werden. Nur etwa ein Prozent liegt als reaktiver Stickstoff z. B. Ammoniak (NH_3), Ammonium (NH_4^+) und Nitrat (NO_3^-) vor. Reaktiver Stickstoff ist, wie Kohlenstoff und Wasser, ein essenzieller Baustein organischer Verbindungen.

Die Verfügbarkeit reaktiven Stickstoffs steuert und begrenzt das Pflanzenwachstum und sorgt für gute Ernten. Somit ist er ein wesentlicher Bestandteil der landwirtschaftlichen Düngung. Der nicht von den Pflanzen genutzte reaktive Stickstoff kann als Nitrat in das Grundwasser ausgewaschen werden. Die

wichtigsten Ursachen für erhöhte Nitratkonzentrationen im Grundwasser sind diffuse Stickstoffeinträge aus der landwirtschaftlichen Flächennutzung.

In der Abbildung 1 werden Informationen zu der zeitlichen Entwicklung sowie die Anteile der einzelnen Quellen an der Stickstoffbelastung der deutschen Oberflächengewässer gegeben.

Im aktuellen Betrachtungszeitraum (2012–2014) wurden mit rund 500 Kilotonnen Stickstoff pro Jahr (kt N/a) nur etwas über die Hälfte der Stickstoffmenge, die für den Zeitraum 1983–1987 ermittelt wurde, in die Oberflächengewässer eingetragen.

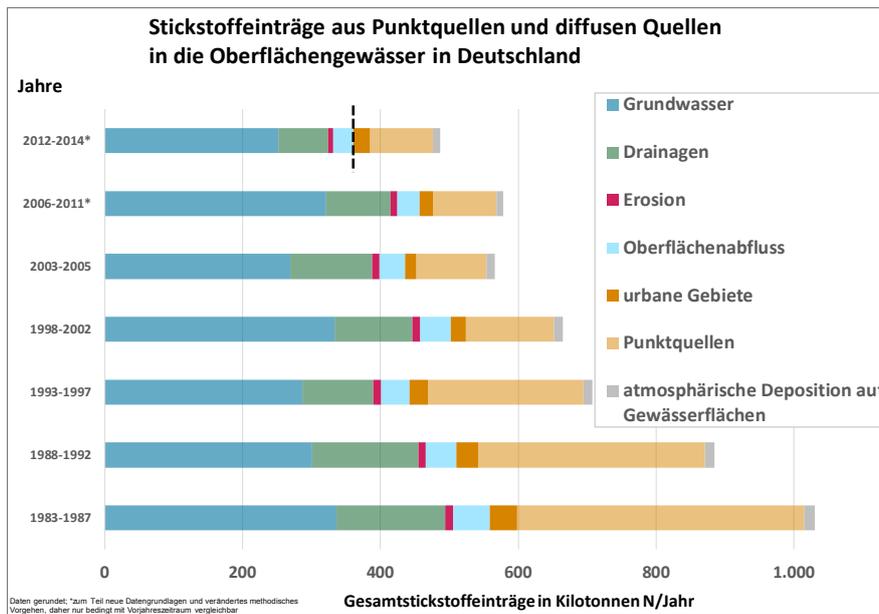


Abb. 1: Stickstoffeinträge aus Punktquellen und diffusen Quellen (Quelle Umweltbundesamt 2017, verändert)

Der Rückgang der Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer resultiert vor allem aus den stark rückläufigen Einleitungen aus kommunalen und industriellen Kläranlagen (höhere Anschlussgrade sowie optimierte Klärtechniken). Die diffusen Quellen (Landwirtschaft, Drainagen, Erosion und Oberflächenabfluss) dominieren somit die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer.

Aber auch atmosphärische Stickstoffeinträge (Stickstoffdeposition), die ihre Ursachen im Kraftfahrzeugverkehr, der Industrie, der Hausfeuerung und der Landwirtschaft haben, tragen zur Deposition bei. Abb. 2 zeigt die Stickstoffemissionen der einzelnen Eintragspfade und ihre Entwicklung. Es wird ersichtlich, dass vor allem die Emissionen aus dem Verkehr stark rückläufig sind. Der Anteil der Landwirtschaft steigt damit relativ gesehen von knapp unter 50 % auf 63 %, sie verursacht somit aktuell den größten Teil der Stickstoffemission. Dies gilt auch für die Gesamtstickstoffemissionen aus allen Pfaden (UBA 2015, 2018).

Der Stickstoffgehalt des Mineralbodens korreliert eng mit dem Kohlenstoffgehalt und schwankt in einem weiten Bereich von 0,02 bis 0,4 %. Stickstoff unterliegt in Böden einem kontinuierlichen Kreislauf zwischen organischen und anorganischen Stickstoffverbindungen. Anorganisch gebunden und somit

wasserlöslich und pflanzenverfügbar ist Stickstoff in Form von Nitrat und in kleinen Mengen als Ammonium, dass aber in unserem Klimabereich unter aeroben Bedingungen mikrobiell schnell in Nitrat umgewandelt wird.

Da Nitrat im Boden nicht adsorbiert wird und nach Verlassen der Wurzelzone eine Pflanzenaufnahme nur schwer möglich ist, lässt sich aus der Qualität und der Menge des Sickerwassers die potentielle Gefährdung des Grundwassers durch Nitratauswaschung ableiten. Die potentielle Nitrataustragsgefährdung verringert sich mit der Verweildauer des Wassers im Wurzelraum und dem dadurch vermehrten Nitratentzug durch die Pflanzenwurzeln. Die Sickerwassermenge, die im Laufe des Jahres den durchwurzelten Teil der wasserungesättigten Bodenzone abwärts verlässt, entspricht dem jährlichen Wasserbilanzüberschuss, der sich aus der Differenz der Niederschläge und der Evapotranspiration ergibt. Die Verlagerungsgeschwindigkeit bzw. die Verweildauer dieses Überschusswassers hängt in erster Näherung hauptsächlich von der Wasserbindung in den Bodenporen des Wurzelraumes ab, die mit den Parametern „Feldkapazität“ (FK) bzw. „nutzbare Feldkapazität“ (nFK) beschrieben werden. Zusammenfassend werden diese Zusammenhänge mit der sogenannten Nitratauswaschungsgefährdung beschrieben.

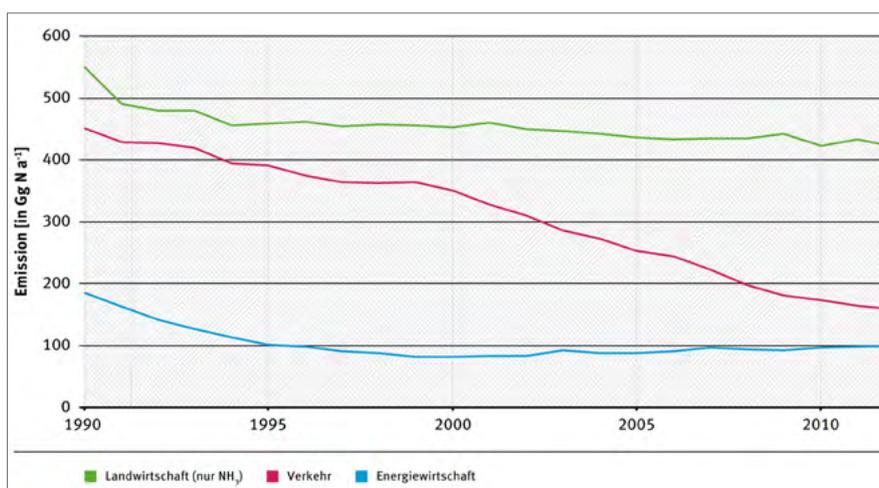


Abb. 2: Zeitlicher Verlauf der Stickstoff-Emission aus Verkehr, Energiewirtschaft und Landwirtschaft in die Luft (UBA 2015)

Die Nitratbelastung des Grundwassers geht oft einher mit einem hohen Tierbesatz und einem daraus resultierenden hohen Aufkommen von organischen Nährstoffträgern (z. B. Gülle, Mist) und allgemein mit einer intensiv betriebenen Ackerwirtschaft, darunter Weinbau und Gemüseanbau.

Der Grenzwert für Nitrat im Trinkwasser beträgt nach der TrinkwV (2018) 50 mg/l. In einigen Gebieten

Deutschlands sind die Nitratkonzentrationen im Grundwasser so hoch, dass ohne Zumischung von Grundwässern mit geringeren NO_3 -Konzentrationen, Probleme für die dort vorhandene Trinkwasserversorgung bestehen würden. Wenn der menschliche Organismus zu viel Nitrat aufnimmt, kann daraus im Körper Nitrit gebildet werden, dass insbesondere bei Kleinkindern zu einer lebensbedrohlichen Methämoglobinämie führen kann.

Nitrat im hessischen Grundwasser

Die Grundwasserbeschaffenheit und damit die Nitratkonzentrationen können kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Abb. 3 zeigt die flächenhafte Entwicklung der Nitratkonzentrationen in Hessen für die Jahre 1973–1975, 1993–1995, 2009–2011 sowie für 2014–2016. Zu beachten ist, dass hiermit nur das großräumige Belastungsniveau dargestellt werden kann, nicht aber kleinräumige Belastungszustände oder Einzelmesswerte.

Im Zeitraum 1973–1975 lagen die regionalisierten Nitratkonzentrationen in weiten Flächen der mittelhessischen Gebiete bei rd. 5–20 mg/l. Überwiegend in Nord- und Südhessen gab es einzelne Regionen mit Nitratkonzentrationen zwischen 20–30 mg/l.

Im Laufe der Zeit sind die Nitratkonzentrationen angestiegen und liegen zum Teil über dem Grenzwert von 50 mg/l.

Hohe Nitratkonzentrationen (≥ 25 mg/l Nitrat) sind vor allem in Gebieten mit intensiver landwirtschaftlicher Flächennutzung zu finden, insbesondere in den Regionen mit Ackerbau. Deutlich niedrigere Nitratkonzentrationen überwiegen in Waldgebieten und in den Grünlandgebieten der Mittelgebirgsregionen. Meist sind die Konzentrationen aus „Waldwässern“ unter 10 mg/l Nitrat. Unter Grünland liegen die typischen Nitratkonzentrationen in Grundwässern zwischen 15 und 20 mg/l.

Extrem niedrige Nitratkonzentrationen (< 5 mg/l Nitrat) in ackerbaulich geprägten Einzugsgebieten, sind i. d. R. ein Hinweis auf die dort stattfindende Denitrifikation, die für den Nitratabbau sorgt. In diesen Grundwässern können dann beispielsweise steigende Sulfat- bzw. Hydrogencarbonatkonzentrationen gemessen werden, welche die Grundwasserbeschaffenheit ebenfalls negativ beeinflussen.

Diese Vorgänge spielen vor allem im Hessischen Ried und abgeschwächt in Teilen der Wetterau eine Rolle.

In Hessen bildet in Bezug auf das Nitrat im Grundwasser seit rund zwanzig Jahren die Einrichtung von so genannten „Wasserschutzgebietskooperationen“ das zentrale Instrument des vorsorgenden und nachsorgenden Grundwasserschutzes zur Sicherstellung der Trinkwasserversorgung. Unter einer Kooperation ist die Zusammenarbeit zwischen dem Träger der Wasserversorgung und den Landwirten im Einzugsgebiet einer Wassergewinnungsanlage zu verstehen. Zielsetzung ist eine grundwasserschonende Landwirtschaft. Wichtigste Erfolgskriterien zur Kontrolle der Wirksamkeit dieser Kooperationen sind die „N-Bilanzsalden“, die „Herbst- N_{\min} -Gehalte im Boden“ und letztendlich die „Nitratkonzentrationen im Grundwasser“.

Bei Betrachtung der zeitlichen Entwicklung der Nitratkonzentrationen in den Grundwässern, bei denen eine landwirtschaftliche Überprägung gegeben ist, zeigt sich, dass drei Viertel aller Nitratganglinien keine gerichteten Veränderungen aufweisen. 16 % der Grund- und Rohwässer weisen einen fallenden Trend, 9 % einen steigenden Trend auf (Tab.1).

Die räumliche Verteilungssituation der zeitlichen Nitratentwicklung der insgesamt 599 betrachteten Grund- und Rohwässer wird in der nachfolgenden Abb. 4, unter Berücksichtigung der landwirtschaftlichen Nutzungseignung, illustriert. Es werden ausschließlich Messstellen von Grund- und Rohwässern dargestellt, die Nitratkonzentrationen ≥ 25 mg/l aufweisen. Deutlich zu erkennen ist, dass sich mit wenigen Ausnahmen, alle Messstellen in den Gebieten mit der Ackereignung „gut“ und Ackereignung „mittel“ befinden. Gleichfalls wird deutlich, dass in

den Gebieten mit guter Ackereignung oft steigende Nitratkonzentrationen zu beobachten sind.

Fallende Nitratkonzentrationen, meist unter 50 mg/l, sind lokal in Mittel- und Nordhessen anzutreffen. Besonderheit hierbei ist eine Bündelung in den Mittelgebirgsregionen. Sie zeichnen sich häufig durch eine überwiegende Flächennutzung durch Wald- und Grünland aus. Die landwirtschaftliche Nutzung ist weniger intensiv als in den Gebieten der reinen Ackerbaustandorte. Gleichfalls haben die Mittelgebirgsregionen in den letzten Jahrzehnten einen Strukturwandel erfahren, der besonders die Landwirtschaft betrifft. In diesen Regionen hat sich die Zahl der landwirtschaftlichen Betriebe in den letzten Jahrzehnten deutlich reduziert. Damit verbunden ist häufig auch eine Extensivierung der Landwirtschaft, die wiederum einen positiven Einfluss auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen ausübt.

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung ist ein deutlicher Zusammenhang zur ackerbaulichen Nutzungseignung zu erkennen. In Gebieten mit intensiver Ackernutzung und somit höherem Düngeraufkommen sind oft steigende Nitratkonzentrationen anzutreffen. Diese intensiv genutzten Regionen kristallisieren sich immer stärker als „Belastungsgebiete“ heraus.

Daneben können sich Struktureffekte, wie die Abnahme von landwirtschaftlichen Betrieben in Mittelgebirgsregionen, mit der damit verbundenen Extensivierung der Flächennutzung, positiv auf die Entwicklung der Nitratkonzentrationen auswirken. In einigen Regionen lassen sich die Nitratrückgänge auf die Tätigkeit der landwirtschaftlichen Beratung zurückführen.

Tab. 1: Zeitliche Entwicklung der Nitratkonzentrationen von Grund- und Rohwässern, deren Nitratkonzentrationen größer 25 mg/l betragen, bei Heranziehen eines Bestimmtheitsmaßes (R^2) von $\geq 0,40$

Zeitliche Entwicklung (Startjahr 2000)	Anzahl	Anteil in %
Keine gerichtete Veränderung	448	75
Fallender Trend auf Basis eines R^2 von $\geq 0,40$	99	16
Steigender Trend auf Basis eines R^2 von $\geq 0,40$	52	9

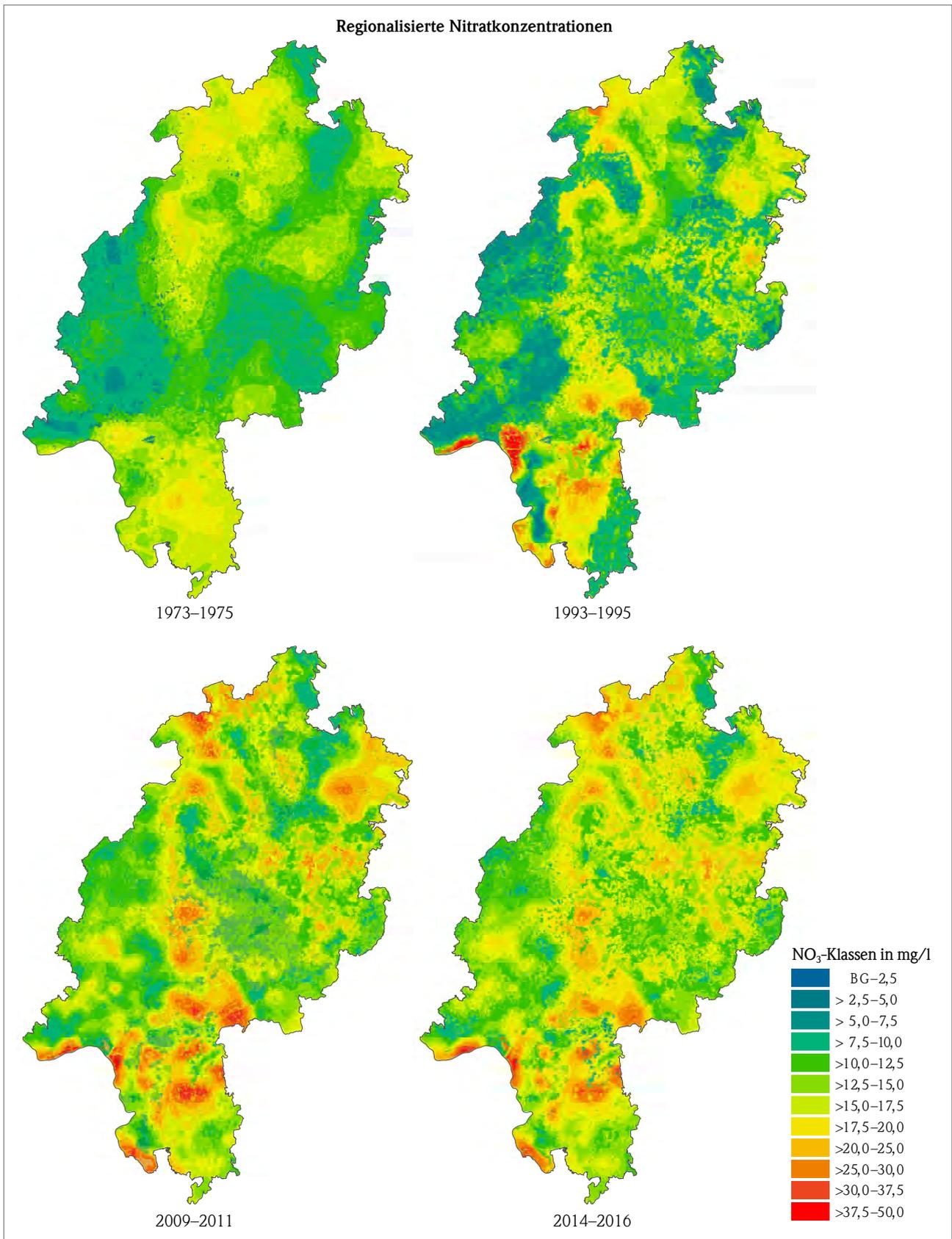


Abb. 3: Regionalisierte Nitratkonzentrationen für die Zeiträume 1973–1975, 1993–1995, 2009–2011, 2014–2016

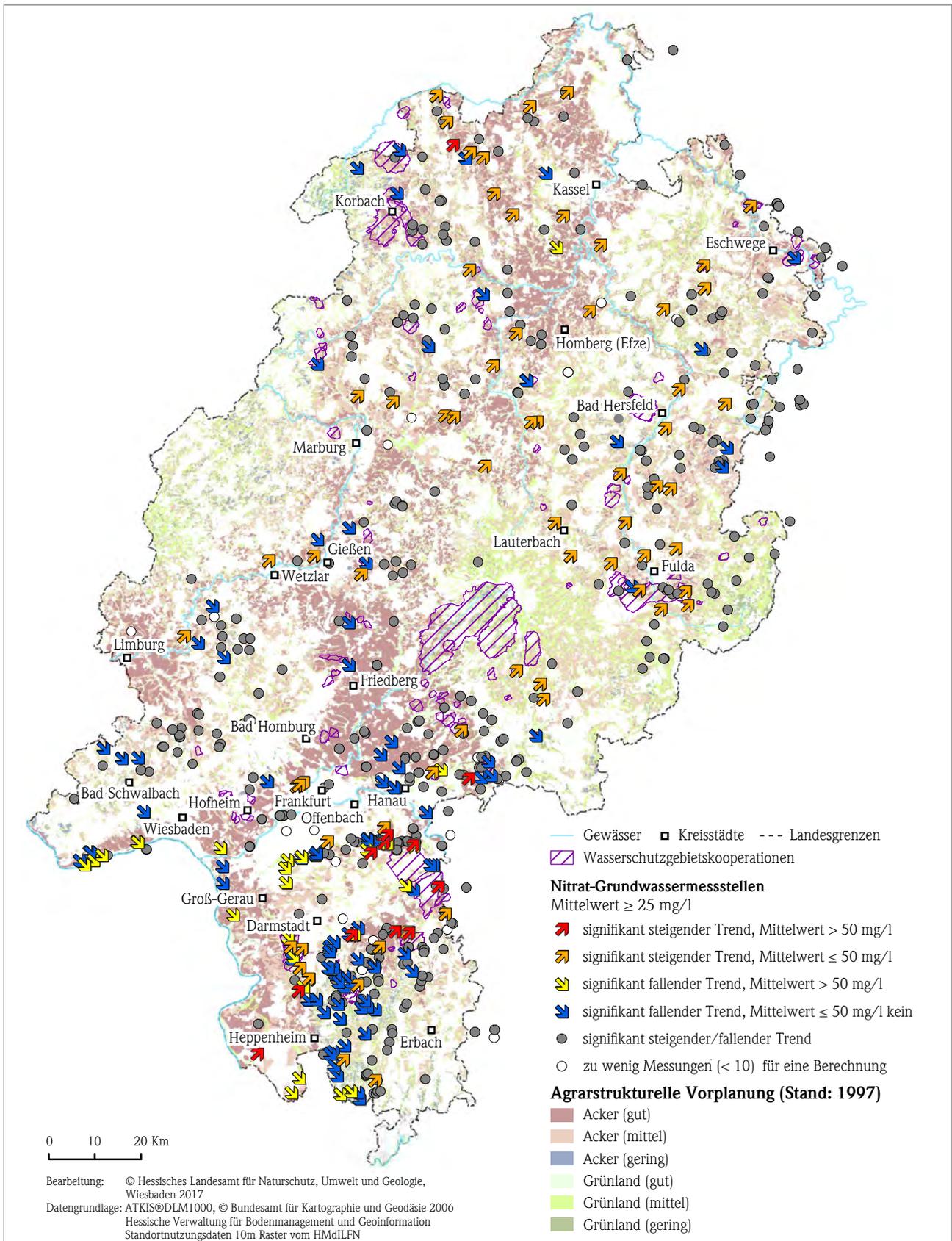


Abb. 4: Nitratrend vor dem Hintergrund der Landnutzung. Die natürliche Nutzungseignung von Flächen für den Landbau wird in 3 Hauptgruppen als Ackereignung (gut, mittel und gering) und Grünlandeignung (gut, mittel und gering) ermittelt.

Herbst-N_{min}

Für die Düngeberatung und den Grundwasserschutz ist es unerlässlich den pflanzenverfügbaren Stickstoff (Summe aus Nitrat- und Ammonium-Stickstoff) im oberen Boden (0–90 cm) zu bestimmen. Abhängig vom Zeitpunkt der Probenahme lässt sich daraus der optimale Düngebedarf (Frühjahrs-N_{min}) oder die potentielle N-Auswaschungsgefahr (Herbst-N_{min}) ableiten.

Die Herbst/Winter-N_{min}-Werte gelten als anerkannter Parameter zur mengenmäßigen Erfassung des leicht auswaschungsgefährdeten Stickstoffs von Böden zu Beginn der winterlichen Sickerwasser-Neubildung. Bei einer durchschnittlichen Sickerwasserrate von gut 100 Liter pro m² würde bereits ein N_{min}-Gehalt von 15 kg N (entspricht rund 44 kg NO₃) pro ha und Jahr zu einer Nitratkonzentration von rund 50 mg/l im Sickerwasser führen. Dieser rechnerische Werte berücksichtigt jedoch nicht, dass nicht unbedingt die gesamte gelöste Nitratmenge ausgewaschen wird und eventuelle Denitrifikationsvorgänge diese Nitratmengen verringern können. Die jeweiligen Witterungsbedingungen beeinflussen die Herbst-/Winter-N_{min}-Gehalte ebenfalls.

Der Herbst/Winter-N_{min}-Wert ist ein Indikator für die auf den Flächen stattgefundene Bewirtschaftung bzw. Beratung (Düngung, Ertrag, Bodenbearbeitung, Zwischenbegrünung) und zeigt somit den Erfolg der gewässerschutzorientierten Maßnahmen durch den Landwirt bzw. den Berater direkt und ohne zeitliche Verzögerung an. Vor allem die vorhandenen Stickstoffmengen nach der Ernte und die Bewirtschaftungsweisen nach der Ernte prägen in Verbindung mit der Witterung die N_{min}-Gehalte im Herbst/Winter.

Abb. 5 zeigt deutlich, dass die Herbst/Winter-N_{min}-Gehalte den postulierten Zielbereich (< 30 kg N pro ha) weit überschreiten. Die Stickstoff- bzw. Nitratverluste über das Winterhalbjahr sind durch die geringen N_{min}-Gehalte im Frühjahr klar zu erkennen. Begründet werden kann dies unter anderem damit, dass die Düngeempfehlungen der landwirtschaftlichen Gewässerschutzberater überschritten werden. Auch eine nicht ausreichende Berücksichtigung der Frühjahrs-N_{min}-Gehalte, der

in Zwischenfrüchten gespeicherten N-Mengen und der u. U. ineffizienten Applikationstechnik können zu hohen Reststickstoffgehalten im Boden nach der Ernte beitragen. Durch höhere Temperaturen und zunehmende Wetterextreme wird zudem noch mehr Stickstoff im Boden mineralisiert. Daraus muss zwangsläufig eine noch stärkere Berücksichtigung der bereits vorhanden N-Quellen bei der Düngeberatung erfolgen. 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 Niederschlägen in den Wintermonaten, wodurch der Austrag von Nitrat weitgehend unterblieb. Dies kann jedoch als Nachweis dienen, dass die Stickstoffverluste über das Winterhalbjahr maßgeblich durch die Auswaschung des Bodennitrates verursacht wird.

In der Regel herrscht in den Einzugsgebieten von Quellen und Brunnen bzw. Grundwassermessstellen jedoch ein Mix aus verschiedenen Flächennutzungen vor, die eine Verdünnung zur Folge haben können. Alleine die einfache Modellrechnung zeigt die Notwendigkeit auf, dass aus Gründen des Gewässerschutzes möglichst alle Ackerflächen mit einer Winterbegrünung bestellt werden sollten, um den restlichen N-Gehalt in Biomasse zu speichern. Diese muss bei der im nächsten Jahr folgenden Düngung zwingend mitberücksichtigt werden. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die räumliche Verteilung der Herbst/Winter-N_{min}-Gehalte sehr gut mit der räumlichen Verteilung der Nitratkonzentrationen der Grundwässer korreliert.

Frühjahrs-N_{min}-Werte werden vor Beginn der Vegetationsperiode gezogen und als verfügbarer (düngewirksamer) Anteil des Bodenstickstoffs in Form eines Düngeabschlages vom N-Bedarfswert der jeweiligen Anbaufrucht abgezogen. Je höher der Frühjahrs-N_{min}-Wert ist, umso geringer ist demnach die erforderliche Menge an stickstoffhaltigen mineralischen- und/oder organischen Düngemitteln. Zu gering angerechnete Frühjahrs-N_{min}-Werte bei der Düngebedarfsermittlung führen zu einer Überversorgung mit Stickstoff auf der Fläche. Dies bedeutet, dass der pflanzenverfügbare

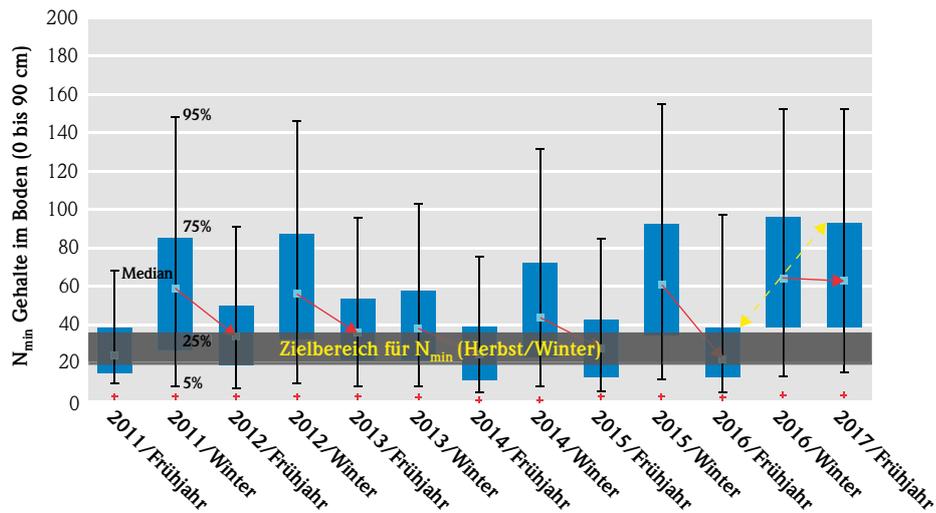


Abb. 5: Entwicklung der Frühjahrs- und Herbst/Winter-N_{min}-Gehalte (in kg N/ha der Maßnahmenräume zur Umsetzung der WRRL (Berthold 2018))

Stickstoff ineffizient in Ertrag umgesetzt wird. Hieraus ergibt sich ein Nährstoffüberschuss, welcher in Form von Nitrat ins Grundwasser verlagert werden kann.

Für eine effiziente Stickstoffverwertung bei Sommerungen, d. h. Aussaat im Frühjahr, ist die Spätfrühjahrs-N_{min}-Methode ein probates Mittel. Durch eine reduzierte Andüngung und spätere Kontrolle, welche

Mengen an pflanzenverfügbarem Stickstoff im Boden vorhanden ist, können die Düngemengen zum Teil erheblich heruntergefahren werden. Dadurch steigt der Wirkungsgrad und die im Boden vorliegenden ungenutzten N-Mengen reduzieren sich zu Beginn der Sickerwasserperiode. Hierbei ist es sinnvoll, zusätzlich zur N_{min}-Beprobung, den N-Versorgungsgrad im Pflanzensaft (Nitrat-Check) zu überprüfen.

Nährstoffbilanzen

Unter einer Stickstoff-Bilanzierung wird die Gegenüberstellung der Stickstoff-Zufuhren und -Abfuhren für eine klar definierte Bezugsebene verstanden. Der daraus ermittelte Bilanz-Saldo dient der Beurteilung der Stickstoffausnutzung und der potentiellen Belastung für die Umwelt.

Bei der sog. Netto-Hoftorbilanz werden die gasförmigen Ammoniak (NH₃)-Verluste aus der Tierhaltung (Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste) mit Standardwerten je Tierart und Haltungsform berücksichtigt. Bei der Brutto-Hoftorbilanz werden keine gasförmigen NH₃-Verluste in Abzug gebracht, somit gehen hier alle tatsächlich anfallenden Stickstoffmengen in die Bilanz ein. Die Angabe, ob eine Netto- oder Brutto-Bilanz vorliegt, ist bei Ergebnispublikationen besonders wichtig, da ansonsten leicht die Gefahr der Verwechslung und Nichtvergleichbarkeit von Ergebnissen besteht. Für die Bewertung um-

weltwirksamer N-Austräge ist immer die Brutto-Hoftorbilanz zu präferieren, da zum einen die Bilanzierungsglieder (N-Zufuhr/N-Abfuhr) über die Buchführung belegt werden können. Zum anderen ist eine Brutto-Betrachtung immer zu bevorzugen, wenn die Ist-Situation hinsichtlich der Stoffströme auf einem Betrieb erfasst werden soll denn nur so können Schwachstellen auf Betriebsebene erkannt und behoben werden.

Für die Feld-Stall-Bilanz wird die bewirtschaftete Bilanzfläche eines Betriebes als Bezugsebene herangezogen. Hierbei wird der Nährstofffluss auf die Fläche (Mineraldünger, Wirtschaftsdünger, Saatgut, sonstige org. Düngemittel, etc.) inkl. der symbiontischen N-Bindung und die Nährstoffabfuhr von der Fläche bilanziert. Aufgrund umfassend eingehender Schätzparameter (Futter- und Grünlanderträge) für tierhaltende Betriebe ist die Aussagekraft der

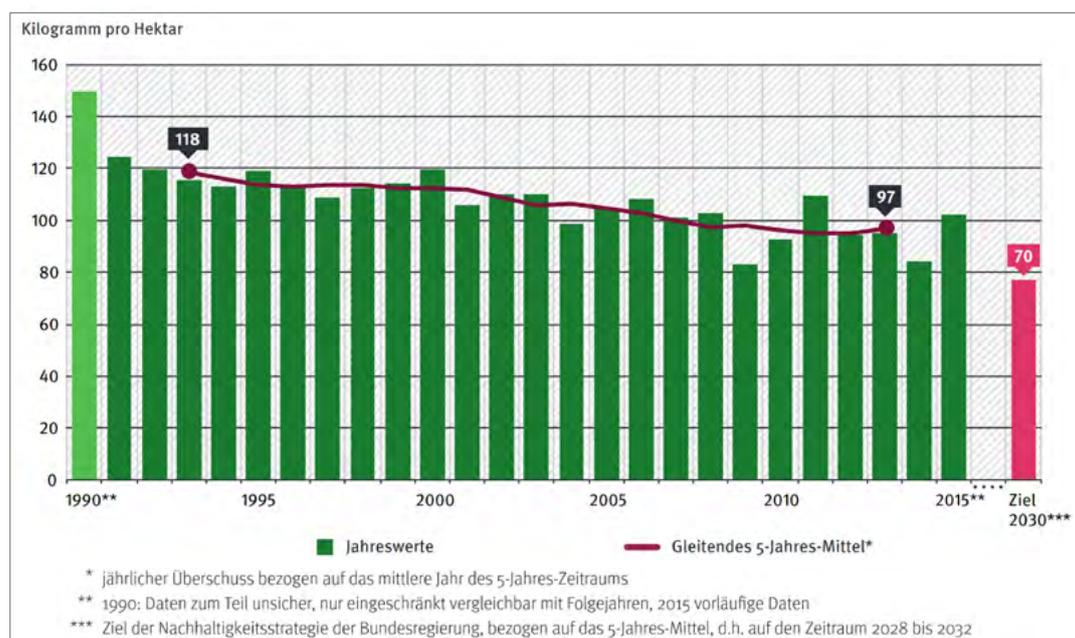


Abb. 6: Saldo der landwirtschaftlichen Stickstoff-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche (BMEL (2017); UWB (2018))

N-Salden jedoch mit erhöhten Ungenauigkeiten behaftet und kann im Vergleich zur Hoftorbilanz (HTB) Abweichungen zum tatsächlichen, potenziellen umweltwirksamen N-Überschuss von mehr als 200 % aufweisen. Bei Futterbaubetrieben sind daher die Hoftorbilanz-Ergebnisse deutlich aussagekräftiger.

Schlag-Bilanzen als die räumlich kleinste Einheit der Flächen-Bilanzierung finden vor allem dort eine sinnvolle Anwendung, wo auf die Datenbasis einer gut und lückenlos geführten Ackerschlagkartei zurückgegriffen werden kann. Schlag-Bilanzen müssen aber immer einer gründlichen Plausibilitätskontrolle gegenüber den Hoftor- und/oder Feld-Stall-Bilanzen unterzogen werden.

In Abb. 6 sind die Salden der landwirtschaftlichen N-Gesamtbilanz in Bezug auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche für Deutschland von 1990–2015 dargestellt. Im Jahr 2015 lag der Stickstoffüberschuss über alle Betriebstypen im Mittel von fünf Jahren bei etwa 100 kg N/ha. Wenn die Dimensionen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche von ca. 16,69 Mio. ha (Stand 2017) umgerechnet werden, hätte Deutschland im Jahr 2015 etwa einen Gesamtstickstoffüberschuss von 1 668 730 Tonnen Stickstoff durch die landwirtschaftliche Flächennutzung.

Mit der Maßnahme der gewässerschutzorientierten Beratung können die Bilanzüberschüsse auf Basis der Brutto-HTB optimiert und somit reduziert werden. Dies zeigt die Abb. 7 für die WRRL-Maßnahmenräume in Hessen. Das Niveau der N-Salden ist über alle Betriebstypen unter dem bundesweiten Durchschnitt. Dies liegt darin begründet, dass über das gesamte Landesgebiet Hessens die Viehbesatzdichte sehr gering ist, regional aber dennoch von Bedeutung sein kann.

Zwischen den einzelnen Betriebstypen gibt es hinsichtlich der Bilanzsalden erhebliche Unterschiede. So wird ein Futterbaubetrieb in der Regel immer über den Ackerbaubetrieben liegen, da die organischen Nährstoffträger eine größere Bedeutung haben (Abb. 8).

Deutlich wird, dass die N-Salden viehhaltender Betriebe (rote Säule) über denen der Ackerbau- und Ökobetriebe liegen. Zudem wird ersichtlich, dass die Maßnahme der gewässerschutzorientierten landwirtschaftlichen Beratung Erfolge hinsichtlich der Bilanzsalden bei Futter- und Ackerbaubetrieben aufweist und somit weniger potentiell umweltwirksame Stickstoffüberschüsse auf den betreuten Betrieben im Zeitverlauf vorhanden sind.

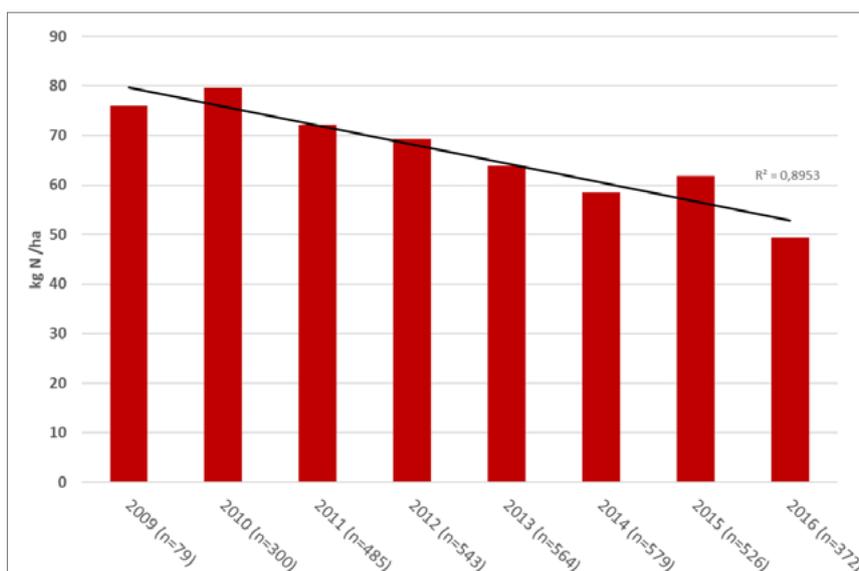


Abb. 7: Arithmetisches Mittel der Brutto-Hoftorbilanzen über alle Betriebstypen (inkl. ökologisch wirtschaftende Betriebe) aus den Maßnahmenräumen zur Umsetzung der WRRL (Stand: 2018)

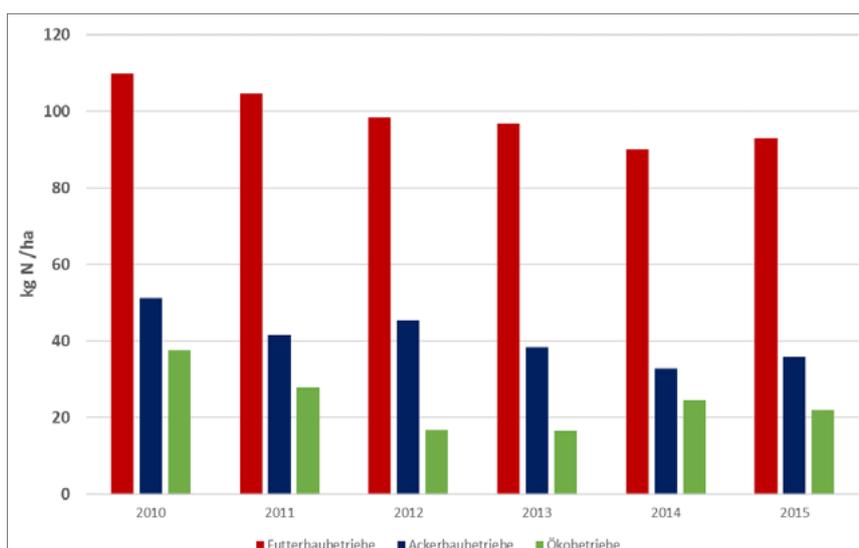


Abb. 8: Entwicklung der mittleren Stickstoffsalden nach ausgewählten Betriebstypen auf Basis der Brutto-HTB (Stand 2018)

Beispiel von Maßnahmen im Weinbau

Am Beispiel des hessischen Weinbaues lässt sich belegen, dass geringe Herbst/Winter- N_{\min} -Gehalte über die Jahre (die hessischen Weinbaugebiete weisen mit meist 10 bis 20 kg N/ha) zu stetig fallenden Nitratkonzentrationen der Grundwässer führen können.

Im hessischen Weinbau existiert bereits seit mehr als 25 Jahren eine enge kooperative Zusammenarbeit zwischen Winzern, der Hochschule Geisenheim University, dem Regierungspräsidium Darmstadt (u. a. das Weinbauamt Eltville) und den Weinbauverbänden.

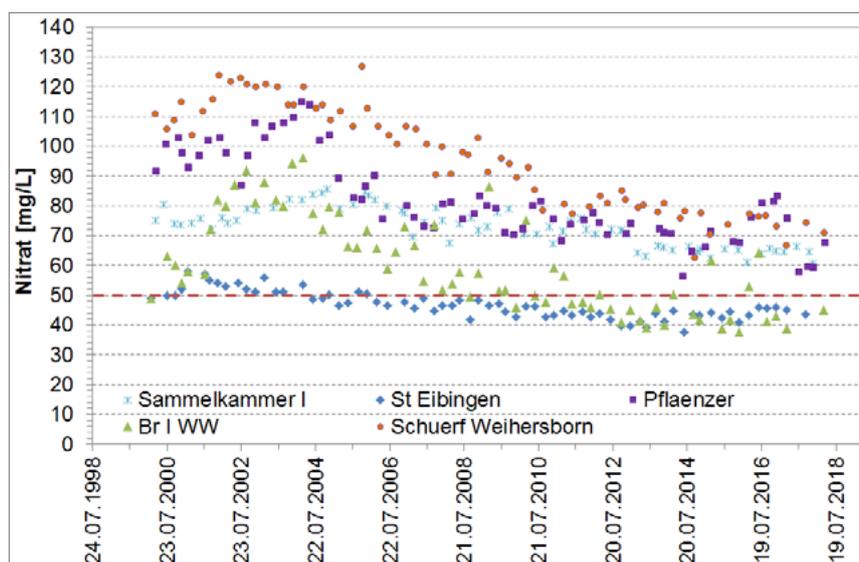


Abb. 9: Verlauf der Nitratkonzentrationen von Grundwässern aus verschiedenen Messstellen unter Beeinflussung der Weinbaulichen Flächennutzung

Durch die deutliche Reduzierung der Düngemengen auf das tatsächlich benötigte Niveau, Begrünung der Rebzeilen, Berücksichtigung der N-Mineralisation der Böden, speziell bei Bodenbearbeitungen, werden die Nährstoffe im System „Weinberg“ gehalten.

Diese Begrünung speichert die Nährstoffe, dadurch sinken die Herbst- N_{\min} -Gehalte im Boden und es wird einer Nitratverlagerung ins Grundwasser entgegen-

gewirkt. Weitere positive Effekte der Begrünung sind der Erosionsschutz und die Bodenstabilität, die wiederum eine bessere Befahrbarkeit mit Erntemaschinen ermöglicht. Durch die Umsetzung vieler Maßnahmen haben die Nitratkonzentrationen in den betroffenen Grundwässern signifikant abgenommen. Die weiterhin z. T. sehr hohen Nitratkonzentrationen zeigen, dass der eingeschlagene Weg konsequent weitergegangen werden muss.

Zusammenfassung

Durch die hohen Nährstoffüberschüsse (ca. 1,67 Mio. Tonnen N pro Jahr) in Deutschland und damit auch anteilig in Hessen wird ersichtlich, welche Stickstoffmengen im System Landwirtschaft jährlich umgesetzt werden.

Durch den regional hohen Viehbesatz und die Biogasproduktion fallen viele organische Nährstoffträger an, die auf den Flächen verteilt werden müssen. Der Stickstoffgehalt und die Stickstofffreisetzung dieser wertvollen Düngemittel sind häufig nur schwer zu kalkulieren; daher werden sie oft in ihrer Düngerwirkung unterschätzt und zu viel aufgebracht. Überflüssiger Nitrat-Stickstoff wird im Boden nicht gebunden, sondern findet mit dem Sickerwasser früher oder später seinen Weg ins Grundwasser.

Die höchsten Nitratkonzentrationen im hessischen Grundwasser sind in Gebieten mit intensiven Ackerbaubetrieben (z. B. Region Starkenburg, Wetterau, Rhein-Maingebiet) sowie Sonderkulturen zu finden. Herbst/Winter- N_{\min} -Werte sind ein geeigneter Indikator für die Nitratbelastungen der Grundwässer. Fallende Hoftorbilanzen bedingen nicht zwangsläufig fallenden Herbst/Winter- N_{\min} -Werte. Ökologisch wirtschaftende Betriebe und reine Ackerbaubetriebe weisen die geringsten N- Bilanzen auf.

Hohe Nitratkonzentrationen sind überwiegend einem Jahrzehnte langen Überschuss an N-Düngergaben geschuldet. Die Nitratkonzentrationen in den meisten Grundwässern stagnieren auf dem erreichten Niveau. In landwirtschaftlich intensiv genutzten Gebieten ist zum Teil auch ein weiterer Anstieg zu verzeichnen.

Literaturverzeichnis

- BACH, M., HOCH A.S., FRIEDRICH, C. & FREDE, H.-G. (2006): Evaluierung der Kooperationen zwischen Land- und Wasserwirtschaft in Hessen. – Untersuchung im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, ländlichen Raum und Verbraucherschutz; Wiesbaden.
- Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL) (2017), Statistischer Monatsbericht Kap. A Nährstoffbilanzen und Düngemittel, Nährstoffbilanz insgesamt von 1990 bis 2015 (MBT-0111260-0000).
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit (BMUB) (2017): Stickstoffeintrag in die Biosphäre – Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung, Berlin.
- Ministerium für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und Ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (2015): Leitfaden zur Ermittlung von Erfolgsparametern für die Umsetzung der Gewässerschutzberatung in Schleswig-Holstein.
- Sachverständigenrat für Umweltfragen (SRU) (2015): Stickstoff: Lösungsstrategien für ein drängendes Umweltproblem, Berlin.
- 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
- DüV; Düngeverordnung (2017); https://www.gesetze-im-internet.de/d_v_2017/D%C3%BCV.pdf