

## Weiterentwicklung der Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen am Beispiel Niedersachsens

Bernhard Osterburg<sup>1</sup> und Thomas Schmidt<sup>1</sup>

### Zusammenfassung

Dieser Artikel dokumentiert methodische Verbesserungen der regionalen Stickstoffbilanzierung mit Hilfe von Betriebsdaten und regional stark disaggregierten Daten der Agrarstatistik. Im Mittelpunkt stehen Schätzverfahren für die Bilanzglieder Raufuttererzeugung, Kraftfuttereinsatz und Mineraldüngerverteilung sowie der überbetrieblichen Wirtschaftsdüngereinsatz. Darüber hinaus werden weitere potenzielle N-Belastungen aufgrund der Mineralisation von Moorböden, Landnutzungswandel und atmosphärischer Deposition thematisiert. Als Ergebnis steht eine top-down-Methode zur Stickstoffbilanzierung zur Verfügung, die auf den umfangreichen Datensatz der Agrarstrukturerhebung aufbaut. Aus datenschutzrechtlichen Gründen erfolgt die Berechnung auf Gemeindeebene. Die exemplarische N-Bilanzierung für das Bundesland Niedersachsen (Bezugsjahre 1999 und 2003) liefert eine Abschätzung der stofflichen Belastungspotenziale durch N-Überschüsse an der Bodenoberfläche und leistet damit einen Beitrag zum Emissionsmonitoring im Rahmen der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL).

*Schlüsselwörter:* Stickstoffbilanz, Emissionsmonitoring, Wasserrahmenrichtlinie

### Abstract

#### Improved methods for calculating regional nitrogen balances using Lower Saxony as an example

This paper presents improved methods for calculating regional nitrogen balances based on farm accounting data and agricultural survey data at regional level. The focus is on estimates of the balance elements roughage, concentrated feeding stuffs, mineral fertiliser application and manure export. Further, potential N emissions from melioration of fens, land use change and atmospheric deposition are discussed. The result is a top-down-method for nitrogen balances based on detailed data sets of the farm structure survey. Due to data confidentiality calculations are performed at the level of municipalities. The exemplary calculation for the German federal state Lower Saxony (reference years 1999 and 2003) provides an assessment of potential pressures due to N surplus at soil surface as a contribution to an emission monitoring as part of implementation of the Water Framework Directive.

*Keywords:* Nitrogen balance, emission monitoring, Water Framework Directive

---

<sup>1</sup> Johann Heinrich von Thünen-Institut, Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI), Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig/Deutschland; Email: bernhard.osterburg@vti.bund.de

## 1 Problemstellung und Zielsetzung

Für die Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) stellen diffuse Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft eine besondere Herausforderung dar. Um eine ausreichende Entscheidungsgrundlage für die Maßnahmenplanung gemäß Artikel 11 der EU-WRRL und für die Aufstellung von Bewirtschaftungsplänen entsprechend Artikel 13 bereitzustellen, sind über die bisherigen Bestandsaufnahmen hinausgehende qualifizierte stoffliche Zustandsbeschreibungen zu entwickeln (NLWKN und NLfB, 2005). Vor diesem Hintergrund wurde das vom Niedersächsischen Umweltministerium finanzierte Projekt „Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers“ („Monitoring-Projekt“) durchgeführt, an dem die Autoren mit der Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen beteiligt waren (Schmidt et al., 2007).

Ziel dieses Artikels ist es, die im genannten Projekt erarbeiteten, methodischen Weiterentwicklungen für eine verbesserte Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen vorzustellen. Die vorgestellten Methoden beziehen sich auf Bilanzelemente, bei denen besonders hohe Unsicherheiten bestehen, namentlich die Nährstoffabfuhr über Raufutter (Grünland und Feldfutterbau), die regional eingesetzten N-Mineraldüngermengen sowie Export und Import von Wirtschaftsdünger. Ergänzend wurden meliorierte Moorböden, Grünlandumbruch und atmosphärische Deposition als weitere Ursachen diffuser N-Emissionen untersucht und in Relation zu den N-Bilanzüberschüssen gesetzt, die aus dem jährlichen Düngungs- und Ertragsgeschehen in der Landwirtschaft resultieren. Die Berechnung belastbarer regionaler Bilanzen liefert eine Grundlage für die Problemanalyse, die Aufdeckung von Schwachstellen und die Abschätzung von Anpassungsspielräumen zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie.

## 2 Methoden und Datengrundlagen für die Bilanzrechnung

Da für Hoftorbilanzen auf regionaler Ebene die Datengrundlage fehlt, kam als Methode für die regionale Bilanzrechnung nur die Flächenbilanz in Betracht. Die Flächenbilanzberechnungen erfolgten auf Gemeindeebene und basieren auf Daten der Agrarstatistik. Methodisch wurde auf dem Ansatz für die Berechnung regionaler Flächenbilanzen von Bach et al. (2003) aufgebaut, bezüglich Annahmen und Unsicherheiten der verschiedenen Bilanzmethoden sei zudem auf Bach und Frede (2005) verwiesen. Im Mittelpunkt der methodischen Weiterentwicklung standen die Schätzung der N-Abfuhr über Raufuttererträge und der regionalen Zufuhr über N-Mineraldünger, die in Abschnitt 3 näher dargestellt werden.

### 2.1 „Top-down“- und „bottom-up“-Ansatz

Die Verbesserung der N-Bilanzberechnung sollte auf Grundlage flächendeckend verfügbarer und fortschreibungsfähiger statistischer Daten erfolgen. Da dieser Ansatz ohne zusätzliche, auf regionaler Ebene vorliegende Informationen durchgeführt wurde, wird er als „top-down“-Ansatz bezeichnet. Das Monitoringkonzept wurde innerhalb von drei Testgebieten in Zusammenarbeit mit Arbeitskreisen diskutiert und überprüft, in denen neben der Wasserwirtschaft auch Berater und Landwirte vertreten waren. Zur Validierung der Bilanzergebnisse wurden lokale Betriebsdaten verwendet. Die Testgebiete lagen in den niedersächsischen Flusseinzugsgebieten von Ilmenau und Jeetzel (Flächen überwiegend in den Landkreisen Lüneburg, Uelzen und Lüchow-Dannenberg), Große Aue (Diepholz und Nienburg) sowie Lager Hase (Cloppenburg und Vechta). Das Heranziehen regionalen Expertenwissens sowie lokaler Informationen zu Nährstoffbilanzen, beispielsweise Nährstoffaufzeichnungen nach Düngeverordnung oder Hoftorbilanzen aus der Wasserschutzberatung, wurde im Projekt als „bottom-up“-Ansatz bezeichnet. Eine flächendeckende Umsetzung des „bottom-up“-Ansatzes wäre sehr aufwändig und aufgrund unterschiedlicher Datenverfügbarkeit problematisch bezüglich Repräsentativität und Aussagekraft. Daher standen beim Vergleich beider Ansätze die Überprüfung der Ergebnisse der flächendeckenden N-Bilanzrechnungen und die Verbesserung der zugrunde liegenden Kalkulationsmethode im Vordergrund.

### 2.2 Datengrundlagen

Wichtigste Datengrundlage bildete eine tabellarische Auswertung der Agrarstrukturerhebungen der Jahre 1999 und 2003 für die landwirtschaftlichen Anbauflächen und Viehbestände auf Gemeindeebene, die durch das Niedersächsische Landesamt für Statistik bereitgestellt wurde. Ergänzend wurden Daten zur Ernteerhebung und Milchleistung der Milchkühe herangezogen, die auf Kreisebene vorliegen und auf alle Gemeinden eines Kreises angewendet wurden. Weitere Angaben lagen lediglich auf Landesebene vor, z. B. grenzüberschreitende Wirtschaftsdüngerimporte sowie Klärschlamm- und Komposteinsatz in der Landwirtschaft. Diese Kategorien wurden pauschal als durchschnittliche Zufuhr auf jeden Hektar Ackerland in Niedersachsen bezogen. Als Konsistenzrahmen für den Einsatz von N-Mineraldünger wurden die statistisch erfassten Absatzzahlen zur Düngemittelversorgung in Niedersachsen herangezogen. Dabei wurde die Annahme getroffen, dass die Absatzmenge der in der niedersächsischen Landwirtschaft eingesetzten Mineraldüngermenge entspricht und kein wesentlicher Austausch mit anderen

Tabelle 1:

Informationsquellen zur Berechnung der N-Bilanz

Mengengerüst	Aggregationsebene	Einheit	Quelle
Bodennutzung und Anbauflächen nach Fruchtarten	Gemeinde	ha	Bodennutzung und Ernte (NLS, 2003a)
Ertragsdaten der Marktfrüchte, Milchleistung	Kreis	t/ha kg/Kuh	Besondere Erntemittlung (NLS, 2004) Milchleistung (NLS, 2003b),
N-Abfuhr über Raufutter (Grünland, Feldfutter)	Betrieb	kg N	Raufutter-Abfuhr wird anhand des Viehbestands und der Milchleistung geschätzt (s. Abschnitt 3.1)
Viehbestand	Gemeinde	Stück	Stat. Landesämter, Reihe C III (Tierische Erzeugung)
Export und Import von Wirtschaftsdünger	Gemeinde	ja/nein	Niedersächsisches Landesamt für Statistik, Angaben zu Abgabe und Aufnahme von Wirtschaftsdünger
Klärschlamm	Bundesland	t	Nds. Umweltministerium, Klärschlammbericht
Kompost	Bundesland	t	BGK, 2005
Grenzüberschreitende Abfallverbringung	Bundesland	t	UBA, Fachgebiet III 3.1, Übergreifende Angelegenheiten der Abfallentsorgung
Mineraldüngerversorgung	Bundesland	t	Stat. Bundesamt, Fachserie 4, Reihe 8.2 (Düngemittelversorgung)
Mineraldüngereinsatz	Betrieb	t	Betriebsdatenauswertung aufbauend auf Osterburg et al., 2004 und weiterführende Analysen (s. Abschnitt 3.2)
Nährstoffgehalte der Marktfrüchte	Kulturart	kg/dt	Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Musterverwaltungsvorschrift zur Düngeverordnung (BML, 1996)
Legume N-Bindung	Kulturarten des Ackerbaus, Grünland	kg/ha	Musterverwaltungsvorschrift zur Düngeverordnung (BML, 1996)
Ammoniakverluste aus legumer N-Bindung	legume N-Bindung	% der N-Bindung	Annahme nach EEA, 2004
Nährstoffausscheidungen der Tiere	Tierkategorie	kg N/a * Stallplatz	Landwirtschaftskammer Niedersachsen, Musterverwaltungsvorschrift zur Düngeverordnung (BML, 1996)
Ammoniakverluste aus Wirtschaftsdünger	Rinder, Schweine, Geflügel, Pferde u. Schafe/Stall, Lager, Ausbringung, Weide	% der N-Ausscheidung	Annahmen nach Döhler et al. (2002)

Quelle: Eigene Darstellung.

Regionen außerhalb von Niedersachsen besteht bzw. sich die Aus- und Einfuhren quantitativ entsprechen. Diese Einschätzung ist aufgrund der Flächengröße Niedersachsens relativ sicher. Für kleinere Bundesländer wäre der Unsicherheitsbereich wesentlich größer.

Tabelle 1 gibt eine Übersicht über die verwendeten Datenquellen. Für die Koeffizienten der Nährstoffgehalte in pflanzlichen Ernteprodukten und für die Bestimmung der tierischen N-Ausscheidungen wurden Werte der Musterverwaltungsvorschrift zur Umsetzung der Düngeverordnung von 1996 (BML, 1996) sowie aktualisierte Koeffizienten der Landwirtschaftskammer Niedersachsen aus dem Jahr 2005 zugrunde gelegt.

Die folgenden Bilanzglieder wurden bei der Kalkulation der Flächenbilanz (N-Überschuss bzw. N-Saldo) berücksichtigt:

- N-Bilanzüberschuss = tierische N-Ausscheidungen abzügl. Ammoniakverluste
- + Mineraldünger
  - + Sekundärrohstoffdünger (Klärschlamm, Kompost)
  - + legume N-Bindung abzügl. Ammoniakverluste

- +/- Im- und Export von Gülle und Festmist (bei Import abzügl. Ammoniakverluste bei der Ausbringung)
- Abfuhr von Marktfruchtprodukten und Raufutter

Die Bilanzwerte wurden auf die produktiv genutzte landwirtschaftliche Nutzfläche (LF) bezogen, also ohne Berücksichtigung der Flächenstilllegung (Brache und sonstige stillgelegte Flächen ohne Anbau nachwachsender Rohstoffe). Bei den Bilanzelementen, die nicht berücksichtigt wurden, handelt es sich um die Nährstoffzufuhr über das Saatgut, asymbiotische N-Bindung, atmosphärische N-Deposition und N-Verluste durch Denitrifikation. Die Berücksichtigung von Saatgut würde etwa 1 kg N/ha LF ausmachen. Für die asymbiotische N-Bindung liegen keine abgestimmten Koeffizienten vor, zudem dürfte sie nur zu einer geringen Erhöhung der N-Zufuhr beitragen. Atmosphärische N-Deposition und die Quellen- und Senkenfunktion des Bodens werden in Abschnitt 5 aufgegriffen. Im Gegensatz zu gasförmigen Ammoniakverlusten aus Wirtschaftsdüngern und legumer N-Bindung wurden Ammoniakverluste aus Mineraldünger nicht berücksichtigt. Diese können laut Nationalem Inventarreport ca. 4 - 5 % der N-Menge im Mineraldünger betragen (Dämmgen, 2007), was durchschnittlich

5 - 6 kg/ha LF ohne Flächenstilllegung entspricht. Eine vollständige Darstellung der Daten und Methoden ist in Schmidt et al. (2007) enthalten.

### 2.3 Unsicherheiten

In Tabelle 2 werden eine Reihe von Unsicherheiten benannt, die deutlich machen, dass es sich bei den Bilanzrechnungen um Schätzungen handelt. Zu unterscheiden sind fünf Kategorien von Unsicherheiten:

- Korrekte Erfassung des Mengengerüsts: Hierunter fallen das Problem der Erhebungsgrenzen der Agrarstatistik und die Frage, ob relevante Aktivitäten außerhalb der erfassten landwirtschaftlichen Betriebe stattfinden. Die nach Flächenerhebung auf Basis von Katasterdaten erhobenen Flächenumfänge übertreffen i.d.R. die Angaben nach Agrarstrukturerhebung, in der nur Flächen in landwirtschaftlichen Betrieben erfasst werden.

- Dies kann u.a. auf unterschiedliche Abgrenzung nicht landwirtschaftlich genutzter Offenlandflächen, auf die Fläche von Landschaftselementen wie Hecken und auf statistisch nicht erfasste Kleinbetriebe zurückgeführt werden. Vor allem die Pferdebestände werden durch die Agrarstatistik nur lückenhaft erfasst, da gewerbliche Reitbetriebe und der Hobbybereich nicht vollständig erhoben werden. Bezüglich der pflanzlichen Erträge von Grünland und Feldfutterbau bestanden größere Unsicherheiten, dagegen zeigte ein Vergleich der Erträge aus der Agrarstatistik für Getreide, Ölsaaten, Kartoffeln, Zuckerrüben mit Erträgen aus Nährstoffaufzeichnungen gemäß Düngeverordnung im ehemaligen Kammergebiet Hannover eine gute Übereinstimmung.
- Vollständigkeit des Mengengerüsts: Für den Export und Import von Wirtschaftsdünger und über die Bedeutung von Leguminosen auf Stilllegungsflächen und Grünland liegen keine quantitativen Daten vor, ebenso wenig über die Abfuhr und Verwendung von Neben-

Tabelle 2:

Unsicherheiten bezüglich der Datengrundlagen und Bilanzglieder

Datengrundlagen/Bilanzglieder	Erläuterung
Erhebungsgrenze der Agrarstatistik	Nach dem Agrarstatistikgesetz werden nur landwirtschaftliche Betriebe mit mindestens 2 ha landwirtschaftlich genutzter Fläche (LF) bzw. einer Mindestzahl von Tieren (z. B. 8 Rinder) erhoben.
Differenz zwischen Flächen- und Agrarstrukturerhebung	Nach Flächenerhebung werden im Vergleich zur Agrarstrukturerhebung meist mehr landwirtschaftliche Flächen ausgewiesen, Differenz oft über 5 %.
Anzahl Pferde	Das Marktforschungsinstitut Ipsos hat für das Jahr 2001 in Niedersachsen und Bremen einen Bestand von 226.262 Pferden gezählt (FN, 2001), während die Agrarstatistik ca. 99.300 Pferde (in landwirtschaftlichen Betrieben) meldet.
Betriebssitzprinzip der Agrarstatistik	Flächen und Stallplätze in anderen Gemeinden werden der jeweiligen Gemeinde zugezählt, in der der bewirtschaftende Betrieb seinen Sitz hat. Dies kann zu Verzerrungen der regionalen Abbildung führen.
Tierische Ausscheidungen	Für alle Regionen und Betriebssysteme gleiche Koeffizienten, N-reduzierte Fütterung bleibt unberücksichtigt.
davon Ammoniak-Verluste aus Stall, Weide und Lagerung	Mittelwert aller Haltungssysteme.
davon Ammoniak-Ausbringungsverluste aus eigenem Wirtschaftsdünger	Mittelwert aller Ausbringtechniken.
Wirtschaftsdünger-Exporte und Importe	Exporte und Importe von Wirtschaftsdünger werden aus Potenzialen der liefernden und aufnehmenden Betriebe geschätzt. Welche Mengen tatsächlich transferiert werden, ist nicht bekannt.
Legume N-Bindung	Vor allem vom Leguminosenanteil im Grünland abhängig, verwendete Annahme mit 30 kg N-Bindung/ha Grünland ist problematisch, da der Weißkleeanteil in Abhängigkeit von Standort und Bewirtschaftungsintensität sehr variabel ist. Keine Daten zu Leguminosen auf Stilllegungsflächen, daher nicht berücksichtigt.
Klärschlamm, Kompost, grenzüberschreitende Abfallverbringung	Da keine regional differenzierten Informationen zum Verbleib des landwirtschaftlich verwerteten Klärschlammes vorliegen, werden die in der Statistik auf Landesebene ausgewiesenen Mengen auf alle potenziell zur Verfügung stehenden Ackerflächen gleich verteilt.
Mineraldünger	Zeitliche und vor allem räumliche Zuordnung problematisch. Aus Betriebsdaten abgeleiteter Schätzalgorithmus zur räumlichen Verteilung wird auf regionale Statistikdaten angewendet (s. Abschnitt 3.2).
davon Ammoniak-Verluste	Bleiben in der vorliegenden Studie unberücksichtigt.
Abfuhr Marktfrüchte	Ertragsstatistik liegt nur auf Landkreisebene vor, N-Gehalts-Parameter landesweit einheitlich.
Abfuhr durch Stroh	N-Abfuhr durch Stroh wird nicht berücksichtigt (Annahme: Einstreu Stroh kehrt mit dem Stallmist auf Flächen zurück; über Strohverkauf und Strohverbrennung liegen keine Daten vor).
Abfuhr Raufutter	Unsicherheit über Grünland- und Feldfutterbauerträge und N-Gehalte. Daher wird ein aus Betriebsdaten abgeleiteter Schätzalgorithmus auf regionale Statistikdaten angewendet (s. Abschnitt 3.1).
Abfuhr von Biomasse für Feststoffverbrennung und Gärsubstrate, Zufuhr von Gärresten	Bleiben in der vorliegenden Studie aufgrund fehlender Datengrundlagen unberücksichtigt, für Referenzjahre 1999 und 2003 wird von nur geringer Bedeutung ausgegangen.

Quelle: Eigene Darstellung.

produkten wie Stroh oder über den Handel mit Raufutter, z. B. Heu.

- Korrekte räumliche Zuordnung von Daten: Nach Betriebsprinzip erhobene Daten lassen keine exakte regionale Zuordnung von Flächen und Tierbeständen zu. Daten zum Klärschlamm- und Komposteinsatz liegen nur auf Landesebene vor und können nur pauschal als durchschnittliche Zufuhr in die Regionalbilanzen einbezogen werden. Beim Mineraldüngerabsatz ist sowohl die Zuordnung des Absatzes zur Landwirtschaft in Niedersachsen als auch die regionale Verteilung der Mengen mit Unsicherheiten verbunden. Ertragsdaten von Marktfrüchten liegen auf Kreisebene vor. Die Übertragung der Kreiswerte auf die Gemeinden führt zu Abweichungen gegenüber der tatsächlichen N-Abfuhr.
- Korrekte zeitliche Zuordnung von Daten: Alle Daten mit Ausnahme des Mineraldüngerabsatzes sind eindeutig auf ein Kalender- oder Erntejahr bezogen. Beim Mineraldüngerabsatz dürften Bestandsveränderungen durch Lagerung nur eine geringe Rolle spielen, da die jährlichen Schwankungen der Absatzmenge zwischen 1999 und 2003 im Vergleich zum Durchschnitt dieser Jahre unter 4 % lagen.
- Korrekte N-Koeffizienten: Es wurden Mittelwerte ohne Differenzierung nach Qualitäten (Brot- oder Futterweizen) oder Fütterung in der Tierhaltung verwendet. Bei Milchkühen wird die tierische Ausscheidung in Abhängigkeit von der Milchleistung kalkuliert, weitere von der Tierleistung abhängige Berechnungen wurden nicht vorgenommen. Auch für die Prozentanteile gasförmiger  $\text{NH}_3$ -Verluste kommen pauschalierte Mittelwerte zur Anwendung.
- Zukünftig spielt die Bioenergieerzeugung eine immer größere Rolle, gleichzeitig liegen jedoch keine verlässlichen Daten über Verwendungsmengen vor, so dass die N-Abfuhr über Festbrennstoffe und Gärsubstrate sowie die Rückführung von Reststoffen (z.B. Gärrückstände) und deren N-Gehalte weitere Unsicherheitsquellen darstellen.

Die berechneten Bilanzen beschränken sich auf die in der Agrarstrukturhebung erfassten Flächen und Tierbestände. Nach Bach und Frede (2005) können Schwankungen unter 5 kg/ha LF auch auf zufällige Fehler zurückgeführt werden. Die angestrebte Minimierung von Unsicherheiten konzentriert sich daher zunächst auf wichtige Bilanzglieder wie die Mineraldüngung und die Abfuhr mit dem Raufutter. Für andere Bilanzglieder wird zunächst die relative Bedeutung für die Bilanzberechnung betrachtet. Beispielsweise wird die Strohabfuhr nicht berücksichtigt, einerseits aufgrund fehlender statistischer Daten, andererseits weil es sich bei der Verwertung als Einstreu i.d.R. durch die Rückführung von Festmist um einen geschlossenen Kreis-

lauf handelt. Nach Schätzungen des Arbeitskreises Lager Hase werden allerdings 10 % des Strohertrages in diesem Gebiet durch Geflügelbetriebe genutzt und teilweise als Hühnerkot über längere Distanzen in andere Regionen transportiert. Rechnerisch würde sich dadurch eine zusätzliche Abfuhr von 1 kg N/ha LF ergeben.

### 3 Verbesserte Abschätzung unsicherer Bilanzglieder

#### 3.1 Stickstoffabfuhr durch Raufutter

Da für Erträge von Grünland, Feldgras, Klee und Luzerne keine ausreichend genauen Statistiken vorliegen und zudem die N-Gehalte im Erntegut stark schwanken können, wird ein Verfahren für die plausible Schätzung der N-Abfuhr mit dem Grundfutter entwickelt. Obwohl für Silomais plausible Ertragsdaten auf Kreisebene vorliegen, wird dieser aus systematischen Gründen in das Raufutter (Grundfutter) einbezogen. Das gleiche gilt für andere Feldfutterpflanzen wie Futterrüben und Nebenfutterflächen (z. B. verfütterte Zwischenfrüchte). Die Ganzpflanzenernte kann bei diesen Futterbauverfahren erhebliche N-Abfuhrmengen zur Folge haben, die deutlich über 200 kg N/ha betragen können. Im Folgenden wird keine exakte Bestimmung der tatsächlichen Mengen vorgenommen, sondern ein Weg zur plausiblen Schätzung der N-Abfuhr mit dem Raufutter vorgeschlagen. Die angenommenen Grundfuttermengen und Nährstoffgehalte müssen in einem konsistenten Verhältnis zum Grundfutter verwertenden Tierbestand, der zusätzlich zum Grundfutter eingesetzten Menge an Kraftfutter, den berechneten tierischen Nährstoffausscheidungen und den aus dem Betrieb exportierten tierischen Produkten stehen. Die Schätzung einer Stallbilanz kann somit zur Gewährleistung der Bilanzwahrheit im N-Flächenbilanzansatz beitragen. Die folgende Formel beschreibt die den weiteren Kalkulationen zugrunde liegende Beziehung:

$$\begin{aligned} & \text{N-Aufnahme Raufutter fressender Tiere (Grund- und Kraftfutter)} = \text{tierische N-Ausscheidungen} \\ & + \text{N-Menge in der Milch} \\ & + \text{N-Menge im Lebendgewichtszuwachs der Tiere} \end{aligned}$$

Daraus folgt:

$$\begin{aligned} & \text{N-Aufnahme aus eigenerzeugtem Raufutter durch Raufutter fressende Tiere (innerbetrieblich erzeugtes Grundfutter)} = \text{tierische N-Ausscheidungen} \\ & + \text{N-Menge in der Milch} \\ & + \text{N-Menge im Lebendgewichtszuwachs der Tiere} \\ & - \text{N-Aufnahme aus Kraftfutter und zugekauftem Grundfutter} \end{aligned}$$

Die von den Tieren über das Grundfutter aufgenommenen N-Mengen unterscheiden sich von den Brutto-N-Erträgen der Hauptfutterfläche, da nur die verwertete Futtermenge betrachtet wird. Letztere entspricht der tatsächlichen Abfuhr in der N-Flächenbilanz, wenn man die Futtermittelverluste bzw. die N-Austräge über Silagesaft vernachlässigt. Für die tierischen N-Ausscheidungen liegen bereits Schätzwerte vor. Dagegen fehlen Werte für zugekaufte Futtermittel und Kraftfutter aus Eigenproduktion sowie für die in tierischen Produkten exportierten N-Mengen. Diese Größen müssen daher geschätzt werden.

### 3.1.1 Export tierischer Produkte

Der Export tierischer Produkte wird je Tierkategorie und bei Rindern je Großvieheinheit (GV) und je kg Milchleistung mit Hilfe einer einfachen Überschlagsrechnung abgeschätzt (s. Tabelle 3). Grundlage bilden Koeffizienten aus der Musterverwaltungsvorschrift zur Umsetzung der Düngverordnung von 1996 und Annahmen zum Fleischzuwachs. Für Milch wird ein N-Gehalt von 5,3 g/kg bei 3,4 % Proteingehalt angenommen, für Rindfleisch ein Wert von 25,6 g/kg bei 16 % Proteingehalt.

Tabelle 3:

Parameter zur Schätzung des N-Exports über tierische Produkte Raufutter fressender Tiere

Tierkategorie	Rinder-GV pro Stallplatz	kg N pro GV und Jahr (durch Fleischzuwachs)
Milchkühe	1	2,0
Bullen	0,6	16,0
Kälber (unter 6 Monaten)	0,3	13,0
Färsen	0,6	10,0
Andere Kühe	1	2,0
		kg N pro Tier und Jahr (durch Fleischzuwachs)
Pferde		3,4
Schafe		1,5
		kg N/kg Milch
Milch		0,0053

Quelle: Eigene Darstellung.

### 3.1.2 Kraftfuttereinsatz und Zukauf von Grundfutter

Grundlage der Berechnungen bildet eine Analyse von 4.440 einzelbetrieblichen Buchführungsabschlüssen von niedersächsischen Futterbaubetrieben der Jahre 1999/2000 und 2000/2001, die von der LandData GmbH in anonymisierter Form für wissenschaftliche Zwecke bereitgestellt wurden. Der Datensatz enthält die Flächennutzung in Hektar, naturale Erträge der Verkaufsfrüchte, Viehzahlen, verkaufte Milchmenge, monetäre Aufwen-

dungen für Kraftfutter und Grundfutter (differenziert nach Rindern, Schafen, Pferden, Schweinen, Geflügel) sowie den monetären Wert innerbetrieblich verwerteter Verkaufsfrüchte (Getreide, Hülsenfrüchte). Zur Überprüfung der Schätzwerte wurde auf veröffentlichte Hoftorbilanzen von Anger (1997) und Scheringer und Isselstein (2000 und 2001) sowie auf die durch das Ingenieurbüro INGUS erhobenen, anonymen Hoftorbilanzen aus dem Pilotgebiet Große Aue zurückgegriffen.

Zur Quantifizierung des Kraftfuttereinsatzes wurden die monetären Werte des Kraftfutterzukaufs für Rinder sowie des innerbetrieblich erzeugten und verfütterten Getreides und der Hülsenfrüchte ausgewertet. Der Zukauf von Grundfutter wird in den Kraftfutterzukauf einbezogen, da er in der Summe der einzelbetrieblichen Buchführungsabschlüsse unter 5 % der Summe der Ausgaben für den Zukauf von Kraft- und Grundfutter für Rinder beträgt. Während für den Kraftfutterzukauf Daten für die Rinder vorlagen, wurde das innerbetrieblich erzeugte Futtergetreide mit dem Anteil der Rinder-GV an allen Großvieheinheiten gewichtet, um eine Näherung an die Menge der Futtermittel zu erhalten, die tatsächlich für Rinder verwendet wurden. Damit wurde die Berechnung um das von Schweinen, Schafen, Geflügel und Pferden gefressene Kraftfutter bereinigt. In den untersuchten, spezialisierten Futterbaubetrieben stellen die Rinder-GV über 90 % an allen gehaltenen Großvieheinheiten, so dass diese Aufteilung wenig Einfluss auf das Ergebnis hat. Zur Umrechnung monetärer Werte in Stickstoffmengen wurde in Anlehnung an Osterburg et al. (2004) ein Wert von ca. 7,5 Euro pro kg Stickstoff in Futtermitteln verwendet. Für den vorliegenden Datensatz entspricht diese Relation dem Preis und den N-Inhaltsstoffen von Futtergerste. Die durchschnittlichen N-Mengen im Kraftfutter dürften auf Grundlage dieser Annahme eher unter- als überschätzt werden.

Mit Hilfe eines linearen Regressionsmodells wurde die durchschnittlich zu erwartende Kraftfuttermenge pro Rinder-Großvieheinheit abgeleitet. Für das Modell wurden der Anteil von Milchvieh, Bullen und Kälbern an den Rinder-GV sowie die Milchmenge und die tierischen Ausscheidungen bezogen auf die Hauptfutterfläche als Indikator für die Viehbestandsdichte als erklärende Variablen verwendet. Das Modell ergab keine signifikant von Null unterschiedenen Schätzparameter zur Bestimmung des Kraftfuttereinsatzes für Färsen und Mutterkühe. Die Milchleistung wurde unter der Annahme einer entsprechenden Grundfutterleistung mit der über 3.000 kg pro Kuh und Jahr liegenden Menge ins Modell eingeführt. Die folgende Tabelle 4 gibt die Ergebnisse der Modellschätzung wieder. Das Bestimmtheitsmaß des gemäß F-Test signifikanten Modells beträgt 0,44. Dies bedeutet, dass durch das Modell nur ein Teil der vorhandenen Varianz erklärt wird. Es wird aber angenommen, dass die Schätzgleichung für die



Ermittlung des Mittelwerts in Betriebsgruppen bzw. in Regionen hinreichend genau ist.

Tabelle 4:

Koeffizienten zur Schätzung des Kraftfuttereinsatzes für Rinder (n = 4.440 Futterbaubetriebe;  $R^2 = 0,44$ )

	Schätzkoeffizient kg Kraftfutter-N pro Einheit und Jahr	Irrtumswahrscheinlichkeit (%)
Milchkuh-GV	11,3	9,1 %
Milchmenge über 3.000 kg/Kuh in kg	0,0086	2,3 %
Bullen-GV	23	6,1 %
Kälber-GV	30	14,4 %
N-Ausscheidung Raufutter fressender Tiere in kg N/ha Hauptfutterfläche	0,039	4,6 %

Quelle: Eigene Darstellung.

Die dargestellten Kalkulationen zur Abschätzung von Kraftfuttereinsatz und Exporten über tierische Produkte können unter Nutzung der ermittelten Formeln auf die Gemeindeebene übertragen werden und ermöglichen so die Berechnung plausibler N-Entzüge mit dem Raufutter. Neben dem tatsächlich an die Raufutter fressenden Tiere verfütterten Grundfutteraufkommen kann es bei der Futterwerbung oder beim Weidegang zu Verlusten kommen. Verluste, die auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche verbleiben, sind nicht als Abfuhr anzusehen. Weitere Verluste treten während der Lagerung und aufgrund von Futterresten auf. Ein großer Teil der N-Mengen aus nicht verfütterten Verlusten gelangt mit dem Wirtschaftsdünger wieder auf die landwirtschaftlichen Nutzflächen. Nur ein geringer Teil des N in Grundfutterkonserven geht durch gasförmige Verluste verloren, vor allem als Ammoniak. Diese Menge dürfte deutlich unter 5 % der ermittelten N-Abfuhr durch Grundfutter bleiben und liegt damit im Schwankungsbereich der Schätzung, die aufgrund der Annahmen zur N-Menge im Kraftfutter tendenziell zu einer Überschätzung der verfütterten Grundfuttermenge führt. Überregionaler Handel mit Raufutter wird aufgrund fehlender Daten in der Bilanzrechnung nicht berücksichtigt. Die Ergebnisse der Betriebsdatenanalyse haben gezeigt, dass Raufutterimporte in den betrachteten Futterbaubetrieben nur eine geringe Bedeutung haben.

### 3.2 Stickstoffzufuhr durch N-Mineraldünger

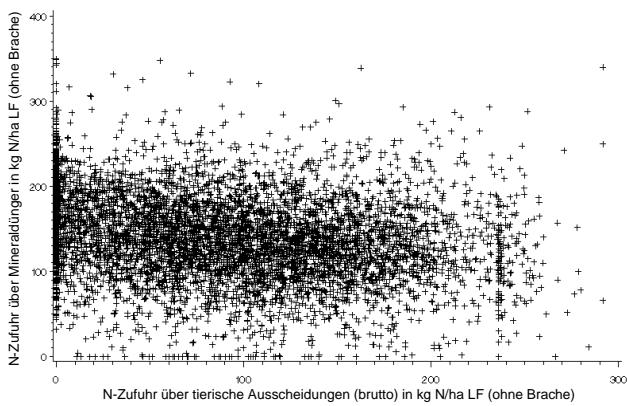
Für die regional eingesetzten N-Mineraldüngermengen lagen keine statistischen Daten vor. Deshalb wurde auf Grundlage von über 6.607 Buchführungsabschlüssen niedersächsischer landwirtschaftlicher Betrieben, die Angaben zu den eingesetzten, naturalen Düngermengen

enthalten, ein auf regionale Datensätze übertragbares Modell zur Schätzung des N-Mineraldüngereinsatzes entwickelt. Dabei wurde auf den Schätzansatz für Mineraldünger von Bach et al. (2003) sowie auf Vorarbeiten von Osterburg et al. (2004) aufgebaut. Zur Berechnung der aus den Betriebsdaten ableitbaren N-Bilanzgrößen wurden die gleichen Koeffizienten wie für die regionale Bilanzierung verwendet. Die Schätzung der N-Abfuhr mit dem Grundfutter erfolgt unter Berücksichtigung des jeweiligen betrieblichen Bestands an Raufutter fressenden Tieren, der Kraftfutterzukäufe und der innerbetrieblich erzeugten Kraftfuttermengen. N-Gehalte in den verschiedenen Mineraldüngerarten wurden, soweit nicht in den Buchführungsdaten abgelegt, anhand von Informationen über Mineraldünger in Broschüren zur Umsetzung der Düngeverordnung sowie von Herstellerangaben über handelsübliche Düngemittel ergänzt.

Als N-Mineraldüngereinsatz wurde die in den zwei betrachteten Wirtschaftsjahren zugekaufte, mit dem jeweiligen N-Gehalt gewichtete N-Mineraldüngermenge zugrunde gelegt. Ausgewertet wurden nur Betriebe mit präzisen Angaben zur Art des gekauften Mineraldüngers. Für die legume N-Bindung wurden pauschale Werte verwendet, wobei dem Wert für Grünland mit einer N-Bindung in Höhe von 30 kg/ha aufgrund der hohen Flächenumfänge eine besondere Bedeutung zukommt. Weitere Bilanzelemente wie atmosphärische N-Deposition, Stickstoff aus Klärschlamm und Kompost wurden aufgrund fehlender Daten nicht berücksichtigt. Da auf nicht genutzter Flächenstilllegung (Brache) weder gedüngt noch eine pflanzliche Abfuhr erzielt wird, wurden die Bilanzwerte auf die genutzte Fläche ohne Brache bezogen.

Abbildung 1 zeigt, dass die Mineraldüngermenge je Hektar auch bei gleicher Höhe tierischer Ausscheidungen in erheblichem Maße zwischen den Betrieben variiert, bei zunehmendem N-Aufkommen aus der Tierhaltung aber tendenziell abnimmt. Die Standardabweichung des Mineraldüngereinsatzes je Hektar liegt in Betriebsgruppen, die nach Spezialisierung (Marktfrucht, Futterbau, Veredlung, Gemischt) und Menge tierischer Ausscheidungen je Hektar (in 50-kg-Schritten) geschichtet wurden, im Mittel bei 48 kg N/ha oder 35 % bezogen auf die jeweilige mittlere Mineraldünger-N-Zufuhr. Zu ähnlichen Ergebnissen bezüglich der hohen Streuung kommt auch Hege (2003) auf Basis der Analyse von einzelbetrieblichen Hoftorbilanzen aus Bayern.

Die Koeffizienten des Schätzmodells werden in Tabelle 5 vorgestellt. Positive Vorzeichen der Koeffizienten bedeuten, dass die Variable zu einem steigenden, zu erwartenden Mineraldüngereinsatz beiträgt, negative Werte senken den geschätzten Mineraldüngereinsatz. Neben einem Mehrbedarfskoeffizienten von 1,33 zur Berechnung des Nährstoffbedarfs aus der Abfuhr, der einer Mineraldünger-



Quelle: Eigene Berechnungen auf Grundlage von Buchführungsabschlüssen niedersächsischer Betriebe (Mittelwert der Wirtschaftsjahre 1999/2000 und 2000/2001).

Abbildung 1:

Streuung des betrieblichen N-Mineraldüngereinsatzes in Abhängigkeit von der Höhe tierischer Ausscheidungen (n = 6.607)

anrechnung von 75 % entspricht, wurden Koeffizienten für das Aufkommen an Stickstoff aus der Rinderhaltung, der Schweinehaltung sowie von sonstigen Tieren ermittelt. Da die Anrechnung von Stickstoff aus der Rinder- und Schweinehaltung bei zunehmendem Aufkommen tendenziell zunimmt, wurde eine zusammengesetzte, nichtlineare Formulierung gewählt, die aus einem linearen und einem logarithmierten Glied besteht. Der natürliche Logarithmus (LN) des N-Aufkommens aus der Rinder- bzw. Schweinehaltung je Hektar erhält im Modell ein positives Vorzeichen. Bei geringem Dungaufkommen resultiert dadurch eine geringe oder keine Anrechnung des organischen Dungs aus der Rinder- und Schweinehaltung.

Der prozentuale Schätzfehler der Koeffizienten liegt für die legume N-Bindung, N aus der Schweinehaltung sowie

die Bodenklimazahl (BKZ) besonders hoch. Bezüglich der legumen N-Bindung, die in erster Linie aus dem Grünlandanteil resultiert, ist anzunehmen dass sich in dem Schätzfehler auch Unsicherheiten über die Anrechnung von Rinderdung niederschlagen. Die Berücksichtigung der regionalen Bestandsdichte von Schweinen pro Hektar LF trägt der Tatsache Rechnung, dass in einer Schätzung ohne diese endogene Variable die N-Mineraldüngung in den Futterbau- und Marktfruchtbetrieben, die in Veredlungsregionen liegen, deutlich überschätzt wurde. In Veredlungsbetrieben zeigte sich allerdings kein entsprechender, systematisch geringerer N-Mineraldüngereinsatz. Der geringere Einsatz von N-Mineraldünger in Futterbau- und Marktfruchtbetrieben der Veredlungsregionen kann z. B. durch Wirtschaftsdüngerimporte erklärt werden. Durch die Aufnahme der Schweinebestandsdichte als Indikator für Veredlungsregionen wurde die Modellschätzung insgesamt verbessert. Da Wirtschaftsdüngerimporte aufgrund fehlender Informationen für die Einzelbetriebe im Modell nicht direkt berücksichtigt werden konnten, erscheint die gewählte Vorgehensweise grundsätzlich sinnvoll.

Das Bestimmtheitsmaß des gemäß F-Test signifikanten Modells beträgt 0,27. Ein großer Teil der vorhandenen Varianz des N-Mineraldüngereinsatzes wurde somit durch die einbezogenen Variablen nicht erklärt. Aufgrund der hohen Streuung der tatsächlichen Einsatzmengen liegen 80 % der beobachteten Werte in einem weiten Bereich von +/- 50 kg Mineraldünger-N/ha um den geschätzten Wert (vgl. Abbildung 2). Zu berücksichtigen ist jedoch, dass die Abbildung Abweichungen für Einzelbetriebe wiedergibt. Entscheidend ist aber, wie gut die Schätzung im Mittel von Betriebsgruppen ausfällt, da die regionale Bilanzierung auf Basis von Betriebsgruppen berechnet wurde.

Tabelle 5:

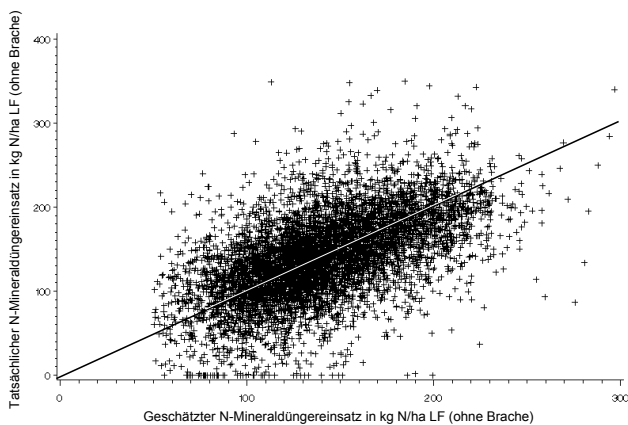
Koeffizienten zur Schätzung des Mineraldüngereinsatzes pro Hektar (LF ohne Brache) (n = 6.607, R<sup>2</sup> = 0,27)

	Endogene Variablen	Koeffizient	Durchschnittswert der Variablen	Geschätzter mineralischer N-Einsatz	Irrtumswahrscheinlichkeit (%)
1	N-Abfuhr (kg N/ha)	1,33	124,3	165,1	0,5 %
2	Legume N-Bindung (kg N/ha)	-0,357	10,3	-3,7	69,4 %
3	N von Rindern (kg N/ha)	-0,591	58,8	-34,7	5,1 %
4	N von Schweinen (kg N/ha)	-0,184	30,0	-5,5	47,6 %
5	N von sonstigen Tieren (kg N/ha)	-0,849	0,8	-0,7	12,9 %
6	LN von 3 (LN von kg N/ha) *	4,748	2,7	13,0	1,8 %
7	LN von 4 (LN von kg N/ha) *	1,990	1,6	3,1	8,4 %
	Regionale Bodenklimazahl				
8	(BKZ) Regionale Anzahl Schweine/ha	0,203	43,0	8,7	38,9 %
9	LF	-2,897	3,0	-8,7	2,8 %
Geschätzter Mineraldüngereinsatz (kg N/ha)				136,6	

\* Summe aus 3 und 6 sowie aus 4 und 7 bleibt immer <= 0 (also kein Mehrbedarf aufgrund von N aus Dung)

Quelle: Eigene Berechnungen auf Grundlage von Buchführungsabschlüssen niedersächsischer Betriebe (Mittelwert der Wirtschaftsjahre 1999/2000 und 2000/2001).





Quelle: Eigene Berechnungen auf Grundlage von Buchführungsabschlüssen niedersächsischer Betriebe (Mittelwert der Wirtschaftsjahre 1999/2000 und 2000/2001).

Abbildung 2:

Abweichungen zwischen beobachtetem und geschätztem N-Mineraldüngereinsatz (Diagonallinie entspricht beobachtetem = geschätztem Wert) ( $n = 6.607$ ,  $R^2 = 0,27$ )

Eine Überprüfung unterschiedlicher Schichtungen nach Betriebsstruktur und regionaler Zugehörigkeit sowie die umfassende Analyse der Residuen (Differenz zwischen beobachteten und durch das Modell berechneten Werten) ergab, dass für Betriebsgruppen der Mittelwert der Schätzung nicht systematisch von der tatsächlich beobachteten Ausprägung der Mineraldüngung abweicht. Für große Betriebsgruppen bzw. Regionen steigt die Treffsicherheit des Modells deutlich an: Bei einer Betriebsgruppengröße von 200 liegt der durchschnittliche Differenzbetrag zwischen Schätzung und Beobachtung unter 5 kg N/ha, und nur 7 % der untersuchten Betriebsgruppen weisen Abweichungen über 10 kg N/ha auf. Werden statt Einzelbetriebe Gruppen mit über 50 Beobachtungen betrachtet, lässt sich ein Bestimmtheitsmaß für die Modellschätzung von  $R^2 = 0,8$  errechnen.

Die Diskussion der ermittelten Schätzwerte in den Pilotgebietskooperationen und der Vergleich mit anderen Daten ergaben für die Gebiete Große Aue und Ilmenau-Jeetzel keine wesentlichen Abweichungen. Die vorläufigen Ergebnisse für das Gebiet Lager Hase wurden kontrovers diskutiert, weil Daten aus der Kontrolle der Düngerverordnung deutlich geringere N-Mineraldüngermengen je Hektar auswiesen. Um den in verschiedenen Datensätzen beobachtbaren, verringerten Mineraldüngereinsatz in Veredlungsregionen besser zu berücksichtigen, wurde die Variable „regionale Schweinebestandsdichte“ in das Schätzmodell eingeführt.

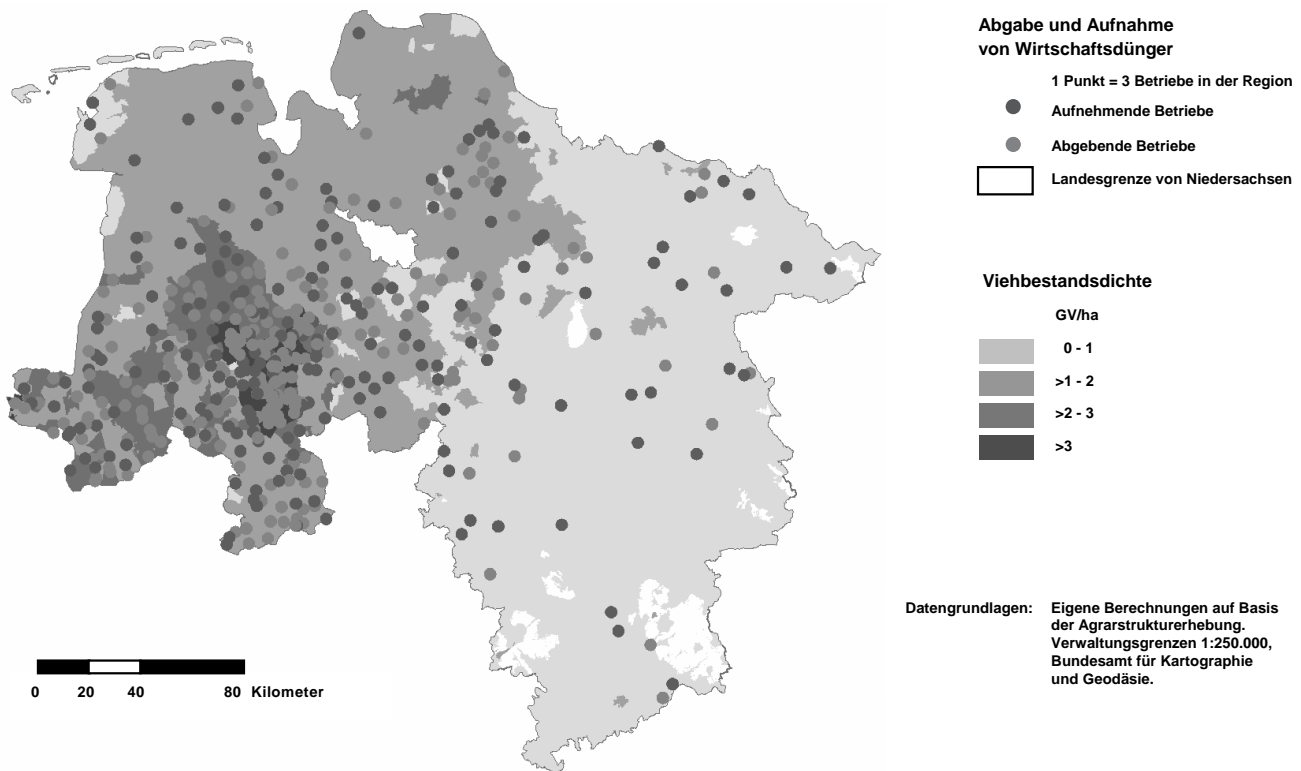
### 3.3 Überbetriebliches Wirtschaftsdüngermanagement

Wirtschaftsdüngerexporte sind vor allem auf Beschränkungen der Ausbringungsmenge pro Hektar gemäß Dün-

geverordnung zurückzuführen. Dabei wird der Einsatz von Wirtschaftsdüngern tierischer Herkunft auf Ackerland auf 170 kg N/ha\*a begrenzt, weiterhin gelten Beschränkungen für hoch mit Phosphor versorgte Böden. Darüber hinaus kann die überbetriebliche Verteilung des organischen Düngers auch unter betriebswirtschaftlichen Gesichtspunkten sinnvoll sein. Im Jahr 2003 gaben bei einer repräsentativen Befragung in Niedersachsen ca. 7 % der Betriebe an, Gülle abzugeben, während ca. 6 % Gülle übernommen haben. Aus einer Hochrechnung für Gesamt-Niedersachsen geht hervor, dass viehstarke Betriebe (ca. 13 % aller GV) an Betriebe mit hoher Flächenausstattung und insgesamt ca. 8 % der LF liefern (StBA, 2004). Die regionale Verteilung orientiert sich an der Viehdichte (vgl. Karte 1), sowohl für die abgebenden als auch für die aufnehmenden Betriebe, d.h. ein überregionaler Transfer findet offenbar nur in geringem Umfang statt und dürfte sich bei weiteren Entfernungen auf Geflügeltrockenkot beschränken. Statistische Mengenangaben über den Wirtschaftsdüngerhandel liegen nicht vor. Berechnet man die N-Mengen aus tierischen Ausscheidungen, so liegen diese auf Gemeindeebene zum Teil über den geltenden Ausbringungsobergrenzen. In den betreffenden Gemeinden wurde diese N-Menge als Export abgezogen und den Regionen zugeschlagen, in denen laut Statistik aufnehmende Betriebe liegen. Diesem Verfahren liegt die Annahme zugrunde, dass die Höchstgrenzen eingehalten werden, also kein Vollzugsdefizit bezüglich den Vorgaben der Düngerverordnung vorliegt.

Der Gülleexport aus viehstarken Betrieben in viehschwache ist nur dann eine im Sinne des Wasserschutzes sinnvolle Maßnahme, wenn der Ausnutzungsgrad der Nährstoffe durch die bessere Verteilung ansteigt, oder wenn eine räumliche Verlagerung von Überschüssen erwünscht ist, z. B. im Fall von Wasserschutzgebieten. Die Analysen in Abschnitt 3.2 weisen auf eine bessere Ausnutzung des Wirtschaftsdünger-N in Betrieben mit höherer Viehbesatzdichte hin. Daher müssen Zweifel angemeldet werden, dass überbetrieblicher Wirtschaftsdüngereinsatz automatisch zu einer Verbesserung der N-Ausnutzung führt.

Aus Sicht der Pflanzenernährung überrascht dieses Ergebnis, denn es ist davon auszugehen, dass die technische Verwertbarkeit von N aus Wirtschaftsdünger bei zunehmenden Einsatzmengen abnimmt. Das tatsächliche Düngemanagement in Betrieben mit höheren Viehbesatzdichten unterscheidet sich aber offenbar von Betrieben mit geringeren Tierbestandsdichten. Das unterschiedliche Betriebsleiterverhalten kann damit erklärt werden, dass beim Einsatz größerer Wirtschaftsdüngermengen die Nährstoffwirkung für den Betriebsleiter leichter erkennbar sein dürfte als bei geringen Einsatzmengen, und eine bessere Nährstoffanrechnung bei höheren Einsatzmengen durch Mineraldüngereinsparung auch betriebswirtschaftlich stärker ins Gewicht fällt. Diese Gründe können zu



Quelle: Eigene Berechnungen aus Daten der Agrarstrukturerhebung 2003.

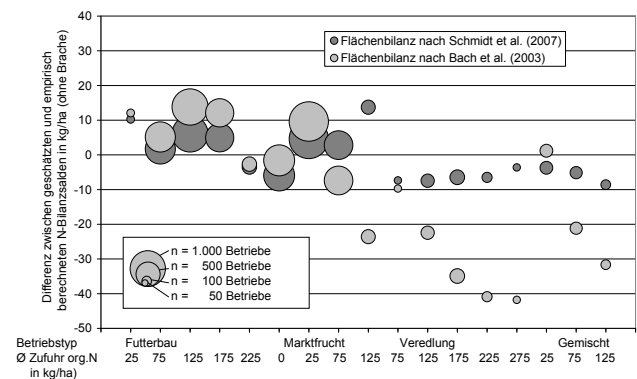
Karte 1:  
Übernahme von Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in Niedersachsen (Repräsentativerhebung 2003)

einem vergleichsweise effizienteren Management des Wirtschaftsdüngers in Betrieben mit überdurchschnittlicher Viehbesatzdichte beitragen.

### 3.4 Analyse der Verbesserungen der N-Bilanzschätzung

Zur Überprüfung der entwickelten Methode wurde die N-Flächenbilanzmethode nach Bach et al. (2003) und die in diesem Beitrag vorgestellte Methode nach Schmidt et al. (2007) anhand von Berechnungen mit einzelbetrieblichen Daten verglichen. Die überbetriebliche Wirtschaftsdüngerverwertung wird dabei nicht berücksichtigt. Es werden Betriebsgruppen unterschiedlicher Spezialisierung und mit unterschiedlichem Aufkommen an N aus tierischen Ausscheidungen betrachtet. Durch Korrekturfaktoren wurde sichergestellt, dass beiden Schätzmethoden derselbe durchschnittliche Mineraldüngereinsatz zugrunde liegt. Die Schätzergebnisse beider Methoden weisen nach der Korrektur die gleichen, durchschnittlichen Bilanzüberschüsse auf, unterscheiden sich aber bezüglich der Verteilung der Überschüsse zwischen den verschiedenen Betriebsgruppen. Ohne diese Korrektur würde die Mineraldüngerezufuhr nach der Methode von Bach et al. (2003) im Mittel aller über 6.000 Betriebe um ca. 20 % unterschätzt (vgl. Osterburg et al., 2004).

In Abbildung 3 werden die Abweichungen zwischen geschätzten und anhand der einzelbetrieblichen Daten berechneten N-Bilanzsalden dargestellt. In der Abbildung



\* Positive Abweichungen bedeuten eine Überschätzung, negative eine Unterschätzung der empirisch abgeleiteten N-Salden durch die Flächenbilanzmethoden.

Quelle: Berechnung der Stickstoff-Flächenbilanz nach Bach et al. (2003) und nach Schmidt et al. (2007) auf Grundlage von Buchführungsabschlüssen niedersächsischer Betriebe (Mittelwert der Wirtschaftsjahre 1999/2000 und 2000/2001, für Betriebsgruppen mit 30 und mehr Betrieben, n = 6.413).

Abbildung 3:  
Abweichungen zwischen geschätzten Bilanzsalden und auf Grundlage beobachteter Betriebsdaten berechneten Salden in Betriebsgruppen, geschichtet nach Betriebstyp und N-Aufkommen aus tierischen Ausscheidungen („Zufuhr org.N“)\*

wird deutlich, dass die Abweichungen von den beobachteten Werten durch die entwickelte Methode für die meisten Betriebsgruppen auf unter +/- 10 kg N/ha verringert werden konnten. Im Vergleich zur Methode nach Bach et al. (2003) werden vor allem Veredlungs- und Gemischtbetriebe mit Schweinehaltung realistischer abgebildet. Wird das vorgestellte Schätzmodell auf Regionen mit spezialisierter Agrarproduktion übertragen, ergibt sich somit eine verbesserte Abbildung der regionalen N-Bilanzen.

#### 4 N-Flächenbilanz für Niedersachsen

Tabelle 6 gibt einen Überblick über wichtige N-Bilanzglieder und weist die absoluten Werte für Niedersachsen sowie Angaben je Hektar LF aus. Die Netto-Mineralisation durch Melioration und Landnutzungswandel sowie die N-Deposition und Ammoniakverluste sind in dieser Aufstellung nicht berücksichtigt.

Die Flächenbilanz für Niedersachsen liegt im Jahr 2003 mit 126 kg N je ha knapp über dem Ergebnis von 1999. Hauptgrund dafür ist das schlechte Ernteergebnis (Abfuhr) in 2003 aufgrund von Trockenheit in den Sommermonaten.

Tabelle 6:  
Stickstoff-Bilanzierung für Niedersachsen

	1999		2003	
	t	kg/ha LF ohne Brache	t	kg/ha LF ohne Brache
1 tierische Ausscheidungen	+ 267.704	107	265.435	107
2 sonstige organische Dünger	+ 10.694	4	10.573	4
3 legume N-Bindung	+ 27.068	11	25.468	10
4 Mineraldünger	+ 329.275	131	317.726	128
5 Abfuhr	- 325.550	130	304.795	123
<b>Saldo</b>	<b>= 309.191</b>	<b>123</b>	<b>314.407</b>	<b>126</b>

Quelle: Eigene Berechnungen.

#### 5 Weitere Stickstoff-Quellen und -Senken

Meliorierte Moorböden, Grünlandumbruch und atmosphärische Deposition von Stickstoff stellen N-Quellen dar, die neben den auf Grundlage jährlicher Stoffumsätze der Düngung und Ertragsbildung berechneten N-Bilanzsalden die regionalen N-Emissionen beeinflussen. Diese sind im Folgenden näher beschrieben. Veränderungen der im Boden gespeicherten N-Vorräte durch Humusauf- und -abbau, die nicht mit Melioration, Grünlandumbruch oder Grünlandetablierung zusammenhängen, wurden wegen fehlender Datenverfügbarkeit nicht berücksichtigt.

##### 5.1 Melioration

Die Trockenlegung von Moorböden durch Dränung (Melioration) hat eine Mineralisation geogener, d. h. über sehr lange Zeiträume angereicherter N-Vorräte zur Folge, die aufgrund hoher N-Bodenvorräte über viele Jahre anhält. Auf der Grundlage mehrerer Untersuchungen hat das Niedersächsische Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) die durchschnittlichen Netto-Mineralisationsraten in Abhängigkeit des langjährigen mittleren Grundwasserniedrigstandes und der Nutzung als Acker oder Grünland aus der Bodenübersichtskarte 1:50.000 (BÜK 50) abgeleitet. Auf dieser Grundlage wurden die gemeindebezogenen Summenwerte ins Verhältnis zur landwirtschaftlichen Nutzfläche gesetzt, um die Größenordnung des Bilanzgliedes „Netto-Mineralisation von meliorierten Böden“ zu bewerten. Dabei zeigte sich, dass 50 % aller Gemeinden in Niedersachsen eine mittlere N-Freisetzung im Boden von unter 7 kg N/ha LF\*a aufweisen, ca. 5 % der Gemeinden liegen über 47 kg N/ha LF\*a. Wegen der in manchen Regionen erheblichen Mengen an mineralisiertem Stickstoff, die neben dem N-Flächenbilanzüberschuss die auswaschungsgefährdete N-Menge erhöhen, sollte diese Bilanzgröße näher untersucht und in Regionalbilanzen berücksichtigt werden.

##### 5.2 Umbruch von Grünland

Auch die Einsaat und der Umbruch von Grünland führen zu starken Veränderungen der N-Vorräte im Boden. Bei Umwandlung von Acker in Grünland werden N-Überschüsse aus der Düngung, der legumen N-Bindung und der atmosphärischen Deposition im Boden akkumuliert. Bei Grünlandumbruch werden im Boden festgelegte N-Mengen in so kurzer Zeit mineralisiert, dass die pflanzenbauliche Verwertbarkeit dieser N-Mengen an Grenzen stößt. Da diese Freisetzung zumindest in Teilen aus den N-Bilanzüberschüssen der jüngeren Vergangenheit stammt, können diese N-Mengen aber nicht einfach zur regionalen N-Bilanz hinzuaddiert werden, da sonst bei mehrjähriger Betrachtung Doppelzählungen auftreten.

Eine fundierte Analyse des Landnutzungswandels ist nur auf Grundlage von GIS-Daten möglich, die eine flächenexplizite Auswertung über zwei Zeitpunkte erlauben. Die Daten der Agrarstatistik sind dafür keine geeignete Grundlage, weil lediglich die Netto-Flächenveränderungen auf Gemeinde- oder Kreisebene, aber keine parzellenscharfen Nutzungsveränderungen ausgewiesen werden. Für den ersten Zeitpunkt wurde das erste digitale Landschaftsmodell (Basis-DLM) ausgewählt, bereitgestellt vom Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG) im Jahr 2000. In diesem Datensatz liegen die Erhebungszeitpunkte für die Flächen in Niedersachsen zwischen

dem 07.07.1993 und dem 22.11.1996. Der Vergleichsdatensatz ist die Grundkarte des neuen InVeKoS-GIS aus dem Jahr 2004 (bereitgestellt vom Niedersächsischen Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie). Somit wurde die Nutzungsänderung in einer Zeitspanne von etwa 10 Jahren verglichen. In den untersuchten Pilotgebieten wurden während dieser 10 Jahre zwischen 20 und 50 % des Grünlandes umgebrochen, während eine Neuanlage von Grünland nur auf Flächenumfängen von 5 - 10 % des ursprünglich vorhandenen Grünlands stattfand.

Abgeleitet von Gäth et al. (1997) werden ca. 560 kg N jährlich auf einem Hektar Grünlandumbruch mineralisiert. Ein Teil dieses Nährstoffes wird von der Folgefrucht verwertet, der Rest wäscht aus oder entweicht gasförmig. Die Anteile der Austragspfade aus dem System „Boden“ sind sehr standort- und managementabhängig und können hier nicht genau quantifiziert werden. Die N-Immobilisationsrate bei Grünland-Ansaat nach Ackernutzung kann in Anlehnung an Gäth et al. (1997) auf 75 kg N/ha\*a geschätzt werden.

Weit geringere gemessene Auswaschungsraten als die berechneten N-Verluste lassen vermuten, dass der Stickstoff zu großen Teilen gasförmig entweicht (vgl. Dressel und Jung, 1983). Dennoch bergen die hohen Auswaschungsraten ein nicht zu unterschätzendes Gefahrenpotenzial hinsichtlich der Gewässerqualität.

### 5.3 Atmosphärische Deposition

Große Unsicherheiten bestehen bei der Berechnung der atmosphärischen N-Deposition. Während Depositionsraten von über 70 kg/ha\*a gemessen wurden, die die gasförmige, partikuläre und nasse Deposition berücksichtigen (Böhme und Russow, 2002), zeigt eine flächendeckende Kartierung in Deutschland Werte zwischen 10 und 52 kg/ha\*a für Nass-, Trocken- und Feuchtdeposition (Gauger, 2002). Die Depositionsraten für die landwirtschaftlichen Flächen niedersächsischer Gemeinden lagen zwischen 14 und 41 kg N/ha\*a (durchschnittlich 25 kg N/ha LF). Dieser Wert entspricht einem Anteil von etwa 20 % am gesamten N-Überschuss auf landwirtschaftlichen Flächen

Niedersachsens. Insgesamt gelangen ca. 68.000 Tonnen Stickstoff aus der Atmosphäre in den landwirtschaftlichen Kreislauf. Diese Menge resultiert zum einen aus der Landwirtschaft selbst, durch Ammoniak-(NH<sub>3</sub>-) Verluste und zum anderen aus Verkehr, Industrie und Hausbrand (UBA, 2008). Trotz der außerlandwirtschaftlichen Einträge „exportiert“ der Agrarsektor mehr Stickstoff (ca. 74.000 t NH<sub>3</sub>-N-Verluste pro Jahr, durchschnittlich 28 kg N/ha LF), als in agrarische Flächen eingetragen wird. Stickstoffdeposition findet hauptsächlich in Forstflächen statt und kann dort langfristig diffuse N-Austräge ins Grundwasser verursachen.

## 6 Vergleich der N-Emissionsquellen

Tabelle 7 enthält die berechneten N-Emissionen für Niedersachsen sowie eine Auswertung nach Gemeindeaggregaten. Neben den absoluten Zahlen für Niedersachsen (in Tonnen) weist diese Aufstellung die prozentualen Anteile an den berechneten Gesamtemissionen sowie Durchschnittswerte je Flächeneinheit in kg/ha LF\*Jahr aus. Das Minimum der Gemeinden bedeutet, dass in mindestens einer Gemeinde Niedersachsens dieser Emissionswert auftritt, und zwar als durchschnittliche Angabe der gesamten landwirtschaftlichen Nutzfläche (LF) pro Hektar und Jahr. Der Median beschreibt das mittlere Niveau über alle Gemeinden und die Quantile zeigen die Bandbreite, innerhalb derer die Werte in 90 % aller Gemeinden liegen (5 %- bis 95 %-Quantil).

Die Schätzung zum Einfluß der Landnutzungsänderung dokumentiert im Wesentlichen die N-Mobilisation nach Grünlandumbruch. Nur wenige Gemeinden weisen einen negativen Wert auf, d.h. die Immobilisation bei Grünland-Neuansaat überkompensiert die N-Freisetzung durch Grünlandumbruch. Betrachtet man die letzten 10 bis 15 Jahre agrarischer Entwicklung in Niedersachsen und den damit verbundenen Rückgang des Grünlandes, so stellt die N-Freisetzung durch Landnutzungsänderung ein relevantes Belastungspotenzial dar, das in Teilen aus akkumulierten N-Überschüssen der jüngeren Vergangenheit gespeist wird.

Tabelle 7:

Stickstoffemissionen landwirtschaftlicher Flächen (ohne Brache) in Niedersachsen 1999 (Insgesamt und Gemeindeaggregate)

	Niedersachsen		Gemeinden					
	t	%	kg/ha LF*a					
			Ø	Min	Max	Median	5 %-Quantil	95 %-Quantil
<b>Bilanzsaldo</b>	218.534	68	82	20	137	84	50	122
<b>Deposition</b>	68.389	21	25	14	41	23	16	36
<b>Melioration</b>	34.619	11	13	0	239	6	0	47
<b>Landnutzungsänderung</b>	<b>103.050</b>		<b>39</b>	<b>-77</b>	<b>475</b>	<b>27</b>	<b>-5</b>	<b>129</b>

Quelle: Eigene Berechnungen.

## 7 Diskussion und Ausblick

Die vorliegende Studie zeigt, dass die Entwicklung von Schätzmodellen auf Grundlage von Betriebsdaten eine regional differenzierte Stickstoffbilanzierung ermöglicht und dabei gegenüber der bisher verbreiteten Berechnungsmethode für die regionale N-Flächenbilanz (Bach et al., 2003) Unschärfen und Unsicherheiten reduziert werden können. Die Analyse der Betriebsdaten deutet auf eine sehr hohe Variabilität der Nährstoffeffizienz hin, d.h. der Umsetzung von N-Zufuhr in pflanzliche Erträge. Eine treffsichere Abschätzung des tatsächlichen Düngungsgeschehens ist aufgrund der hohen Varianzen nur eingeschränkt möglich. Eine weitere Schlussfolgerung ist, dass in vielen Betrieben eine weitere Effizienzverbesserung möglich sein dürfte. Inwieweit eine solche Verbesserung erzielt werden kann und mit Hilfe welcher Maßnahmen, ist Gegenstand weiterer Arbeiten, die u.a. im EU-LIFE-Vorhaben WAgriCo durchgeführt werden (NLWKN, 2006).

Teil der laufenden Arbeiten ist auch die Schätzung der Wirkung bereits umgesetzter Maßnahmen und deren Abbildung im Emissionsmonitoring. Eine Übertragbarkeit der Methode auf andere Regionen hat zur Voraussetzung, dass regional disaggregierte Daten der Agrarstatistik sowie Betriebsdaten verfügbar sind. Für das Untersuchungsgebiet „Niedersachsen“ lagen mehrere tausend Betriebsabschlüsse für zwei Wirtschaftsjahre vor. Vor dem Hintergrund hoher Varianzen insbesondere bei der Mineraldünger-Zufuhr sind große Stichproben Voraussetzung für die Ableitung von Schätzmodellen.

Die gegebenen Unsicherheiten können weiter reduziert werden, indem auf das gesamte erhobene Datenpotenzial zurückgegriffen wird (Daten der Agrarstrukturerhebung, Buchführungsabschlüsse, Düngeverordnung-Kontrolldaten, Güllebörse, Aufzeichnungen zur Kompost- und Klärschlammverwertung sowie Gärreste aus Biogasanlagen und Geflügeltrockenkot aus dem benachbarten Ausland). Solange diese Daten nicht oder nur teilweise zur Verfügung stehen, sollte versucht werden, die entstandenen Unsicherheiten zu quantifizieren.

Bei der energetischen Nutzung landwirtschaftlicher Biomasse entstehen neue Nährstoffströme, denen künftig verstärkt Beachtung bei der Nährstoffbilanzierung geschenkt werden sollte. Beispiele sind die Biogasproduktion und die Verwertung der Gärreste sowie die Strohverbrennung. Ein Problem stellt die fehlende oder unvollständige statistische Erfassung der Biomasse-Stoffströme dar.

Für die Erreichung der Ziele der EU-Wasserrahmenrichtlinie stellt eine gute flächenhafte Bilanzierung die Grundlage für weitergehende Untersuchungen dar. An die regional differenzierten und zeitlich aufgelösten N-Salden soll eine hydrologische Modellierung anschließen, die die potenzielle Nitratkonzentration in den Sicker-, Grund- und

Oberflächengewässern schätzt (vgl. Kunkel und Wendland, 2006) und somit den Aufbau einer Kausalkette ermöglicht.

## Literatur

- Anger M (1997) Hoftorbilanzierung konventioneller und extensiver Grünlandbetriebe des Mittelgebirgsraumes. *VDLUFA-SchR* 46:347-350
- Bach M, Grimm M, Frede HG (2003) Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden – Beispiel Hessen. *Wasser und Boden* 55(7/8):120-126
- Bach M, Frede H-G (2005) Methodische Aspekte und Aussagemöglichkeiten von Stickstoff-Bilanzen. Bonn : FNL, 55 p, Schriftenreihe des ILU 9
- BGK - Bundesgütegemeinschaft Kompost e.V. (2005) Verbrauch von Düngemitteln in Deutschland und Substitutionspotential von Kompost [online]. Zu finden in [http://www.bgkev.de/infodienste/artikel.htm?kat=verschiedenes&nfoid=04\\_4\\_273](http://www.bgkev.de/infodienste/artikel.htm?kat=verschiedenes&nfoid=04_4_273) [zitiert am 28.02.2008]
- BML - Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (1996) Muster-Verwaltungsvorschrift für den Vollzug der Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen vom 26.01.1996 (BGBl. I S. 118)
- Böhme F, Russow R (2002) Formen der atmosphärischen N-Deposition und deren Bestimmung in Agrarökosystemen unter besonderer Berücksichtigung der 15N-Isotopenverdünnungsmethode (ITNI) Stickstoff - ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht. *UFZ-Bericht* 16:6-17
- Dämmgen U (ed) (2007) Calculations of emissions from German agriculture — National Emission Inventory Report (NIR) 2007 for 2005. Braunschweig : FAL, Landbauforsch Völkenrode SH 304/304A
- 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. Berlin : Umweltbundesamt, 191, 39, 45 p, Texte Umweltbundesamt 02/05
- Dressel J, Jung J (1983) Nährstoffverlagerung in einem Sandboden in Abhängigkeit von der Bepflanzung und Stickstoffdüngung (Lysimeterversuche), *Landwirtsch Forsch* 36:363-372
- EEA - European Environment Agency (2004) EMEP/CORINAIR Emission Inventory Guidebook. Copenhagen
- Gäth S, Anthony F, Becker K-W, Gerjes H, Höper H, Kersebaum C, Nieder R (1997) Bewertung des standörtlichen Denitrifikations- und Mineralisations/Immobilisations-Potentials von Böden. *Mitt Dtsch Bodenkundl Ges* 85:1373-1376
- Gauger T (2002) Flächendeckende Kartierung der Gesamtdeposition von Stickstoff in Deutschland. *UFZ-Bericht* 16:72-89
- Hege U (2003) Bewertung von Stickstoffsalden auf Betriebsebene – ein Lösungsvorschlag : DLG-Kolloquium, 03.12.2003 in Bonn [online]. Zu finden in <http://download.dlg.org/pdf/koll/hege.pdf> [zitiert am 28.02.2008]
- Kunkel, R, Wendland, F (2006) Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Jülich : Forschungszentrum, 124 p, Schriften des Forschungszentrums Jülich : Reihe Umwelt 62
- Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (2005) Grobkonzept Grundwassermonitoring : chemischer und mengenmäßiger Zustand für Grundwasserkörper in Niedersachsen/Bremen ; Stand: Mai 2005 [online]. Zu finden in [http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C12456386\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C12456386_L20.pdf) [zitiert am 28.02.2008]
- Niedersächsisches Landesamt für Statistik (2003a) Bodennutzung und Ernte 2003
- Niedersächsisches Landesamt für Statistik (2003b) Tierische Erzeugung 2003 - Schlachtungen, Milcherzeugung und -verwendung, Brut, Schlupf und Schlachtungen von Geflügel, Legehennenhaltung und Eiererzeugung



- Niedersächsisches Landesamt für Statistik (2004) Besondere Erntermittlung 2003
- NLWKN - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (2006) WAgriCo-Projekt-Zwischenbericht [online]. Zu finden in <[http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C38838826\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C38838826_L20.pdf)> [zitiert am 17.04.2008]
- NLWKN und NLFb - Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz; Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung (2005) Grobkonzept – Grundwassermonitoring : chemischer und mengenmäßiger Zustand für Grundwasserkörper in Niedersachsen/Bremen [online]. Zu finden in < [http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C12456386\\_L20.pdf](http://cdl.niedersachsen.de/blob/images/C12456386_L20.pdf)> [Zitiert am 22.04.2008]
- Osterburg B, Schmidt TG, Gay SH (2004) Auswertung betrieblicher Daten zur Ermittlung des Stickstoffmineraldünger-Einsatzes : Endbericht für ein Forschungsvorhaben im Auftrag des Niedersächsischen Umweltministeriums. Braunschweig : FAL, 42 p, Arbeitsber Bereich Agrarökonomie 2006/06
- Scheringer J, Isselstein J (2000) Zur Variabilität der Stickstoffeffizienz in Futterbaubetrieben Niedersachsens. Mitt AG Grünland Futterbau 2:125-128
- Scheringer J, Isselstein J (2001) Nitrogen budgets of organic and conventional dairy farms in north-west Germany. Grassland Sci Europe 6:284-287
- Schmidt TG, Osterburg B, Laggner A (2007) Datenauswertung zur Quantifizierung diffuser Stickstoffemissionen aus der Landwirtschaft im Rahmen des Projekts „Integriertes Monitoring des chemischen Zustandes des Grundwassers“ in Niedersachsen : Top-Down-Ansatz mit Daten der Agrarstrukturerhebungen 1999 und 2003 und Analyse des Landnutzungswandels. Braunschweig : FAL, 88p, Arbeitsbericht Bereich Agrarökonomie 2007/02
- Statistisches Bundesamt (2004) Wirtschaftsdünger tierischer Herkunft in landwirtschaftlichen Betrieben : Agrarstrukturerhebung 2003, Fachserie 3 / Reihe 2.2.2
- UBA - Umweltbundesamt (2008) Umweltdaten Deutschland Online, Emissionen von Luftschadstoffen, Emissionen ausgewählter Luftschadstoffe nach Quellgruppen in Deutschland 1990 bis 2005 [online]. Zu finden in <http://www.umweltbundesamt-umwelt-deutschland.de/umweltdaten/public/document/downloadImage.do?ident=9253> [Zitiert am 22.04.2008]