



**Report about the results of catchment
and state-wide related emission and
input effects of the measures
[Deliverable 8.3]**

LIFE05 ENV/D/000182



Deliverable 8.3:

**Ergebnisbericht über die landesweite Abschätzung der
Auswirkungen der Maßnahmen auf Emissionen und Einträge**

Stand 20.11.08

Inhalt

1 Einführung / Ziele	1
2 Grundlagen	2
2.1 Maßnahmenkulisse	2
2.2 Maßnahmenwirkungen	3
2.3 Modelltechnik zur Abschätzung der Emissionen und Einträge	3
2.3.1 Berechnung von N-Flächenbilanzen	4
2.3.2 Modellierung des Nitrattransports im Boden	4
2.3.3 Validierung	4
2.3.4 Ergebnisse: Aktueller Zustand der Nitratkonzentration im Sickerwasser.....	5
3 Abschätzung der Maßnahmenwirkungen und des erreichbaren Anteils des Umweltziels	7
3.1 Abschätzung des Bedarfs zur Reduzierung der N-Einträge (Handlungsziele)	8
3.1.2 Indikatorwerte zur Abschätzung der Umweltzielerreichung	8
3.1.2 Handlungsziele für die Landwirtschaft	10
3.2 Landesweite Abschätzung der Maßnahmenwirkungen.....	13
3.3 Erreichbarer Anteil des Umweltziels	15
4 Schlussfolgerungen und Ausblick	16
Literatur	17

1 Einführung / Ziele

Ein wichtiges Element bei der Umsetzung von Maßnahmen ist der Nachweis über die Erreichung des gewünschten Effekts (Erfolgskontrolle). Im Rahmen des WAgriCo-Projekts sollte in Aufgabe 8 eine Methodik zur Erfolgskontrolle der im Rahmen der WRRL durchgeführten Maßnahmenprogramme entwickelt werden. Aus der Umsetzung von Maßnahmen in Wasserschutzgebieten ist die Wirkung einzelner handlungsbezogener Maßnahmen auf der Ebene von Betrieben und Schlägen hinlänglich bekannt. Ein Konzept für ein sog. Wirkungsmonitoring auf der Ebene der erheblich größeren Gebietskulissen der WRRL wird in Deliverable 8.1 (Annex 44-LS, Final Report) vorgestellt. Für die in WAgriCo erprobten Maßnahmen sollte in Aufgabe 8 eine Abschätzung der Auswirkungen auf die Belastung im Grundwasser und eine Abschätzung der Erreichbarkeit der Umweltziele durchgeführt werden. Im vorliegenden Bericht (Deliverable 8.3) werden die Methodik zur großräumigen modellbasierten Berechnung der aktuellen Belastung und der Bewertung der Maßnahmenwirkungen im Hinblick auf die Umweltzielerreichung und die im Rahmen des WAgriCo-Projekts erzielten Ergebnisse dargestellt.

Als Ziele der im Rahmen von Aufgabe 8 des WAgriCo-Projektes durchzuführenden modellbasierten Arbeiten können folgende Punkte genannt werden:

- Abschätzung des erreichbaren Anteils des Umweltziels mithilfe einer Prognose der erzielbaren Immissionsminderungen. Dies entspricht der im Projektantrag genannten Abschätzung der Wahrscheinlichkeit der Verwirklichung von Umweltzielen (Aufgabe 8.2)
- Abschätzung landesweit möglicher Emissionsminderungen (Aufgabe 8.3)
- Abschätzung landesweit möglicher Immissionsminderungen (Aufgabe 8.4)

Als Grundlage für die Aufgabe 8.2 muss zunächst die zur Umweltzielerreichung notwendige Reduzierung der Einträge ermittelt werden. Hierzu ist die Ableitung von Handlungszielen für die landwirtschaftliche Fläche notwendig. Dies erfolgt auf der Basis eines landesweiten Modells der N-Emission (Emissionsmodell). Die Abschätzung der landesweit möglichen Emissionsminderungen (Aufgabe 8.3) erfolgt auf Basis in Aufgabe 7 durchgeführten ökonomischen und ökologischen Bewertung der Maßnahmen. Eine Übertragung dieser Minderungspotentiale in landesweit mögliche Immissionsminderungen (Aufgabe 8.4) wird wiederum auf der Basis des landesweiten Modells der N-Einträge durchgeführt. Aus dem Vergleich der möglichen Immissionsminderungen mit dem zuvor abgeleiteten Reduzierungsbedarf ergibt sich der erreichbare Anteil des Umweltziels (Aufgabe 8.2).

2 Grundlagen

2.1 Maßnahmenkulisse

Die im Rahmen des WAgriCo-Projektes durchgeführten Maßnahmen wurden innerhalb der Pilotgebiete auf Zielflächen für den Grundwasserschutz bzw. den Oberflächengewässerschutz durchgeführt. Die Methodik zur Ausweisung dieser Zielflächen ist in Deliverable 3.2 (Annex 13-LS, Interim Report) beschrieben. In Aufgabe 8 soll die Auswirkung des in WAgriCo erprobten Maßnahmenprogramms auf der landesweiten Kulisse für Maßnahmen nach EU-WRRL abgeschätzt werden. Da im Rahmen der EU-WRRL noch keine verbindlichen Zielwerte für Nährstoffkonzentrationen in den Oberflächengewässern definiert wurden, wird in der ersten Bewirtschaftungsperiode die Maßnahmenkulisse zunächst nur auf den Grundwasserschutz ausgerichtet. Die Maßnahmenkulisse ergibt sich aus der Bewertung des chemischen Zustands der Grundwasserkörper nach der Grundwasserrichtlinie (EU 2006). Als räumliche Grundlage wurden die Grundwasserkörper in hydrogeologisch einheitliche Einheiten (Typflächen) aufgeteilt. Da zum Zeitpunkt der Bearbeitung die Bewertung des chemischen Zustands noch nicht abgeschlossen war, wurde eine vorläufige Kulisse (Stand 04.03.2008) verwendet. Bestandteil der Maßnahmenkulisse sind diejenigen Typflächen innerhalb der in den schlechten Zustand eingestuften Grundwasserkörper, für die eine Belastung des Grundwassers durch Nitratreinträge festgestellt wurde (Abb. 1).

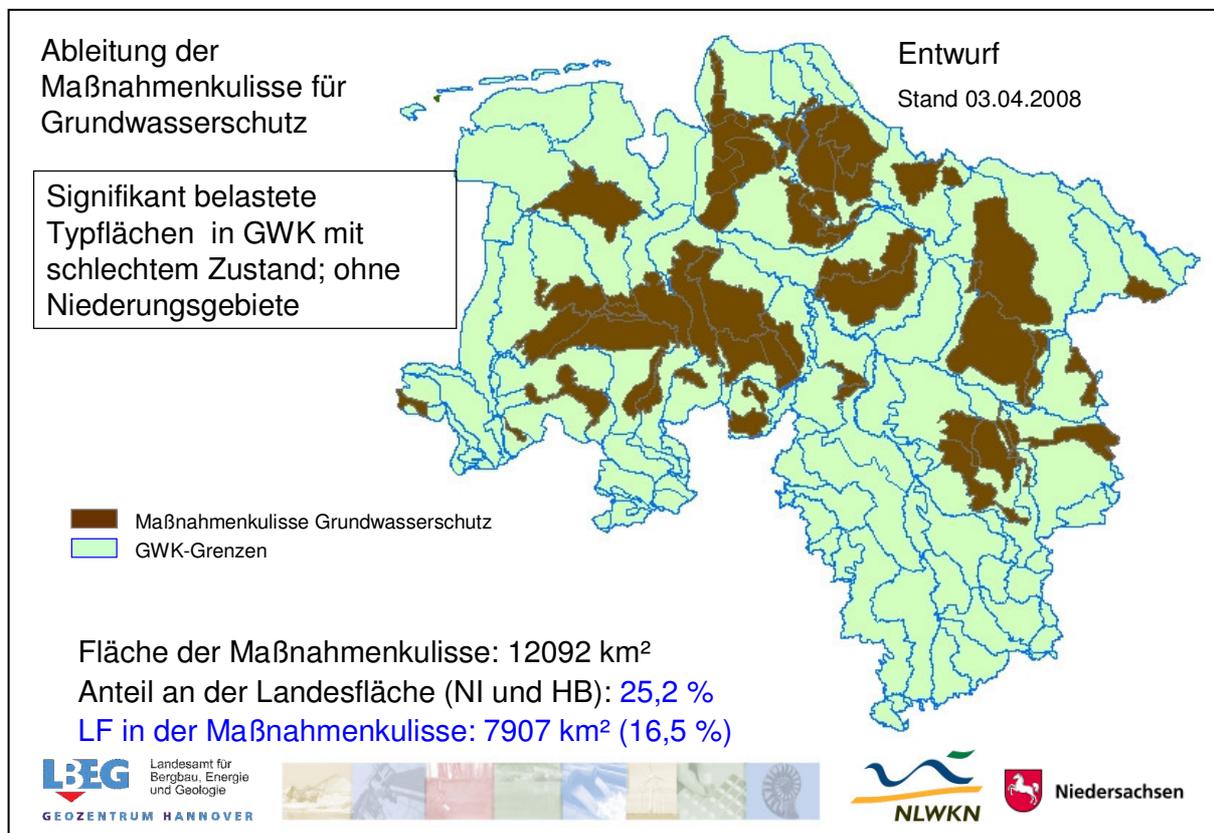


Abb. 1: Maßnahmenkulisse für den Grundwasserschutz nach EU-WRRL (vorläufiger Stand, April 2008)

2.2 Maßnahmenwirkungen

Die Abschätzung der Maßnahmenwirkungen erfolgt im Wesentlichen auf der Grundlage der aus der Anwendung in Wasserschutzgebieten und auf Exaktversuchsflächen bekannten Effekte. Im Rahmen des WAgriCo-Projekts wurde von einem Expertengremium für jede Einzelmaßnahme ein ökologischer Effekt bezogen auf den N-Überschuss bzw. auf den Herbst- N_{\min} -Wert festgelegt (vgl. Deliverables D4.1 (Annex 23-LS, Interim Report) und D4.2 (Annex 25-LS, Interim Report)). Für jeden Effekt wurden zusätzlich Minimal- und Maximalwerte geschätzt, die den Unsicherheitsbereich der Maßnahmenwirkung beschreiben.

Bei der Abschätzung der Maßnahmenwirkungen sollte der langjährige Effekt auf die Nitrat- auswaschung quantifiziert werden. Um diese langjährige Wirkung abzubilden, wurde für jede Maßnahme der Mittelwert aus dem Effekt auf N-Überschuss und dem Effekt auf Herbst- N_{\min} gebildet (vgl. Deliverable 7.2 (Annex 38-LS, Final Report)). Dieser mittlere Effekt repräsentiert die langfristig zu erwartende Verminderung der austragsrelevanten N-Menge im Boden. Bei der Hochrechnung der Maßnahmenwirkung und der Verknüpfung mit dem Emissionsmodell (Kap.2.3) wird dieser gemittelte Effekt mit dem N-Überschuss verknüpft.

2.3 Modelltechnik zur Abschätzung der Emissionen und Einträge

Die für die diffuse Stickstoffbelastung maßgeblichen Prozesse sind in dem in Abb.2 dargestellten Konzeptmodell zusammengefasst. Aus dieser Modellvorstellung wurde ein aus mehreren Teilmodulen zusammengesetzte Modellansatz zur Quantifizierung des Nitratreintrags in Grundwasser und Oberflächengewässer (Emissionsmodell) entwickelt. Eine detaillierte Darstellung des Modellansatzes ist in Eisele et al. (2008) enthalten.

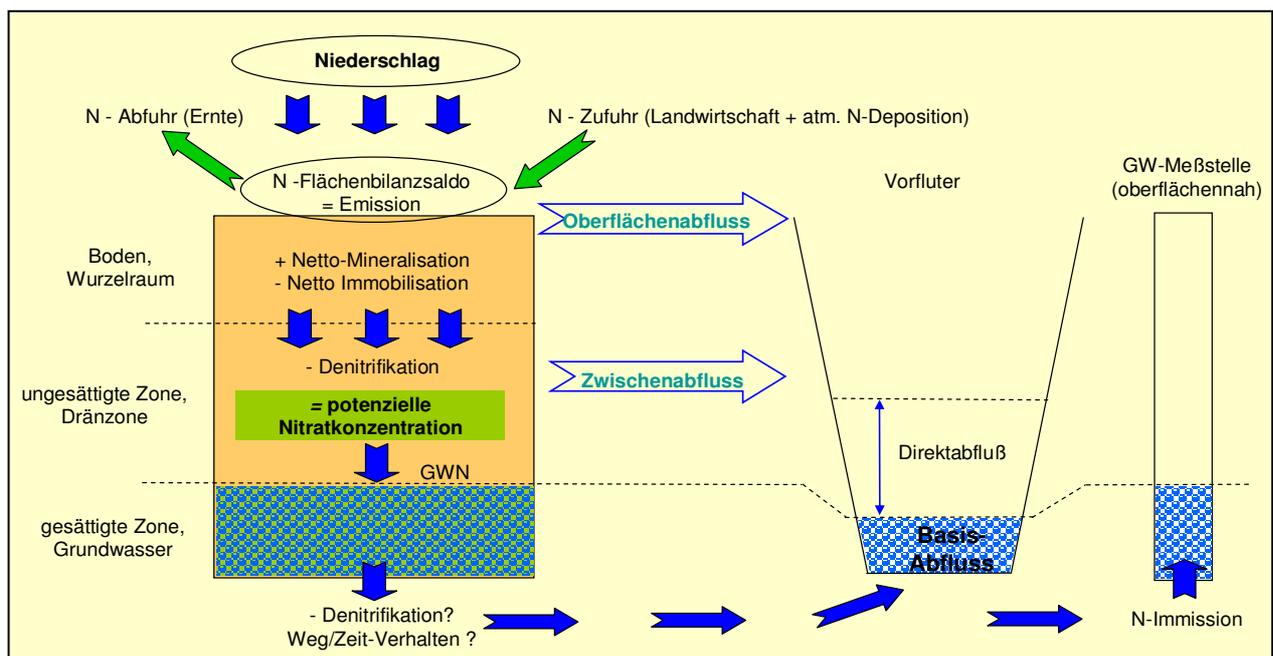


Abb.2 Konzeptmodell des diffusen N-Eintrags

2.3.1 Berechnung von N-Flächenbilanzen

Zur Quantifizierung der Stickstoffemission aus der Landwirtschaft wird der Stickstoffbilanzüberschuss mit Hilfe eines am Bundesforschungsinstitut für Ländliche Räume, Wald und Fischerei (vTI) entwickelten Flächen-Bilanz-Modells berechnet. Dieses wurde mit Hilfe einer massenstatistischen Auswertung von Einzeldaten landwirtschaftlicher Betriebe an die regionalen Bedingungen in Niedersachsen angepasst. Die aus der Berechnung resultierenden einzelnen Bilanzglieder wurden anhand von Aufzeichnungen aus der Kontrolle der Düngerverordnung überprüft. Diese wurden von der Landwirtschaftskammer Niedersachsen bereitgestellt. Insbesondere die Bilanzglieder „N-Zufuhr über mineralische Düngung“ und „N-Zufuhr über organische Düngung“ wurden regional angepasst. Eine detaillierte Dokumentation der Berechnungsalgorithmen ist in Schmidt et al. (2007), sowie in Osterburg et al. (2008) enthalten.

2.3.2 Modellierung des Nitrattransports im Boden

Der reaktive N-Transport im Boden wurde mit den Modellen GROWA und DENUZ abgebildet, die im Forschungszentrum Jülich entwickelt wurden. Das DENUZ Modell (Kunkel & Wendland, 2006) erlaubt die Quantifizierung der Denitrifikationsverluste im Boden auf Basis einer Michaelis-Menten Kinetik in Abhängigkeit der N-Überschüsse, der Denitrifikationsbedingungen und der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden. Die Kopplung der N-Austräge aus dem Boden nach Denitrifikation mit den Austragspfaden in das Grundwasser und die Oberflächengewässer erfolgte flächendifferenziert durch das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002). Dieses empirische Modell wurde für die Bearbeitung praktischer Fragestellungen aus dem Bereich der Wasserbewirtschaftung großer Flussgebiete entwickelt und ist seither für eine Reihe von Regionen unterschiedlicher Größen und mit unterschiedlichen Zielstellungen eingesetzt worden (Kunkel et al., 2005; Tetzlaff et al., 2007; Wendland et al., 2005; Wendland et al., 2007; Wendland et al., 2003). In Abhängigkeit von den klimatischen, bodenphysikalischen und geologischen Bedingungen, der Topografie und der Landnutzung können mit dem GROWA-Modell jährliche Mittel der wesentlichen Wasserhaushaltsgrößen berechnet werden. Der Gesamtabfluss kann in den Oberflächenabfluss, den Dränabfluss, den Direktabfluss als Summe von Oberflächenabfluss, Dränabfluss und Interflow sowie in die Grundwasserneubildung separiert werden. Auf Grundlage der berechneten Sickerwasserrate, der N-Überschüsse und der Denitrifikation im Boden kann als ein Modellergebnis die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser flächendeckend für Niedersachsen berechnet werden.

2.3.3 Validierung

Als Möglichkeit zur Validierung der Modellergebnisse kommen Messungen der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser aus Tiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern sowie gemessene Nitratkonzentrationen in der oberen Schicht der Hauptgrundwasserleiter in Frage. Bei einem Vergleich der Messwerte mit den berechneten Konzentrationen muss berücksichtigt werden, dass der verwendete Modellansatz ein langjähriges Mittel beschreibt und aufgrund der räumlichen Auflösung des Flächen-Bilanz-Modells (Gemeinde) bezogen auf einzelne

Standorte keine genauen Aussagen zulässt. Die Messungen im Sickerwasser repräsentieren dagegen für einen konkreten Standort die Situation einer relativ kurzen Zeitspanne (0,5 bis 3 Jahre). Dennoch kann über den Vergleich mit den gemessenen Sickerwasserkonzentrationen geprüft werden, ob die Größenordnung der berechneten Konzentrationen plausibel ist.

Die Konzentrationen im oberen Grundwasserleiter können nicht direkt mit den Sickerwasserkonzentrationen verglichen werden, da einerseits die Lage der Zustromgebiete der Messstellen und die Verweilzeit bis zur Messstelle nicht genau bekannt sind, andererseits sowohl in der ungesättigten Zone als auch im Grundwasser selbst Nitrat über Denitrifikation abgebaut werden kann. Es kann jedoch überprüft werden, ob die räumliche Verteilung der berechneten Sickerwasserkonzentrationen durch die im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen bestätigt wird.

2.3.4 Ergebnisse: Aktueller Zustand der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Abb. 3 zeigt eine flächendifferenzierte Darstellung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser für Niedersachsen und Bremen. Eine Überprüfung der berechneten Werte mit auf den Bodendauerbeobachtungsflächen des Landes Niedersachsen in den Jahren 2001 bis 2003 gemessenen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zeigt eine gute Übereinstimmung in den Größenordnungen (Abb. 4).

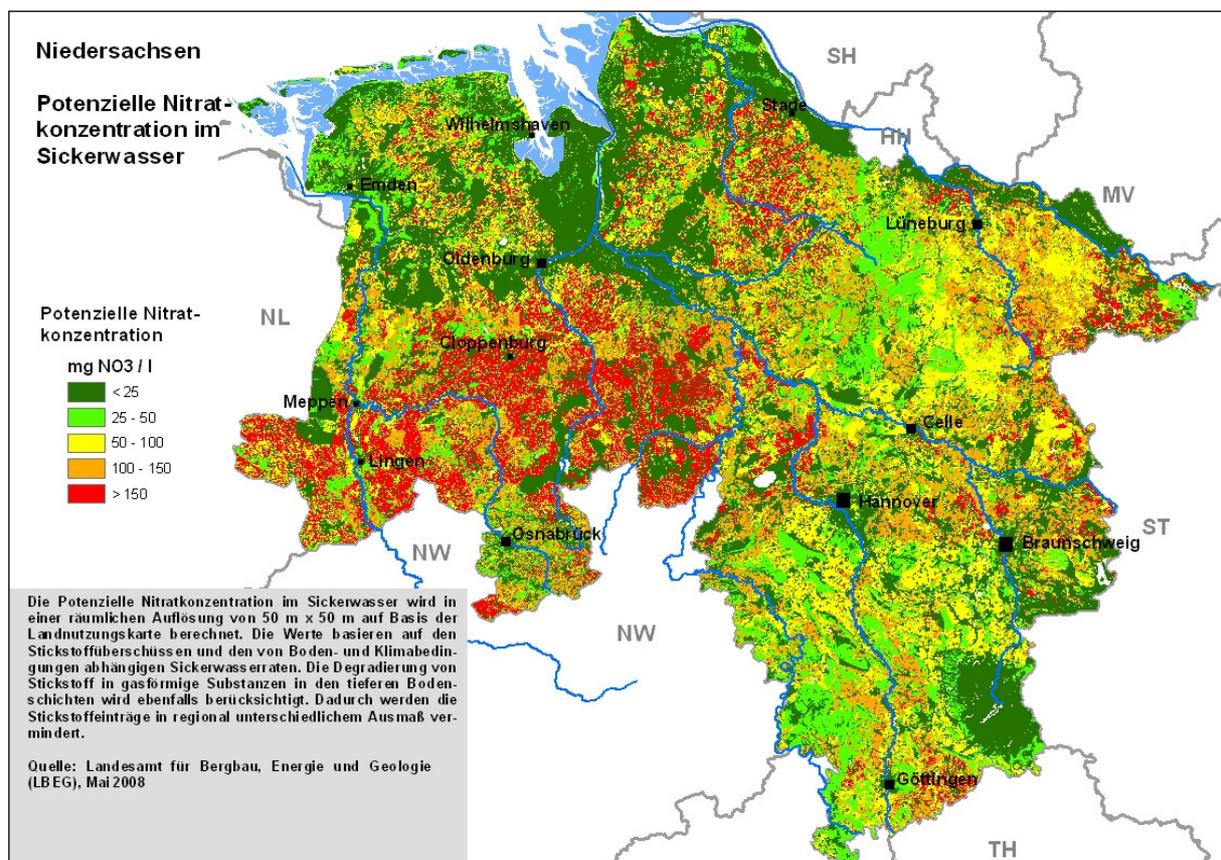


Abb. 3: Karte der berechneten potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser in Niedersachsen (Datenbasis: Agrarstatistik 1999 und 2003, Wasserhaushaltsberechnung nach GROWA, Zeitraum 1961 -1990, Denitrifikation im Boden nach DENUZ)

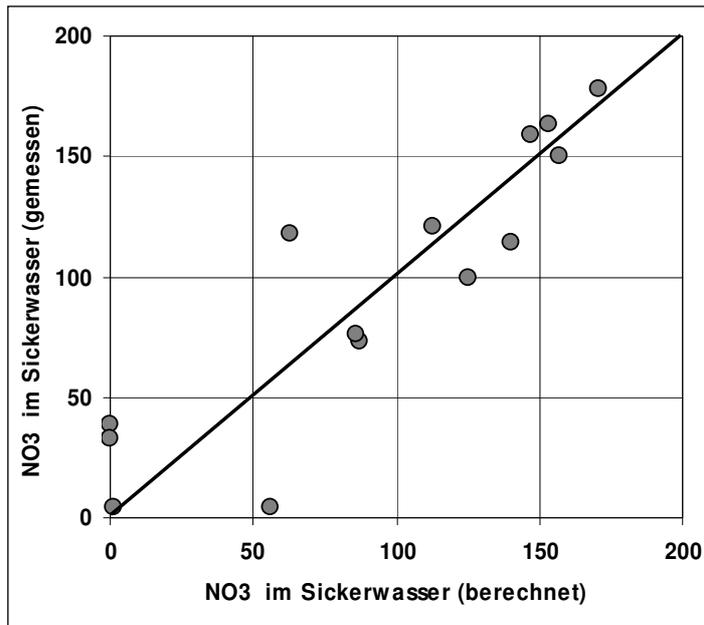


Abb. 4: Vergleich der berechneten Nitratkonzentrationen mit gemessenen Sickerwasserkonzentrationen der niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsflächen

Ein Vergleich der räumlichen Verteilung der Sickerwasserkonzentrationen und der Konzentrationen im Grundwasser ergab eine gute Übereinstimmung (vgl. Eisele et. al 2008). In der räumlichen Ausprägung der potentiellen Nitratkonzentration im Sickerwasser überlagern sich die Einflüsse der landwirtschaftlichen Nutzung mit den naturräumlich bedingten pedologischen und hydrologischen Standortverhältnissen. Im westlichen und nördlichen Niedersachsen mit den dort vorherrschenden Veredelungs- und Futterbaubetrieben entstehen auf der landwirtschaftlichen Nutzfläche hohe Stickstoffüberschüsse. Diese resultieren jedoch in Abhängigkeit der Bodeneigenschaften in unterschiedlichen Belastungen des Sickerwassers. In Teilen der pleistozänen Niederungen (Weser-Aller-Niederung) sowie in den Marschgebieten (Nordseeküste) zeigen sich aufgrund der guten Denitrifikationsbedingungen im Boden nur geringe Konzentrationen im Sickerwasser. In den Niederungsgebieten mit künstlicher Entwässerung (beispielsweise südwestlich von Meppen) herrschen dagegen hohe Konzentrationen vor. Die höchsten Belastungen des Sickerwassers ergeben sich auf den Sandböden der grundwasserfernen Geeststandorte (beispielsweise im Bereich südlich von Bremen und Oldenburg). Auf diesen Standorten werden unter Acker im Winterhalbjahr große Mengen an Stickstoff ausgewaschen. Im östlichen Niedersachsen und im Bereich der Lössbörde (Dreieck Hildesheim, Braunschweig, Hannover) entstehen auf den Ackerstandorten trotz geringerer Stickstoffüberschüsse durch die hier niedrigen Sickerwasserraten hohe Konzentrationen im Sickerwasser. Im Bereich der Festgesteinsgebiete im südlichen Niedersachsen ist die Belastung im Sickerwasser vorwiegend durch die kleinräumig wechselnde Landnutzungsstruktur bedingt.

3 Abschätzung der Maßnahmenwirkungen und des erreichbaren Anteils des Umweltziels

Auf der Basis der in Kapitel 2 dargestellten Grundlagen werden im Rahmen von Aufgabe 8 die Auswirkungen des in WAgriCo vorgeschlagenen Maßnahmenpakets auf die Emission (N-Austräge aus dem Boden) und die Immission (zu erwartende Belastung im Sickerwasser) berechnet. Die Vorgehensweise ist in Abb. 5 dargestellt.

Als Ausgangspunkt (Ist-Zustand) für die Berechnungen dient das in Kap 2.3 beschriebene Emissionsmodell. Um die im Bereich der Trinkwasserschutzgebiete durch Maßnahmen bereits erreichten Minderungen der N-Einträge zu berücksichtigen, wurde in der Berechnung des Ist-Zustands in den Wasserschutzgebieten der N-Überschuss um 20 kg / ha vermindert.

Als wichtiger Baustein zur Bewertung der Maßnahmenwirkungen dient die Definition von Handlungszielen und die Berechnung der zu deren Erreichung notwendigen Reduzierung der landwirtschaftlichen Einträge. Als Ergebnis der in Aufgabe 7 durchgeführten ökologischen und ökonomischen Bewertung konnten diesem Reduzierungsbedarf die zu erwartenden Wirkungen des Maßnahmenprogramms gegenübergestellt werden. Aus den genannten Punkten kann der durch die Maßnahmen erreichbare Anteil des Umweltziels abgeleitet werden.

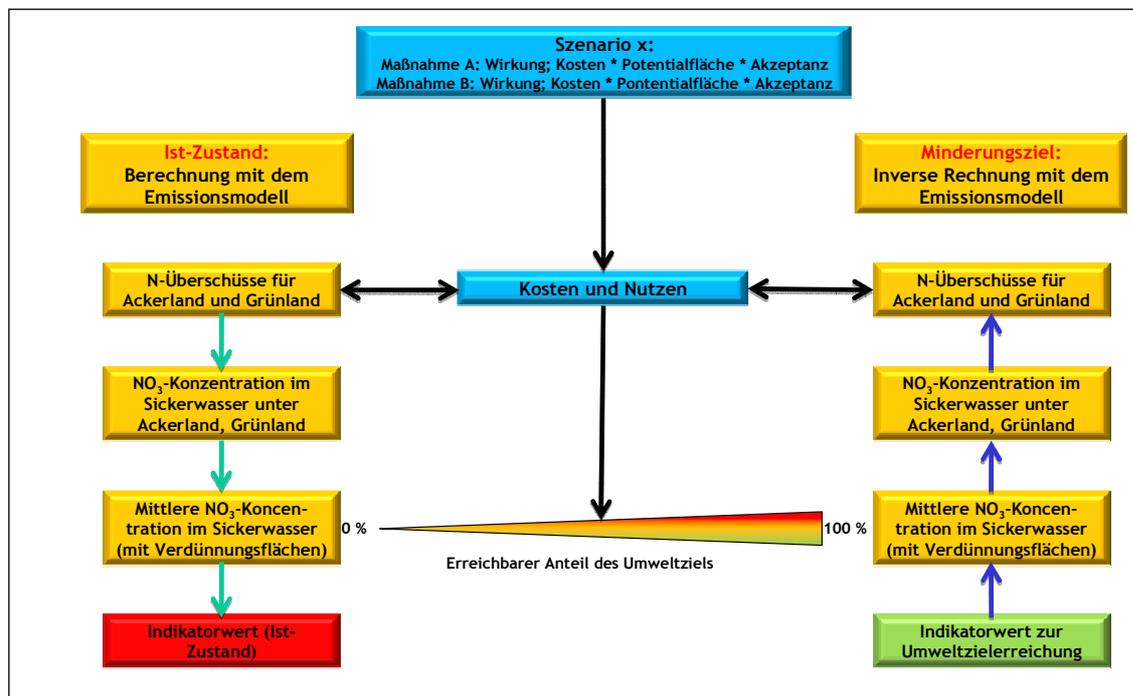


Abb. 5: Vorgehensweise in Aufgabe 8

3.1 Abschätzung des Bedarfs zur Reduzierung der N-Einträge (Handlungsziele)

Das in der EU-WRRL vorgegebene Umweltziel für Nitrat im Grundwasser ist bezogen auf die Einhaltung der Qualitätsnorm von 50 mg/l an jeder Messstelle des Überwachungsmessnetzes. Aufgrund der langen Verweilzeiten im Grundwasser sind die Konzentrationen in den Messstellen in vielen Fällen erst mit großer Verzögerung beeinflussbar und nur mit sehr hohem Aufwand prognostizierbar (vgl. Kap. 2.3.3). Deshalb wurden zur Bewertung der Wirkung von Maßnahmen Handlungsziele benötigt, die mit dem Umweltziel in Verbindung stehen, jedoch durch landwirtschaftliche Praxis kurz bis mittelfristig beeinflussbar sind (vgl. Abb. 6). Um dies zu erreichen, wurde das Umweltziel durch sog. Indikatorwerte beschrieben, aus denen über Modellrechnungen Handlungsziele abgeleitet werden konnten.

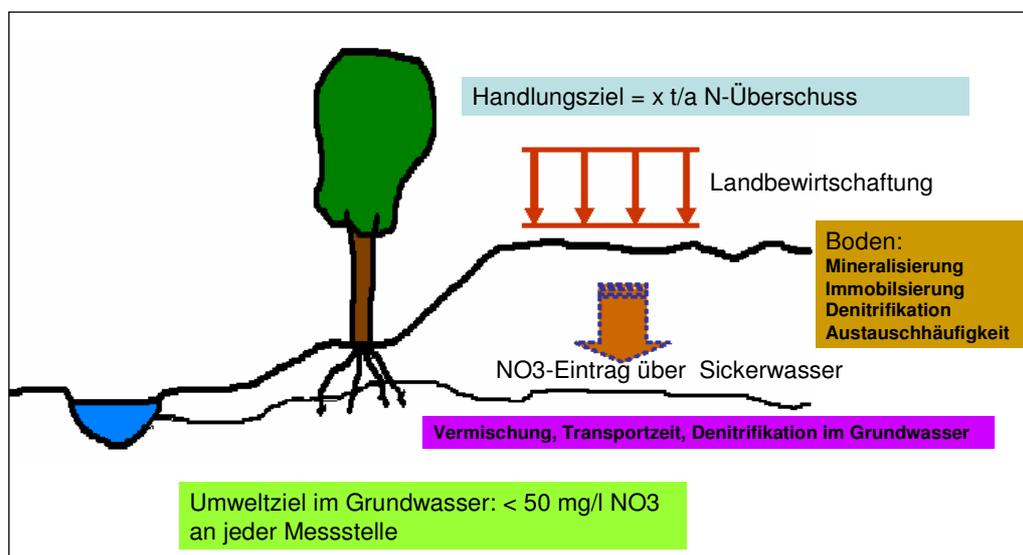


Abb. 6: Schematische Darstellung der Bedeutung von Handlungszielen

3.1.2 Indikatorwerte zur Abschätzung der Umweltzielerreichung

Als Indikatorwert zur Abschätzung der Umweltzielerreichung wird aus den oben genannten Gründen die Nitratkonzentration im Sickerwasser verwendet. Diese kann mit dem in Kap.2.3. beschriebenen Modellansatz landesweit berechnet werden. Im WagriCo-Projekt wurde zunächst als Indikatorwert eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Der Mittelwert wird über die jeweilige Typfläche in der Maßnahmenkulisse gebildet und berücksichtigt auch Verdünnungsflächen (z.B. Grünland, Wald). Bei diesem Wert kann das Umweltziel im Grundwasser mit hoher Wahrscheinlichkeit mittel bis langfristig eingehalten werden.

In reduzierten Aquiferen werden trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet. Der Grund hierfür sind Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von org. Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können. Viele Aquifere im norddeutschen Flach-

land zeigen ein solches denitrifizierendes Verhalten (Wendland et al., 2005). Nitratabbau im Grundwasser ist mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (org. C, Pyrit) verbunden. Damit die Denitrifikationskapazität des Grundwassers über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, sollten die N-Einträge in das Grundwasser so weit wie möglich reduziert werden. Da es sich bei 50 mg/l als Indikatorwert um ein sehr ehrgeiziges Ziel handelt, wurde in einer alternativen Betrachtung bei der Ermittlung der Indikatorwerte für das Lockergestein die oben beschriebene Denitrifikation teilweise mitberücksichtigt. Dabei wurde der Indikatorwert von 50 mg/l in Abhängigkeit vom Verhältnis zwischen den aktuellen Konzentrationen im Sickerwasser und den Konzentrationen im flachen Grundwasser variiert. Es wurde nach den folgenden Schritten vorgegangen:

1. Bildung des Verhältnisses aus mittlerer Sickerwasserkonzentration und mittlerer Konzentration im flachen Grundwasser (Mittelwert der Messstellen). Das Verhältnis wird auf minimal 1 (keine Denitrifikation) und auf maximal 2 (Halbierung der Konzentration durch Denitrifikation) begrenzt.
2. Über das in Schritt 1 ermittelte Verhältnis wird die maximal tolerierbare Konzentration im Sickerwasser zur Einhaltung von 50 mg/l im Grundwasser ermittelt.
3. Für alle Messstellen mit Überschreitung der Qualitätsnorm wird die mittlere Sickerwasserkonzentration in einem Radius von 500 m ermittelt
4. Es wird diejenige Messstelle ausgewählt, für die die höchsten mittleren Sickerwasserkonzentrationen ermittelt wurden („worst case“)
5. Für die unter Schritt 4 ausgewählte Messstelle wird das Verhältnis aus maximal zulässiger Sickerwasserkonzentration (nach Punkt 2) und der aktuellen mittleren Sickerwasserkonzentration berechnet.
6. Der Indikatorwert für die Typfläche ergibt sich aus der Multiplikation der aktuellen mittleren Sickerwasserkonzentration in der Typfläche und dem nach Punkt 5 ermittelten Verhältnis. Der Indikatorwert ist auf ein Minimum von 50 mg/l begrenzt und kann maximal den Wert der aktuellen Sickerwasserkonzentration erreichen (im letzteren Fall besteht kein Handlungsbedarf).

Als Ergebnis ergeben sich in den Typflächen regional unterschiedliche Indikatorwerte (Abb. 7). Die beschriebene Variante der variablen Indikatorwerte wird im Folgenden als Variante B; die Variante mit einheitlichen Indikatorwerten von 50 mg/l als Variante A bezeichnet. Bei den Indikatorwerten der Variante B kann die Einhaltung der Zielwerte im Grundwasser mittel- bis langfristig erwartet werden, jedoch mit einer im Vergleich zu Variante A geringeren Wahrscheinlichkeit. Die Indikatorwerte der Variante B sind insbesondere dazu geeignet, die Gebiete mit der höchsten Priorität herauszuarbeiten.

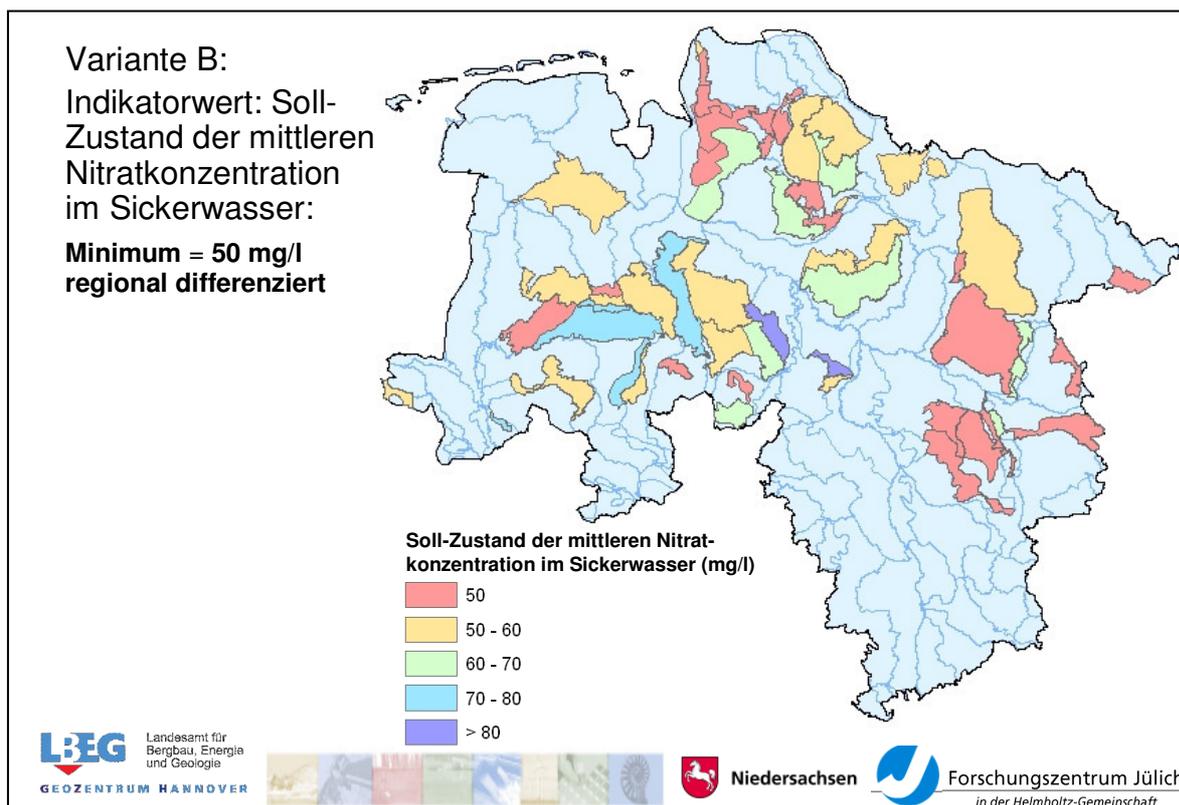


Abb. 7: Indikatorwerte in der Variante B (Berücksichtigung Denitrifikation im Grundwasser)

3.1.2 Handlungsziele für die Landwirtschaft

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und konstantem Denitrifikationspotenzial im Boden wird die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt von den N-Überschüssen bestimmt. Mit Hilfe des Emissionsmodells kann dann durch eine “Rückwärtsrechnung” der maximal tolerierbare N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet werden, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Einträge in nicht landwirtschaftlich genutzten Flächen und der Denitrifikation im Boden noch zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l (Variante A) bzw. des variablen Zielwertes (Variante B) führt (Abb. 8 und Abb. 9). Die maximal zulässigen N-Überschüsse und der sich daraus ergebende Reduzierungsbedarf werden als Handlungsziele bezeichnet. Sie beziehen sich auf die landwirtschaftliche Nutzfläche und dienen auf regionaler Ebene (Typflächen) als Maß für den Handlungsbedarf und als Vergleichswert für die abgeschätzten Maßnahmenwirkungen.

Als Handlungsziele für den N-Überschuss werden in der Variante A (Abb. 8) für die Typflächen im Weser-Ems-Gebiet und im östlichen Niedersachsen 40 – 60 kg /ha ausgewiesen. In den Typflächen im nördlichen Niedersachsen ergeben sich aufgrund des höheren Grünlandanteils und besserer Denitrifikationsbedingungen im Boden höhere Werte (55 bis 100 kg/ha). Mit der Variante B (Abb. 9) ergeben sich für das Weser-Ems-Gebiet je nach Konzentrationsniveau im Grundwasser unterschiedliche Handlungsziele (55 bis > 100 kg/ha). In den Typflächen im östlichen Niedersachsen liegen die Werte auch in der Variante B bei 50 – 60 kg/ha). Im nördlichen Niedersachsen ergeben sich in der Variante B Werte zwischen 55 bis > 120 kg/ha.

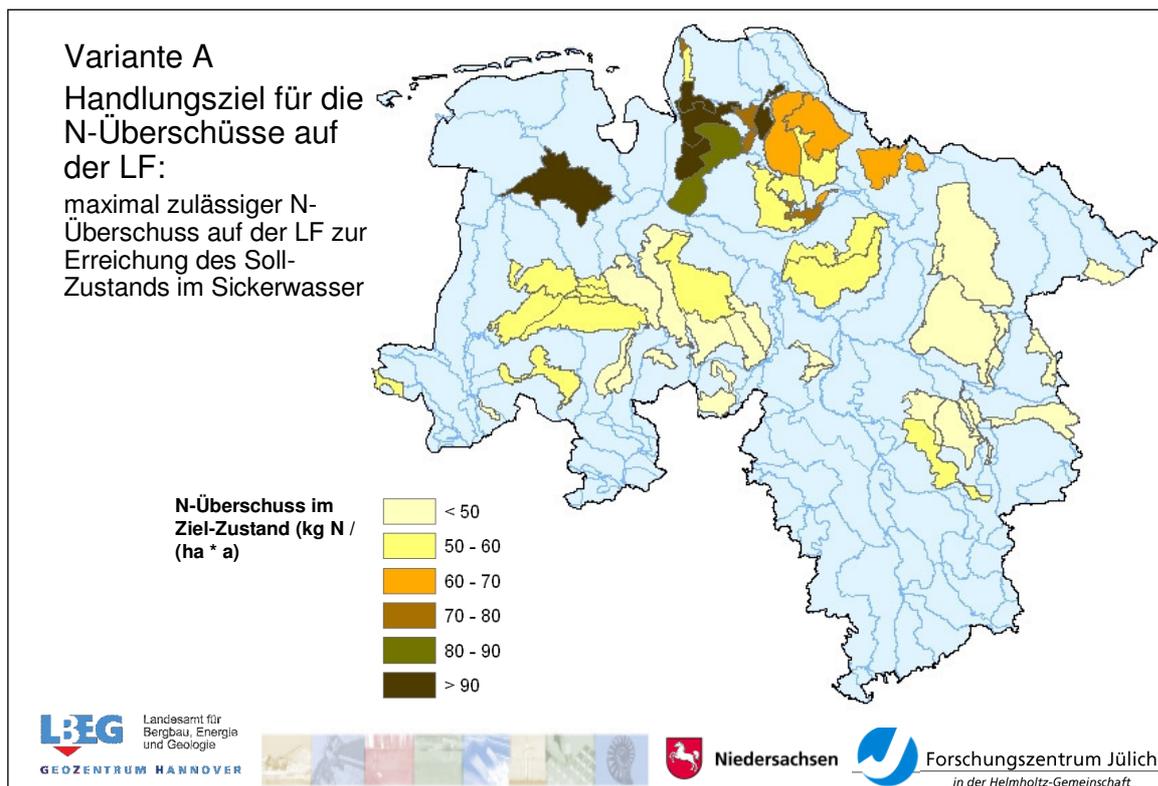


Abb. 8: Handlungsziele: Maximal zulässige N-Überschüsse zur Erreichung der Indikatorwerte nach Variante A (50 mg/l)

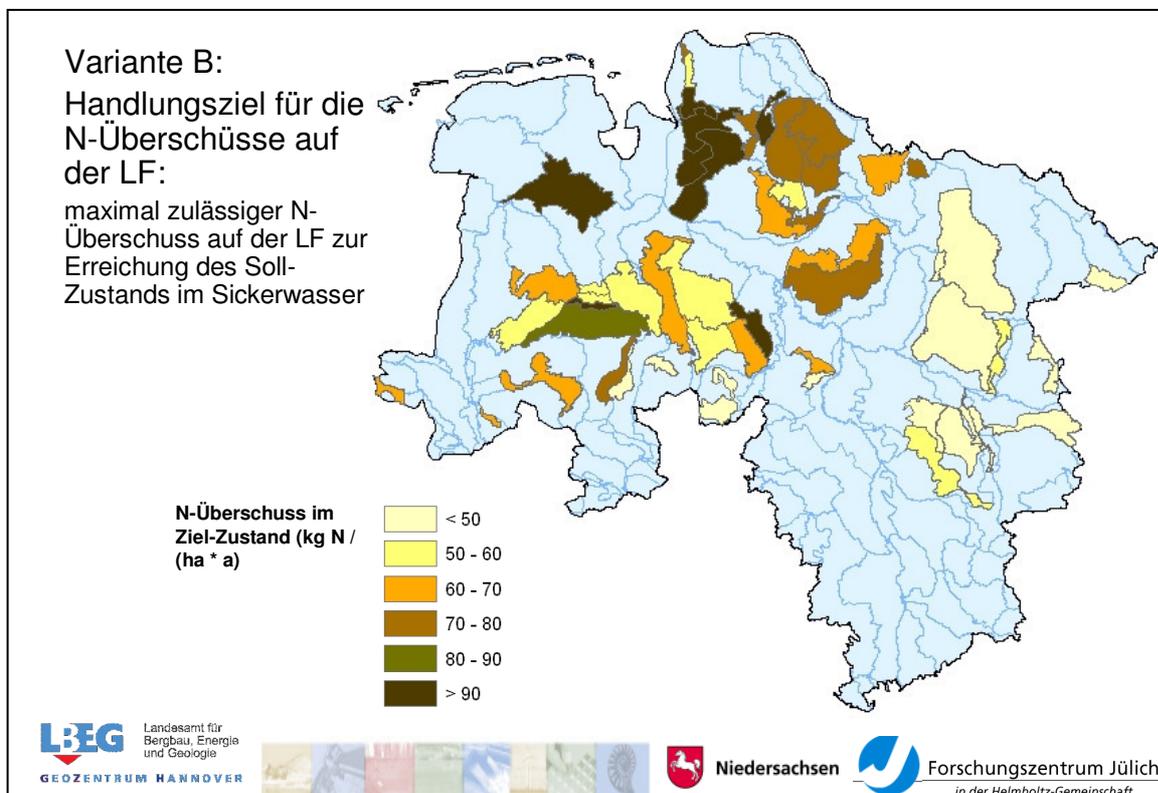


Abb. 9: Handlungsziele: Maximal zulässige N-Überschüsse zur Erreichung der Indikatorwerte nach Variante B

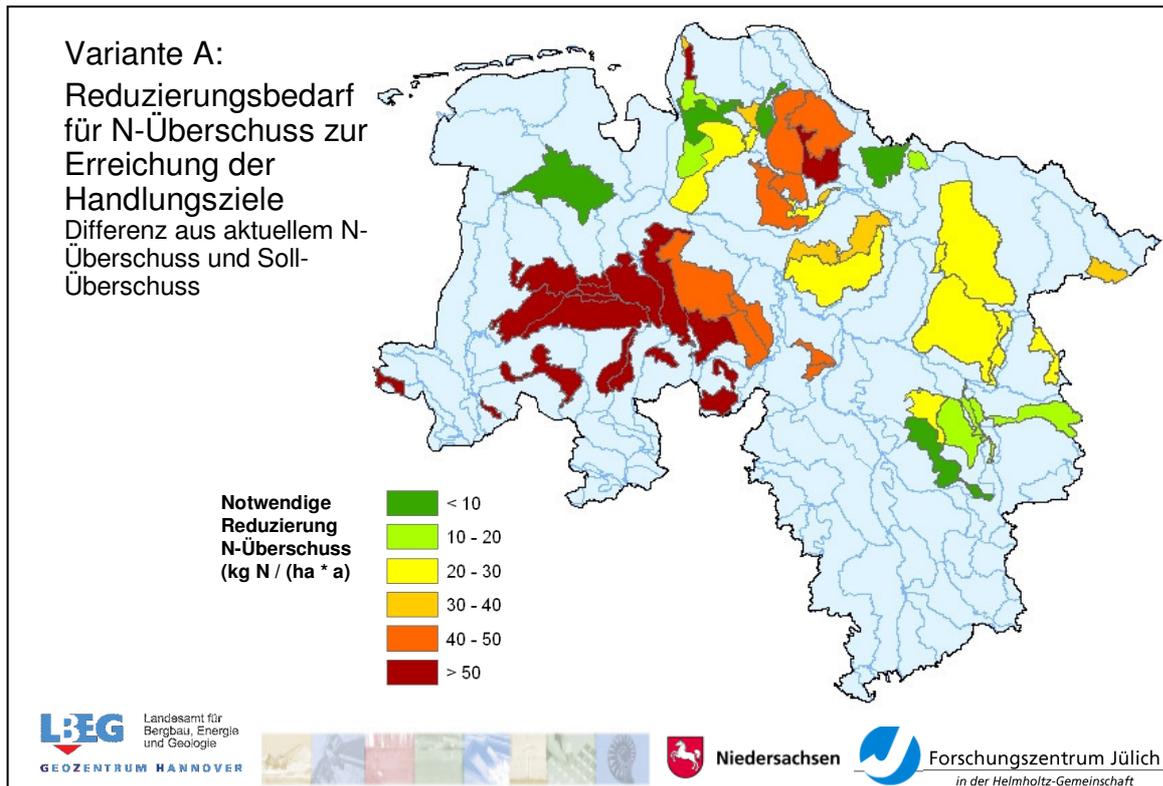


Abb. 10: Handlungsziele: Reduktionsbedarf zur Erreichung der Handlungsziele für die N-Überschüsse nach Variante A

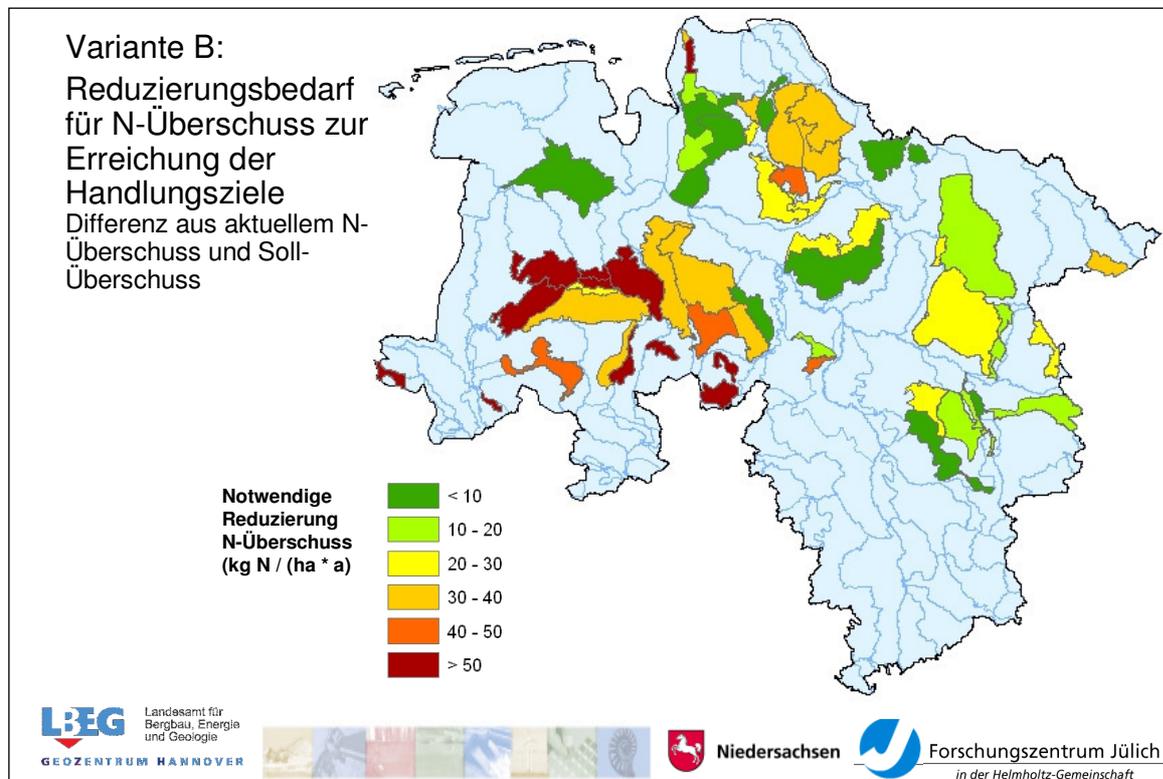


Abb. 11: Handlungsziele: Reduktionsbedarf zur Erreichung der Handlungsziele für die N-Überschüsse nach Variante B

Durch Vergleich mit dem aktuellen Zustand der mittleren N-Überschüsse in der Typfläche kann der Reduzierungsbedarf der N-Überschüsse bestimmt werden (Abb. 10 und Abb. 11). Die Werte für den Reduzierungsbedarf schwanken zwischen < 5 und 75 kg/ha . Der höchste Reduzierungsbedarf ergibt sich für die Typflächen im Weser-Ems-Gebiet und im Bereich der Zevener Geest (Variante A: $40 - 75 \text{ kg/ha}$, Variante B: $30 - 70 \text{ kg/ha}$). In der Variante B wird der insbesondere im Weser-Ems-Gebiet in Variante A sehr hohe Reduzierungsbedarf teilweise vermindert. In den restlichen Gebieten liegt der Reduzierungsbedarf in beiden Varianten bei < 5 bis 40 kg/ha . Für die gesamte Maßnahmenkulisse ergibt sich ein Reduzierungsbedarf von 26500 t/a (Variante A) bzw. 19000 t/a (Variante B).

3.2 Landesweite Abschätzung der Maßnahmenwirkungen

Die Abschätzung des Minderungspotentials des von WAgriCo empfohlenen Maßnahmenprogramms erfolgte auf der Basis der im Projekt festgelegten Maßnahmenwirkungen (vgl. Kap. 2.2). Bei der Berechnung der Wirkungen und Kosten des Maßnahmenprogramms wurden verschiedene Szenarien berechnet (vgl. Deliverable 7.3 (Annex 43-LS, Final Report)). Im Szenario 3 wurde neben den oben genannten Faktoren die potenzielle Fläche (Potenzialfläche) auf Basis der INVEKOS-Daten und die aus bisherigen Anwendungen bekannte Akzeptanz der jeweiligen Maßnahme berücksichtigt. Dieses „realistische“ Szenario wurde für die weitere Berechnung verwendet.

Als Ergebnis lag für die einzelnen Maßnahmenkulissen (Typflächen) die langjährig zu erwartende Reduzierung der austragsrelevanten N-Mengen im Boden als Folge der Minderung des N-Überschusses und / oder der N_{min}-Gehalte im Boden auf der landwirtschaftliche Fläche vor (Abb. 12). Im Mittel aller Typflächen ergab sich eine Reduzierung um 10 kg/ha ; in der Summe aller Flächen entspricht dies ca. 9000 t/a . Bei der weiteren Berechnung wurde diese Wirkung von den im Modell als Eingangsgröße verwendeten N-Überschüssen abgezogen. Mit den so veränderten Eingangsgrößen wurde die Berechnung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (vgl. Kap. 2.3) erneut durchgeführt. Es ergaben sich in den Typflächen unterschiedliche Reduzierungen der Konzentration im Sickerwasser (Abb. 13). Im Mittel aller Flächen der Maßnahmenkulisse ergab sich eine Reduzierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser um $8,4 \text{ mg/l}$.

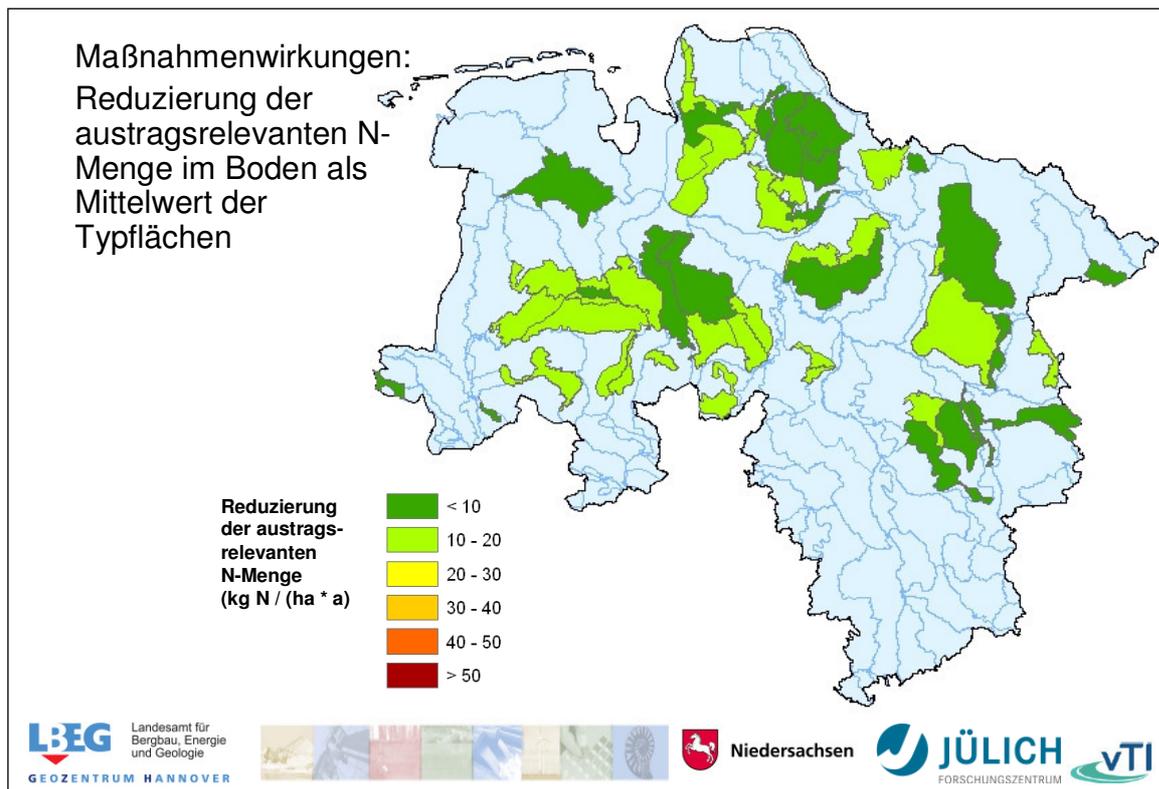


Abb. 12: Prognose der Reduzierung der N-Überschüsse durch das in WAgriCo vorgeschlagene Maßnahmenprogramm

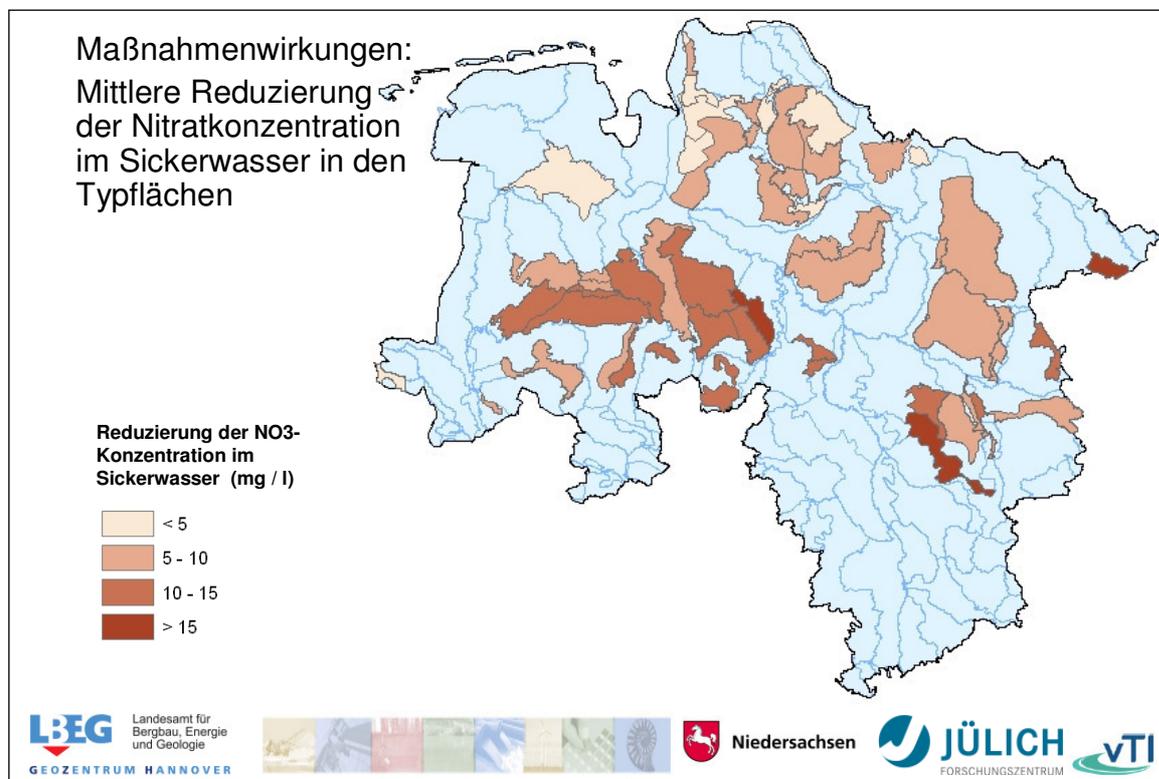


Abb. 13: Prognose der Reduzierung der mittleren Nitratkonzentration im Sickerwasser durch das in WAgriCo vorgeschlagene Maßnahmenprogramm

3.3 Erreichbarer Anteil des Umweltziels

Als Teil der Aufgabe 8 sollte der erreichbare Anteil des Umweltziels auf der Grundlage des im Projekt erprobten Maßnahmenprogramms ermittelt werden. Als Grundlage können die in Kap. 3.1 abgeleiteten Indikatorwerte herangezogen werden. Ausgehend von der Annahme, dass bei Einhaltung der Indikatorwerte die Umweltziele mit hoher (Variante A) bzw. mittlerer (Variante B) Wahrscheinlichkeit erreicht werden, kann der durch die Maßnahmen erreichbare Anteil des Umweltziels als prozentualer Anteil der prognostizierten Verminderung im Verhältnis der zur Einhaltung der Indikatorwerte notwendigen Verminderung der mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ausgedrückt werden. Hierzu wird zunächst die Differenz aus aktueller mittlerer Sickerwasserkonzentration und Indikatorwert berechnet. Die nach Kap. 3.2 berechnete Verminderung der Sickerwasserkonzentration wurde dann als prozentualer Anteil der oben genannten Differenz ausgedrückt. Es ergeben sich für die einzelnen Typflächen jeweils Prozentwerte für die Variante A und Variante B. (Abb. 14 und Abb. 15). Der Anteil an der Zielerreichung ist naturgemäß in den meisten Typflächen bei Variante A geringer als bei Variante B. Er beträgt in den Typflächen im Weser-Ems-Gebiet und im Bereich der Zevenener Geest 10 – 30 % (Variante A) bzw. 15-35 % (Variante B). Im restlichen Teil der Maßnahmenkulisse ist der Anteil an der Zielerreichung in der Regel höher (40 - 100 % (Variante A) bzw. 55 bis 100 % (Variante B). Als mittlerer Wert für die gesamte Maßnahmenkulisse ergibt sich bei Variante A ein Wert von 34 %, bei Variante B ein Wert von 47 %.

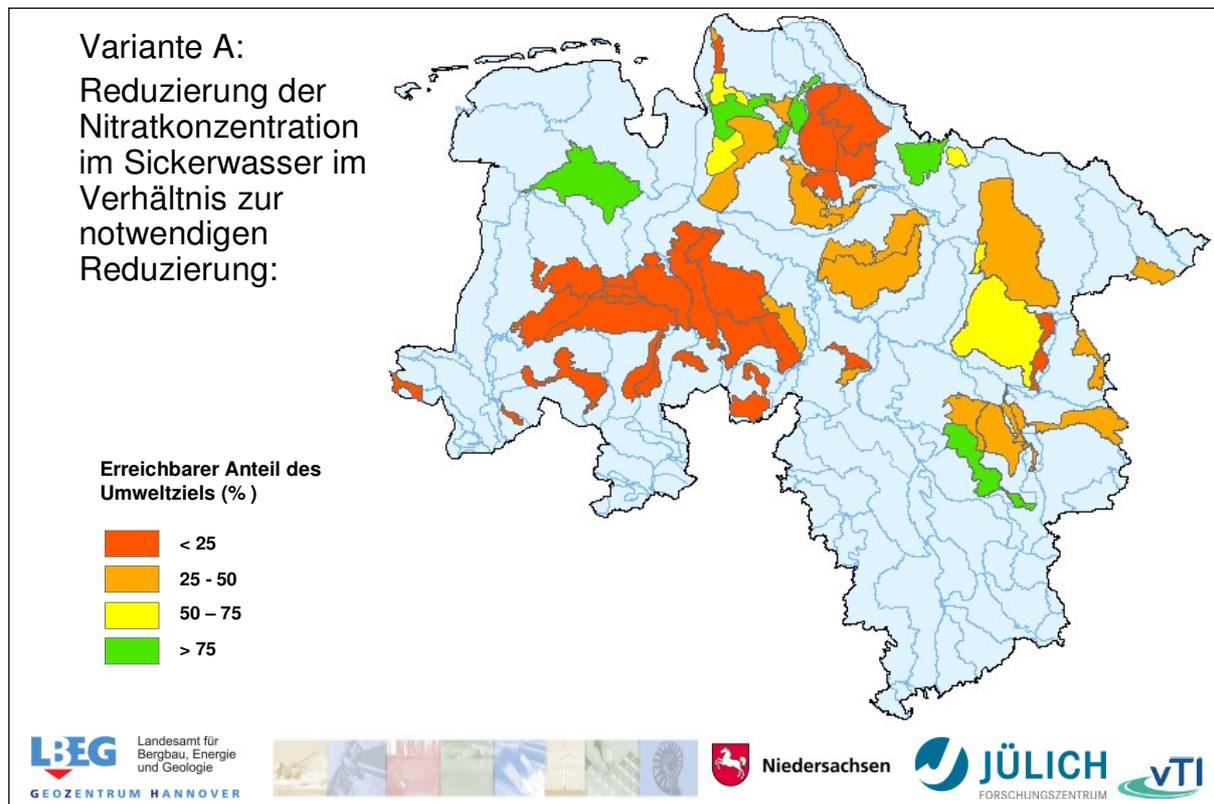


Abb. 14: Durch das Maßnahmenprogramm erreichbarer Anteil des Umweltziels (Variante A)

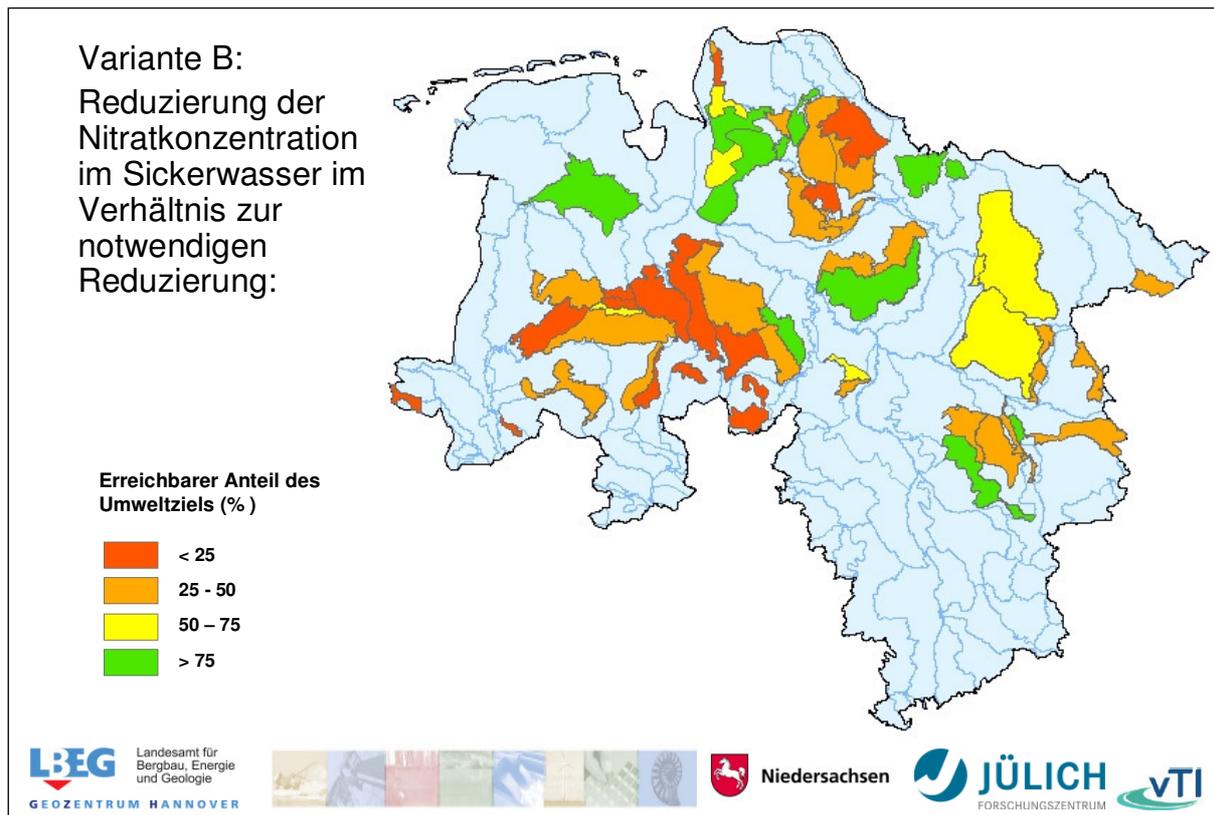


Abb. 15: Durch das Maßnahmenprogramm erreichbarer Anteil des Umweltziels (Variante B)

4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Im Rahmen der Aufgabe 8 des WAgriCo-Projekts wurden die Auswirkungen des im Projekt erprobten Maßnahmenprogramms quantifiziert und der damit erreichbare Anteil des Umweltziels abgeschätzt. Als Indikatorwerte für die Umweltzielerreichung wurden dabei Gebietsmittelwerte der Nitratkonzentration im Sickerwasser definiert.

Der zu Grunde liegende Modellansatz baut auf etablierte Berechnungsverfahren wie dem Wasserhaushaltsmodell GROWA, dem Austrags-Modell DENUZ und einem landwirtschaftlichen Flächenbilanz-Modell auf, die speziell an die Verhältnisse in Niedersachsen angepasst wurden. Die auf dieser Modellgrundlage abgeleiteten Handlungsziele dienen im regionalen Maßstab als Maß für den Handlungsbedarf und als Vergleichswert für die abgeschätzten Maßnahmenwirkungen. Sie sind jedoch nicht für eine Erfolgskontrolle auf lokaler Ebene (Betriebe oder Schläge) geeignet.

Bei der Berechnung von Handlungszielen für die Landwirtschaft innerhalb der Maßnahmenkulisse wurde deutlich, dass die N-Austräge aus dem Boden erheblich reduziert werden müssen, um die Umweltziele zu erreichen. Die für das Maßnahmenprogramm prognostizierte ökologische Wirkung liegt im Bereich von 10 bis 20 kg N-Reduzierung pro ha. Dies liegt in derselben Größenordnung wie die im Trinkwasserschutz in den letzten 15 Jahren erzielten Reduzierungen und kann deshalb als realistisch angesehen werden. Bei der Bewertung des

Maßnahmenpakets ist zu beachten, dass für die zu Grunde liegenden Maßnahmenwirkungen eine begleitende Beratung vorausgesetzt wurde. Die Beratung wird von allen Beteiligten im Projekt als unerlässlich für den Erfolg der Maßnahmen angesehen.

Bei der Bewertung des Maßnahmenprogramms wurden die Auswirkungen allgemeiner Veränderungen in der Agrarstruktur (bspw. gestiegene Marktpreise, Energiepflanzenanbau) oder Veränderungen im Ordnungsrecht (bspw. Neufassung der Düngeverordnung) nicht berücksichtigt. Diese Auswirkungen sind derzeit schwer abzuschätzen. Es muss aber damit gerechnet werden, dass diese Effekte zusätzliche (positive oder negative) Auswirkungen auf den Nitrataustrag haben werden.

Aus den regional differenzierten Abschätzungen geht deutlich hervor, dass im Bereich der intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebiete (hoher Anteil an Ackerflächen, hohe Viehdichte) die abgeleiteten Handlungsziele nur schwer zu erreichen sind. Es müssen deshalb zusätzlich zu dem in WAgriCo vorgeschlagenen Maßnahmenprogramm weitere Anstrengungen unternommen werden. Hier sollte insbesondere eine Steigerung der N-Effizienz auf den Betrieben über die Beratung zur Düngeplanung angestrebt und weiterhin an Möglichkeiten zur Entgeltung betrieblicher N-Effizienz-Steigerungen gearbeitet werden. Darüber hinaus sind auch investive Maßnahmen (bzw. zur Steigerung der Lagerkapazität für organische Düngemittel) in Betracht zu ziehen.

Literatur

- Eisele, M., Kunkel & Schmidt, Th. (2008): Modellierung des diffusen Nitrateintrags in das Grundwasser für Niedersachsen. *Wasser und Abfall*, 10/2008, 20-25.
- EU (Europäische Union) (2006): Richtlinie 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften*, L372.
- Kunkel, R. & F. Wendland (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. *Journal of Hydrology*, 259 (1-4), 152-162.
- Kunkel, R., Bogena, H., Goemann, H., Kreins P. & Wendland F. (2005): Management of regional German river catchments (REGFLUD) impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen load in the River Ems and the River Rhine. *Water Science and Technology*, 51 (3-4), 291-299.
- Kunkel, R. & Wendland F. (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. *Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment*, Vol 62. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.
- Osterburg, B. & Schmidt, Th. G. (2008): Weiterentwicklung der Berechnung regionaler Stickstoffbilanzen am Beispiel Niedersachsen, *Landbauforschung* 1/2 2008 (58), 45-58.

- Schmidt, Th. G.; 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. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Arbeitsberichte des Bereichs Agrarökonomie 2007/02, Braunschweig. PDF Dokument.
(<http://www.vti.bund.de/de/publikationen/recherche.htm>)
- 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.
- Wendland, F., Bogena, H.; Gömann, H., Hake, J. F., Kreins, P. & Kunkel, R.(2005): Impact of nitrogen reduction measures on the nitrogen loads of the river Ems and Rhine (Germany). *Physics and Chemistry of the Earth*, 30 (8-10), 527-541.
- Wendland, F., Kunkel, R., Gömann; H. & Kreins, P. (2007): Water fluxes and diffuse nitrate pollution at the river basin scale: Interfaces for the coupling of agroeconomical models with hydrological approaches. *Water Science and Technology*, 55 (3), 133-142.