

# **Regionalisierungskonzept zur flächendeckenden Bewertung des Austragsrisikos von Nitrat mit dem Sickerwasser aus Waldböden (RIKON)**

A spatiotemporal model for risk assessment of nitrate leaching from forest soils

*Bernd Abrends*

## **Zusammenfassung**

In den letzten Jahrzehnten haben hohe atmosphärische Stickstoffeinträge verbreitet eine Zunahme der Nitratausträge mit dem Sickerwasser aus Waldböden verursacht. Für die qualitative und quantitative Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen und veränderter Stickstoffeinträge auf das Austragsrisiko von Nitrat wurde im Projekt SILVAQUA ein Regionalisierungskonzept entwickelt und am Beispiel des Okereinzugsgebietes „Teilbereich Nordharz“ angewendet. Die Ergebnisse zeigen regional differenziert die größere Bedeutung atmosphärischer Stickstoffeinträge im Vergleich zu waldbaulichen Maßnahmen für die Höhe der Stickstoffausträge. Entsprechend kann eine langfristige Reduzierung der Stickstoffausträge nur durch entsprechende Emissionsminderungen erreicht werden. Durch forstliche Maßnahmen (Baumartenwahl, Altersstruktur, Bewirtschaftungsstrategien, Nutzungsintensität) besteht lediglich die Möglichkeit, die Stickstoffeinträge zu reduzieren und die Stickstoffentzüge durch angepasste Nutzungsintensitäten zu

erhöhen und somit eine Stickstoffsättigung möglichst lange herauszuzögern und Austragsspitzen im Abfluss zu mildern.

**Stichworte:** dynamische Modellierung, Stickstoffimmobilisierung, Stickstoffdeposition, Stickstoffsättigung, Nitratauswaschung, Risikobewertung

## Abstract

High atmospheric nitrogen inputs (N) during recent decades have caused a widespread increase in  $\text{NO}_3^-$  leaching from forest soils. In the project SILVAQUA we developed a new spatiotemporal model for the qualitative and quantitative assessment of the risk of nitrate leaching arising from forest management and changes in nitrogen deposition. The model is based on a simple mass-balance approach in combination with spatiotemporal parameterisation of input parameters. The model was applied predominantly to nutrient-poor sites in northern Harz Mountains, a region situated in the Oker River Catchment, characterized by high nitrogen deposition loads in past decades. Despite regional differences, the results revealed a greater effect of atmospheric deposition than of silvicultural measures on nitrogen output. Consequently, nitrogen emissions need to be reduced to achieve a long-term reduction in nitrate leaching. By adopting appropriate forest management practices (tree species selection, age structure, silvicultural treatment and utilisation intensity), N deposition only can be reduced. The N export can be increased by adapting utilisation intensity to delay N saturation as much as possible and to modify N export peaks in the discharge.

**Keywords:** dynamic modelling, N retention, N deposition, N saturation, nitrate leaching, risk assessment

## 1 Einleitung und Veranlassung

In der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL) werden wichtige Umweltziele wie der „gute Zustand“ der Gewässer gemeinsam mit einem detaillierten Zeitplan zum Erreichen dieser Ziele verbindlich vorgeschrieben. Für die Bewertung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die Gewässerqualität ist die Abschätzung der Austräge von Stickstoff (N) mit dem Sickerwasser eine wichtige Grundlage. Hierzu wurde ein flächendifferenziertes, dynamisches und GIS-basiertes Modellierungssystem aufgebaut, in dem ausschließlich diffuse Stoffeinträge berücksichtigt werden. Wenn die Belastungen des Grundwassers mit Nitrat ( $\text{NO}_3$ ) im Fokus der Betrachtungen stehen, sind besonders diffuse Einträge zur nachhaltigen Reduzierung der Belastung des Grundwassers von großer Bedeutung (ZWEIG et al. 2006).

Hohe  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen in der Grundwasserneubildung werden häufig nicht durch forstliche Maßnahmen, sondern durch hohe N-Überschüsse aus der

landwirtschaftlichen Produktion verursacht. Der Anteil der letztgenannten Landnutzung ist in vielen Wassereinzugsgebieten und auch in dem der Oker (60,5 %) beträchtlich. Somit besteht eine erhöhte Gefahr der  $\text{NO}_3$ -Belastung für das Grundwasser in Einzugsgebieten mit starker landwirtschaftlicher Prägung (STREBEL et al. 1993). Daher wurden in den vergangenen Jahren viele Maßnahmen durchgeführt (Optimierung der Düngung usw.), um die  $\text{NO}_3$ -Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Flächen zu verringern. Trotz vieler Erfolge zeigen neuere Untersuchungen für Sandböden, dass selbst ein absoluter Verzicht der Landwirtschaft auf N-Düngung, der mit starken Ernteeinbußen verbunden ist, mittelfristig (mind. 10-15 Jahre) nicht zu nennenswerten  $\text{NO}_3$ -Entlastungen im Sickerwasser führen würde (KÖHLER et al. 2006). Somit kommt den forstwirtschaftlich genutzten Flächen in Wassereinzugsgebieten hinsichtlich der Möglichkeit der Verdünnung des neu gebildeten Grundwassers eine besondere Bedeutung zu, da sie verhindern, dass das neu gebildete Grundwasser im Gebietsmittel den gesetzlich vorgegebenen  $\text{NO}_3$ -Grenzwert übersteigt (KÖHLER et al. 2006). Doch gerade die Wälder sind in den letzten Jahrzehnten hohen atmosphärischen N-Einträgen ausgesetzt (GAUGER et al. 2002). Anhaltend hohe Stoffeinträge bedeuten ein erhöhtes Risiko der Stickstoffsättigung der Waldökosysteme (ABER 2002, MELLERT u. KÖLLING 2006) und der Bodenversauerung (ALEWELL et al. 2001) und damit eine potenzielle Belastung des Sickerwassers mit  $\text{NO}_3$  und Aluminium. Derzeit liegt die  $\text{NO}_3$ -Belastung des Sickerwassers überwiegend noch unter einer potenziellen Belastung (Deposition – Stickstoffaufnahme), da die meisten Waldböden in Deutschland eine Senke für N darstellen (BORKEN 2005). Waldbestände, deren Potenzial für die N-Speicherung erschöpft ist, stellen jedoch ein großes Risiko für die Qualität des neu gebildeten Grundwassers dar (HORVÁTH 2006a, HORVÁTH et al. 2009, MELLERT et al. 2005).

### 1.1 Stand der Forschung zur Nitratauswaschung unter Wald

Zahlreiche Untersuchungen bestätigen, dass sehr hohe  $\text{NO}_3$ -Austräge unter Wald direkt mit hohen N-Depositionen in Verbindung gebracht werden können (AHRENDTS et al. 2005, 2010, BORKEN u. MATZNER 2004, GUNDERSEN et al. 1998b, HORVÁTH et al. 2009, MACDONALD et al. 2002). Die starke Beziehung zwischen N-Input und N-Output wurde im Rahmen der NITREX Standorte demonstriert (BREDEMEIER et al. 1998). Durch die experimentelle Verringerung des N-Eintrages wurde der Austrag mit dem Sickerwasser signifikant reduziert. DISE u. WRIGHT (1995) stellten bei ihren Untersuchungen fest, dass bei einem N-Input von mehr als  $25 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  ein bedeutender Anteil des Inputs mit dem Sickerwasser das System wieder verlässt. MACDONALD et al. (2002) haben gezeigt, dass ein N-Input von über  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  direkt mit dem  $\text{NO}_3$ -Austrag in Verbindung gebracht werden kann.

Während bei sehr hohen N-Einträgen die  $\text{NO}_3$ -Austräge in direkter Beziehung zu den Depositionen stehen, sind die Austräge bei N-Gesamtdepositionen zwischen  $8$  und  $30 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  sehr variabel und folglich auch von anderen Faktoren

abhängig (MACDONALD et al. 2002). Zahlreiche Untersuchungen (AHRENDTS et al. 2005, BORKEN u. MATZNER 2004, EMMETT et al. 1998, GUNDERSEN et al. 1998a, MATZNER u. GROSHOLZ 1997, ROWE et al. 2006) zeigen, dass das Verhältnis von Kohlenstoff (C) zu Stickstoff (C/N-Verhältnis) der Humusaufgabe ein guter Indikator für die Austragsgefahr von Nitrat in Waldökosystemen sein kann. So schlagen z. B. GUNDERSEN et al. (1998a) folgende Klassifikation für das Auswaschungsrisiko vor:  $C/N > 30$  (gering),  $C/N$  25 bis 30 (mittel) und  $C/N < 25$  (hoch). Diese Informationen wurden in verschiedenen Modellen, wie SMART2 (KROS 2002, KROS et al. 1995) und MAGIC (COSBY et al. 1985) für eine dynamische Modellierung des N-Austrages verwendet (SPRINGER et al. 2004). Letztendlich wird das C/N-Verhältnis als Indikator für die N-Sättigung angesehen. Nach dieser Modellvorstellung weisen Bestände, die langjährig hohen atmosphärischen N-Depositionen ausgesetzt waren, ein engeres C/N-Verhältnis auf und haben somit ein erhöhtes Nitratauswaschungsrisiko. So konnten z. B. bei den Untersuchungen von BRINKMANN u. NIEDER (2002) in niedersächsischen Kiefernforsten in den Untersuchungsbeständen mit den höchsten N-Depositionen (Forstgebiet Augustendorf) auch die niedrigsten C/N-Verhältnisse in den L- und Of-Horizonten statistisch nachgewiesen werden. Die N-Vorräte waren in diesen Horizonten durchschnittlich um ca.  $200 \text{ kg ha}^{-1}$  gegenüber den anderen Untersuchungsgebieten in Niedersachsen erhöht. Von einer systematischen Verengung der C/N-Verhältnisse berichten auch die Langzeituntersuchungen von PRIETZEL et al. (1997, 2006) und weitere Arbeiten (BUBERL et al. 1994, VANMECHELEN et al. 1997, WOLF u. RIEK 1997, ZEJSCHWITZ 1995). Eine Verengung der C/N-Verhältnisse wird jedoch nicht nur durch anhaltend hohe Stickstoffdepositionen verursacht, sondern kann z. B. auch durch die Laubbaumeinbringung in Nadelbaumbestände hervorgerufen werden (FISCHER et al. 2002, PRIETZEL 2004).

Mit waldbaulichen Maßnahmen können Forstleute direkt oder indirekt Einfluss auf die Sickerwasserqualität nehmen. Verschiedene Untersuchungen haben gezeigt, dass die Baumartenwahl, die Verjüngungsmethode, das Bestandesalter und Kalkungen die  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen im Sickerwasser signifikant beeinflussen können. Der Einfluss der Baumartenwahl auf die Grundwasserqualität beruht im Wesentlichen darauf, dass Nadelbäume stoffeintragsfördernder sind als Laubbäume. So zeigten sich z. B. in einem im Solling untersuchten Fichtenaltbestand um den Faktor 1,5 höhere N-Einträge als in einem benachbarten Buchenbestand. In der Lüneburger Heide beim Vergleich zwischen einem Kiefernaltbestand und einem Eichenaltbestand ergab sich eine Erhöhung um Faktor 1,3 (MEESENBURG et al. 1995).

Neuere Untersuchungen (MOHR et al. 2005) von Eichen-, Kiefern- und Fichten-/Douglasienbeständen im Raum Augustendorf zeigten aber, dass Bestandeseigenschaften, wie Bestandeshöhe oder Derbhohlvorrat, einen größeren Einfluss auf die N-Deposition haben können als die Baumarten. Auch wurden in der Region Eberswalde bei den anorganischen N-Einträgen keine ausgeprägten

Differenzen zwischen den Baumarten Kiefer, Buche und Eiche gemessen (ANDERS et al. 1999). Diese Ergebnisse weisen darauf hin, dass der Bestandesstruktur im Hinblick auf das Depositionsgeschehen eine besondere Bedeutung zukommt. Die Untersuchungen von MOHR et al. (2005) haben in Übereinstimmung mit den Ergebnissen von ERISMAN u. DRAAIJERS (1995) und KUES (1984) gezeigt, dass die Bestandeshöhe ein geeigneter Modellparameter zur Regionalisierung der atmosphärischen Einträge sein kann. Auf die besondere Bedeutung der Bestandesstruktur weisen auch die Untersuchungen von AHRENDTS et al. (2005) und RINGE et al. (2003a, 2003b) hin. Die Ergebnisse zeigen einen ausgeprägten Einfluss der Rauigkeit bei mehrschichtigen Mischbeständen. Vergleichbare Ergebnisse ergaben auch die Untersuchungen von EINERT (2000) bei unterschiedlicher Durchforstungsintensität. Große Bestandeshöhen und lockerere Bestandesstrukturen sind i. d. R. in Altbeständen anzutreffen. Entsprechend wird häufig ein starker Zusammenhang zwischen dem Bestandesalter und der  $\text{NO}_3$ -Konzentration im Sickerwasser festgestellt (EMMETT et al. 1993, HORVATH et al. 2009, MOHR et al. 2005, ROTHE u. MELLERT 2004, WILPERT et al. 2000).

Nicht nur die Einträge sondern auch die N-Entzüge weisen eine Beziehung zum Bestandesalter auf (SPANGENBERG et al. 2002). Aufgrund des verminderten Wachstums in sehr alten Beständen und der geringeren N-Gehalte in den Biomassekompartimenten mit fortgeschrittenem Bestandesalter (JACOBSEN et al. 2003) sind die N-Aufnahmeraten in alten Beständen verhältnismäßig gering. Ebenfalls geringe Raten sind auch in den ersten Jahren der Bestandesentwicklung zu erwarten. Hinzu kommt, dass durch die eingeleitete Verjüngung und die Holzernnten des Altbestandes die natürlichen N-Kreisläufe unterbrochen werden, so dass es je nach Belastungssituation zu zeitlich begrenzten Erhöhungen der Nitrat- auswaschung kommen kann, wenn die Bodenvegetation nicht als hinreichender Zwischenspeicher für den Stickstoff dient (BERGMANN 1998, BOLTE 1999). So ist nach Untersuchungen von MELLERT et al. (1998) ab Bodenbedeckungsgraden von 40 bis 50 % ein deutlicher Rückgang der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen im Sickerwasser zu verzeichnen.

Nach BLOCK (2006) stellt die Verjüngung der Wälder eine besonders kritische Phase dar, weil der Abbau des Auflagehumus und die N-Mobilisierungen, bei gleichzeitiger Unterbrechung der N-Aufnahme in die Pflanzendecke ansteigen. Im Zusammenhang mit der einzuleitenden Verjüngung der Bestände sind auch Pflanzplätze von entscheidender Bedeutung. Besonders in niederschlagsärmeren Gebieten ist es notwendig die Humusaufgabe aufzureißen, um die Wasserversorgung der gepflanzten Bäume zu sichern. Durch diese Maßnahme der Bodenbearbeitung fehlt die Humusaufgabe zur Immobilisation des überschüssigen N, deutlich erhöhte  $\text{NO}_3$ -Austräge können aus diesem Eingriff resultieren. So wurden beim Umbau von Kiefernbeständen temporär erhöhte  $\text{NO}_3$ -Austräge festgestellt, die auf die Auflichtung des Kronendaches und die Anlage von Pflanzplätzen für den Buchenunterbau zurückgeführt wurden (AHRENDTS et al. 2005). Im Hinblick auf eine lang-

fristige Bilanzierung des N-Kreislaufes von bewirtschafteten Waldökosystemen sind ebenfalls die angewandten Nutzungs-/Bewirtschaftungsvarianten von Bedeutung (ASCHE et al. 2007).

Die derzeit in der Literatur (HEINZELLER 2007, LI et al. 2000, WALLMAN et al. 2005) verfügbaren Modelle zur Abschätzung der  $\text{NO}_3$ -Austräge mit dem Sickerwasser sind zumeist mit der Zielsetzung entwickelt worden, die am N-Haushalt beteiligten Prozesse möglichst detailliert und deterministisch zu beschreiben. Nachteile ergeben sich jedoch für die Anwendung von flächenhaften Abschätzungen zur Erfüllung der Vorgaben der EG-WRRL. Die äußerst hohen Datenanforderungen werden i. d. R. nur bei intensiv untersuchten Gebieten erreicht. Somit ist häufig deren flächenhafte Anwendung nur eingeschränkt möglich. Im Gegensatz zu den sehr parameterintensiven Modellen erscheint das stark vereinfachte Modell VSD (POSCH et al. 2003, POSCH u. REINDS 2009) für flächenhafte Anwendungen durchaus geeignet. Es beschreibt die dynamische Entwicklung der wesentlichen am N-Haushalt beteiligten Größen der Stickstoffbilanz (vgl. auch GAUGER et al. 2008). Der zeitliche Bezug ist eine Voraussetzung, um waldbauliche Entwicklungsszenarien zu simulieren und im Hinblick auf die Gewässerqualität bewerten zu können.

## 2 Modelle

Die verwendete Geodatenbasis entspricht den bei AHRENDS (in diesem Band S. 95 ff.) verwendeten Datengrundlagen für das identische Untersuchungsgebiet. Entsprechend soll im Folgenden nur auf den angewendeten Modellansatz eingegangen werden.

### 2.1 Modellierungsansatz und Modellformulierung

Das übergeordnete Modellkonzept besteht aus der Kopplung dynamischer und semidynamischer Bilanzmodelle, um die Auswirkungen von unterschiedlichen Waldentwicklungsszenarien, forstlichen Maßnahmen und Depositionsszenarien auf die Gewässerqualität abschätzen zu können. Wesentliche Bilanzgrößen für das Waldökosystem sind der atmosphärische Eintrag, die Immobilisation im Boden, der N-Export mit dem Biomasseentzug, die Denitrifikation und der Austrag mit dem Sickerwasser (s. Abb. 1). Hierbei werden die Bilanzgrößen durch dynamische Modelle erzeugt (z. B. *WaldPlaner*, MAKEDEP, VSD), so dass eine Extrapolation in Raum (GIS) und Zeit (dynamische Modellierung) erfolgen kann.

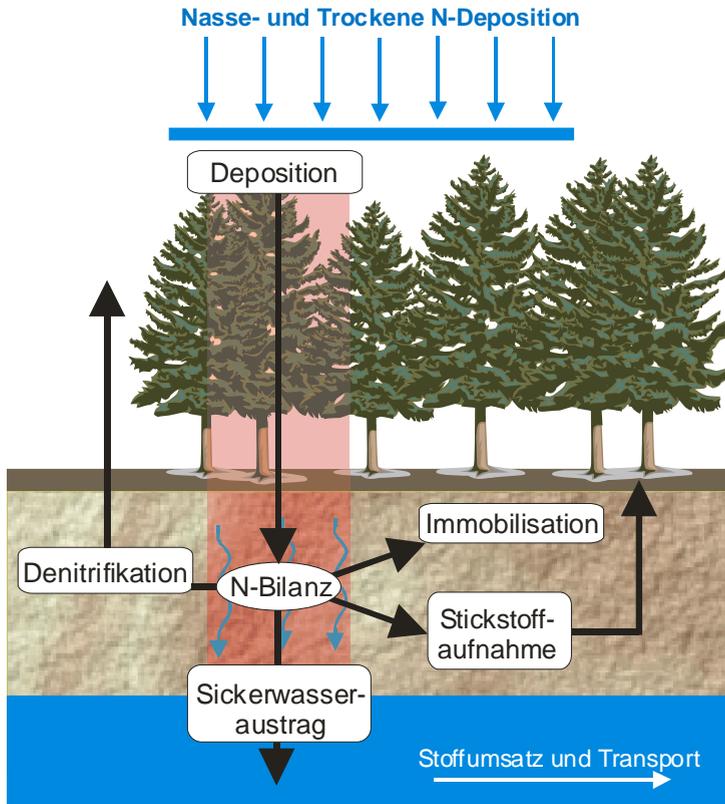


Abbildung 1: Schematische Darstellung der einbezogenen Bilanzgrößen des Stickstoffkreislaufes

Die Grundlage für die Modellanwendungen im Rahmen von SILVAQUA bildet das Modell VSD (Very Simple Dynamic, POSCH et al. 2003). Dieses Modell ist die dynamische Erweiterung der einfachen Massenbilanzmodelle nach dem Simple Mass Balance (SMB)-Ansatz (SPRANGER et al. 2004) mit Prozessen wie Kationenaustausch und N-Immobilisierung. Somit besteht VSD aus zahlreichen Massenbilanzgleichungen, die die Eintragungssituation in den Boden und die Stoffausträge in das Gewässer beschreiben. Ausgangspunkt ist das Ionen-Gleichgewicht in der Bodenlösung unterhalb des Wurzelraumes:



mit:

$B_C$  = Konzentrationen von Ca+Mg+K [eq m<sup>-3</sup>]

$RCOO^-$  = Konzentration organischer Anionen [eq m<sup>-3</sup>]

Für alle Kationen (Ca, Mg, K, Na) und Anionen (SO<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, Cl) die im Modell betrachtet werden gilt die folgende Massenbilanzgleichung:

$$\frac{dX_{tot}}{dt} = X_{in} - Q \cdot [X] \quad (2)$$

mit:

- X<sub>tot</sub> = Ionen-Gehalte im Boden (eq m<sup>-3</sup>)
- X<sub>in</sub> = Netto-Eintrag des Ions X [eq m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>]
- Q = Grundwasserneubildungsmenge [m a<sup>-1</sup>]

Diese Differentialgleichung beschreibt mathematisch den Übergang von der steady-state-Massenbilanz zur dynamischen Berechnung der Ionen-Gehalte in der Bodenlösung. Unter der Annahme einer vollständigen Nitrifikation lässt sich der Nettoeintrag für NO<sub>3</sub> und Ammonium wie folgt beschreiben:

$$NH_{4,in} = 0 \quad (3)$$

$$NO_{3,in} = N_{in} = N_{dep} - N_i - N_a - N_{de} \quad (4)$$

mit:

- N<sub>dep</sub> = N-Gesamtdeposition [eq m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>]
- N<sub>i</sub> = N-Immobilisierung [eq m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>]
- N<sub>a</sub> = N-Aufnahme durch die Vegetation [eq m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>]
- N<sub>de</sub> = N-Denitrifikation [eq m<sup>-2</sup> a<sup>-1</sup>]

Die Netto-N-Immobilisierungsrate (Differenz aus Immobilisierung und Mineralisierung) setzt sich aus zwei Größen zusammen. Einer langfristigen Netto-Immobilisierung (N<sub>ic</sub>), die an die C-Akkumulation gekoppelt ist und somit das C/N-Verhältnis nicht verändert. Die zweite Größe ist eine eher „kurzfristige“ Immobilisierung (N<sub>icn</sub>), die zu einer Verengung der C/N-Verhältnisse führt, so dass insgesamt die immobilisierte N-Menge überproportional zur akkumulierten C-Menge ist. Viele Arbeiten (AHRENDS et al. 2005, BORKEN u. MATZNER 2004, DISE et al. 1998, GUNDERSEN et al. 2006, DE VRIES et al. 2007) weisen darauf hin, dass das C/N-Verhältnis im Auflagehumus oder im A-Horizont bei mullartigen Humusformen ein guter Indikator für die Immobilisierungsrate sein kann. Diese Informationen wurden in verschiedenen Modellen für eine dynamische Modellierung der N-Immobilisierung verwendet (SPRANGER et al. 2004). Hierbei resultiert die Immobilisierung als ein Anteil des Netto-N-Eintrages in linearer Abhängigkeit vom aktuellen C/N-Verhältnis (CN<sub>i</sub>) im Auflagehumus. Die immobilisierte N-Menge ergibt sich zwischen einem maximalem (CN<sub>max</sub>) und einem minimalem (CN<sub>min</sub>) C/N-Verhältnis als Funktion des aktuellen C/N-Verhältnisses nach der folgenden Gleichung:

$$N_{icn} = \begin{cases} \frac{CN_t - CN_{min}}{CN_{max} - CN_{min}} \cdot N_{ve,t} & \text{für } CN_t \geq CN_{max} \\ 0 & \text{für } CN_{min} < CN_t < CN_{max} \\ 0 & \text{für } CN_t \leq CN_{min} \end{cases} \quad (5)$$

Gleichung (5) besagt, dass dieser Teil der Immobilisierung 0 wird, wenn das C/N-Verhältnis einen minimalen Wert ( $CN_{min}$ ) erreicht. Der verfügbare N ( $N_{ve,t}$ ) ergibt sich aus:

$$N_{ve,t} = N_{dep,t} - N_{a,t} - N_{ic,t} \quad (6)$$

Somit errechnet sich der Gesamtgehalt an immobilisiertem N für den jeweiligen Zeitschritt wie folgt:

$$N_{i,t} = N_{ic,t} + N_{icn,t} \quad (7)$$

Diese Gesamtmenge an immobilisiertem N in jedem Zeitschritt wird zum gesamten N-Vorrat im Oberboden addiert ( $N_{Pool}$ ). Dieser kann dann anschließend verwendet werden, um das C/N-Verhältnis zu aktualisieren.

$$CN_t = \frac{C_{Pool}}{14.01 \cdot N_{Pool}} \quad (8)$$

mit:

$$\begin{aligned} C_{Pool} &= \text{C-Vorrat im Oberboden [g m}^{-2}\text{]} \\ N_{Pool} &= \text{N-Vorrat im Oberboden [g m}^{-2}\text{]} \\ 14.01 &= \text{Umrechnung von eq m}^{-2} \text{ in g m}^{-2} \end{aligned}$$

Abschließend wird die Denitrifikation ( $N_{de}$ ) als Gleichung modelliert, die die Denitrifikation in Abhängigkeit von der für diesen Prozess verfügbaren N-Menge beschreibt.

$$N_{de} = f_{de} \cdot (N_{dep} - N_a - N_i) \quad (9)$$

mit:

$$f_{de} = \text{Denitrifikationsfaktor (Wert zwischen 0 und 1)}$$

Folglich erhält man abschließend für die Berechnung des Netto-N-Eintrags:

$$N_{in} = (1 - f_{de}) \cdot (N_{dep} - N_a - N_i) \quad (10)$$

## 2.2 Ableitung der dynamischen Modellparameter

### 2.2.1 *Stickstoffgesamtdeposition*

Bei der Modellierung des N-Haushaltes sind die Einträge durch die atmosphärische Deposition von zentraler Bedeutung. Der Stoffeintrag in Ökosysteme mit der Feuchtdeposition gibt im Wesentlichen nur den von der Landnutzung unabhängigen Anteil der Gesamtdeposition wieder. Demgegenüber ist der zusätzliche Eintrag von Gasen und Partikeln mit der Trockendeposition von der Landnutzung abhängig. Besonders bei Waldökosystemen ist die Trockendeposition für einen erheblichen Teil des Nähr- und Schadstoffeintrags verantwortlich. Dieser Eintrag ist jedoch nur unter hohem Aufwand direkt messbar und muss daher für flächenhafte Anwendungen modelliert werden. Hierfür kommen grundsätzlich zwei unterschiedliche Methoden in Betracht, die Kronenraumbilanzmodelle oder die Widerstandsmodelle. Die Kronenraumbilanzmodelle beruhen auf den für jeden betrachteten Bestand (Waldökosystemzelle) gemessenen Freiland- und Bestandesniederschlägen. Sie lassen daher streng genommen keine räumliche und zeitliche Extrapolation zu und sind somit nur lokal einsetzbar (GEHRMANN et al. 2001). In Bezug auf die N-Deposition kann angenommen werden, dass Kronenraumbilanzmodelle den atmogenen N-Eintrag eher unterschätzen, da die Prozesse der gasförmigen N-Deposition und der N-Aufnahme im Kronenraum nicht getrennt erfasst werden (SCHAAF u. MEESENBURG 2005). Demgegenüber parametrisieren Widerstandsmodelle die wichtigsten Depositionspfade, über die der jeweilige Stoff transportiert und in der Folge vom Bestand aufgenommen wird. Daher eignen sie sich besser für die Extrapolation und die Projektion der Depositionsverhältnisse unter anderen Rahmenbedingungen (Immission, Baumarten, Baumhöhen, Windgeschwindigkeiten usw.) (GEHRMANN et al. 2001).

Die Ermittlung der atmogenen Stoffeinträge mit DEPOSILVA (AHRENDTS et al. 2007, 2008) erfolgt auf Grundlage der von GAUGER et al. (2002) mit unabhängigen Verfahren berechneten Datensätze für die Nassdeposition und Trockendeposition. Diese Daten liegen in einer räumlichen Auflösung von 1 x 1 km vor. Um eine Modellierung der Stoffeinträge auf der Ebene von forstlichen Bewirtschaftungseinheiten zu ermöglichen, wurden die Datensätze disaggregiert. Der Datensatz von GAUGER et al. (2002) enthält für jedes 1 x 1 km Raster die berechnete Trockendeposition der folgenden sechs Landnutzungstypen: (1) Siedlungen, (2) landwirtschaftliche Flächen, (3) Laubwälder, (4) Nadelwälder, (5) Mischwälder und (6) Wasserflächen. Somit kann mit Hilfe von großmaßstäblichen Forsteinrichtungs- oder Landnutzungskarten die Datenübertragung von der Rasterfläche auf die kleineren Landnutzungseinheiten erfolgen. Um die Bestandesstrukturen stärker berücksichtigen zu können, wurde ein zweiter Disaggregationsschritt durchgeführt. In dem für die Berechnung der Trockendeposition bei GAUGER et al. (2002) verwendeten Modell IDEM (Integrated DEposition Model) erfolgt die Parametri-

sierung der „Rauhigkeitslänge“ unter Berücksichtigung der Bestandeshöhe. Hierbei wurde die durchschnittliche Bestandeshöhe (getrennt nach Nadel-, Laub- und Mischwald) des jeweiligen Bundeslandes verwendet. Folglich treten an den Grenzen der Bundesländer „Datensprünge“ der modellierten Trockendeposition auf, die nur aus den verwendeten Bestandeshöhen resultieren können (Ausnahme: Gittersprünge anderer Eingangsdaten, z. B. EMEP-Gitter). Da Niedersachsen an sieben weitere Flächenbundesländer grenzt, ergibt sich hieraus die Möglichkeit, den Einfluss der Bestandeshöhe auf die Trockendeposition mit Hilfe einer GIS-gestützten Analyse zu quantifizieren. Die Depositionen von angrenzenden Rasterzellen in unterschiedlichen Bundesländern können dann über eine lineare Gleichung (Gl. 11) zueinander in Beziehung gesetzt werden. Aus den unterschiedlichen Bestandeshöhen in den jeweiligen Bundesländern ergeben sich Differenzen in der Trockendeposition, die über die Steigung der Gleichung beschrieben werden können. Setzt man nun die Steigungen der Gleichungen aller sieben angrenzender Bundesländer (für jeweils ein Element, einen Waldtyp und Jahr) zur Baumhöhe in Beziehung, dann erhält man einen linearen Zusammenhang. Hieraus ergibt sich die Steigung [m] und der Achsenabschnitt [b] für die Normalform der Geradengleichung (Gl. 11) für alle Elemente und Waldtypen.

$$f(x) = m \cdot x + b \quad (11)$$

Durch diese Funktion kann die Korrektur der Trockendeposition in Abhängigkeit von der Bestandeshöhe erfolgen.

$$TDX^{BK} = (m \cdot H + b) \cdot TDX \quad (12)$$

mit:

- X = NO<sub>y</sub>, NH<sub>x</sub>
- H = Bestandeshöhe [m]
- m: = Geradensteigung in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung
- b: = Achsenabschnitt in Abhängigkeit vom Jahr und Landnutzung
- TDX: = Trockendeposition nach (GAUGER et al. 2002)
- TDX<sup>BK</sup> = um die Bestandeshöhe korrigierte Trockendeposition

Mit Hilfe dieser einfachen Funktionen ist es möglich, ein Downscaling der Deposition innerhalb einer 1 x 1 km-Rasterzelle auf Bestandesebenen durchzuführen.

Da die Depositionsdaten von GAUGER et al. (2002) bisher „nur“ einen Zeitraum von 10 Jahren abdecken, ist es notwendig, zeitliche Extrapolationsverfahren für die Stoffdeposition in das Modellsystem zu integrieren. Dieses umfasst sowohl die Rekonstruktion der historischen N-Inputkurven als auch die Entwicklung von Zukunftsszenarien für die N-Depositionen.

Die Rekonstruktion der historischen atmosphärischen Stoffeinträge und die Projektionsberechnungen erfolgten mit einer modifizierten Version des Modells

MAKEDEP von ALVETEG et al. (1998). Das Modell MAKEDEP berechnet Depositionszeitreihen unter Berücksichtigung von am Standort gemessenen Depositionsraten und der Nadelbiomasse (ALVETEG et al. 1998). Die Berücksichtigung der Nadelbiomasse wurde bei dieser modifizierten Version durch die Höhenkorrekturfunktionen ersetzt (vgl. Gl. 12).

Für die Konstruktion von Depositionszeitreihen wurde auf die EMEP-Daten zurückgegriffen (<http://www.emep.int/>) und aus ihnen Kurven der relativen Deposition berechnet. Die dargestellte zukünftige Entwicklung der Deposition beruht auf internationalen Vereinbarungen im Rahmen der UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP, GÖTEBORG-PROTOKOLL 1999). Die nach den Vereinbarungen des Göteborg-Protokolls projizierten Entwicklungen der wichtigsten Stoffeintragskomponenten geben den Rahmen für die zukünftige Eintragungssituation vor. Das Göteborg-Protokoll ist ein international rechtsverbindliches Instrument zur Verringerung der Luftschadstoffe, das die Grenzen für die jährlichen Emissionen der Schadstoffe SO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und VOC für das Jahr 2010 festlegt (UN/ECE 2004) (s. Tab. 1).

*Tabelle 1: Länderspezifische Grenzwerte für jährliche Emissionsmengen gemäß dem Göteborg-Protokoll, die bis zum Jahr 2010 erreicht werden müssen (UN/ECE 2004); Bezugsjahr ist 1990 (VOC: flüchtige organische Verbindungen)*

Land	Schwefeldioxid [%]	Stickoxide [%]	Ammoniak [%]	VOC [%]
Deutschland	-90	-60	-28	-69
Österreich	-57	-45	-19	-55
Schweiz	-40	-52	-13	-51
Europa	-75	-49	-15	-57

Aktuellere Ergebnisse (UN/ECE 2006) weisen darauf hin, dass in Deutschland die Zielvorgaben für einige Elemente nicht erreicht werden können. Während nach den Referenzprojektionen die Vorgaben für die Emissionshöchstmengen für SO<sub>2</sub> und VOC im Jahre 2010 eingehalten werden, reichen die eingeleiteten Maßnahmen dagegen nicht aus, um die Emissionshöchstmengen bei N bis zum Jahre 2010 zu erzielen (UMWELTBUNDESAMT 2007). Daher wurde für die Berechnungen ein angepasstes Basisszenario ausgewählt (s. Tab. 2). Bei diesem wurden die Schwefeldioxid-Emissionen wie in der Tabelle 1 beschrieben beibehalten und die Stickoxide und Ammoniak nach dem Trenddiagramm der atmosphärischen Emissionen von NO<sub>x</sub>, NH<sub>3</sub> und SO<sub>2</sub> in Deutschland (UMWELTBUNDESAMT 2008) reduziert. Im Szenario mit höheren Eintragungsraten (Higher) erfolgt für Ammoniak keine Reduktion gegenüber der Deposition von 1990 und für die Stickoxide nur eine Reduktion um 50 %.

Tabelle 2: Szenarien für die zukünftige Entwicklung der Deposition; Bezugsjahr ist 1990

Szenario	Kürzel	Schwefeldioxid [%]	Stickoxide [%]	Ammoniak [%]
Basis	BAS	-90	-58	-5
Göteborg	GÖT	-90	-60	-28
Higher	HIG	-90	-50	±0

### 2.2.2 Stickstofffestlegung in der Biomasse

Die N-Entzüge bei verschiedenen Nutzungsszenarien werden über die Aufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten (Derbholz, Derbholzrinde, Äste und Zweige) berechnet. Nach DE VRIES (1991) kann die Stoffaufnahme als Funktion von Wachstumsrate und Elementgehalt in den unterschiedlichen Baumkompartimenten quantifiziert werden.

$$X_A = ZW_K \cdot p_K \cdot ctN_K \quad (13)$$

mit:

- $X_A$  = Aufnahme für das Element X [ $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]
- $ZW_K$  = Zuwachs des Kompartiments [ $\text{m}^3 \text{ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]
- $p_K$  = Dichte des Kompartiments [ $\text{kg/m}^3$ ]
- $ctN_K$  = N-Gehalt des jeweiligen Kompartiments [ $\text{kg kg}^{-1}$ ]

Je nach Nutzungsintensität des Bestandes müssen die Raten der einzelnen Baumkompartimente addiert werden. Die hiermit zu ermittelnden Netto-Aufnahmeraten beziehen sich auf die folgenden drei Nutzungsintensitäten: (1) Derbholz ohne Rinde, (2) Derbholz mit Rinde und (3) Vollbaum (alle oberirdischen Baumkompartimente). Die Wachstumsrate ergibt sich aus dem laufenden jährlichen Zuwachs an Derbholz nach den Ertragstabellen von SCHOBER (1995) bzw. aus den Ergebnissen des Waldwachstumssimulators *WaldPlaner* (NAGEL et al. 2006, HANSEN 2006). Um den laufenden jährlichen Zuwachs an Rindenmasse zu berechnen, wurden die Schätzfunktionen nach JACOBSEN et al. (2003) verwendet. Der Anteil an Reisholz wird mit Hilfe der Funktion von DAUBER u. KREUTZER (1979) ermittelt. Die Gehalte der chemischen Elemente in den Baumkompartimenten wurden ebenfalls nach JACOBSEN et al. (2003) abgeschätzt.

### 2.2.3 Modellierung der N-Immobilisierung

Da die N-Dynamik an den C-Kreislauf gekoppelt ist (GUNDERSEN et al. 2006), sollten diese beiden nicht getrennt voneinander betrachtet werden. Nach dem aktuellen Stand der Forschung (vgl. Kapitel 1.1) kann zumindest für die Vergan-

genheit von einer bedeutenden N-Akkumulation im Auflagehumus und/oder Ah-Horizonten unter Waldstandorten ausgegangen werden. Der immobilisierten N-Menge kommt in der langfristigen N-Bilanz eine große Bedeutung zu. Bei dem gewählten Modellansatz besteht die Gesamtmenge an immobilisiertem N aus den zwei Komponenten ( $N_{ic}$  und  $N_{icn}$ ) der Gleichung 7. Die Ermittlung von  $N_{icn}$  wurde in der Gleichung 5 beschrieben. Daher soll im Folgenden nur auf die Abschätzung von  $N_{ic}$  eingegangen werden. Die Untersuchungen von OVINGTON (1954, 1959) haben gezeigt, dass mit zunehmendem Bestandesalter und sich erhöhender Streuzufuhr die Auflagehumusmenge zunimmt. Untersuchungen von BÖTTCHER u. SPRINGOB (2001), COVINGTON (1981), ENTRY u. EMMINGHAM (1998) und HORVÁTH (2006b) deuten auf ein Fließgleichgewicht von Streuproduktion und Abbau in der Humusaufgabe in späten Bestandesentwicklungsstadien hin, während andere Untersuchungen darauf hinweisen, dass sich in natürlichen und ungestörten Waldökosystemen (z. B. keine Waldbrände) sehr mächtige Humusaufgaben akkumulieren können. WARDLE et al. (1997, 2003) fanden für einen Zeitraum von über 2.900 Jahren nach dem letzten Feuer einen linearen Anstieg der Kohlenstoffvorräte im Humus um jährlich  $50 \text{ kg ha}^{-1}$ . Auch die Arbeit von BORMANN et al. (1995) zeigt über einen Zeitraum von  $> 350$  Jahren keinen Trend zum Einstellen eines Gleichgewichts in der C-Akkumulation. Über einen kürzeren Zeitraum von etwa 100 Jahren bestätigen zahlreiche empirische Untersuchungen ein kontinuierliches Wachstum des Auflagehumus (AHRENDTS 2008b, BERENDSE et al. 1998, BERG et al. 1995, BILLET et al. 1990, BORMANN et al. 1995, DE KOVEL et al. 2000, JANSEN et al. 2005, TIETEMA 2004, TURNER u. LONG 1975). Festzuhalten ist, dass sich unter den standörtlichen und klimatischen Bedingungen in Niedersachsen im Laufe einer forstlichen Umtriebszeit erhebliche Humusmengen akkumulieren können (AHRENDTS 2008b, BERTHOLD u. BEESE 2002, BÖTTCHER u. SPRINGOB 2001, BRINKMANN u. NIEDER 2002, MEIWES et al. 2002). Ähnlich hohe Akkumulationsraten zeigen sich jedoch auch in anderen Teilen Deutschlands (PRIETZEL et al. 2006).

Bei den hier durchgeführten Modellrechnungen wurde daher für die langfristige Nettoimmobilisierung ( $N_{ic}$ ) vereinfacht ein Wert von  $0,2 \text{ eq m}^{-2} \text{ a}^{-1}$  angenommen. Eine baumartenspezifische Unterscheidung erfolgte bei dieser Parametrisierung nicht. Ein Wert dieser Größenordnung entspricht z. B. bei einem C/N-Verhältnis von 27 einer Zunahme der C-Vorräte um etwa  $750 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ . Nach Untersuchungen von MEIWES et al. (2002) wurden im Solling unter Fichte bei einem entsprechenden C/N-Verhältnis gemittelt über einen Zeitraum von 30 Jahren sogar eine C-Vorratzzunahme von  $999 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  gemessen. Werte in einer vergleichbaren Größenordnung zeigen auch die Untersuchungen von TIETEMA (2004), AHRENDTS (2008b) und PENNE (2009) für die Baumart Kiefer. Aktuell wird in den vorab beschriebenen Ansatz ein dynamisches flächenbezogenes Kohlenstoffmodell integriert (AHRENDTS et al. 2010).

Nach dem beschriebenen Modellansatz würde bei der dynamischen Modellierung des Bestandeswachstums die Kohlenstoffakkumulation zum Zeitpunkt der Bestandesgründung quasi zum Erliegen kommen (vgl. AHRENDTS 2008b, BRINKMANN u. NIEDER 2002) und ungewöhnlich viel verfügbarer N ( $N_{ve}$ ) zur Verfügung (vgl. Gl. 6) stehen. Innerhalb kurzer Zeit käme es zu einer unrealistischen Verengung der C/N-Verhältnisse (vgl. Gl. 5 bis 7). Daher wird bei einem Bestandesalter unter 10 Jahren generell keine Immobilisierung zugelassen:

$$N_{i,t} = \begin{cases} N_{ic,t} + N_{icn,t} & \text{für } BA \geq 10 \\ 0 & \text{für } BA < 10 \end{cases} \quad (14)$$

mit:

$N_i$	=	N-Immobilisierung
$N_{ic}$	=	mit dem C-Kreislauf gekoppelte N-Immobilisierung
$N_{icn}$	=	vom C/N-Verhältnis abhängige N-Immobilisierung
BA	=	Bestandesalter [a]

Mit dieser Regel kann man z. B. sehr stark vereinfacht die nach Kahlschlägen erhöhten N-Austräge mit dem Sickerwasser (BEUDERT et al. 2007, BORMANN u. LIKENS 1979, MELLERT et al. 1998, PARDO et al. 1995) modellieren. Die Arbeiten von HORNBECK et al. (1987) und MELLERT et al. (1998) zeigen erhöhte  $NO_3$ -Austräge für einen Zeitraum von 4 bis 6 Jahren nach Kahlschlag. So zeigte sich bei Untersuchungen von MELLERT et al. (1996), dass bei 13 Sturmwurfflächen die Summe der  $NO_3$ -N-Verluste in den auf das Schadereignis folgenden 5 Jahren bis zu 70 und 310 kg ha<sup>-1</sup> betragen. Die Reduzierung des N-Austrages verläuft parallel mit der Vegetationsentwicklung der Kahlflächen. Nach HORNBECK et al. (1997) ist die Vegetation nach einem Kahlschlag etwa nach sieben bis neun Jahren wieder komplett geschlossen. Aber nicht nur für Kahlschläge, sondern auch für Femelhiebe mit anfänglicher Entnahme größerer Baumgruppen und ebenso für großflächige Schirmschläge wurden erhöhte  $NO_3$ -Austräge nachgewiesen (BLOCK 2006, HEGG et al. 2004). Auch bei der Auflichtung von Kieferbeständen für den Buchenunterbau zeigten sich noch viele Jahre nach der eigentlichen Maßnahme erhöhte  $NO_3$ -Konzentrationen im Sickerwasser (AHRENDTS et al. 2005).

Auf dem Gebiet der dynamischen Modellierung der Stickstoffimmobilisierung gibt es mittlerweile einige neue Modellansätze (VSD+ von BONTEN et al. 2010 oder FORNIC von AHRENDTS et al. 2010), die in Zukunft eine prozessorientierte Modellierung ermöglichen werden.

### 2.3 Berechnung des Denitrifikationsfaktors

Der Begriff der Denitrifikation fasst eine Reihe dissimulatorischer  $NO_3$ -Reduktionsreaktionen zusammen (NAGEL u. GREGOR 1999). Hierbei wird im Bodenwasser gelöstes Nitrat ( $NO_3^-$ ) zu Nitrit ( $NO_2^-$ ), weiter zu Stickstoffmonoxid (NO),

weiter zu Lachgas ( $\text{N}_2\text{O}$ ) und letztendlich zu elementarem Stickstoff ( $\text{N}_2$ ) reduziert. Die Denitrifikation ist eine N-Senke für das Ökosystem bei gleichzeitiger Entlastung des Säurestatus des Bodens, wenn sie bis zum reinen  $\text{N}_2$  verläuft (BEESE 1986). Die Abschätzung der Denitrifikation erfolgt nach der folgenden Gleichung (SPRANGER et al. 2004):

$$N_{de,t} = \begin{cases} f_{de}(N_{dep,t} - N_{a,t} - N_{i,t}) & \text{für } N_{dep,t} > N_{a,t} + N_{i,t} \\ 0 & \text{sonst} \end{cases} \quad (15)$$

mit:

- $f_{de}$  = Denitrifikationsfaktor (Wert zwischen 0 und 1)
- $N_{dep}$  = N-Gesamtdeposition [ $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]
- $N_a$  = N-Aufnahme durch die Vegetation [ $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]
- $N_i$  = N-Immobilisierung [ $\text{kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ ]

Der gewählte Ansatz geht von einem linearen Zusammenhang zwischen Denitrifikationsrate und dem N-Eintrag unter Berücksichtigung der Immobilisierungsrate und dem Entzug durch die Vegetation aus. Dies setzt jedoch voraus, dass der N-Entzug und die Immobilisierung schneller vonstatten gehen, als die Denitrifikation, was nicht immer zutrifft. Die Abschätzung des Denitrifikationsfaktors  $f_{de}$  erfolgt über Horizontsymbole und die Texturklasse (SPRANGER et al. 2004). Bei der Denitrifikation nutzen die Mikroorganismen Nitrit und  $\text{NO}_3^-$  als Elektronenakzeptor (Oxidationsmittel) für ihren Energiestoffwechsel, da kein oder nur begrenzt gelöster Sauerstoff verfügbar ist. Demzufolge sind sauerstofffreie Verhältnisse und eine hohe Bodenfeuchte Voraussetzung für diesen Prozess. Daher wird der Denitrifikationsfaktor  $f_{de}$  zunächst anhand des Tongehaltes horizontspezifisch berechnet (s. Tab. 3).

Tabelle 3: *Ableitung des Denitrifikationsfaktors ( $f_{de}$ ) aus dem effektiven Tongehalt [%] (verändert nach NAGEL u. GREGOR 1999)*

Tongehalt [%]	< 20	20 bis < 30	30 bis < 62,5	> 62,5
$f_{de}$	0,1	0,2	0,3	0,5

Oxidierete Grund- oder Stauwasserhorizonte (z. B. Go) und organische Horizonte (z. B. H) wurden in Anlehnung an NAGEL et al. (2004) grundsätzlich mit dem  $f_{de}$ -Faktor 0,8 belegt. Anschließend wurden über alle Horizonte des durchwurzelten Bodens die horizontspezifischen  $f_{de}$ -Faktoren tiefenstufengewichtet gemittelt.

Die mit diesem Verfahren berechneten Denitrifikationsraten liegen für den weitaus größten Teil der Waldfläche im Untersuchungsgebiet etwa bei  $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ . Einen entsprechenden Wert ermittelten auch NAGEL u. GREGOR (1999) für 90 % der Waldflächen in Deutschland. Wesentlich höhere Denitrifikationsraten zeigen

demgegenüber insbesondere die Moorstandorte im Süden des Untersuchungsgebietes und Standorte mit einem hohen N-Überschuss.

### 3 Dynamische Simulation der Stickstoffauswaschung

Zur Simulation der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser aus den Waldböden des Okereinzugsgebiets „Teilbereich Nordharz“ wurde eine flächenhafte Parametrisierung des Modells anhand zahlreicher Transferfunktionen und Daten aus der Literatur durchgeführt (AHRENDTS 2008a). Auf eine Kalibrierung des Modells oder Modellteile wurde verzichtet. Die Überprüfung des Modells und Plausibilitätstests erfolgte in den Einzugsgebieten der „Langen“, „Steilen“ und „Dicken Bramke“ (vgl. AHRENDTS et al. 2007, 2009, 2010). Für die Simulationen sind neben den Szenarien der atmosphärischen Stickstoffeinträge die folgenden Waldentwicklungsszenarien für das gesamte Untersuchungsgebiet „Nordharz“ verwendet worden:

- „naturnaher“ Waldbau nach LÖWE (LÖWE)
- „ertragsorientierter“ Waldbau (ERTRAG)
- Waldbau unter Berücksichtigung der potenziell natürlichen Vegetation (PNV)
- „naturschutzorientierter“ Waldbau (PROZESS)

Die Szenarien unterscheiden sich in der unterschiedlichen Gewichtung von eingriffsspezifischen und naturschutzorientierten Parametern sowie in Aspekten der Waldverjüngung (s. HENTSCHEL, in diesem Band). Auf Grundlage dieser Szenarien wurden weitere Szenarien unterschiedlicher Nutzungsintensität simuliert und ihre Ergebnisse im Folgenden zusammenfassend beschrieben.

Abbildung 2 zeigt beispielhaft die räumliche Differenzierung und zeitliche Entwicklung der N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für den Zeitraum von 1940 bis 2053 beim Szenario ERTRAG. Die Ergebnisse zeigen einen Anstieg der N-Austräge von 1940 über 1970 bis zu maximalen Werten in den 80er-Jahren (hier nicht dargestellt). Nach dem Maximum erfolgte wieder eine Reduzierung der N-Austräge (2003), die wahrscheinlich auf gesunkene atmosphärische N-Einträge zurückzuführen ist. Eine entsprechende Dynamik der N-Auswaschung konnte auch an den langjährigen Messreihen in den drei Einzugsgebieten der „Großen Bramke“ im Nordharz beobachtet werden (AHRENDTS et al. 2010). Die einzelnen roten und orangefarbenen Flächen in der Karte von 1940 (s. Abb. 2) resultieren aus automatisch vom Programm durchgeführten Kahlschlägen nach erreichter Umtriebszeit. Entsprechendes gilt z. T. auch für die Flächen im Jahre 1970. Zusätzlich zeigt sich bei den höheren N-Einträgen in diesem Zeitraum eine Tendenz zu höheren N-Austrägen auf den Standorten mit engeren C/N-Verhältnissen in der Humusaufgabe. Durch niedrigere Immobilisierungsraten infolge der C/N-Verhältnisse (vgl. Gl. 5) kommt es bei den Modellsimulationen auf diesen Standorten in Zeiten hoher atmosphärischer N-Depositionen zu entsprechend stärkeren Austrägen.

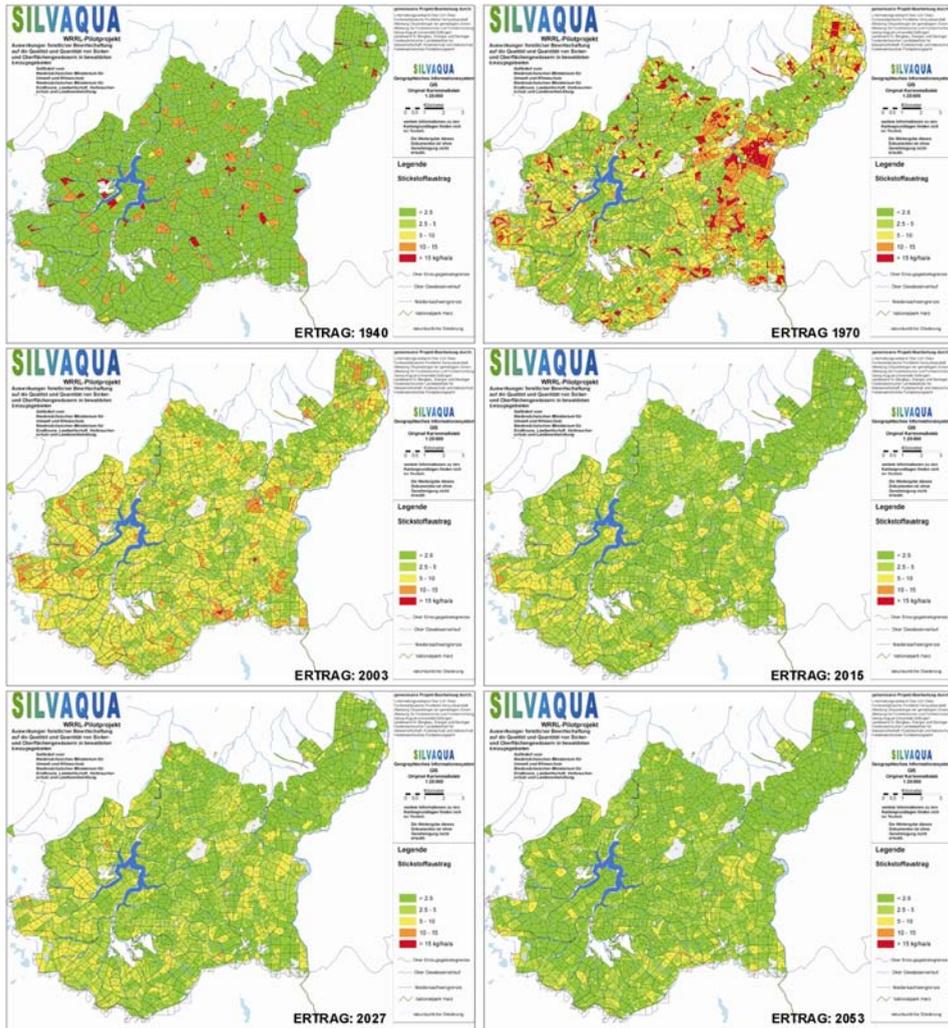


Abbildung 2: Modellerte räumliche und zeitliche Dynamik der Stickstoffauswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario ERTRAG (■: < 2,5, ■: 2,5 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: > 15  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ )

Auf der anderen Seite sinken auf den Standorten mit weiten C/N-Verhältnissen die C/N-Verhältnisse durch die N-Immobilisierungen stärker ab, so dass die regionalen Unterschiede im Laufe der Entwicklung geringer werden (vgl. das Jahr 2003). Entsprechend fand auch BÜTTNER (1997) bei der Auswertung der ersten bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen tendenziell eine Verengung der C/N-Verhältnisse in den schlechteren Humusformen und dort vor allem im Rohhumus. Das Verschwinden von einzelnen roten und orangenen Flächen mit hohen N-Austrägen bei der zukünftigen Entwicklung (2015, 2027 u.

2053) resultiert unter den getroffenen Modellannahmen aus dem Verzicht auf Kahlschläge, so dass bei einer Fichtennaturverjüngung eine Mobilisierung des N verhindert werden kann und so unnötige Austräge vermieden werden (BLOCK 2006). Entsprechend zeigen auch die anderen drei Waldentwicklungsszenarien eine vergleichbare Entwicklung (s. Abb. 3). Das ERTRAGS-Szenario ist durch die insgesamt geringsten Austräge gekennzeichnet. Die starken und häufigen Eingriffe bei diesem Szenario verursachen eine erhebliche Reduzierung des durchschnittlichen Bestandesalters und führen damit auch zu einer Verringerung der durchschnittlichen Bestandeshöhe. Da die Höhe einen erheblichen Einfluss auf das Depositionsgeschehen hat (ERISMAN u. DRAAIJERS 1995, KUES 1984, MOHR et al. 2005, vgl. Kapitel 1.1), führt dieses langfristig zu geringeren Einträgen und somit auch zu reduzierten N-Austrägen mit dem Sickerwasser. Die große Bedeutung der Deposition bei der Berechnung der zukünftigen Austräge wird beispielhaft an drei unterschiedlichen Depositionsszenarien (vgl. Tab. 2) für das Waldentwicklungsszenario LÖWE dargestellt (s. Abb. 4). Die drei Depositionsszenarien weisen darauf hin, dass schon relative kleine Unterschiede der zukünftigen Einträge zu erheblichen Auswirkungen bezüglich des Modelloutputs führen können. Die Effekte einer relativen Depositionsreduzierung und -erhöhung im Vergleich zum BAS-Szenario (vgl. Tab. 2) zeigen deutlich, dass eine Verringerung der N-Austräge mit dem Sickerwasser unter Waldböden, vor allem über eine Reduzierung der luftbürtigen N-Einträge, erreicht werden kann (HORVATH et al. 2009). Bei den waldbaulichen Maßnahmen spielen – wie vorab beschrieben – weniger Baumartenunterschiede eine Rolle als vielmehr die Alters- und Bestandesstruktur oder die Intensität der Biomassenutzung. Abbildung 5 zeigt den Effekt einer Vollbaumnutzung im Vergleich zur konventionellen Waldbewirtschaftung (Derbholz mit Rinde) für das Waldentwicklungsszenario LÖWE. Durch die veränderte Nutzungsintensität kann gezielt in den N-Kreislauf eingegriffen werden. Eine Erhöhung der Nutzungsintensität sollte selbstverständlich nur auf Standorten durchgeführt werden, die aufgrund ihrer Ausstattung mit anderen Nährstoffen eine nachhaltige Waldbewirtschaftung zulassen.

Zur Abschätzung der Auswirkungen der verschiedenen Waldentwicklungsszenarien auf die Gewässerqualität wurden zusätzlich die langjährigen mittleren N-Konzentrationen im Abfluss abgeschätzt. Hierfür wurden zunächst die jährlichen Mittelwerte der modellierten N-Austräge und der berechneten Abflussmengen (SUTMÖLLER u. MEESENBURG, in diesem Band) für die Zeiträume von 2010 bis 2029 und von 2030 bis 2049 berechnet. Diese Mittelwerte wurden anschließend im GIS flächenscharf miteinander verschnitten. Die Abbildung 6 und Abbildung 7 zeigen die regionale Verteilung und die zeitliche Entwicklung der ermittelten Konzentrationen für die beiden Betrachtungszeiträume.

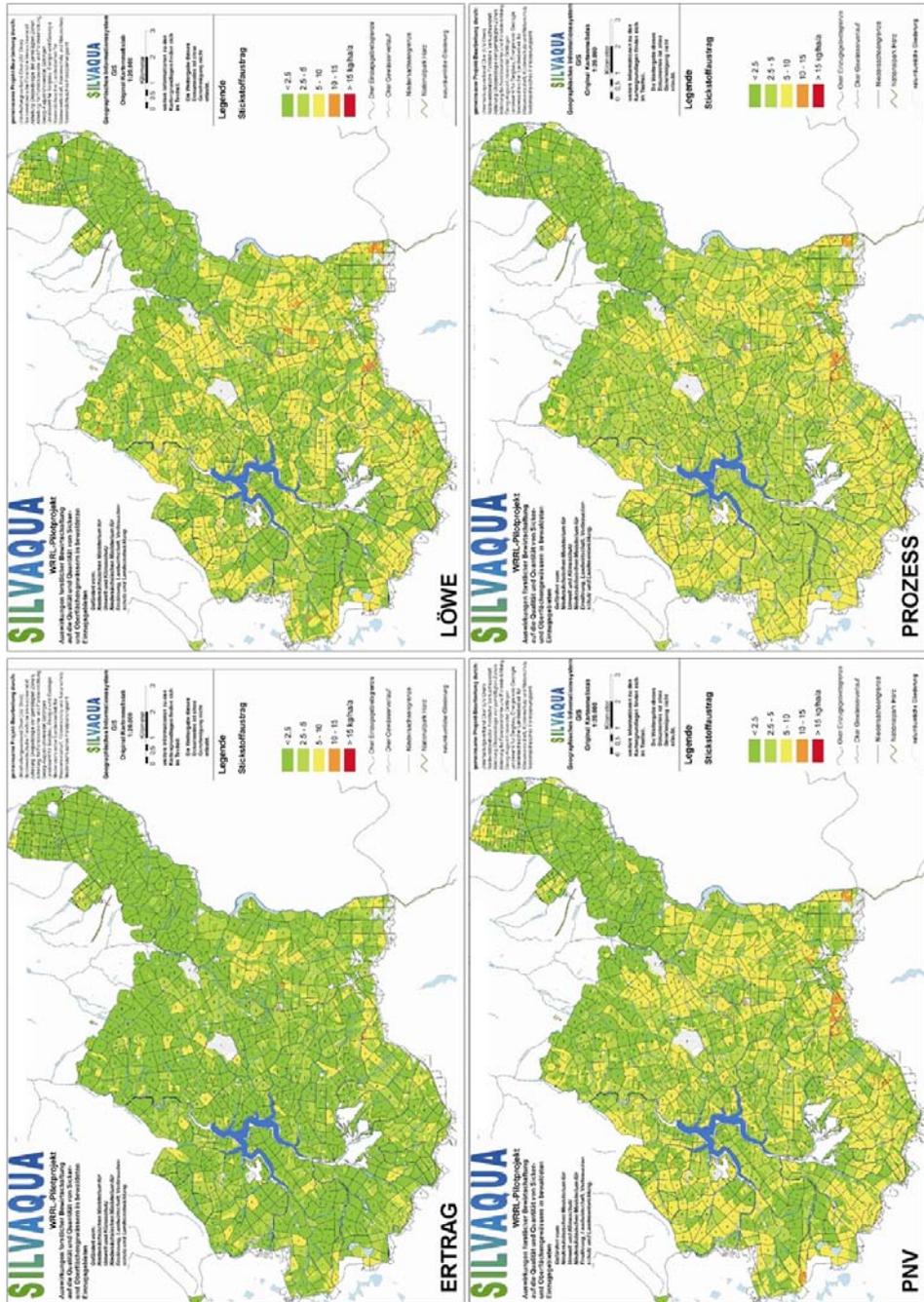


Abbildung 3: Modellierter N-Auswaschung mit dem Sickermass für die vier Waldentwicklungsszenarien im Jahre 2053

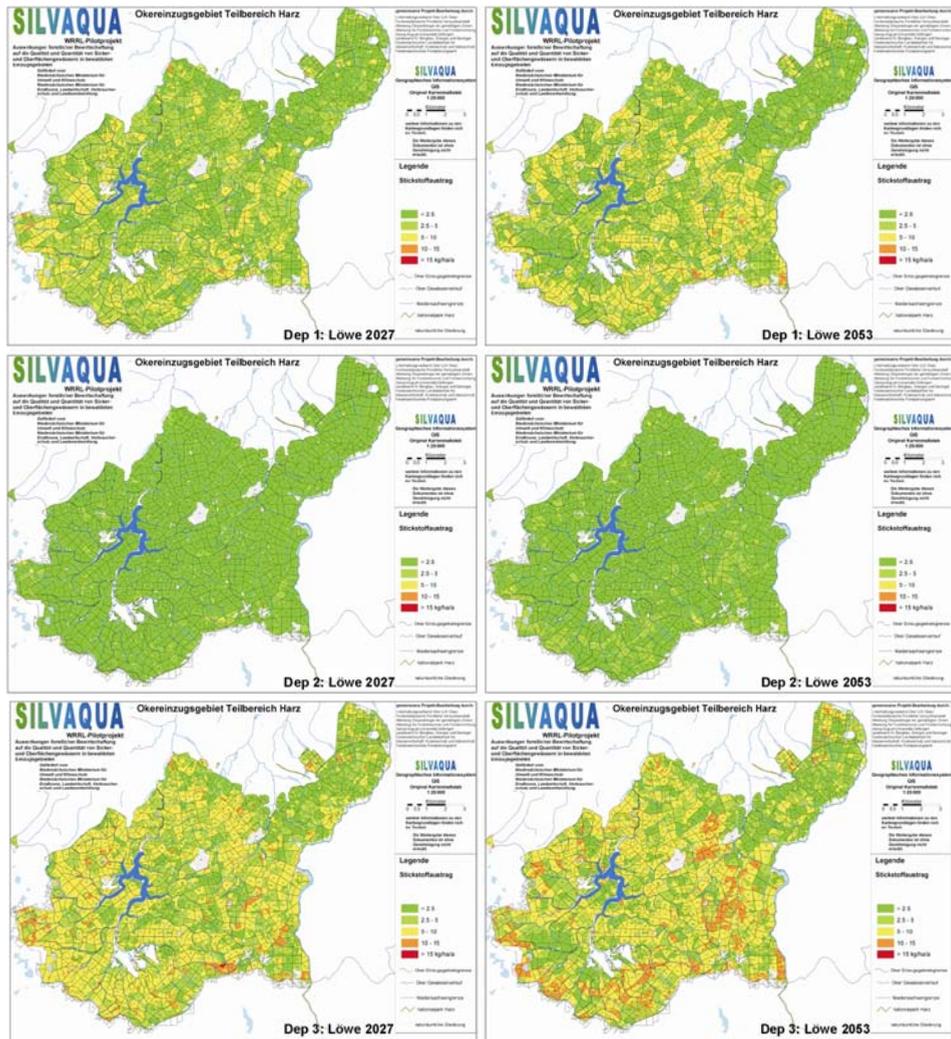


Abbildung 4: Modellerte N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario LÖWE bei veränderten N-Depositionen (■: <math>< 2,5</math>, ■: <math>2,5</math> bis <math>< 5</math>, ■: <math>5</math> bis <math>< 10</math>, ■: <math>10</math> bis <math>< 15</math>, ■: <math>> 15</math> kg·ha<sup>-1</sup>·a<sup>-1</sup>. Dep1 = BAS, Dep2 = GOT und Dep3 = HIG, vgl. auch Tabelle 2)

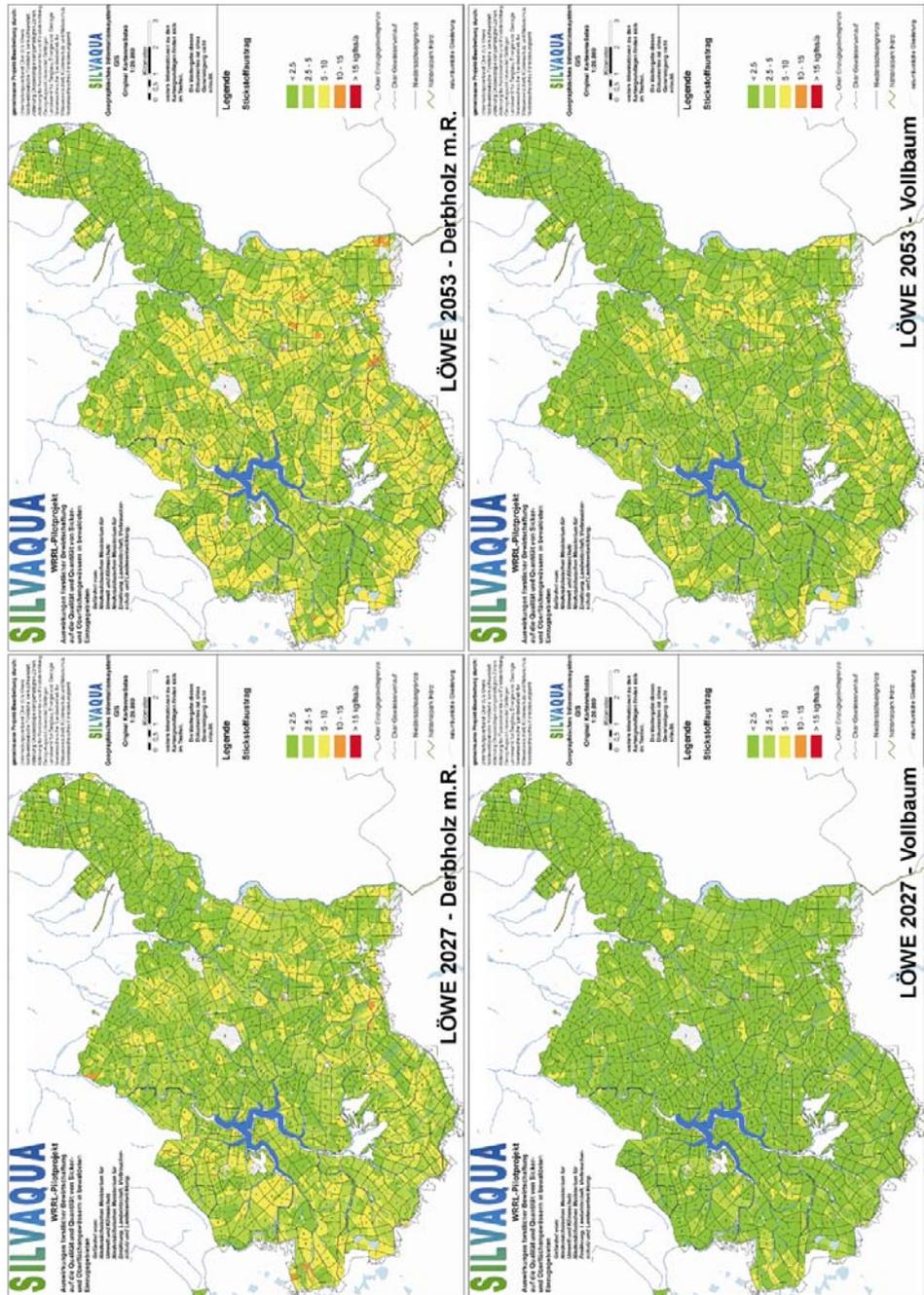


Abbildung 5: N-Auswaschung mit dem Sickerwasser für das Waldentwicklungsszenario LÖWE bei veränderter Nutzungsintensität (■: < 2,5, ■: 2,5 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: > 15 kg·ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>)

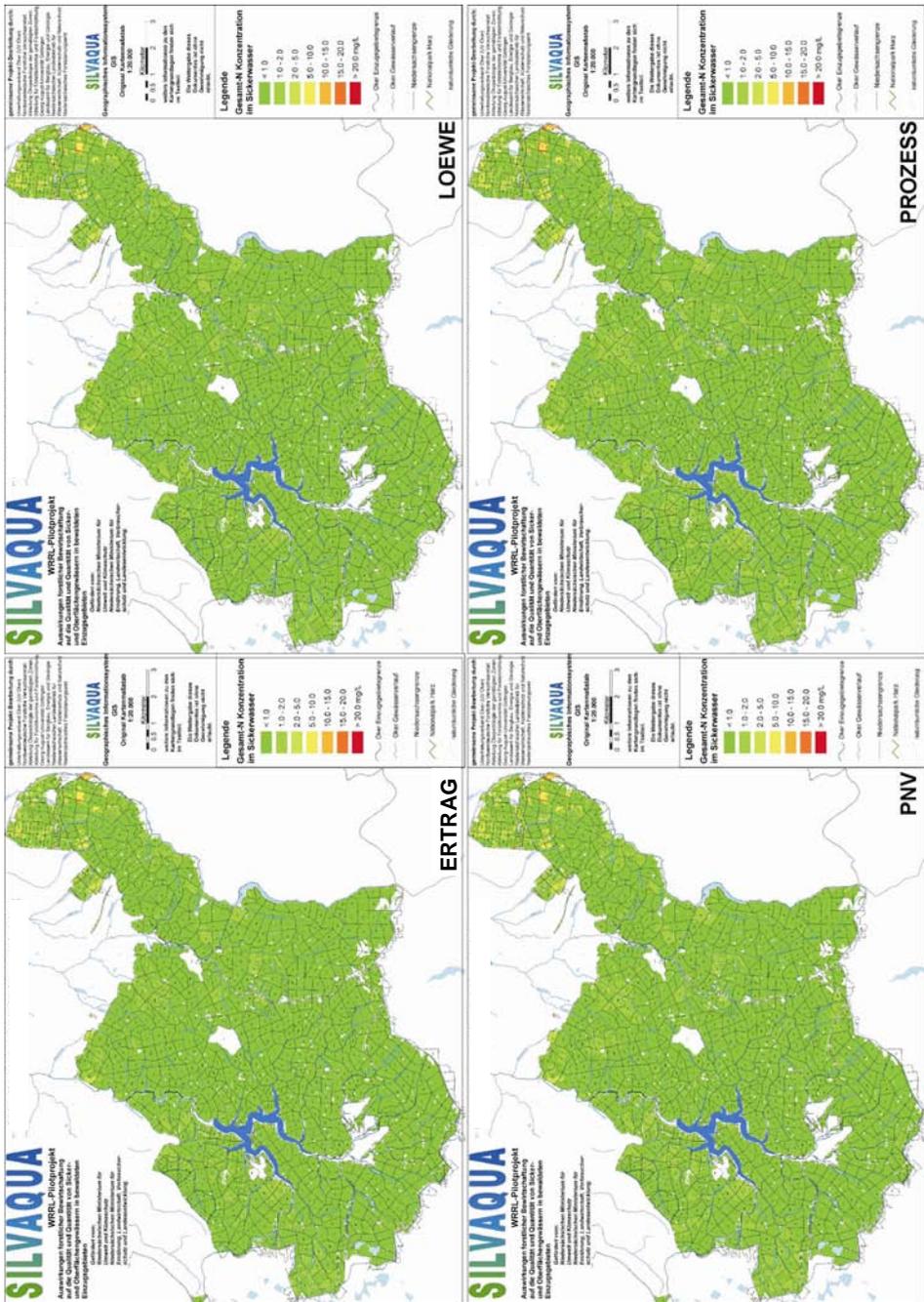


Abbildung 6: Mittlere  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitraum von 2010 bis 2029 (■: < 1, ■: 1 bis < 2, ■: 2 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: 15 bis < 20, ■: > 20 mg/l)

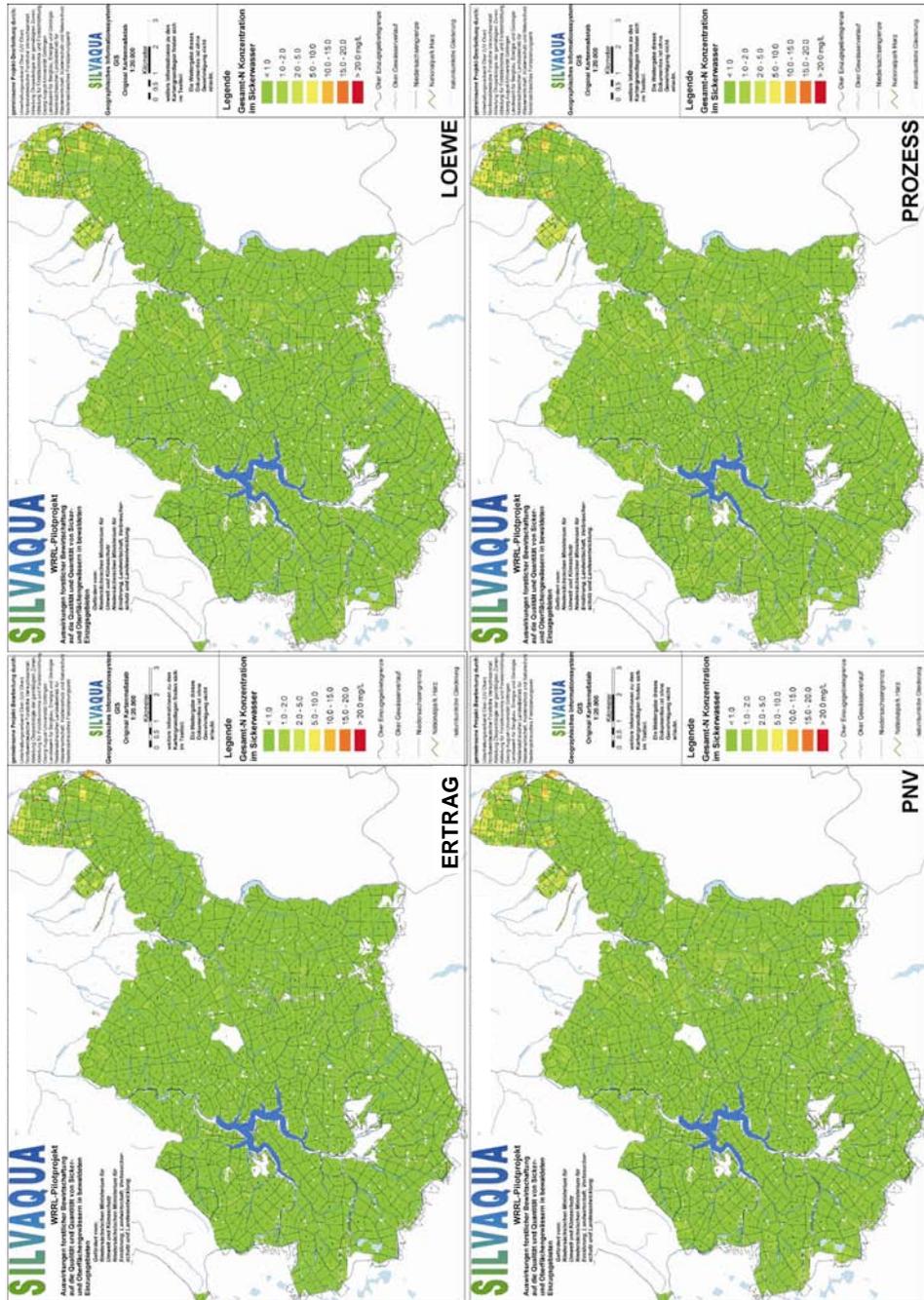


Abbildung 7: Mittlere NO<sub>2</sub>-Konzentrationen für die Waldentwicklungsszenarien im Zeitraum von 2030 bis 2049 (■: < 1, ■: 1 bis < 2, ■: 2 bis < 5, ■: 5 bis < 10, ■: 10 bis < 15, ■: 15 bis < 20, ■: > 20 mg/l)

Da im Okereinzugsgebiet „Teilbereich Nordharz“ die Abflussverteilung eine eindeutige Höhenabhängigkeit aufweist, treten bei allen Waldentwicklungsszenarien die geringsten  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen im Südosten des Untersuchungsgebietes auf. Demgegenüber zeigen sich die höchsten Konzentrationen auf den bewaldeten Flächen im Harzvorland. In den unterschiedlichen Bereichen des Untersuchungsgebietes treten Unterschiede in den jährlichen Niederschlagssummen von rund 1000 mm auf. Daher ist es naheliegend, dass die räumliche Verteilung der N-Konzentrationen im Sickerwasser weniger das räumliche Verteilungsmuster der N-Frachten (s. Abb. 4) abbildet, sondern durch die Niederschlagsverteilung und den daraus resultierenden Abflussmengen überlagert wird. Die höchsten N-Konzentrationen sind auf den mit Laubbäumen bestockten Flächen im Harzvorland anzutreffen. Untersuchungen von KRISTENSEN et al. (2004) zeigen, dass Laubbäume bezüglich der Austräge bei gleicher N-Deposition stärker reagieren. Um einen Baumarteneffekt kann es sich hierbei jedoch aufgrund der getroffenen Modellannahmen nicht handeln. Somit scheidet auch ein Baumartenwechsel als Maßnahme zur Verbesserung der Gewässerqualität auf diesen Standorten aus. Da es sich bei diesen Flächen um nährstoffreiche Standorte handelt, könnte dem Ökosystem durch eine gesteigerte Nutzungsintensität überschüssiges  $\text{NO}_3$ - entzogen und so die Grundwasserneubildungsqualität verbessert werden (s. Abb. 5).

Gegenüber den räumlichen Differenzen sind die Unterschiede zwischen den Waldentwicklungsszenarien weniger augenscheinlich. Folglich sind für den ersten Betrachtungszeitraum (2010 bis 2029) nur geringfügige Unterschiede der  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen bei den untersuchten Szenarien zu erkennen (s. Abb. 6). Die relativ größten Auswirkungen würde das Szenario PROZESS hervorrufen. Im Vergleich mit den Szenarien LÖWE und PNV machen sich hier bei vergleichbaren N-Frachten die verringerten Abflussmengen hinsichtlich der Gewässerqualität negativ bemerkbar. Eine entgegengesetzte Wirkung zeigt das Szenario ERTRAG. Neben den verringerten N-Austrägen mit dem Sickerwasser durch die veränderte Altersstruktur ergibt sich aufgrund der durch Nutzungs- und Durchforstungsmaßnahmen erhöhten Abflussmengen ein weiterer Verdünnungseffekt. Die Waldentwicklungsszenarien LÖWE und PNV zeigen im Flächenmittel eine vergleichbare Entwicklung der Grundwasserqualität. Für den zweiten Betrachtungszeitraum (2030 bis 2049) nehmen die Unterschiede bezüglich der Grundwasserneubildungsqualität zwischen den Waldentwicklungsszenarien ERTRAG und PROZESS aus den vorab aufgeführten Gründen weiter geringfügig zu. Die Szenarien LÖWE und PROZESS zeigen dagegen auch weiterhin kaum Unterschiede hinsichtlich der zukünftigen Entwicklung. Aufgrund der insgesamt sehr geringen  $\text{NO}_3$ -Konzentrationen im Abfluss des Bearbeitungsgebietes sind Effekte und räumliche Verteilungsmuster durch unterschiedliche Baumarten, Altersklassen oder Bewirtschaftungsmaßnahmen nur schwer kartographisch (s. Abb. 7) abzubilden.

Die Waldböden haben durch ihre starke Speicherleistung eine positive Wirkung auf die Gewässerqualität. Von daher ist es wichtig, dass forstliche Bewirt-

schaftungsmaßnahmen eine übermäßige Störung der Böden vermeiden. Zudem sollten stabile Bestände geschaffen werden und Risiken, die zu größeren Freiflächen führen können (z. B. durch Käferschäden, Sturmwurf) vermindert werden.

#### 4 Unsicherheiten des Modellierungsansatzes

Auch wenn gezeigt werden konnte, dass das Modellsystem die Dynamik der N-Austräge gut abbilden kann (vgl. auch AHRENDTS et al. 2009, 2010), ist wegen beträchtlicher Kenntnislücken eine vollständige flächenhafte Bilanzierung des N-Haushaltes der Waldökosysteme noch mit erheblichen Unsicherheiten behaftet. So kann beispielsweise die N-Gesamtdeposition in Wäldern noch nicht sicher bestimmt werden. Insbesondere der Anteil der Trockendeposition an der Gesamtd deposition von Ammoniak ist noch unklar. Auch wenn es immer noch widersprüchliche Aussagen zur Aufnahme von N im Kronenraum gibt (BAUMGARTEN et al. 2006), weisen zahlreiche Untersuchungen darauf hin, dass die beobachteten N-Akkumulationsraten im Auflagehumus (AHRENDTS 2008b, BRINKMANN u. NIEDER 2002, MEIWES et al. 2002, PRIETZEL et al. 2006, TIETEMA 2004) nur zu erklären sind, wenn erheblich höhere, als unter Verwendung von Kronenraumbilanzmodellen zu erhaltende N-Einträge in die Wälder, angenommen werden. Zu entsprechenden Schlussfolgerungen kamen auch BRINKMANN u. NIEDER (2002) für Kiefernbestände in Niedersachsen. Eine weitere unsichere Größe bei der N-Bilanzierung sind die gasförmigen N-Verluste. Auf gut durchlüfteten trockenen Sandböden sind die gasförmigen N-Emissionen vermutlich zu vernachlässigen. Demgegenüber sind sie auf tonhaltigen vernässten Standorten nur sehr schwer abschätzbar. Die größte Unsicherheit besteht jedoch in der langfristigen Dynamik des N-Speichers im Boden. Gänzlich unbeachtet bleibt bei den hier durchgeführten Modellrechnungen der Effekt von verschiedenen Baumarten auf die Humus- und N-Akkumulation. Die Unsicherheiten bestehen vorwiegend in der Betrachtung der stabilen Fraktionen der organischen Substanz (JANDL et al. 2007), in der ein großer N-Anteil gespeichert wird. Dieses gilt insbesondere, wenn sich die Mineralisierungsbedingungen der organischen Substanz im Boden und besonders im Auflagehumus im Zuge des Klimawandels verändern.

Weitere Unsicherheiten bestehen bei der Kenntnis von einigen Bestandesparametern, die bei diesem dynamischen Modellierungsansatz erforderlich sind. Die grundlegenden Bestandesinformationen können zwar flächendeckend anhand von Forsteinrichtungsdaten abgeleitet werden, ihre Rekonstruktion und die Extrapolation in die Zukunft mit Hilfe von Waldwachstumsmodellen sind jedoch mit Unsicherheiten verbunden. So sind z. B. die Stickstoffeinträge durch die atmosphärische Deposition bei der Modellierung des Waldwachstums von zentraler Bedeutung. LAUBHANN et al. (2009) haben gezeigt, dass aus einer Erhöhung der N-Deposition um  $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  in Abhängigkeit von der Baumart eine Zunahme des Grundflächenzuwachses zwischen 1,2 % und 1,49 % zur Folge haben kann.

Aktuelle Modellansätze (ALBERT u. SCHMIDT 2010), die das Waldwachstum unter veränderten Rahmenbedingungen (Klima, N-Deposition, Nährstoff- und Wasser-  
verfügbarkeit) beschreiben, konnten während der Laufzeit dieses Projektes jedoch nicht mehr berücksichtigt werden.

## 5 Schlussfolgerungen und Ausblick

Für die qualitative und quantitative Beurteilung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf die flächenhafte N-Belastung der Gewässer im Sinne der EG-WRRL wurde für die bewaldeten Teile des Einzugsgebietes der Oker ein Modellkonzept entwickelt und durch die Kopplung mehrerer dynamischer und semidynamischer Modelle realisiert. Mit diesem Modellsystem wurden beispielhaft Szenarien der Waldentwicklung, der Nutzungsintensität und der Depositionsentwicklung berechnet. Die Ergebnisse zeigen, dass bei anhaltend hohen atmosphärischen N-Einträgen die waldbaulichen Möglichkeiten zum Schutz und Erhalt der Gewässerqualität nur beschränkt sind. Die aktuellen Bewirtschaftungsrichtlinien des naturnahen Waldbaukonzeptes LÖWE in Niedersachsen (NIEDERSÄCHSISCHE LANDESFORSTVERWALTUNG 2004) sind aus Gründen der Gewässergüte zu begrüßen und sollten langfristig und nachhaltig angewandt werden. Aus wasserwirtschaftlicher Sicht ist neben dem Waldentwicklungsszenario LÖWE auch das Szenario PNV zu empfehlen. Bei beiden Konzepten erfolgen nur moderate Nutzungs- und Bewirtschaftungsmaßnahmen, so dass eine übermäßige Störung der Böden verhindert werden kann.

Nach den untersuchten Waldentwicklungsszenarien wird sich die  $\text{NO}_3$ -Belastung des Sickerwassers in der Zukunft eher verringern. Hierbei wurde eine gleichbleibend hohe N-Immobilisation unterstellt. Die zunehmenden N-Vorräte im Boden stellen aber auch ein langfristiges Gefährdungspotenzial dar, dessen Ausmaß derzeit nur schwer abzuschätzen ist. Sollte sich die N-Immobilisationsrate durch veränderte Umweltbedingungen wie Temperaturerhöhungen oder ein verändertes chemisches Bodenmilieu verringern, so würde es zu einem Anstieg der N-Austräge mit dem Sickerwasser kommen. Aber auch Störungen der Humusaufgabe während des Waldumbaus können dazu führen, dass im Boden gespeicherter N mobilisiert wird (BLOCK 2006). Daher sollte das Modellkonzept in Zukunft durch eine stärkere Berücksichtigung des C-Umsatzes im Auflagehumus erweitert werden, so dass auch baumartenspezifische Unterschiede besser abgebildet werden können.

Abschließend bleibt festzuhalten, dass die kurzfristigen Steuerungsmöglichkeiten der Forstwirtschaft zur Reduzierung der N-Austräge in das Grundwasser vergleichsweise gering sind. Negative Effekte der hohen atmosphärischen N-Belastungen lassen sich durch forstwirtschaftliche Maßnahmen nur herauszögern oder abmildern. Als langfristige Maßnahme zum Erhalt und zur Verbesserung der

Grundwasserqualität kommt nur eine weitere Reduktion der N-Einträge durch Emissionsminderungen in Betracht.

## Literatur

- ABER, J. D. (2002): Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. In: HORST et al. (2005): Progress in Plant Nutrition, Kluwer Academic Publisher, 179-188
- AHREND, B. (2008a): Dynamische Modellierung der Auswirkungen forstlicher Maßnahmen auf den Stoffhaushalt. Unveröffentlichter Abschlussbericht des WRRL-Pilotprojekt SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung auf die Qualität von Sicker- und Oberflächengewässern in bewaldeten Einzugsgebieten. Göttingen, 364 S.
- AHREND, B. (2008b): Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland. *Horizonte*, 21, Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck & Marburg, 162 S.
- AHREND, B.; BÖTTCHER, J. u. DUIJNISVELD, W. H. M. (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 221-234
- AHREND, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M.; MEESENBURG, H. u. BEESE, F. (2007): Kopplung dynamischer Modelle für die flächenhafte Abschätzung der Stoffdeposition im Wald. *DBG*, 110, (2), 421-422
- AHREND, B.; DÖRING, C.; JANSEN, M. u. MEESENBURG, H. (2008): Unterschiedliche Nutzungsszenarien und ihre Auswirkungen auf die Basensättigung im Wurzelraum - Ergebnisse von Szenarienvergleichen in Teileinzugsgebieten der Großen Bramke. *Forst u. Holz*, 63, (12), 32-36
- AHREND, B.; MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2009): Assessment of forest management effects on N-cycling at three basins in the Upper Harz Mountains, Germany. *Landschaftsökologie und Umweltforschung*, 50, 3-7
- AHREND, B., MEESENBURG, H.; DÖRING, C. u. JANSEN, M. (2010): A spatio-temporal modelling approach for assessment of management effects in forest catchments. *Status and Perspectives of Hydrology in Small Basins*, IAHS Publ. 336, 32-37
- ALBERT, M. u. SCHMIDT, M. (2010): Climate-sensitive modelling of site-productivity relationships for Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) and common beech (*Fagus sylvatica* L.). *Forest Ecology and Management*, 259, (4), 739-749
- ALEWELL, C.; ARMBRUSTER, M.; BITTERSÖHL, J.; EVANS, C. D.; MEESENBURG, H.; MORITZ, K. u. PRECHTEL, A. (2001): Are the signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? *Hydrology and Earth System Sciences*, 5, (3), 367-378
- ALVETEG, M.; WALSE, C. u. WARFVINGE, P. (1998): Reconstructing Historic Atmospheric Deposition and Nutrient uptake from Present Day Values Using MAKEDEP. *Water, Air, and Soil Pollution*, 104, 269-283
- ANDERS, S.; BECK, W.; BOLTE, A.; KRAKAU, U.-K.; MÜLLER, J.; HOFMANN, G. u. JENSSEN, M. (1999): Waldökosystemforschung Eberswalde - Einfluß von Niederschlagsarmut und erhöhtem Stickstoffeintrag auf Kiefern-, Eichen- und Buchen-Wald- und Forstökosysteme des nordostdeutschen Tieflandes. Eberswalde, 247 S.
- ASCHE, N.; DOHMEN, H.; DAME, G.; NOLTE, N. u. HUSEMANN, T. (2007): Grundwasserschutz durch intensivierte Biomassennutzungen. Ein Praxisversuch zum Stickstoffexport aus dem Klever Reichswald. *AFZ/Der Wald*, 11, 594-597
- BAUMGARTEN, M.; BEUDERT, B.; DIETRICH, H.-P.; EINERT, P.; KÖLLNER, G.; KRAUSE, G. H. M. u. LUX, W. (2006): Belastung der Wälder mit gasförmigen Luftschadstoffen. Studie zur Beurteilung der Luftqualität an Waldstandorten des forstlichen Umweltmonitoring in den Jahren 2002 und

2003. Bericht im Auftrag des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (BMELV), Freising. 130 S.
- BEESE, F. (1986): Parameter des Stickstoffumsatzes in Ökosystemen mit Böden unterschiedlicher Acidität. Göttinger Bodenkundliche Berichte, 90, 1-344
- BERENDSE, F.; LAMMERTS, E. J. u. OLFF, H. (1998): Soil organic matter accumulation and its implications for nitrogen mineralization and plant species composition during succession in coastal dune slacks. *Plant Ecology*, 137, 71-78
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C.; SANTO, A. V. D.; JOHANSSON, M.-B. u. EKBOHM, G. (1995): Decomposition of litter and soil organic matter - Can we distinguish a mechanism for soil organic matter buildup? *Scand. J. For. Res.*, 10, 108-119
- BERGMANN, C. (1998): Stickstoff-Umsätze in der Humusaufgabe unterschiedlich immissionsbelasteter Kiefernbestände (*Pinus sylvestris* L.) im nordostdeutschen Tiefland - mit besonderer Berücksichtigung des gelösten organischen Stickstoffs. *Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung*, 1, Cottbus, 128 S.
- BERTHOLD, D. u. BEESE, F. (2002): Kohlenstoffspeicherung in Böden nach Aufforstung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform. *Forst u. Holz*, 57, 417-420
- BEUDERT, B.; KLÖCKING, B.; MARCQ, B.; NIEDERBERGER, J.; PUHLMANN, H.; SCHWARZE, R. u. V. WILPERT, K. (2007): Selected case studies of forest-hydrological research in German low mountain ranges. In: PUHLMANN, H. u. SCHWARZE, R.: *Forest hydrology - results of research in Germany and Russia*. Deutsches Nationalkomitee für das International Hydrological Programme (IHP) der UNESCO und das Hydrology and Water Resources Programme (HWRP) der WMO. Koblenz. 1-131
- BILLET, M. F.; FITZPATRICK, E. A. u. CRESSER, M. S. (1990): Changes in the carbon and nitrogen status of forest soil organic horizons between 1949/50 and 1987. *Environmental Pollution*, 66, 67-79
- BLOCK, J. (2006): Stickstoffbelastung der rheinland-pfälzischen Wälder. *Mitteilungen aus der Forschungsanstalt für Waldökologie und Forstwirtschaft*, 60, 1-27
- BOLTE, A. (1999): Abschätzung von Trockensubstanz-, Kohlenstoff- und Nährelementvorräten der Waldbodenflora - Verfahren, Anwendung und Schätztafeln. *Forstwiss. Beitr. Tharandt.*, 7. 129 S.
- BONTEN, L.; POSCH, M. u. REINDS, G. J. (2010): The VSD+ Soil Acidification Model. Model Description and User Manual Version 0.11, Alterra, Wageningen. 19 S.
- BORKEN, W. (2005): Stickstoffhaushalt deutscher Wälder - eine tickende Zeitbombe? *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 41-46
- BORKEN, W. u. MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (3), 277-283
- BORMANN, B. T.; SPALTENSTEIN, H.; MCCLELLAN, M. H.; UGOLINI, F. C.; CROMACK-JR., K. u. NAY, S. M. (1995): Rapid soil development after windthrow disturbance in pristine forests. *J. Ecology*, 83, 747-757
- BORMANN, F. H. u. LIKENS, G. E. (1979): *Pattern and Process in a Forested Ecosystem*. Springer-Verlag. New York. 253 S.
- BÖTTCHER, J. u. SPRINGOB, G. (2001): A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 164, 399-405
- BREDEMEIER, M.; BLANCK, K.; XU, Y. J.; TIETEMA, A.; BOXMAN, A. W.; EMMETT, B. A.; MOLDAN, F.; GUNDERSEN, P.; SCHLEPPI, P. u. WRIGHT, R. F. (1998): Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology Management*, 101, 57-64
- BRINKMANN, S. u. NIEDER, R. (2002): Critical Loads für eutrophierenden Stickstoff – Weiterentwicklung des Ansatzes unter besonderer Berücksichtigung der Umsetzung im Boden (Humusschicht). *Braunschweig*. 116 S.
- BUBERL, H. G.; v. WILPERT, K.; TREFZ-MALCHER, G.; HILDEBRAND, E. E. u. WIEBEL, M. (1994): Der chemische Zustand der Waldböden in Baden-Württemberg. Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 1989-1992 (BZE). *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 182, 104 S.

- BÜTTNER, G. (1997): Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE) in Niedersachsen 1990-1991. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt, 122, 205 S.
- COSBY, B. J.; HORNBERGER, G. M.; GALLOWAY, J. N. u. WRIGHT, R. F. (1985): Modeling the effects of acid deposition: assessment of a lumped-parameter model of soil water and streamwater chemistry. *Water Resources Research*, 21, 51-63
- COVINGTON, W. W. (1981): Changes in forest floor organic matter and nutrient content following clear cutting in northern hardwoods. *Ecology*, 62, (1), 41-48
- DAUBER, E. u. KREUTZER, K. (1979): Die Ermittlung des Potentials forstlicher Reststoffe in der Bundesrepublik Deutschland. *Forstw. Cbl.*, 98, 289-297
- DE KOVEL, C. G. F.; VAN MIERLO, A. J. E. M.; WILMS, Y. J. O. u. BERENDSE, F. (2000): Carbon and nitrogen in soil vegetation at sites differing in successional stage. *Plant Ecology*, 149, 43-50
- DE VRIES, W. (1991): Methodologies for the assessment and mapping of critical loads and of the impact of abatement strategies on forest soils. Wageningen, DLO The Winand Staring Centre, Report, 46, 109 S.
- DE VRIES, W.; WAMELINK, W.; REINDS, G. J.; WIEGERS, H. J. J.; MOL-DIJKSTRA, J.; KROS, J.; NABUURS, G. J.; PUSSINEN, A.; SOLBERG, S.; DOBBERTIN, M.; LAUBHANN, D.; STERBA, H. u. VAN OIJEN, M. (2007): Assessment of the relative importance of nitrogen deposition, climate change and forest management on the sequestration of carbon by forests in Europe. *Alterra-rapport 1538*, Alterra, Wageningen, 303 S.
- DISE, N.; MATZNER, E. u. GUNDERSEN, P. (1998): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air and Soil Pollution*, 105, 143-154
- DISE, N. u. WRIGHT, R. F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management*, 71, (1-2), 153-161
- EINERT, P. (2000): Depositionsuntersuchungen im Rahmen des Forschungsprogramms: "Langfristige waldbauliche Untersuchungen in Kiefernbeständen in Berliner Forsten". *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.*, 34, (3), 109-112
- EMMETT, B. A.; BOXMAN, D.; BREDEMEIER, M.; GUDERSEN, P.; KJONAAS, O. J.; MOLDAN, F.; SCHLEPPI, P.; TIETEMA, A. u. WRIGHT, R. F. (1998): Predicting the Effects of Atmospheric Nitrogen Deposition in Conifer Stands: Evidence from the NITREX Ecosystem-Scale Experiments. *Ecosystems*, 1, 352-360
- EMMETT, B. A.; REYNOLDS, B.; STEVENS, P. A.; NORRIS, D. A.; HUGHES, S. u. GÖRRES, J. (1993): Nitrate leaching from afforested Welsh catchments: interaction between stand age and nitrogen deposition. *Ambio*, 22, 386-394
- ENTRY, J. A. u. W. H. EMMINGHAM (1998): Influence of forest age on forms of carbon in Douglas-fir soils in the Oregon Coast Range. *Can. J. For. Res.*, 28, 390-395
- ERISMAN, J. W. u. DRAAIJERS, G. P. J. (1995): Atmospheric Deposition in relation to acidification and eutrophication. *Studies in Environmental Science*, 63. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 405 S.
- FISCHER, H.; BENS, O. u. HÜTTL, R. F. (2002): Veränderung von Humusform, -vorrat und -verteilung im Zuge von Waldbau-Maßnahmen im Nordostdeutschen Tiefland. *Forstw. Cbl.*, 121, 322-334
- GAUGER, T.; ANSHELM, F.; SCHUSTER, H.; DRAAIJERS, G. P. J.; BLEEKER, A.; ERISMAN, J. W.; VERMEULEN, A. T. u. NAGEL, H.-D. (2002): Kartierung ökosystembezogener Langzeittrends atmosphärischer Stoffeinträge und Luftschadstoffkonzentrationen in Deutschland und deren Vergleich mit Critical Loads und Critical Levels. Forschungsvorhaben im Auftrag des BMU/UBA, FE-Nr. 299 42 210., Institut für Navigation, Univ. Stuttgart. 207 S.
- GAUGER, T.; HAENEL, H.-D.; RÖSEMANN, C.; NAGEL, H.-D.; BECKER, R.; KRAFT, P.; SCHLUTOW, A.; SCHÜTZE, G.; WEIGELT-KIRCHNER, R. u. ANSHELM, F. (2008): Nationale Umsetzung UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkung). Abschlussbericht zum UFOPLAN-Vorhaben FKZ 204 63 252. Im Auftrag des Umweltbundesamtes, gefördert vom Bundesministerium f. Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit. Dessau-Rosslau

- GEHRMANN, J.; ANDREAE, H.; FISCHER, U.; LUX, W. u. SPRANGER, T. (2001): Luftqualität und atmosphärische Stoffeinträge an Level II - Dauerbeobachtungsflächen in Deutschland. Bundesministerium für Verbraucherschutz, Ernährung und Landwirtschaft (BMVEL), 94 S.
- GÖTEBORG-PROTOKOLL (1999): [http://www.unece.org/env/lrtap/multi\\_h1.html](http://www.unece.org/env/lrtap/multi_h1.html)
- GUNDERSEN, P.; BERG, B.; CURRIE, W. S.; DISE, N.; EMMETT, B. A.; GAUCL, V.; HOLMBERG, M.; KJONAAS, O. J.; MOL-DIJKSTRA, J.; SALM VAN DER, C.; SCHMIDT, I. K.; TIETEMA, A.; WESSEL, W. W.; VESTGARDEN, L. S.; AKSELSSON, C.; VRIES DE, W.; FORSIUS, M.; KROS, H.; MATZNER, E.; MOLDAN, F.; NADELHOFFER, K. J.; NILSSON, L.-O.; REINDS, G. J.; ROSENGREN, U.; STUANES, A. O. u. WRIGHT, R. F. (2006): Carbon-Nitrogen Interactions in Forest Ecosystems. Final Report. 61 S.
- GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I. u. DE VRIES, W. (1998a): Nitrate leaching in forest ecosystems is related to forest floor C/N ratios. *Environmental Pollution*, 102, 403-407
- GUNDERSEN, P.; EMMETT, B. A.; KJONAAS, O. J.; KOOPMANS, C. J. u. TIETEMA, A. (1998b): Impact of nitrogen deposition on nitrogen cycling in forests: a synthesis of NITREX data. *Forest Ecology and Management*, 101, 37-55
- HANSEN, J. (2006): Der WaldPlaner – Ein System zur Entscheidungsunterstützung in einer nachhaltigen Forstwirtschaft. In: DEGENHARDT, A. u. U. WUNN (Hrsg.): Sammlung der Beiträge von der 18. Jahrestagung der Sektion Biometrie und Informatik im DVFFA vom 25. bis 27.09.2006 in Trippstadt. Die Grüne Reihe, 112-119
- HEGG, C.; JEISY, M. u. WALDNER, P. (2004): Wald und Trinkwasser. Eine Literaturstudie. Eidg. Forschungsanstalt WSL, Birmensdorf, 60 S.
- HEINZELLER, C. (2007): Regionalisierung des Nitrataustrags aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland. Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften Albert-Ludwigs-Universität, Freiburg im Breisgau. 179 S.
- HORNBECK, J. W.; BAILEY, S. W.; BUSO, D. C. u. SANLEY, J. B. (1997): Streamwater chemistry and nutrient budgets for forested watersheds in New England: Variability and management implications. *Forest Ecology and Management*, 93, (1-2), 73-89
- HORNBECK, J. W.; MARTIN, C. W.; PIERCE, R. S.; BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E. u. EATON, J. S. (1987): The northern hardwood forest ecosystem: ten years of recovery from clearcutting NE-RP-596. Broomall, PA: U.S., Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, 30 S.
- HORVÁTH, B. (2006a): Auswirkungen von Ökosystemmanipulationen auf Vorratsänderungen und Freisetzung von C- und N-Verbindungen. *Forstw. Fak., Diss., Göttingen*. 160 S.
- HORVÁTH, B. (2006b): C-accumulation in the soil after afforestation: contribution to C-mitigation in Hungary? *Forstarchiv*, 77, 63-68
- HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J. u. MEESENBERG, H. (2009): Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv*, 80, 35-41
- JACOBSEN, C.; RADEMACHER, P.; MEESENBERG, H. u. MEIWES, K. J. (2003): Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten - Literaturstudie und Datensammlung. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B*, 69, 81
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K. u. BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253-268
- JANSEN, M.; CHODAK, M.; SABOROWSKI, J. u. BEESE, F. (2005): Erfassung von Humusmengen und -qualitäten in organischen Auflagen in Rein- und Mischbeständen von Buchen und Fichten unterschiedlichen Alters. *Allg. Forst- und Jagdzeitung*, 176, (9-10), 176-186
- KÖHLER, K.; DUJNISVELD, W. H. M. u. BÖTTCHER, J. (2006): Nitrogen fertilization and nitrate leaching into groundwater on arable sandy soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, 185-195
- KROS, H. (2002): Evaluation of biogeochemical models at local and regional scale. PhD thesis, Wageningen. 298 S.

- KROS, J.; REINDS, G. J.; DE VRIES, W.J.; LATOUR, B. u. BOLLEN, M. J. S. (1995): Modelling of soil acidity and nitrogen availability in natural ecosystems in response to changes in acid deposition and hydrology. SC-DLO Report, 95, Wageningen, 90 S.
- KRISTENSEN, H. L.; GUNDERSEN, P.; CALLESEN, I. u. REINDS, G. J. (2004): Throughfall nitrogen deposition has different impacts on soil solution nitrate concentration in European coniferous and deciduous forests. *Ecosystems*, 7, 180-192
- KUES, J. (1984): Untersuchungen zum Stoffeintrag in den Göttinger Wald. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben, 6, 206 S.
- LAUBHANN, D.; STERBA, H.; REINDS, G. J. u. DE VRIES, W. (2009): The impact of atmospheric deposition and climate on forest growth in European monitoring plots: An individual tree growth model. *Forest Ecology and Management*, 258, (8), 1751-1761
- LI, C.; ABER, J. D.; STANGE, F.; BUTTERBACH-BAHL, K. u. PAPEN, H. (2000): A process-oriented model of N<sub>2</sub>O and NO emissions from forest soils: 1. Model development. *J. Geophysical Research*, 105, (4), 4369-4384
- MACDONALD, J. A.; DISE, N. B.; MATZNER, E.; ARMBRUSTER, M. u. GUNDERSEN, P. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*, 8, 1028-1033
- MATZNER, E. u. GROSHOLZ, C. (1997): Relationship between NO<sub>3</sub>-output, C/N ratio of the humus layer and N-input in Central European spruce forest (*Picea abies* Karst.) ecosystems. *Forstw. Cbl.*, 116, 39-44
- MEESENBURG, H.; MEIWES, K.-J. u. RADEMACHER, P. (1995): Long term trends in atmospheric deposition and seepage output in northwest german forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 85, 611-616
- MEIWES, K.-J.; MEESENBURG, H.; BARTENS, H.; RADEMACHER, P. u. KHANNA, P. K. (2002): Akkumulation von Auflagehumus im Solling. Mögliche Ursachen und Bedeutung für den Nährstoffkreislauf. *Forst u. Holz*, 57, 428-433
- MELLERT, K.-H.; GENSJÖR, A.; GÖTTLEIN, A. u. KÖLLING, C. (2005): Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldökologie online*, (2), 4-24
- MELLERT, K.-H. u. KÖLLING, C. (2006): Stickstoffsättigung - ein wachsendes Problem ohne Lösung? *Forst u. Holz*, 61, 95-98
- MELLERT, K.-H.; KÖLLING, C. u. REHFUESS, K. E. (1996): Stoffauswaschung aus Fichtenwaldökosystemen Bayerns nach Sturmwurf. *Forstw. Cbl.*, 115, 363-377
- MELLERT, K.-H.; KÖLLING, C. u. REHFUESS, K. E. (1998): Vegetationsentwicklung und Nitrataustrag auf 13 Sturmkahlflächen in Bayern. *Forstarchiv*, 69, 3-11
- MOHR, K.; MEESENBURG, H.; HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J.; SCHAAF, S. u. DÄMMGEN, U. (2005): Bestimmung von Ammoniak-Einträgen aus der Luft und deren Wirkungen auf Waldökosysteme (ANSWER-Projekt). *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*. Bundesforschungsanstalt für Landwirtschaft (FAL), Braunschweig, 113 S.
- MÜLLER, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodendatenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). *Arbeitshefte Boden*, 2004, (2): 409
- NAGEL, H.-D.; BECKER, R.; EITNER, H.; HÜBENER, P.; KUNZE, F.; SCHLUTOW, A.; SCHÜTZE, G. u. WEIGELT-KIRCHNER, R. (2004): Critical Loads für Säure und eutrophierenden Stickstoff. *Förderkennzeichen 200 85 212*. Strausberg, 172 S.
- NAGEL, H.-D. u. GREGOR, H.-D. (1999): Ökologische Belastungsgrenzen - Critical Loads u. Levels. Ein internationales Konzept für die Luftreinhaltepolitik. Springer, Berlin, 259 S.
- NAGEL, J.; DUDA, H. u. HANSEN, J. (2006): Forest Simulator BWINPro7. *Forst u. Holz*, 61, 427-429
- NIEDERSÄCHSISCHES LANDESFORSTVERWALTUNG (2004): Langfristige ökologische Waldentwicklung – Richtlinie zur Baumartenwahl. *Aus dem Walde*, 54, 145 S.

- OVINGTON, J. D. (1954): Studies of the development of woodland conditions under different trees. II. The forest floor. *The Journal of Ecology*, 42, 71-80
- OVINGTON, J. D. (1959): The circulation of minerals in plantations of *Pinus sylvestris*. *Annals of Botany*, 23, (90), 229-239
- PARDO, L. H.; DRISCOLL, C. T. u. LIKENS, G. E. (1995): Patterns of nitrate loss from a chronosequence of clear-cut watersheds. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1659-1664
- PENNE, C. (2009): Räumliche Variabilität der Humusspeicherung in Abhängigkeit von der Kronendachstruktur eines Kiefernbestandes. *Horizonte*, 24. Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck & Marburg, 192 S.
- POSCH, M.; HETTELINGH, J.-P. u. SLOOTWEG, J. (2003): Manual for Dynamic Modelling of Soil Response to Atmospheric Deposition. RIVM Report 259101012, Bilthoven, The Netherlands, 69 S.
- POSCH, M. u. REINDS, G. J. (2009): A very simple dynamic soil acidification model for scenario analyses and target load calculations. *Environmental Modelling & Software*, 24, (3), 329-340
- PRIETZEL, J. (2004): Humusveränderung nach Einbringung von Buche und Eiche in Kiefernreinbestände. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (4), 428-438
- PRIETZEL, J.; KOLB, E. u. REHFUESS, K. E. (1997): Langzeituntersuchung ehemals streugenzutter Kiefernökosysteme in der Oberpfalz: Veränderungen von bodenchemischen Eigenschaften und der Nährelementversorgung der Bestände. *Forstw. Cbl.*, 116, 269-290
- PRIETZEL, J.; STETTER, U.; KLEMMT, H.-J. u. REHFUESS, K. E. (2006): Recent carbon and nitrogen accumulation and acidification in soils of two Scots pine ecosystems in Southern Germany. *Plant and Soil*, 289, 153-170
- RINGE, H.; AHREND, B.; GROB, G. u. BÖTTCHER, J. (2003a): Inhomogenitäten im Aufbau eines Kiefer/Buchenmischbestandes als Ursache räumlich differenzierter Stoffeinträge durch Deposition. *Mitteilungen der DBG*, 102, (2), 689-690
- RINGE, H.; BÖTTCHER, J. u. DUJNISVELD, W. H. M. (2003b): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 14. Der Andere Verlag, Hannover, 124 S.
- ROTHER, A. u. MELLERT, K. H. (2004): Effects of forest management on nitrate concentrations in seepage water of forests in southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156, 337-355
- ROWE, E. C.; EVANS, C. D.; EMMETT, B. A.; REYNOLDS, B.; HELLIWELL, R. C.; COULL, M. C. u. CURTIS, C. J. (2006): Vegetation type affects the relationship between soil carbon to nitrogen ratio and nitrogen leaching. *Water, Air and Soil Pollution*, 177, 335-347
- SCHAAFF, S. u. MEESENBURG, H. (2005): Modellierung der Stoffflüsse in Waldbeständen im ANSWER-Projekt. *Landbauforschung Völkenrode*, 279, 45-56
- SCHÖBER, R. (1995): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung. 4. Aufl. Sauerländer, Frankfurt am Main, 166 S.
- SPANGENBERG, A.; FAIBT, G.; KÖLLING, C. u. MELLERT, K.-H. (2002): Das Nitrataustragsrisiko in Bayerns Wäldern. *LWFaktuell*, 34, 9-14
- SPRINGER, T.; LORENZ, K. u. GREGOR, H.-D. (2004): Manual on methodologies and criteria for Modelling and Mapping Critical Loads u. Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Texte Umweltbundesamt, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin, 266 S.
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. u. DUJNISVELD, W. H. M. (1993): Ermittlung von Stoffeinträgen und deren Verbleib im Grundwasserleiter eines norddeutschen Wassergewinnungsgebietes: Stoffeinträge (Nitrat, Spurenelemente, Pestizide) in das Grundwasser und deren Verbleib in einem Sand-Aquifer am Beispiel des Modellgebietes Fuhrberger Feld. Texte Umweltbundesamt, 93, Berlin, 86 S.
- TIETEMA, A. (2004): WANDA, a regional dynamic nitrogen model (With Aggregated Nitrogen DynAmics) for nitrate leaching from forests. *Hydrology and Earth System Sciences*, 8, 803-813

- TURNER, J. u. LONG, J. N. (1975): Accumulation of organic matter in a series of Douglas-fir stands. *Can. J. For. Res.*, 5, 681-690
- UMWELTBUNDESAMT (2007): Luftreinhaltung 2010. Nationales Programm zur Verminderung der Ozonkonzentration und zur Einhaltung der Emissionshöchstmengen. Programm gemäß § 8 der 33. BImSchV und der Richtlinie 2001/81/EG (NEC RL). Texte Umweltbundesamt 37, Dessau-Roßlau. 79 S.
- UMWELTBUNDESAMT (2008): Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen. <http://www.umweltbundesamt.de>, Umweltbundesamt, Dessau.
- UN/ECE (2004): Handbook for the 1979 Convention on Long-range Transboundary Air Pollution and its Protocols. UN, New York, Geneva, 341 S.
- UN/ECE (2006): Strategies and Policies for air pollution abatement. 2006 review prepared under The Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. United Nations, New York and Geneva, 78 S.
- VANMECHELEN, L.; GROENEMANS, R. U. u. VAN RANST, E. (1997): Forest soil conditions in Europe. Results of a large-scale soil survey. Technical Report. – EC, UN/ECE. Ministry of the Flemish Community, Brüssel/Genv., 259 S.
- WALLMAN, P.; SVENSSON, M. G. E.; SVERDRUP, H. u. BELYAZID, S. (2005): ForSAFE - an integrated process-oriented forest model for long-term sustainability assessments. *Forest Ecology Management*, 207, 19-36
- WARDLE, D. A.; HÖRNBERG, G.; ZACKRISSON, O.; KALELA-BRUNDIN, M. u. COMMES, D. A. (2003): Long-term effects of wildfire on ecosystem properties across an island area gradient. *Science*, 300, 972-975
- WARDLE, D. A.; ZACKRISSON, O.; HÖRNBERG, O. u. GALLEY, C. (1997): The influence of island area on ecosystem properties. *Science*, 227, 1296-1299
- WILPERT, K. V.; ZIRLEWAGEN, D. u. KOHLER, M. (2000): To what extent can silviculture enhance sustainability of forest sites under the immission regime in Central Europe? *Water, Air and Soil Pollution*, 122, (1/2), 105-120
- WOLF, B. u. W. RIEK (1997): Deutscher Waldbodenbericht 1996. Ergebnisse der bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald von 1987-1993 (BZE). Bd. 1 und 2., Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.). Bonn. 144 S.
- ZEZSCHWITZ, E. V. (1995): Qualitätsänderungen des Waldhumus. *Forstw. Centralblatt*, 104, 205-220
- ZWEIG, M.; BUFE, J. u. ANDREAE, H. (2006): Diffuse Belastung von Grundwasserkörpern in Sachsen. *Wasserwirtschaft*, 6, 28-33

Autor:

Dr. Bernd Ahrends

*Vormals:*

Georg-August-Universität Göttingen  
Fakultät für Forstwissenschaften und Waldökologie  
Abteilung Ökopedologie der gemäßigten Zonen

*Aktuell:*

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Grätzelstrasse 2  
D-37079 Göttingen  
E-Mail: [bernd.ahrends@nw-fva.de](mailto:bernd.ahrends@nw-fva.de)  
URL: [www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)