

Methodik Basis-Emissionsmonitoring:

Berechnung des Stickstoff-Flächenbilanzsaldos und der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser für das Jahr 2016

Stand: Februar 2019

Kurzfassung

A. Fier
A. Thiermann
K. Meyer
W. Schäfer
H. Höper

Inhalt

1	Einleitung	2
2	Vorgehen	2
2.1	Berechnung des Stickstoff-Flächenbilanzsaldos.....	3
2.2	Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser	6
2.2.1	Stickstoffüberschuss im Boden	6
2.2.2	Stickstoffaustrag aus dem Boden	8
2.2.3	Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	8
3	Literatur	8

1 Einleitung

Das Basis-Emissionsmonitoring ist ein Instrument, um flächendeckend für Niedersachsen mit einer standardisierten Methodik den Nitrataustrag mit dem Sickerwasser auf Landesebene abzuschätzen. Die Abschätzung wird im mehrjährigen Turnus aktualisiert.

Die im Rahmen des Basis-Emissionsmonitorings berechnete potenzielle Nitratkonzentration dient der Abschätzung der Sickerwassergüte an der Untergrenze des Wurzelraumes in ca. 2 m Tiefe und wird neben den gemessenen Nitratwerten der Grundwassermessstellen zur Gefährdungsabschätzung und Bewertung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper gemäß EG-WRRL herangezogen. Aufgrund der niedersachsenweit verfügbaren Eingangsdaten sind diese Daten nicht für eine schlaggenaue Bewertung geeignet.

Eine wichtige Grundlage zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser ist die Stickstoffemission aus der Landwirtschaft. Um diese zu quantifizieren, wird ein Flächenbilanzmodell verwendet, das ursprünglich am Johann Heinrich von Thünen-Institut entwickelt wurde und fortlaufend an die regionalen Bedingungen in Niedersachsen angepasst wird.

Das Ergebnis sind Stickstoff-Flächenbilanzsalden auf Gemeindeebene. Hierfür sind vor allem Tierzahlen und die Kulturen der landwirtschaftlich genutzten Fläche erforderlich. Sie stammen aus Vollerhebungen der Agrarstrukturerhebung und der Landwirtschaftszählung, die in mehrjährigen Abständen vom Landesamt für Statistik (LSN) durchgeführt werden, zuletzt 2016. Diese Daten werden nach dem Betriebssitzprinzip erhoben, d.h. alle Tiere, Flächen usw. werden in der Gemeinde erfasst, in der sich der Betriebssitz befindet.

2 Vorgehen

In Abbildung 1 ist eine vereinfachte Übersicht des Basis-Emissionsmonitorings mit den wesentlichen Eingangsparametern dargestellt. Die beiden Hauptelemente des Basis-Emissionsmonitorings, die Stickstoffemission aus der Landwirtschaft (N-Flächenbilanzsaldo) und die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, sind rot umrandet.

Die Summe aus Stickstoff-Flächenbilanzsaldo und atmosphärischer Deposition bildet die Stickstoffemission (N-Emission). Zusätzlich werden Stickstofffreisetzungs- (N-Mobilisierung) und Stickstofffestlegungsprozesse (N-Immobilisierung) im Boden berücksichtigt. Aus diesen vier Eingangsgrößen wird der Stickstoffeintrag in den Boden (N-Überschuss) ermittelt. Unter anaeroben Bedingungen kann ein Teil des Nitrats durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Unterboden wieder abgebaut werden (Denitrifikation), es ergibt sich ein potenzieller N-Austrag. Unter Berücksichtigung der Sickerwassermenge errechnet sich daraus die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser.

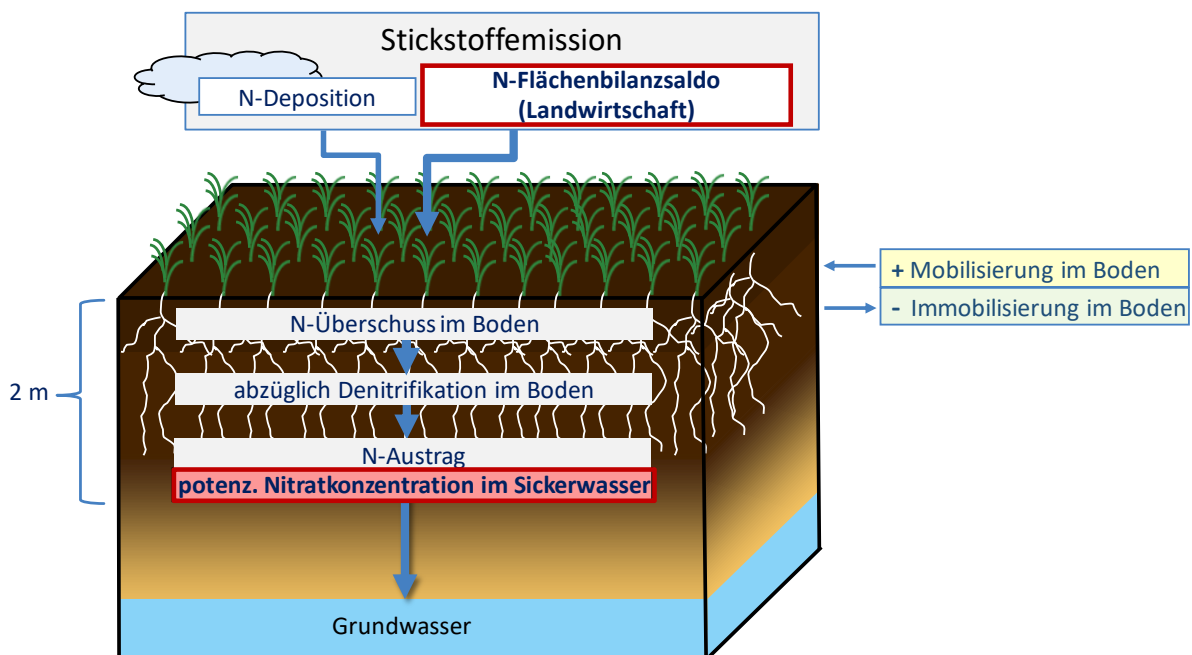


Abb. 1: Vereinfachte Darstellung des Basis-Emissionsmonitorings (N = Stickstoff)

2.1 Berechnung des Stickstoff-Flächenbilanzsaldos

Abbildung 2 zeigt eine vereinfachte Darstellung der Berechnung des Stickstoff-Flächenbilanzsaldos 2016 aus den zu- und abgeführten Stickstoffmengen.

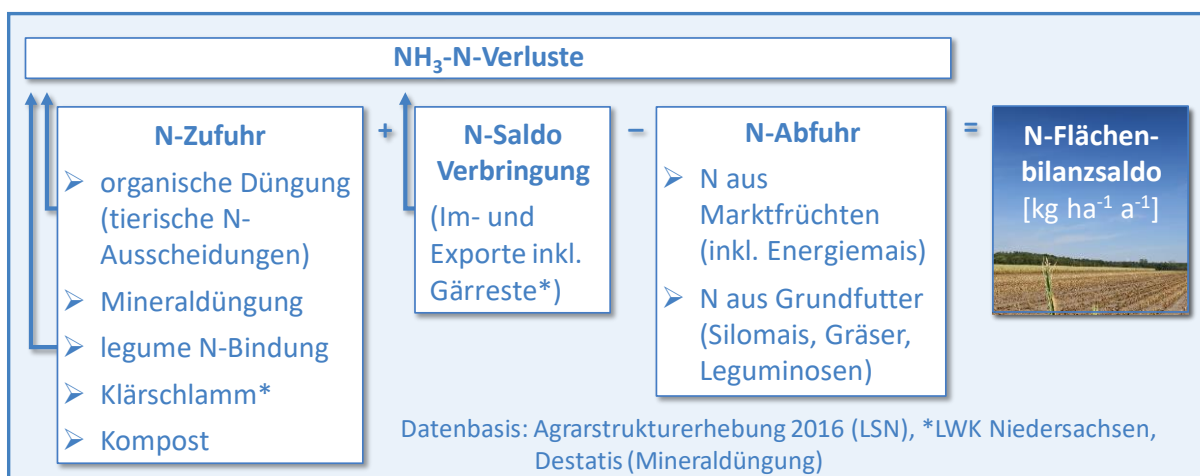


Abb. 2: Stickstoff-Flächenbilanzsaldo landwirtschaftlich genutzter Flächen (ohne Stilllegungsflächen) 2016

Im Folgenden werden alle Bilanzgrößen zur Berechnung des N-Flächenbilanzsaldos einzeln erläutert.

organische Düngung

An der Stickstoffzufuhr haben die N-Ausscheidungen aus der Tierhaltung einen wesentlichen Anteil. Die Tierzahlen auf Gemeindeebene stammen aus der Agrarstrukturerhebung 2016 (LSN 2017a). Die Tierzahlen werden mit dem N-Anfall pro Stallplatz verrechnet. Dabei handelt es sich um aktuelle (für 2016) und mit der Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Düngebehörde abgestimmte Werte (Wilkins, 2018). Von den tierischen N-Ausscheidungen sind Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste (NH₃-N-Verluste) abzuziehen. Sie richten sich nach Döhler et al. (2002) in Schmidt et al. (2007). Es handelt sich um mittlere Koeffizienten der Ammoniakfreisetzung nach Normdaten des KTBL.

Mineraldüngung

Die Höhe der mineralischen Stickstoffdüngung in Niedersachsen wird der Düngemittelstatistik des Statistischen Bundesamtes entnommen (Destatis 2018). Da in dieser Statistik das Wirtschaftsjahr zugrunde gelegt wird und durch Lagerhaltung häufig ein zeitlicher Verzug in der Mineraldüngerausbringung entsteht, wird ein Durchschnitt aus den Wirtschaftsjahren 14/15, 15/16 und 16/17 gebildet. Auf Landkreis- oder Gemeindeebene liegen keine Daten vor, daher muss die eingesetzte Menge hier geschätzt werden. Hierfür wird ein Ansatz nach Bach et al. (2014) verwendet:

$$\text{Minerald} = \text{Abf_Ernte} \times \text{Mehrb_faktor} - \text{Zuf_WiDg} \times 0,6 - \text{Zuf_LegBind} \times 0,8 \quad [1]$$

Minerald: Höhe des mineralischen Stickstoffeinsatzes in kg N

Abf_Ernte: N-Abfuhr über Marktfrüchte und Grundfutter in kg N

Mehrb_faktor: Bach et al. (2014) gibt für Deutschland in den Jahre 2004 bis 2011 einen mittleren Mehrbedarfsfaktor von 1,06 an. Für Niedersachsen erfolgt eine Neuberechnung u.a. anhand des Mineraldüngerabsatzes aus der Düngemittelstatistik, dadurch erhöht sich der Faktor auf 1,18.

Zuf_WiDg: in der Gemeinde ausgebrachter Wirtschaftsdünger abzüglich Stall-, Lager- und Ausbringungsverluste in kg N

Zuf_LegBind: Summe der legumen N-Bindung abzüglich 1 % NH₃-N-Verluste in kg N

Mit Hilfe von Formel [1] und dem ermittelten Mehrbedarfsfaktor von 1,18 kann der mineralische Stickstoffeinsatz gemeindespezifisch berechnet werden.

legume N-Bindung

Die Höhe der legumen N-Bindung auf Dauergrünland ist von der Nutzungsintensität abhängig. Für Mähwiesen und Weiden werden 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angenommen, für ertragsarmes Dauergrünland und aus der Erzeugung genommenes Grünland 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Für alle weiteren Leguminosen werden sortenabhängige N-Bindungsmengen eingesetzt. Des Weiteren werden gasförmige Verluste in Höhe von 1 % der legumen N-Bindung in Abzug gebracht (EEA 2004).

Klärschlamm

Angaben zur landwirtschaftlichen Klärschlammverwertung auf Landkreisebene und dem daraus resultierenden N-Anfall werden dem Nährstoffbericht für Niedersachsen entnommen (LWK 2018a). Diese Mengen werden anteilig auf die Gemeinden verteilt, indem über die Ackerfläche gewichtet wird (von der Ackerfläche ausgenommen werden Wasserschutzgebiete, stillgelegte Ackerflächen und Flächen mit Gemüseanbau).

Kompost

Auf der Gemeinde- oder Landkreisebene liegen in Niedersachsen keine Daten zur Kompostausbringung vor. Der Bericht Abfallentsorgung 2016 (LSN 2018) enthält die in der Land- und Forstwirtschaft eingesetzte Kompostmenge in Niedersachsen. Die daraus resultierende N-Zufuhr wird gleichmäßig auf alle Ackerflächen verteilt, lediglich stillgelegte Ackerflächen werden ausgenommen. Der in der Forstwirtschaft eingesetzte Anteil wird als vernachlässigbar angesehen.

Verbringung

Durch die Verbringung von Wirtschaftsdüngern wie Gülle und Festmist kommt es zu erheblichen Verschiebungen zwischen den in einer Gemeinde anfallenden organischen Düngermengen und den in den Gemeinden tatsächlich ausgebrachten organischen Düngermengen. Seit 2012 müssen alle verbrachten Wirtschaftsdünger und dessen N-Gehalte ab 200 m³ an die Düngbehörde der Landwirtschaftskammer Niedersachsen gemeldet werden. Auch Gärreste aus Biogasanlagen fallen unter die Meldepflicht. Mit den Gärresten kommt auch der Stickstoff aus pflanzlichem Substratinput (z.B. Biogasmais) zurück auf die Flächen.

Die Daten der Verbringung auf Gemeindeebene (LWK 2018b) werden aufbereitet bevor sie ins N-Flächenbilanzsaldo eingehen. Alle Meldungen über Lieferungen von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft an Biogasanlagen und deren Abgaben von Gärresten sowie alle Aufnahmen und Abgaben von Vermittlern/Spediteuren sind für das N-Flächenbilanzsaldo nicht von Relevanz. Sie werden herausgenommen, da diese Wirtschaftsdünger nur temporär in einer Gemeinde vorhanden sind. Des Weiteren werden die Daten unterteilt in Gärreste und alle anderen Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft. Das erlaubt eine getrennte Berechnung der NH_3 -Verluste. Für Gärreste werden 10 % NH_3 -N-Ausbringungsverluste angesetzt. Eventuell auftretende Lagerverluste können unberücksichtigt bleiben, da die ausgebrachten und damit bilanzwirksamen N-Mengen bekannt sind.

Folgende Fehlerquellen mindern die Genauigkeit der Daten der Verbringung:

- Unterhalb von 200 t bzw. m^3 Wirtschaftsdünger muss keine Meldung über die Verbringung erfolgen.
- falsch eingeschätzte N-Gehalte
- Lagerhaltung von Wirtschaftsdüngern
- Die Meldeverordnung erlaubt den Betrieben die Verbringung sowohl mit der Hauptbetriebsnummer als auch mit den Stallnummern zu melden, liegt dieser Stall in einer anderen Gemeinde kommt es zu Verzerrungen zwischen den Gemeinden.

Genauere Daten über die Verbringung von Wirtschaftsdüngern liegen nicht vor.

N-Abfuhr Marktfrüchte

Die Anbauflächen der verschiedenen landwirtschaftlichen Kulturen werden vom Landesamt für Statistik auf Gemeindeebene zur Verfügung gestellt. Die Daten stammen aus der Agrarstrukturerhebung 2016 (LSN 2017a). Die Anbauflächen werden mit den auf Landkreisebene erfassten Erträgen verrechnet. Die Erträge werden der Erntestatistik des Landesamtes für Statistik (LSN 2017b) entnommen. Durch die Verrechnung mit kulturspezifischen N-Gehalten (Schmidt et al. 2007) ergibt sich der N-Anfall bzw. die N-Abfuhr aller Marktfrüchte einer Gemeinde. Zu den Marktfrüchten zählen landwirtschaftliche Feldfrüchte einschließlich gärtnerischer Kulturen, sowie Dauerkulturen wie Baum- und Beerenobstanlagen. Ausgenommen sind Kulturen, die als Grundfutter der Tierernährung dienen (siehe N-Abfuhr Grundfutter). Der für die Biogasproduktion erzeugte Mais zählt ebenfalls zu den Marktfrüchten.

Die Anbaufläche für Biogasmais in Niedersachsen beträgt 2016 ca. 230.000 ha (3N 2017, Wilkens 2018). Über die genaue Anbaufläche von Biogasmais auf Gemeindeebene liegen keine Daten vor. Um den Biogasmaisanteil gemeindegenu abzuschatzen, wird postuliert, dass die seit 2003 hinzugekommene Silomaisanbaufläche dem Biogasmais zuzuordnen ist. Da eine Zu- oder Abnahme des Rindviehbestandes ebenfalls eine Veränderung der Silomaisanbaufläche zur Folge hat, wird eine Korrektur der Anbaufläche über die Großvieheinheiten aller Rinder einer Gemeinde vorgenommen. Auch die Zunahme der Grundfutter-Maisfläche durch die gesteigerte Milchleistung wird berücksichtigt.

N-Abfuhr Grundfutter

Zu den Grundfutter-Kulturen zählen Dauergrünland (Wiesen, Weiden, ertragsarmes Dauergrünland), Feldgrasanbau auf Ackerland, Leguminosen zur Ganzpflanzenernte und Silomais (ohne Biogasmais). Das Landesamt für Statistik erfasst zwar die Erträge dieser Kulturen auf Kreisebene. Allerdings sind insbesondere die Erträge vom Grünland von der Nutzungsintensität abhängig, zudem können die N-Gehalte stark schwanken. Daher wird die N-Abfuhr aller Grundfutter-Kulturen nach Schmidt et al. (2007) berechnet. Sie ergibt sich aus den N-Ausscheidungen pro Stallplatz zuzüglich der Tierprodukte Milch und Fleisch abzüglich des Kraftfutareinsatzes.

N-Flächenbilanzsaldo

Sämtliche N-Zufuhren und N-Abfuhren werden miteinander verrechnet und durch die landwirtschaftlich genutzte Fläche ohne Stilllegungsflächen geteilt. Daraus ergibt sich das N-Flächenbilanzsaldo. Das N-Flächenbilanzsaldo kann nicht direkt mit den N-Bilanzen nach

Düngeverordnung verglichen werden, da dort u.a. andere Werte bei den $\text{NH}_3\text{-N}$ -Verlusten angesetzt werden.

2.2 Abschätzung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser

Zur Abschätzung der landesweiten potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser werden folgende Eingangsgrößen herangezogen:

- N-Flächenbilanzsaldo in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ bezogen auf die landwirtschaftliche Fläche für das Jahr 2016 auf Gemeindeebene (vergl. Kap. 2.1)
- Landnutzungsdifferenzierte atmosphärische Stickstoffdeposition (Mittelwert der Jahre 2013 – 2015)
- zusätzliche Stickstoff-Mobilisierung und -Immobilisierung im Boden
- Landnutzung der amtlichen Agrarstatistik auf Gemeindeebene
- ATKIS-Landnutzung (Stand 2015)
- Denitrifikationspotenzial des Bodens (DENUZ) nach Bodentyp (BÜK50)
- Verweilzeit im Boden berechnet aus $n\text{FKWe}$ und Q_{ges} (GROWA)
- Gesamtabfluss (nach Wasserhaushaltsmodell GROWA06, Version 2)

Es werden nacheinander folgende Kenngrößen ermittelt (vergl. Abb.1):

- N-Überschuss im Boden: Summe aller N-Einträge aus Landwirtschaft und landnutzungsspezifischer atmosphärischer Deposition zuzüglich Stickstofffreisetzung (N-Mobilisierung) aus dem Boden und abzüglich Stickstofffestlegung (N-Immobilisierung) im System Boden - Pflanze. Dies ist die potenziell verlagerbare Stickstoffmenge im Boden. (Das FZ Jülich verwendet hier den Ausdruck „Verlagerbare Nitrat-N-Menge im Boden“.)
- N-Austrag aus dem Boden: Stickstoffmenge (Fracht), die mit dem Sickerwasser aus dem Boden in benachbarte Kompartimente (Grundwasser, Oberflächengewässer) abgegeben wird, nachdem ein Teil des N-Überschusses durch Denitrifikation im Boden abgebaut wurde. Sie ergibt sich aus der Differenz aus N-Überschuss im Boden und Denitrifikation im Boden.
- Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser: rechnerisch ermittelte Nitratkonzentration im Sickerwasser, die sich aus dem N-Austrag (Fracht) und dem Sickerwasser (Gesamtabfluss nach GROWA06) ergibt. Die berechnete potenzielle Nitratkonzentration gilt für den Bereich bis etwa 2 m Tiefe.

Die Berechnung der genannten Kenngrößen werden GIS-gestützt auf Rasterebene mit einer Rastergröße von 25 x 25 m durchgeführt. Im Folgenden werden die einzelnen Berechnungsschritte erläutert.

2.2.1 Stickstoffüberschuss im Boden

Auf Grundlage der derzeit aktuellen ATKIS-Landnutzungskarte (LGLN 2015) werden flächendeckend für Niedersachsen folgende Nutzungskategorien zusammengefasst: Ackerland, Grünland, Laub-, Nadel- und Mischwald, bebaute Fläche sowie sonstige Fläche.

Die Acker- und Grünlandflächen werden mit dem unter Kapitel 2.1 erläuterten N-Flächenbilanzsaldo auf Gemeindeebene verschnitten. Für Grünlandflächen wird zur Berücksichtigung eines geringeren Austragsrisikos zusätzlich der empirisch abgeleitete Korrekturfaktor 0,43 (Grünlandfaktor) angesetzt (Wienhaus et al. 2008).

Eine zusätzliche N-Mobilisierung aus dem Boden durch die Ausweitung des Maisanbaus (für die Nutzung als Energiemais) sowie durch den Umbruch von Grünland wird in die Berechnung einbezogen.

Für den auf Basis der Agrarstatistik ermittelten Flächenanteil auf dem im Jahr 2016 Energiemais angebaut wird (vergl. Kap. 2.1), wird eine zusätzliche N-Mobilisierung von 30 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angenommen. Grundlage für diese Annahme sind Ergebnisse einer Literaturlauswertung u.a. zu Dauerfeldversuchen, wonach Flächen mit dauerhaftem Maisanbau etwa 7 % weniger Humus aufweisen als Flächen mit einem höheren Getreideanteil. Bei einem N-Vorrat im Oberboden von 4000 kg N/ha entsprechen 7 % rund 300 kg N, die über 10 Jahre durch den Abbau der organischen Substanz freigesetzt werden (Höper und Schäfer 2012).

Der Anteil der umgebrochenen Grünlandfläche wird ebenfalls aus der Agrarstatistik abgeleitet. Die Veränderung der Landwirtschaftlichen Fläche (LF) in den Erhebungsjahren 2007 zu 2010 sowie 2010 zu 2016 wird anteilig auf die Acker- und Grünlandfläche übertragen und mit der tatsächlichen Veränderung der Acker- und Grünlandflächen in ha verrechnet. Bei Umwandlung von Grünland in Acker wird eine zusätzliche Mobilisierung von 200 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angenommen¹. Bei Umwandlung von Acker in Grünland wird eine Immobilisierung von 80 kg N/ha*a berücksichtigt.

Des Weiteren wird die atmosphärische Stickstoffdeposition berücksichtigt. Die Werte werden aus dem UBA Forschungsprojekt PINETI-3 (UBA 2018) übernommen. Im Rahmen des PINETI-3 Projektes ist die landnutzungsspezifische Stickstoffdeposition für die Jahre 2013 bis 2015 auf Bundesebene modelliert worden. Für das Basis-Emissionsmonitoring wird für jede Landnutzung die Gesamtstickstoffdeposition der Jahre 2013, 2014 und 2015 selektiert. Der Mittelwert dieser drei Jahre wird anschließend den entsprechenden ATKIS-Landnutzungsflächen zugewiesen.

Für Forstflächen wird eine konstante N-Immobilisierung, als Summe aus N-Immobilisierung im Boden und im jährlichen Zuwachs, von 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹ angenommen.

Durch Addition aller Komponenten wird der N-Überschuss (die potenziell verlagerbare N-Menge im Boden) ermittelt:

N-Überschuss = Landwirtschaftlicher N-Flächenbilanzsaldo + N-Deposition + N-Freisetzung aus dem Boden – N-Immobilisierung im Boden (und Baumbestand)

Landnutzungsspezifisch ergeben sich somit folgende Formeln für den N-Überschuss im Boden in kg N ha⁻¹ a⁻¹:

- Acker: N-Flächenbilanzsaldo + N-Deposition + N-Freisetzung (Energiemais) + N-Freisetzung (Grünlandumbruch)
- Grünland: (N-Flächenbilanzsaldo + N-Deposition - N-Festlegung (Konversion Acker zu Grünland)) × 0,43 (Grünlandfaktor)
- Wald: N-Deposition – 20 kg N ha⁻¹ a⁻¹
- Sonstige: N-Deposition

Die landnutzungsspezifischen Teilergebnisse werden anschließend zu einem flächendeckenden Datensatz zusammengefügt, so dass der N-Überschuss im Boden für die gesamte Landesfläche (inkl. Verdünnungsflächen) ermittelt und dargestellt werden kann. Mit diesen flächendeckenden Daten werden die weiteren Berechnungen ausgeführt.

¹ Annahme: Ein Nt-Vorrat von Grünland mit ca. 6000 kg/ha/30 cm verringert sich um ca. 30 %, also um 2000 kg, wobei die Abnahme vor allem in den ersten 10 Jahren stattfindet. Für die N-Festlegung nach Wiederansaat von Grünland wurde auf die Formel von Poeplau et al. (2011) zurückgegriffen, wonach sich die prozentuale Zunahme des Humusvorrates wie folgt ergibt: $176,08 \cdot (1 - \text{EXP}(-\text{Jahr}/76,16))$. Nach 10 Jahren ergibt sich eine Zunahme um 20 %, entsprechend 800 kg N bei einem Ausgangsvorrat von 4000 kg N.

2.2.2 Stickstoffaustrag aus dem Boden

Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden wird unter anaeroben Bedingungen ein Teil des Nitrats wieder in Luftstickstoff (z.T. Lachgas) umgesetzt. Daher muss vom potenziellen N-Austrag noch der N-Verlust durch Denitrifikation im Boden abgezogen werden. Die Denitrifikationsrate unter Berücksichtigung der bodentypspezifischen, maximalen Denitrifikationsrate nach Wienhaus et al. (2008), der Verweilzeit im Boden und der Stickstoffüberschüsse über eine Michaelis-Menten-Kinetik berechnet.

Vereinfacht werden folgende Formeln verwendet:

- N-Austrag aus dem Boden = N-Überschuss – Denitrifikation (Boden)
- Denitrifikation (Boden) = potenzielle Denitrifikationsrate * Verweilzeit (ungesättigte Zone) / mittlere Verweilzeit (ungesättigte Zone) aller Böden der gleichen Denitrifikationsstufe

2.2.3 Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

Zur Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration (NO_3) im Sickerwasser wird der mittlere jährliche Gesamtabfluss benötigt. Er wird mit Hilfe des Wasserhaushaltsmodells GROWA06 Version 2 (Wendland et al., 2003) ermittelt und ergibt sich aus der Differenz von langjährigem Niederschlag und Verdunstung (bisher 1961-1990). Der Quotient aus dem N-Austrag und dem Gesamtabfluss ergibt die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser, die wie folgt ermittelt wird:

- potenzielle NO_3 -Konzentration [mg/l] = (N-Austrag / Gesamtabfluss) \times 443

3 Literatur

Bach, M.; Hillebrecht, B.; Hunsager, E. A.; Stein, M. (2014): Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für die Bundesländer - Jahre 2003 bis 2011. Methodenbeschreibung zum Indikator der Länder-Initiative Kernindikatoren (LIKI). 2., überarbeitete Fassung, Justus-Liebig-Universität Gießen. Download am 6.12.18 unter <https://docplayer.org/49999805-Berechnung-von-stickstoff-flaechenbilanzen-fuer-die-bundeslaender-jahre-2003-bis-2011.html>.

Destatis (2018): Fachserie 4, Reihe 8.2. Produzierendes Gewerbe, Düngemittelversorgung, jährliche Berichte. Download unter www.destatis.de.

Döhler, H. Eurich-Menden, B.; Dämmgen, U.; Osterburg, B.; Lüttich, M.; Bergschmidt, A.; Berg, W.; Brunsch, R. (2002): BMVEL/UBA-Ammoniak-Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahre 2010. Forschungsbericht 29942245/02, UBA-FB 000249, UBA-Texte. Umweltbundesamt, Berlin.

EEA - European Environment Agency (2004): EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook – 2004. Copenhagen, Denmark.

Höper, H. Schäfer, W. (2012): Die Bedeutung der organischen Substanz von Mineralböden für den Klimaschutz. Bodenschutz 3/2012, 100-108.

LGLN (2015): ATKIS Landnutzungsdaten (Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem).

LSN (2017a): Tierzahlen und Anbauflächen landwirtschaftlicher Kulturen auf Gemeindeebene, Agrarstrukturerhebung 2016. Landesamt für Statistik Niedersachsen, Hannover. Die Daten wurden über das Niedersächsische Ministerium für Umwelt, Energie, Bauen und Klimaschutz zur Verfügung gestellt.

LSN (2017b): Statistische Berichte Niedersachsen. Bodennutzung und Ernte 2016. Landesamt für Statistik Niedersachsen, Hannover. Download am 1.5.2018 unter:

<https://www.statistik.niedersachsen.de/themenbereiche/landwirtschaft/ernte/jahresergebnis/e/erntestatistik-online---ernteergebnisse-seit-1991-152870.html>

LSN (2018): Abfallentsorgung 2018. Statistische Berichte Niedersachsen, QII1/QII2-j/2016. Landesamt für Statistik, Hannover.

LWK (2018a): Nährstoffbericht für Niedersachsen 2016/2017. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Düngbehörde, Oldenburg.

LWK (2018b): Daten der Verbringung von Wirtschaftsdüngern 2016. Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Düngbehörde, Oldenburg.

Poepplau, C., Don, A., Vesterdal, L., Leifeld, J., van Wesemael, B., Schumacher, J., Gensior, A. (2011): Temporal dynamics of soil organic carbon after land-use change in the temperate zone - carbon response functions as a model approach. *Global Change Biology* 17, 2415-2427.

Schmidt, T. G.; Osterburg, B.; Laggner, A. (2007): Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft im Rahmen des Projektes „Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers“ in Niedersachsen – Top-Down-Ansatz mit Daten der Agrarstrukturerhebung 1999 und 2003 und Analyse des Landnutzungswandels. Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 02/2007 des Instituts für Ländliche Räume (FAL), Braunschweig.

Download möglich unter: http://literatur.vti.bund.de/digbib_extern/bitv/zi042559.pdf

UBA (2018) Hrsg.: Forschungsprojekt 3714 64 2010: PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland.

Wendland, F., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Dorhöfer, G. (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 45, 273-278.

Wienhaus, S.; Höper, H.; Eisele, M.; Meesenburg, H.; Schäfer, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz. Landesamt für Bergbau, Geologie und Energie, *GeoBerichte* 9, 56 S. Download möglich unter: <http://www.lbeg.niedersachsen.de>

Wilkens, H.H. (2018): schriftliche Mitteilung. Düngbehörde, Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Oldenburg.