



Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 7381

Regionalisierung des Nitrataustrags aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland

C. A. Heinzeller

Institut für Meteorologie und Klimaforschung

Februar 2008

Forschungszentrum Karlsruhe
in der Helmholtz-Gemeinschaft

Wissenschaftliche Berichte
FZKA 7381

Regionalisierung des Nitrataustrags
aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland

Christoph Arthur Heinzeller

Institut für Meteorologie und Klimaforschung

Von der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg genehmigte Dissertation

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH, Karlsruhe
2008

Für diesen Bericht behalten wir uns alle Rechte vor

Forschungszentrum Karlsruhe GmbH
Postfach 3640, 76021 Karlsruhe

Mitglied der Hermann von Helmholtz-Gemeinschaft
Deutscher Forschungszentren (HGF)

ISSN 0947-8620

urn:nbn:de:0005-073814

**Regionalisierung des Nitrataustrags
aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland**

**Inaugural-Dissertation zur Erlangung der Doktorwürde
der Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften
der Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg im Breisgau**

**vorgelegt von
Christoph Heinzeller**

Freiburg im Breisgau 2007

Dekan: Prof. Dr. Heinz Rennenberg
Referent: Prof. Dr. Klaus Butterbach-Bahl
Korreferent: Prof. Dr. Heinz Rennenberg

Datum der mündlichen Prüfung: 30. November 2007

Zusammenfassung

Der Stickstoffkreislauf vieler temperater Wälder ist in den vergangenen Jahrzehnten nachhaltig durch einen hohen Eintrag von atmosphärischem Stickstoff (N) verändert worden. Gestiegener N-Eintrag kann zu einer Sättigung der Waldökosysteme führen. In diesem Zustand übersteigt das Angebot an Stickstoff die Fähigkeit der Pflanzen und Bodenmikroorganismen Stickstoff zu binden. Dieser Überschuss kann einen erhöhten Austrag in Form von N-Spurengasen (N_2O , NO) in die Atmosphäre und von Nitrat in die Hydrosphäre zur Folge haben. Letzteres wiederum kann auch zu einer Eutrophierung von aquatischen Ökosystemen und zur Belastung des Trinkwassers führen. Besonders in Deutschland ist dies von Bedeutung, da ein großer Anteil des Trinkwassers aus dem Grundwasser unter Waldgebieten gewonnen wird.

Um die gegenwärtigen Nitratausträge zu untersuchen und die Vorhersage zukünftiger Stickstoffverlust von Waldökosystemen zu prognostizieren, bietet sich der Einsatz von prozessorientierten Modellen an.

Im Rahmen dieser Arbeit wurde deshalb das prozessorientierte Modell PnET-N-DNDC für die Vorhersage von Nitratausträgen aus Waldökosystemen Deutschlands weiterentwickelt und validiert. Durch diese Weiterentwicklung entstand das neue Forest-DNDC. Im Anschluss an die Weiterentwicklung wurden die biogeochemischen Prozesse, das Pflanzenwachstum und der Wasserhaushalts inklusive des Nitrattransports und des Nitrataustrags unterhalb der Wurzelzone an zahlreichen Standorten evaluiert und getestet. In einem nächsten Schritt wurde das Modell mit einer GIS-Datenbank gekoppelt, welche auf regionaler Ebene die Informationen für die Initialisierung und den Antrieb des Modells zur Berechnung von ökosystemaren Stickstoffverlusten (N-Spurengase, Nitrataustrag) aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland vorhält. Abschließend wurden umfangreiche Sensitivitätsanalysen sowie Szenarien (Einfluss von Klimaveränderung und N-Deposition) auf lokaler und regionaler Ebene durchgeführt.

Modelltests zeigen beispielsweise, dass der mittleren gemessenen Bodenwassergehalte an allen Standorten und Tiefen (bis max. 140 cm) mit einer Varianz von 60% erklärt wird. Die Validierung der Sickerwassermenge (mm a^{-1}) an 252 Standorte und Jahren ergab ein R^2 von 0.6. Ein Vergleich der simulierten Nitratausträge mit den abgeschätzten (Chlorid-Massen-Bilanz) Nitratausträgen an 44 von 48 Level-II-Standorten ergab ein R^2 von 0.51 und für 41 der 48 Standorte ein R^2 von 0.71. Im Rahmen von einer regionalen Sensitivitätsstudie, welche 1000 zufällig ausgesuchte Standorte berücksichtigt, konnte gezeigt werden, dass der Niederschlag der für den Nitrataustrag sensitivste Parameter ist, gefolgt von der Deposition, dem pH-Wert, dem organischen Kohlenstoffgehalt und der Textur.

Die mittleren täglichen N_2O -Emissionen an Standorten des NOFRETETE-Projekts unterschätzte das Forest-DNDC um 39%, die der NO-Emissionen um 26%.

Bei regionaler Anwendung des Modells auf die gesamten Waldgebiete Deutschlands ergibt sich für das Jahr 2000 ein mittlerer Nitrataustrag von $4.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die mittleren N_2O -Emissionen belaufen sich auf $1.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und die NO-Emissionen auf $0.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Ein Vergleich von regionalen Simulationen des Nitrataustrags an Bayerischen Waldstandorten ($n = 5112$) mit den Ergebnissen der „Nitratinventur“ (NI) ($n = 373$), ergab eine gute Übereinstimmung bei den verschiedenen Nitrataustragsklassen (0-5, 5-15, $>15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). 66% der im Rahmen der NI untersuchten Standorte hatten einen Nitrataustrag von 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Forest-DNDC berechnete für ca. 70% der Standorte einen Austrag von 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Sowohl die NI als auch das Modell hatten einen Anteil von 20% ihrer Standorte in der Klasse von 5-15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Nitrataustrag in einer Höhe über $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ wurde im Rahmen der NI an 14% der Standorte gemessen und vom Model für 6% der Standorte simuliert.

Szenarien zur Auswirkung möglicher Klimaveränderung auf die N-Austräge auf Basis von Klimadaten für die Jahre 1991-1999 sowie 2031-2039 ergaben, dass sich der Nitrataustrag aus Waldgebieten Deutschlands im Mittel um ca. -23% verringert wohingegen die N_2O -Emissionen im Mittel um 21% und die NO -Emissionen um 13% steigen werden.

Regionalisation of nitrate leaching from forests in Germany

Abstract

Temperate forest ecosystems and their N-cycle have been strongly influenced by increased atmospheric N-inputs in the last decades. Increased and prolonged atmospheric N-input can lead to saturation of N in naturally N-limited forest ecosystems. In the status of saturation the supply of nitrogen exceeds the capability of plants and soil-microorganisms to compensate or absorb for this macro nutrient, with the consequence of increased ecosystem N-losses in form of environmental important N-trace gases (N_2O , NO) to the atmosphere and/or nitrate to the hydrosphere. The latter playing a key role in eutrophication of aquatic systems as well as a pollutant in the context of drinking water quality. This is especially true for Germany since the predominant part of drinking water is gained from groundwater under forests.

In this thesis, the process oriented model PnET-N-DNDC was further developed and validated to allowing the prediction of nitrate-leaching from forest ecosystems in Germany. By improving the PnET-N-DNDC (**Photosynthesis-Evapotranspiration-Nitrification-Denitrification-Decomposition-Modell**) a new model version, the Forest-DNDC, was developed. Afterwards the model was evaluated on a large number of sites by simulating and testing the soil biogeochemical processes, the plant growth and the water balance including associated matter fluxes of nitrate out of the rooting zone. In a next step, the model was coupled with a GIS-database holding the relevant information for initialising and driving the model on a regional scale in order to calculate ecosystem N-losses (N-trace gases and N leaching) from forests in Germany. Finally, extensive sensitivity-analysis and scenarios (influence of climate change and N-deposition on nitrate-leaching) on plot and regional scale were accomplished.

Model testing e.g. showed that the average measured soil water content on all sites and depths (max. 140 cm) matched the observations with a variance of 60%. The validation of seepage water (mm a^{-1}) from 252 sites and years, produced a R^2 of 0.6. A comparison of simulated nitrate leaching ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) with the estimated (Chlorid-Mass-Balance) nitrate leaching on 48 Level-II-sites showed for 44 of 48 plots an R^2 of 0.51 and for 41 of 48 sites an R^2 of 0.71. In the frame of a regional sensitivity study using 1000 randomly selected plots could be shown that precipitation is the most sensitive parameter for predicting nitrate leaching, followed by N deposition and the pH-Value, the organic carbon content and the soil texture.

Forest-DNDC underestimated the average measured daily N-trace gas emissions at the sites of the NOFRETETE-project by 39% for the N_2O -emissions and by 26% for the NO -emissions.

Applying the model GIS framework on forests ecosystems of entire Germany resulted in an average nitrate leaching of $4.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Simulation for N trace gases revealed average losses of $1.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ and $0.7 \text{ kg NO-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

A comparison of the regional simulations of nitrate leaching for Bavarian forests ($n = 5112$) with the results of the "Nitrat-Inventur" (NI) ($n = 373$) showed a good agreement for the different categories of nitrate-leaching (0-5, 5-15, $>15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). 66% of the plots which were examined in the NI had an amount of 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ of leached nitrate, whereas the Forest-DNDC simulated for 74% of the plots an amount of 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Both the NI and the model had 20% of the plots in the range of 5-15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Nitrate leaching above 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ occurred on 14% of the NI plots and on 6% of the simulated plots.

The impact of climate change on ecosystem N losses from German forests were based on a comparison of the actual climate (1991-1999) and the predicted climate conditions for the year 2031-2039. The results showed that nitrate leaching from forest ecosystems in Germany will decrease by approximately 23% whereas N₂O-emissions from forest ecosystems will increase by 21% and the NO-emissions by approx. 13%.

Inhaltsverzeichnis.....	V
Abbildungsverzeichnis.....	VII
Tabellenverzeichnis.....	X
Abkürzungsverzeichnis.....	XI

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
2	Zielsetzung	4
3	Material und Methoden	6
3.1	Modellbeschreibung	6
3.1.1	Einbindung des PnET-N-DNDC in das MOBILE-Framework	6
3.1.2	Das Forest-DNDC Modell	8
3.1.2.1	Das Pflanzenwachstums-Modul des Forest-DNDC	9
3.1.2.2	Das Mikroklima-Modul des Forest-DNDC	10
3.1.2.3	Das Wasserhaushalts-Modul des Forest-DNDC.....	11
3.1.2.4	Das Boden-Bio-Geo-Chemie-Modul des Forest DNDC	13
3.1.2.5	Die Modell Initialisierung.....	19
3.2	Weiterentwicklung des Forest-DNDC Modell	22
3.2.1	Wasserhaushalts-Modul	22
3.2.2	Boden-Bio-Geo-Chemie-Modul	24
3.2.3	Modell-Initialisierung	29
3.2.4	Extraktion von Modellergebnissen	31
3.3	Erstellung der Datenbasis für ökosystemspezifische und regionale Anwendungen.....	32
3.3.1	Datenbasis für ökosystemspezifische Anwendung: Level II-Standorte.....	32
3.3.2	Verwendung von Boden und Pedo-Transferfunktionen	35
3.3.3	GIS-Datenbank für die regionale Anwendung: Bundesrepublik Deutschland	38
3.4	Evaluierung des Modells auf Standortebeine	41
3.5	Berechnung der Simulationsgüte.....	46
3.6	Szenarien	47
3.6.1	Klimaänderung und ihre Auswirkungen auf N-Spurengas-Emissionen und Nitrat austrag	47
3.6.2	Szenarien zur Stickstoffdeposition.....	50
3.7	Datengrundlage für die Modellanwendung auf regionaler Ebene	52
3.7.1	Bodendaten	52
3.7.2	Klimadaten	54
3.7.3	Stickstoffdeposition	57
3.8	Modellsensitivität und Regressionsanalyse der regionalen Simulationsergebnisse	57
3.8.1	Regressionsanalyse	57
3.8.2	Modellsensitivität.....	57
4	Ergebnisse	60
4.1	Anwendung des Forest-DNDC Modells auf Standortebeine.....	60
4.1.1	Bodenwassergehalte.....	60
4.1.2	Sickerwassermengen.....	65
4.1.3	Bodenwasserhaushalt.....	65
4.1.4	Nitratkonzentration	69
4.1.5	Nitrat austrag.....	72
4.1.6	N-Spurengas-Emissionen (N ₂ O, NO)	73
4.2	N-Depositionsszenarien.....	76
4.3	Regionale Modellanwendungen zur Abschätzung von N-Austrägen.....	82
4.3.1	Regionalisierung des Nitrat austrags.....	83

4.3.2	Regionalisierung des Sickerwassers und der Nitratkonzentration im Sickerwasser	87
4.3.3	Regionalisierung der N-Spurengasemissionen.....	90
4.3.4	N-Retention	93
4.4	Sensitivitätstest auf regionaler Ebene	95
4.5	Klimaszenarien.....	96
5	Diskussion.....	101
5.1	Modellvalidierung.....	101
5.2	Sensitivitätsanalyse	107
5.3	Szenarienanalyse.....	111
5.3.1	Depositionsszenarien.....	111
5.3.2	Klimaänderung und N-Austräge.....	114
5.4	Stoff- und Massenbilanzen der Wälder Deutschlands	115
6	Zusammenfassung	122
7	Literaturverzeichnis	125
8	Danksagung	136
9	Abstract.....	139
10	Anhang	141
10.1	Python-Script zur Erstellung der SITE-Files	141
10.2	Python-Script zur Erstellung der SETUP-Files.....	165

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Stickstoffkreislauf (Verändert nach Breuer 2000.)	2
Abbildung 2: Struktur des Forest-DNDC im MOBILE-Framwork	7
Abbildung 3: Detaillierte Übersicht des Forest-DNDC	8
Abbildung 5: Pools und Abbaukonstanten von organischer Substanz im Modell Forest-DNDC	15
Abbildung 6: Einteilung der organischen Streu in drei Kohlenstoff-Pools	16
Abbildung 7: Struktur der für den Modellbetrieb benötigten Steuerfiles	19
Abbildung 8: Struktur und Inhalt des SETUP-Files	20
Abbildung 9: Struktur und Inhalt des SITE-Files	21
Abbildung 10: Struktur eines CLIMATE-Files	22
Abbildung 11: Struktur eines AIRCHEMISTRY-Files	22
Abbildung 12: Veränderung des organischen Kohlenstoff-Gehalts mit der Tiefe	24
Abbildung 13: Abnahme der Kohlenstoff-Speicher mit der Tiefe	26
Abbildung 14: Veränderung der Konzentration der Stoffgruppen der organischen Substanz mit der Tiefe	26
Abbildung 15: Umwandlungs- und Stabilisierungsprozesse (Humifizierung) der organischen Substanz	27
Abbildung 16: Funktion zur Beschreibung der Wurzelverteilung mit der Tiefe	28
Abbildung 17: Überblick über die Aufbereitung der Modelleingangsdaten	30
Abbildung 18: Programm zur Erstellung der SITE-Files für den Modellantrieb. Entwickelt in PYTHON.	31
Abbildung 19: Übersicht über die an den Level-II-Standorten erfassten Standortparametern	33
Abbildung 20: Prozentualer Anteil der Level-II-Standorte an den verschiedenen Bodentypen	34
Abbildung 21: Datenstruktur der regionalen Modellanwendung (Deutschlandkataster)	39
Abbildung 22: Eindeutige Referenzierung der GIS-Flächeneinheiten durch die PolyID	40
Abbildung 23: Überblick über den Zusammenhang der Input-Files	40
Abbildung 24: Zukünftige Veränderung der durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur der Bundesrepublik Deutschland	48
Abbildung 25: Zukünftige Veränderung des Jahresniederschlags der Bundesrepublik Deutschland	49
Abbildung 26: N-Depositionsszenarien an den Standorten Altendorf, Freising und Flossenbürg für den Zeitraum 2002 bis 2071	51
Abbildung 27: Die Verteilung der Bodengruppen in Deutschland	53
Abbildung 28: Regionale Verteilung der Jahresniederschlagssummen der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000	55
Abbildung 29: Regionale Verteilung der Gesamtdeposition der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000	56
Abbildung 30: Lage der 1000 zufällig ausgewählten Waldflächen (Polygone) für die Sensitivitätsanalyse	58
Abbildung 31: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Altdorf für die Jahre 2000–2003	61
Abbildung 32: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Ebersberg für die Jahre 2000–2003	61
Abbildung 33: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Mitterfels für die Jahre 2000–2003	62
Abbildung 34: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Riedenburg für die Jahre 2000–2003	62
Abbildung 35: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Flossenbürg für die Jahre 2000 – 2003	63
Abbildung 36: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising für die Jahre 2000 – 2003	63

Abbildung 37: Zusammenhang zwischen simulierter und abgeschätzter Sickerwassermenge an Level-II-Standorten.....	65
Abbildung 38: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996–1999 am Standort Altdorf.	66
Abbildung 39: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Ebersberg.	66
Abbildung 40: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Flossenbürg.....	67
Abbildung 41: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Mitterfels	68
Abbildung 42: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Riedenburg.....	68
Abbildung 43: Vergleich der mittleren gemessenen und modellierten Nitratkonzentration an den Standorten Altdorf (901), Ebersberg (906), Flossenbürg (908), Mitterfels (911), Freising (919).....	70
Abbildung 44: Veränderung des R ² sowie Anteil der berücksichtigten Standorte bei zunehmender Abweichung.....	72
Abbildung 45: Vergleich von bestimmtem und simuliertem Nitrataustrag unter Einbeziehung von 64% der Daten	73
Abbildung 46: Vergleich von bestimmtem und simuliertem Nitrataustrag unter Einbeziehung von 82% der Daten.	73
Abbildung 47: Vergleich von gemessenen und simulierten N ₂ O Emissionen für verschieden Standorte in Europa (Nofretete-Projekt).....	74
Abbildung 48: Vergleich von gemessenen und simulierten NO Emissionen für verschieden Standorte in Europa (Nofretete-Projekt).....	75
Abbildung 49: N-Depositionsszenario am Standort Altdorf 2002 – 2071.	77
Abbildung 50: N-Depositionsszenario am Standort Flossenbürg 2002-2071.	79
Abbildung 51: N-Depositionsszenario am Standort Freising 2002 – 2071.....	81
Abbildung 52: Regionale Verteilung des Nitrataustrags für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.	83
Abbildung 53: Regionale Verteilung des Jahresniederschlags für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.	85
Abbildung 54: Regionale Verteilung der Gesamtdeposition für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.	86
Abbildung 55: Regionale Verteilung der jährlichen Sickerwassermenge aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland unterhalb der Wurzelzone im Jahr 2000.	88
Abbildung 56: Regionale Verteilung der Nitratkonzentration im Sickerwasser aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.	89
Abbildung 57: NO-Emissionen aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.	91
Abbildung 58: N ₂ O-Emissionen aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.	92
Abbildung 59: Histogramm der N-Retention für das Jahr 2000.....	93
Abbildung 60: N-Retention der Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000.....	94
Abbildung 61: Sensitivität von simuliertem Nitrataustrag auf veränderte Modellparameter und Eingangsgrößen.	95
Abbildung 62: Relative Veränderung des Nitrataustrags 1991-1999 zu 2031-2039.....	98
Abbildung 63: Relative Veränderung der NO-Emission 1991-1999 zu 2031-2039.	99
Abbildung 64: Relative Veränderung der N ₂ O-Emission 1991-1999 zu 2031-2039.	100
Abbildung 65: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising in 5 cm Tiefe (nicht angepasst).....	102
Abbildung. 66: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising in 5 cm Tiefe (angepasst).....	102
Abbildung 67: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Altdorf	108
Abbildung 68: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Ebersberg	108

Abbildung 69: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Flossenbürg	108
Abbildung 70: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Mitterfels	108
Abbildung 71: Häufigkeitsverteilung der Deposition an den 1000 zufällig ausgesuchten Standorten.....	110
Abbildung 72: Quelle des am Standort Altdorf simulierten N ₂ O in der organischen Auflage	112
Abbildung 73: Hypothese der Reaktion von bewirtschafteten Waldökosystemen auf gestiegene N-Einträge	113
Abbildung 74: Zusammenhang zwischen N-Gesamtdeposition und Nitrataustrag	116
Abbildung 75: Mittlerer Nitrataustrag verschiedener Depositionsklassen.....	119
Abbildung 76: Vergleich der Nitratkonzentration aus der Nitratinventur 2001-2002 mit den Modellergebnissen für die bayerischen Waldgebiete Jahr 2000	120
Abbildung 77: Vergleich des bestimmten Nitrataustrags aus der Nitratinventur 2001-2002 mit den Modellergebnissen für die bayerischen Waldgebiete im Jahr 2000.	121

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Übersicht über die aktuell implementierten Module im MOBILE-Framework.....	7
Tabelle 2: Baumartenzusammensetzung an den Level-II-Standorten.....	33
Tabelle 3: Prozentualer Anteil der Level-II-Standorte an den verschiedenen Ausgangssubstraten...	35
Tabelle 4: Übersicht über die für die Simulation des Bodenwassergehalts wichtigsten Standortparameter.....	42
Tabelle 5: Eigenschaften der Standorte für die N-Depositionsszenarien.....	51
Tabelle 6: Übersicht über die Bodenklassen und deren wichtigste Bodenparameter.....	52
Tabelle 7: Übersicht über die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse verwendeten Modellparameter und ihre Veränderung.....	58
Tabelle 8: Zusammenstellung von gemessenen und modellierten Bodenwassergehalten an ausgesuchten Level II-Standorte.....	64
Tabelle 9: Minimum, Maximum, Mittelwert und Standardabweichung* der Wasserhaushaltsbilanzen von BROOK90 und Forest-DNDC an fünf Level-II-Standorten.....	69
Tabelle 10: Zusammenstellung von gemessenen und simulierten Nitratkonzentrationen an ausgesuchten Level-II-Standorten.....	71
Tabelle 11: Statistische Auswertung der N ₂ O Emissionsdaten aus Feldmessungen und Modellergebnissen mit dem Forest-DNDC.....	73
Tabelle 12: Statistische Auswertung der NO-Emissionsdaten aus Feldmessungen und Modellergebnissen mit dem Forest-DNDC.....	75
Tabelle 13: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Altdorf.....	78
Tabelle 14: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Flossenbürg.....	80
Tabelle 15: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Freising.....	82
Tabelle 16: Vergleich der regionalen N-Austräge für das Simulationsjahr 2000.....	84
Tabelle 17 Schwankungsbereich der ursprünglichen Parameter aller 1000 zufällig ausgewählten Standorte.....	95
Tabelle 18: Jahreszeitliche Veränderungen der wichtigsten Klimaparameter und N-Austräge.....	97
Tabelle 19: Berechnetes R ² aus dem simulierten und gemessenen Bodenwassergehalt des gesamten Bodenprofils an 5 Level-II-Standorten.....	102
Tabelle 20: Vergleich des simulierten Nitrataustrags mit Werten aus der Literatur.....	107
Tabelle 21: Vergleich der Simulationsergebnisse des Forest-DNDC und des PnET-N-DNDC für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.....	118
Tabelle 22: Gütemaße der Regressionsmodelle für NO und N ₂ O- Emissionen des Forest-DNDC für das Jahr 2000.....	118

Abkürzungsverzeichnis

a	Jahr	ESRI	Environmental Systems Research Institute, Inc.
Ah	humusreicher mineralischer Oberboden		
BVOC	Biogenic Volatile Organic Compound	GIS	Geographisches Informationssystem
BGR	Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe	HNO₃	Salpetersäure
BÜK 1000	Bodenübersichtskarte 1: 1000000	ICP	International Cooperative Programme (ICP) on Integrated Monitoring of Air Pollution Effects on Ecosystems
Bv	Verwitterter mineralischer Bodenhorizont	IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
C	Kohlenstoff	LAI	Leave Area Index
CH₄	Methan	kt	Kilotonnen [10 ⁶ kg]
C-N	Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis	Level II	Waldschadensmonitoring Programm der Europäischen Union und des ICP
CMB-M	Chlorid-Massenbilanz Methode	MCCM:	Multi Scale Climate Chemistry Modell
Corg	organischer Kohlenstoff	MM5	Penn State Mesoscale Modell
CO₂	Kohlendioxid	N	Stickstoff
DNDC	Modell zur Simulation der Kohlen- und Stickstoff-Biogeochemie in Landwirtschaftlichen Ökosystemen (Denitrification-Decomposition)	Norg	organischer Stickstoff
		N₂O	Distickstoffoxid
		N₂	Distickstoff
		NH₂OH	Hydroxylamin
DNRA	Dissimilatorischen Nitratreduktion	NH₃	Ammoniak
		NH₄⁺	Ammonium
DOC	Dissolved Organic Carbon (gelöster organischer Kohlenstoff)	NO	Stickstoffoxid
DWD	Deutscher Wetterdienst	NO₂⁻	Nitrit
		NO₃⁻	Nitrat
		NO_x	NO und NO ₂ Zusammengefasst

O₂	molekularer Sauerstoff
OH⁻	Hydroxid-Ion
PnET-N-DNDC	Photosynthesis EvapoTranspiration NitrificationDeNitrificatio n- DeComposition Model
PolyID	Flächenkennzeichnung
ppm	parts per million [10^{-6}]
RegionID	Administrative Region- Kennzeichnung
RMSPE	Root-Mean-Squared Predicted Error
Stabw	Standardabweichung (standard deviation)
StF	Standardfehler (standard error)
SOC	Kohlenstoffgehalt des Bodens (soil organic carbon)
SITE-File	(site.txt) Steuerfile des Modells das alle wichtigen Standort-parameter enthält
SETUP-File	(setup.txt) Haupt- Steuerfile das den Modellbetrieb und den weiteren Modell-Input steuert
UBA	Umweltbundesamt
WUEC	Water Use Efficiency [mg CO ₂ / g H ₂ O]

1 Einleitung

Die naturnahen Ökosysteme sind seit mehreren Jahrzehnten einem hohen atmosphärischen Fremdstoffeintrag ausgesetzt. Während die Schwefeleinträge durch Maßnahmen zur Luftreinhaltung in den letzten Jahrzehnten drastisch reduziert werden konnten, verbleiben die luftgebundenen Einträge von reduzierten und oxidierten Stickstoffverbindungen auf einem nach wie vor sehr hohen Niveau. Aus Daten des Umweltbundesamtes¹ geht hervor, dass in Deutschland die Emissionen von reduzierten und oxidierten N-Verbindungen von derzeit ca. 965 kt Jahr⁻¹ auf 823 kt N Jahr⁻¹ im Jahr 2010 und damit nur um etwa 15% zurückgehen werden. Für Stickstoffverbindungen gehen GAUGER et al. (2002) für die Bundesrepublik Deutschland von einem Gesamt-Eintrag von im Mittel 40 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ aus, wobei für einzelne Regionen (z.B. Norddeutsche Tiefebene) Werte von über 50 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ errechnet wurden. Für Waldgebiete ergibt sich durch den bestandspezifischen Auskämmeffekt (Zunahme der Gesamtoberflächen durch die Ast- und Blattoberfläche) ein vergleichsweise höheres Eintragspotential als für Freiflächen. So wurden beispielsweise in Bayern für den Zeitraum 1996-1999, bei einem mittleren Eintragsniveau von 15 kg ha⁻¹ Jahr⁻¹, je nach Waldstandort, Stickstoffdepositionen bis zu 32 kg ha⁻¹ Jahr⁻¹ gemessen (FRIEDMANN et al., 2001).

Die atmosphärische Stickstoffdeposition ist durch diese Entwicklung mittlerweile zur Hauptgefährdung für die Struktur und die Funktionalität von ursprünglich N-limitierten natürlichen und naturnahen Ökosystemen geworden (BOBBINK et al., 1996; MATSON et al., 2002; International Nitrogen Initiative: <http://initrogen.org/>). Erhöhte N-Einträge führen zu einem Ungleichgewicht in der ökosystemaren N-Bilanz, die oft mit erhöhten N-Austrägen in Form von N-Spurengasen in die Atmosphäre, aber auch in Form von Nitrat in die Hydrosphäre verbunden sind (z.B. MacDonald et al., 2002). Die Deposition von atmosphärischem Stickstoff in Waldökosysteme erfolgt vorwiegend in der Form von Ammoniak/Ammonium (NH₃/NH₄⁺) und NO_x/Nitrat (NO/NO₂/NO₃⁻), während andere anorganische oder organische Stickstoffverbindungen zumeist nur eine untergeordnete (<10%) Rolle spielen. Im N-Kreislauf von Wäldern werden die anorganischen N-Komponenten NH₄⁺ und NO₃⁻ (Abb. 1) durch die Prozesse der Ammonifikation (Abbau organischer Substanz zu NH₄⁺) und Nitrifikation (Oxidation von NH₄⁺ zu NO₃⁻) gebildet. Eine Immobilisierung der anorganischen Stickstoffverbindungen kann entweder über pflanzliche und/oder mikrobielle Aufnahme erfolgen. Jeder zusätzliche Stickstoff-Eintrag in das Ökosystem von außen, erhöht bei Überschreitung der pflanzlichen und /oder mikrobiellen Immobilisierung die Gefahr eines weiteren Anstiegens des anorganischen N-Pools im Boden aber auch die Gefahr erhöhter N-Austräge (Nitrat und N-Spurengase). Zudem wurde beispielsweise im norddeutschen Tiefland beobachtet, dass die mit dem schleichenden N-Eintrag verbundene Eutrophierung naturnaher Waldökosysteme mit einem dynamischen Vegetationswandel verbunden ist. Pflanzengesellschaften, die nur auf nährstoffarmen Standorten vorkommen, werden dabei zunehmend von nährstoffliebenden Arten verdrängt (HOFMANN, 1996; ANDERS und HOFMANN, 1998; ANDERS et al., 2002). Als wesentliche Gründe für diese Verdrängung, wurden Änderungen in der der Reaktionseigenschaft des Bodens (Acidität oder Basensättigung) sowie des C/N-Verhältnisses der organischen Bodensubstanz identifiziert (HÄRDTLE et al., 2004; SCHLUTOW und HÜBNER, 2004, JENSSEN und HOFMANN, 2005;).

¹ http://www.uba.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/nationales_programm_2006.pdf

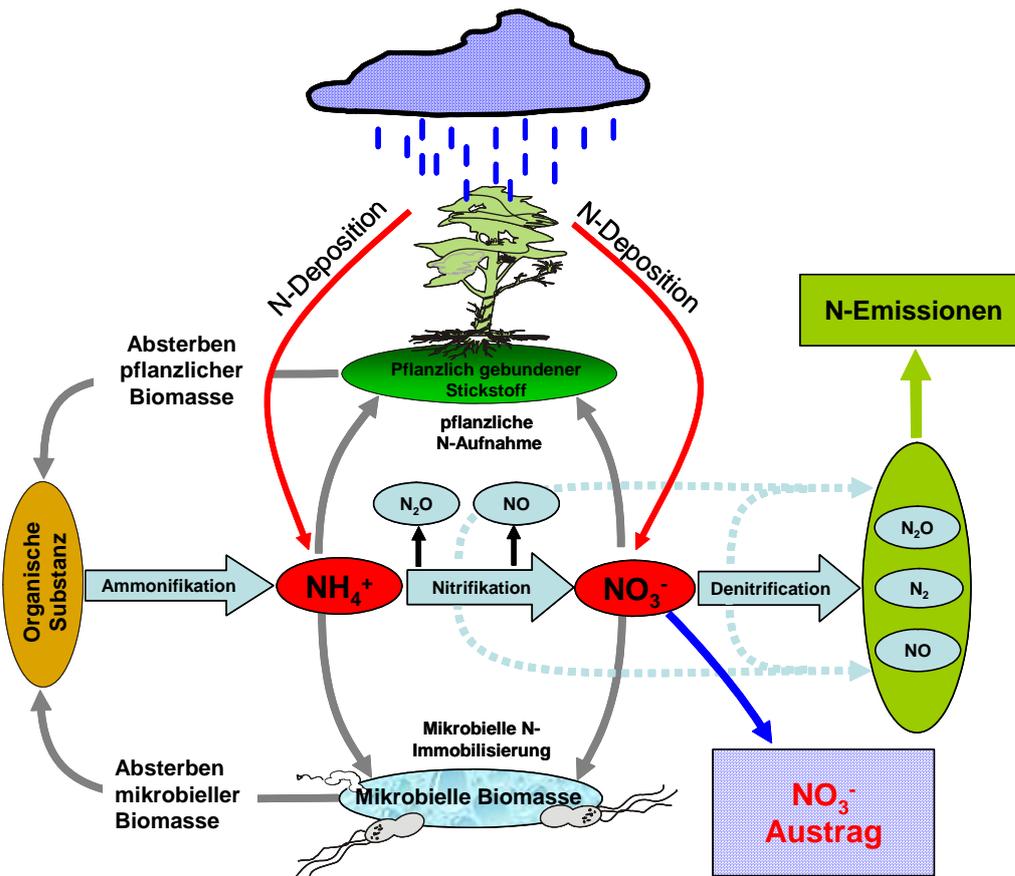


Abbildung 1: Stickstoffkreislauf (Verändert nach Breuer 2000.)

Ein erhöhter N-Eintrag (Deposition, Düngung) hat folglich in der Regel eine Veränderung des internen Stickstoffkreislaufs zur Folge und somit Auswirkung auf die Höhe des ökosystemaren gasförmigen oder wassergebundenen N-Austrags. Eine Zusammenstellung von N-Eintrags-Austrags Untersuchungen in temperaten Wäldern Europas zeigte auf, dass atmogene N-Einträge von über $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ im Freilandniederschlag zu erhöhten Nitratausträgen unterhalb der Wurzelzone führen können (z.B. DISE & WRIGHT, 1995; GUNDERSEN 1995). Dies gilt insbesondere für Standorte, in denen die C/N Verhältnisse der organischen Substanz im Auflagehorizont oder im obersten Mineralboden Werte <25 aufweisen (MACDONALD et al., 2002; BORKEN & MATZNER, 2004), d.h. für Standorte mit erhöhter Nährstoffverfügbarkeit. Die Höhe des Nitrataustrages ist prinzipiell von der Pufferkapazität des Ökosystems für atmogen eingetragenen Stickstoff abhängig. Die Pufferkapazität wird dabei von Standorteigenschaften wie Boden (z.B. Permeabilität) und Klima (z.B. Höhe des Jahresniederschlags), der Bestandsnutzung und der aktuellen und historischen N-Eintragsituation bestimmt (MACDONALD et al., 2002; BORKEN & MATZNER, 2004).

Erhöhte NO_3^- -Austräge aus Waldgebieten sind insbesondere deswegen als kritisch zu bewerten, da sich die Trinkwasserversorgung in Deutschland zu einem beträchtlichen Teil auf Grundwasservorkommen unter Wald stützt. Bisher ist bei der Trinkwasserqualität unter Wald eine nur geringfügige Beeinträchtigung beobachtet worden. Dies ist u. a. darauf zurückzuführen, dass ein beträchtlicher Teil des aus dem Wurzelraum ausgetragenen Nitrats in der vadosen Zone bzw. auch im Grundwasserleiter selbst, über den Prozess der Denitrifikation abgebaut werden kann (z.B. ROTHE et al., 2000, WELL et al., 2005). Da die Nitratabbaukapazität an vielen Standorten jedoch begrenzt ist, kann auf längere Sicht ein "Nitratudurchbruch" nicht ausgeschlossen werden. Das bedeutet, dass es auch unter Wald zu potentiell schnellem Anstieg der Nitratkonzentration im Grundwasser kommen kann (TAMM et al. 1995; BEUDT, 1999; ABER et al., 2003; CORRE et al.,

2003). Erste Anhaltspunkte für eine Verschärfung der Situation zeigen MELLERT et al., (2005) im Rahmen von Untersuchungen zu Nitratkonzentrationen unter insgesamt 399 Waldbeständen in Bayern auf. Sie kommen zu dem Schluss, dass 37% der Wälder erste Anzeichen einer N-Sättigung zeigen, d.h. dass die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser im Bereich zwischen 2.5 und 10 mg l⁻¹ liegen. Bei 15% der Inventurbestände lag eine Überschreitung des ehemaligen EU-Richtwertes für Trinkwasser (25 mg l⁻¹) vor und bei 8% wurde sogar der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg l⁻¹ überschritten. Einen deutlich niedrigeren Grenzwert für die N-Konzentration in der Bodenlösung gibt die UN/ECE (in: DEVRIES et al., 2007) für Wälder an. Danach sind nur Konzentrationen bis max. 0,4 mg l⁻¹ für Laubbaum-Standorte und 0,2 mg l⁻¹ für Nadelbaum-Standorte als unproblematisch zu sehen. Bei diesem Ansatz wird davon ausgegangen, dass es bereits bei einer Erhöhung über das natürliche Niveau hinaus (bzw. des angegebenen Grenzwertes) zu einem Ungleichgewicht bei der Nährstoffversorgung kommt. Dieses ist gegeben, wenn die Verfügbarkeit von basischen Kationen (Ca, Mg und K) und nicht die Stickstoffversorgung der limitierende Faktor für das Wachstum ist. Darüber hinaus ist ein weiterer Grenzwert der UN/ECE zu nennen, der deutlich unter dem EU-Richtwert für das Trinkwasser liegt, der aber für das Ökosystem von großer Bedeutung ist. Dieser Grenzwert² liegt bei 3 mg N l⁻¹ und gibt die Konzentration von Stickstoff in der Bodenlösung an, oberhalb derer es zu deutlichen Veränderungen in der Zusammensetzung der Pflanzengesellschaften (Biodiversität) kommen kann. Nicht zu letzt können erhöhte N-Austräge mit dem Sickerwasser auch eine entscheidende Rolle bei der Eutrophierung von aquatischen Systemen spielen (WADE et al., 2002).

Aufgrund der Gefährdung die sich durch den erhöhten Stickstoffeintrag für Ökosysteme und die damit verbundenen Konsequenzen für den Menschen ergibt, ist es notwendig dieses Gefahrenpotential so gut wie möglich abschätzen und vorhersagen zu können. Waldökosysteme sind äußerst komplex, so dass das Auftreten bzw. die Höhe des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser von einer Vielzahl von Faktoren wie z.B. N-Eintragssituation, Klima, Geologie, Boden und Bestandszusammensetzung und –struktur und deren Wechselwirkungen untereinander determiniert wird. Dies hat zur Folge, dass selbst komplexe statistische Modelle nur unzureichend geeignet sind den Nitrataustrag aus Waldökosystemen zu beschreiben bzw. die zukünftige Entwicklung unter Berücksichtigung von Depositions- und Klimaszenarien zu prognostizieren.

Als ein Lösungsweg bietet sich hier die prozessorientierte Modellierung an, die den ökosystemaren N-Austrag unter Berücksichtigung der jeweiligen Standortcharakteristika zu Boden, Vegetation und Klima, auf Basis aller wesentlichen C und N Umsetzungsprozesse, simulieren kann.

² Der kritische Grenzwert der UN/ECE (2004) in Hinblick auf Vegetationsveränderung (Biodiversität) in Waldgebieten Nordeuropas, variiert zwischen 0.2 – 2 mg N l⁻¹ und hat ein Maximum bei 5 mg N l⁻¹. Diese Werte sind allerdings nicht ohne weiteres auf andere Gebiete Europas übertragbar. Allerdings wurde unter Verwendung des Biodiversitätsmodells NTM in den Niederlanden vergleichbare kritische Konzentrationen, für Gras- und Heideland von 0.1-5 mg N l⁻¹ und für Waldgebiete Mitteleuropas von 0.1-10 mg N l⁻¹ bei einem Median von 3 mg N l⁻¹ für die Vegetationsveränderung modelliert (DE VRIES et al., 2007).

2 Zielsetzung

Ziel dieser Dissertation ist es, das am IMK-IFU entwickelte prozessorientierte biogeochemische Modell PnET-N-DNDC³ (z.B. LI et al., 2000; STANGE, 2000; BUTTERBACH-BAHL et al., 2001), für die Vorhersage der ökosystemaren Wirkung von erhöhten N-Deposition - insbesondere von Nitratausträgen - aus Wäldern Deutschlands weiterzuentwickeln, zu validieren und für die Regionalisierung einzusetzen.

Zunächst musste hierzu die Modellstruktur und die Modellparametrisierung geändert und erweitert werden. Im Hinblick auf die Verwaltung von großen Datenmengen, z.B. Modellinputdaten, aber auch Daten für den Validierungsprozess, wurden effiziente Strukturen geschaffen.

Die Modellweiterentwicklung umfasst folgende Arbeitsschritte:

- Modularisierung des Wasserhaushaltsmoduls
- Technische Weiterentwicklung des PnET-N-DNDC Modells zum Forest-DNDC Modell und dessen Implementierung in einer neuen, flexibleren Modellumgebung MOBILE: (MODular BIOSphere simuLation Environment)
- Weiterentwicklung und Überprüfung der für den Nitrataustrag relevanten Prozesse und Module
- Erstellung von Datenbanken für den Modellbetrieb
- Entwicklung von externen Routinen zur Erstellung von Modell-Eingangsdaten
- Entwicklung von Pedotransfer- und Transfer-Funktionen zur übergreifenden Standortcharakterisierung
- Entwicklung von Routinen zur Auswertung und statistischen Analyse der Modellergebnisse

Als nächstes wurde eine detaillierte Modellevaluierung zum Wasser- und Stoffhaushalt auf Standortebeine durchgeführt um nach erfolgreicher Modellvalidierung Berechnungen auf regionaler/ nationaler Ebene durchzuführen.

Im Einzelnen umfasst dies folgende Arbeitsschritte:

- Evaluierung des Bodenwassergehalts und der Sickerwasserspense an den Level-II-Standorten
- Evaluierung der Nitratkonzentration im Bodenprofil an den Level-II-Standorten
- Evaluierung der N-Spurenemission an Standorten des EU Projektes NOFRETETE
- Berechnung von N-Austragskatastern für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland (NO_3^- , N_2O , NO , N_2 und N-Retention) mit anschließender Visualisierung

Zur Abschätzung der Modellgüte und Sensitivität wurden zusätzlich folgende Tests und Analysen durchgeführt:

- Berechnung von Parametern zur Bewertung der Modellgüte mittels gemessener und simulierter Nitratkonzentrationen und Nitratausträge und Größen des Bodenwassergehalts sowie der Emission von N-Spuren gasen (N_2O , NO) auf Standortebeine
- Test der Sensitivität ausgesuchter Modellparameter und Triebkräfte

³ Das PnET-N-DNDC wurde ursprünglich für die Vorhersage von C- und N-Stoffumsetzungen und der damit verbundenen Freisetzung von C- und N-Spuren gasen in Wald-Ökosystemen entwickelt.

- Statistische Analyse der regionalen N-Austragsberechnungen (Regression-, Korrelationsanalyse)

Um die zukünftige Entwicklung des Nitrataustrags zu untersuchen, wurden abschließend verschiedene Simulationen unter Berücksichtigung von Szenarien des N-Eintrags und des Klimas sowohl auf Standorts- als auch auf lokaler und regionaler Ebene durchgeführt. Hierzu gehören:

- Abschätzung des Erholungspotentials von Standorten durch langzeitliche N-Depositionsszenarien an ausgewählten Standorten
- Simulation der Auswirkungen von Klimaänderung auf N-Spurengas-Emissionen und Nitrat-Austrag auf regionaler Ebene

Unter Berücksichtigung der formulierten Ziele dieser Doktorarbeit lässt sich folgende Arbeitshypothese formulieren, die es zu überprüfen gilt.

Das prozessorientierte Modell Forest-DNDC lässt sich, nach der Weiterentwicklung und Validierung auf lokaler und regionaler Ebene, zur Vorhersage der ökosystemaren Wirkung von erhöhten N-Depositionen auf Wälder – insbesondere für die Vorhersage von Nitratausträgen - einsetzen.

3 Material und Methoden

3.1 Modellbeschreibung

Das PnET-N-DNDC ist ein prozessorientiertes Modell (Li, 2000), (**Photosynthese-Evapotranspiration-Nitrification-Denitrification-Decomposition-Modell**), das seinen Ursprung im PnET- (ABER und FEDERER, 1992) und dem DNDC-Modell (DC: LI et al 1992, DN: LI et al 1992, 2000) hat und durch die Erweiterung eines Nitrifikations-Modells (STANGE, 2001) zum PnET-N-DNDC entwickelt wurde.

3.1.1 Einbindung des PnET-N-DNDC in das MOBILE-Framework

Ein wesentliches Ziel der technischen Weiterentwicklung des PnET-N-DNDC Modells war die strukturelle Verbesserung hin zum eindeutig modularisierten Modell. Hierfür wurden alle Funktionen und einzelne Modellalgorithmen aus dem teilweise unübersichtlichen Ursprungscode des PnET-N-DNDC Modells herausgelöst und neuen, eindeutigen Modulen zu Waldwachstum, Mikroklima, Wasserhaushalt und Biogeochemie, (Abb. 2) zugeordnet. Der modulare Aufbau erlaubt einen verbesserten Austausch von Daten zwischen einzelnen Modellkomponenten, wobei die Zusammensetzung der Module der wissenschaftlichen Fragestellung flexibel angepasst werden kann⁴. Durch diese Modularisierung hat sich die Modellumgebung des ursprünglichen PnET-N-DNDC vollständig verändert, so dass das Modell letztlich als zentraler Bestandteil in MOBILE (**MOdular Biosphere simuLation Environment**) aufgegangen ist. Da der Schwerpunkt dieser Arbeit auf biogeochemischen Stoffumsetzungen und assoziierten Stoffausträgen aus Waldökosystemen liegt und um der Tatsache gerecht zu werden, dass neben PnET alternativ ein weiteres Waldwachstumsmodell verwendet werden kann, ist der Modellname Forest-DNDC eingeführt worden, der nun im folgenden Text verwendet wird.

Für zukünftige komplexe regionale Modellanwendungen wurde durch die Integration des Forest-DNDC in das MOBILE-Framework die Basis für eine Kopplung des Modells mit weiteren Modellen geschaffen. Die Modellkopplung kann z.B. mit regionalen Wasserhaushaltsmodellen, oder dynamischen Vegetationsmodellen, oder dem am IMK-IFU entwickelten regionalen Klima-Luftchemie-Modell MCCM, erfolgen.

Mit der Neustrukturierung gingen auch Arbeiten zur verbesserten Modelldokumentation einher. Hierzu wurde die Open-Source Software DOXYGEN verwendet, die aus speziellen Kommentaren im Modell-Quelltext automatisch eine übersichtliche Text-Dokumentation erstellt (www.doxygen.org).

In dem neuen MOBILE-Framework sind neben den Modulen des Forest-DNDC folgende Modellansätze als eigenständige Module implementiert (s. a. Tab. 1):

⁴ So können weitere Module, wie beispielsweise das Canopy-Gasaustausch-Modul, zur Berechnung der BVOC-Emissionen genutzt werden.

Tabelle 1: Übersicht über die aktuell implementierten Module im MOBILE-Framework.

Wald- wachstum	Wasser Haushalt	Boden-Bio-Geo- Chemie	Gasaustausch (Canopy-)	Mikroklima
PnET	DNDC (LI et al. 2000)		FAR_BIM (FARQUAR et al., 1980; MARTIN et al., 2000)	DNDC (LI et al. 2000)
PSIM (GROTE, 2006)	OSU (Chen & Dudhia. 2001) SWUF (PAUL et al. 2003) BROOK90 (FEDERER et al. 2003)	DNDC (LI et al. 2000)	GUENTHER (GUENTHER et al., 1993)	OSU (Chen & Dudhia. 2001) CANOAK (Baldocchi et al., 2002)

In einer einfachen schematischen Darstellung lässt sich der modulare Aufbau des Forest-DNDC im MOBILE-Framework wie folgt skizzieren.

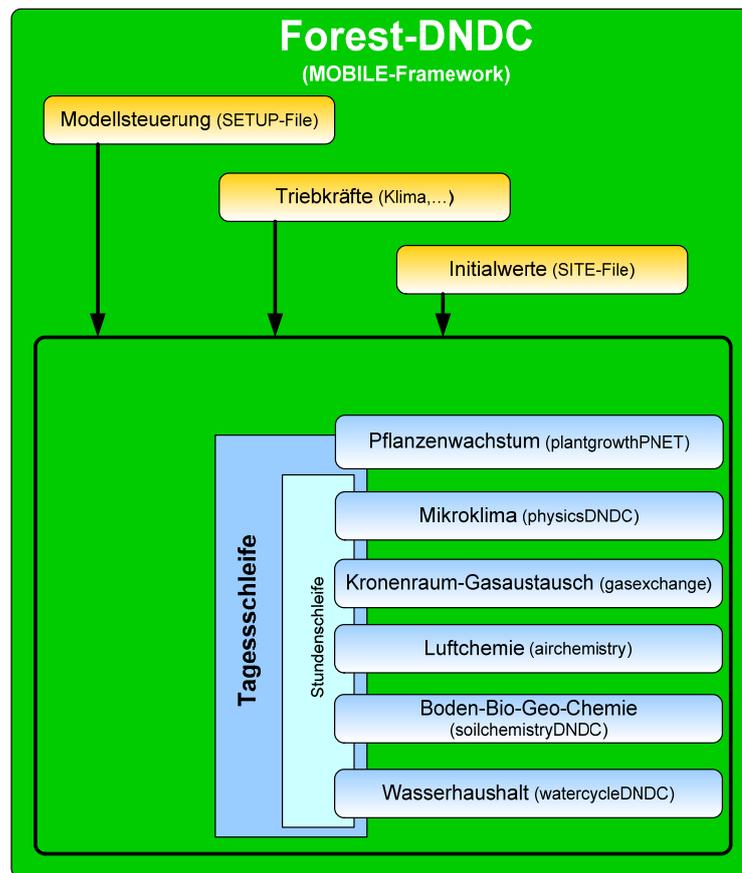


Abbildung 2: Struktur des Forest-DNDC im MOBILE-Framwork mit den integrierten Modulen.

3.1.2 Das Forest-DNDC Modell

Das biogeochemische Forest-DNDC Modell simuliert auf mechanistischer Basis C und N-Stoffumsetzungen und assoziierte Stoffausträge aus temperaten Waldökosystemen. Dabei werden, ausgehend von ökologischen Treibern (z.B. Klima, N-Deposition) und den spezifischen Standortbedingungen (Boden, Vegetation) in den Modulen Pflanzenwachstum, Mikroklima, der Wasserhaushalt und die Umweltfaktoren im Boden (z.B. Bodentemperatur, Wassergehalt) berechnet. Zentraler Bestandteil des Boden-Bio-Geo-Chemie Moduls sind die Funktionen zur Berechnung der Mineralisierung, Nitrifikation und Denitrifikation (Abb. 2 und 3).

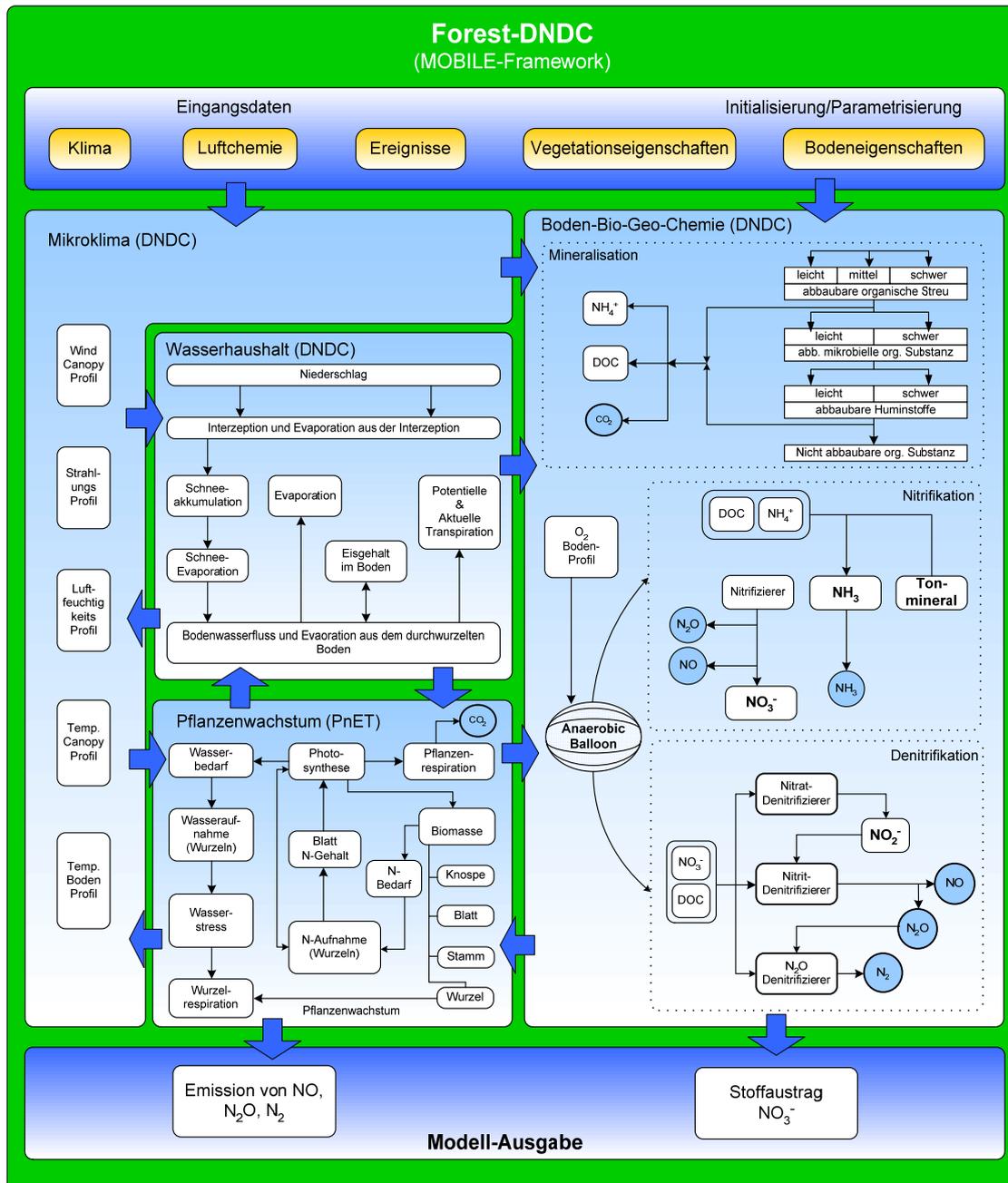


Abbildung 3: Detaillierte Übersicht des Forest-DNDC

3.1.2.1 Das Pflanzenwachstums-Modul des Forest-DNDC

Der Biomassenzuwachs sowie das Absterben von Biomasse, wird im Modul *Pflanzenwachstum* (Abb. 3, *PflanzenwachstumPNET*) nach ABER et al. (1995) berechnet. Das Modul läuft in täglicher Auflösung. Dabei können für verschiedene Vegetationsschichten (Baumbestand, Unterwuchs sowie Krautschicht), die Kohlenstoffbindung durch die Photosynthese, die pflanzliche Respiration, die Stickstoffaufnahme durch die Wurzeln sowie die Allokation von Kohlenstoff und Stickstoff in die einzelnen Pflanzenkompartimente (Blattmasse, Äste und Zweige, Stamm, Grobwurzeln, Feinwurzeln) simuliert werden. Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen beeinflusst in starkem Maße auch die N-Umsetzungen im Boden und hat damit entscheidenden Einfluss auf die Produktion von N-Spurengasen und die Menge des vorhandenen Nitrats im Boden. Bei dem im Forest-DNDC implementierten Ansatz richtet sich der Stickstoffbedarf des Bestandes nach den in einem Jahr neu synthetisierten Kohlenstoffmengen die in den pflanzeninternen C-Pools gespeichert werden. Im darauf folgenden Jahr steht diese dann zum Wachstum der Stamm- und Blattbiomasse zur Verfügung (Wurzelbiomasse wird aus den aktuellen Assimilationen synthetisiert). Diesem pflanzeninternen C-Pool steht ein N-Pool zur Seite. Die potentielle Größe dieses N-Pools berechnet das Modell mit Hilfe eines idealen artspezifischen C/N-Verhältnisses (STANGE, 2001). Die potentielle maximale Menge des Stickstoffs berechnet sich nach der Formel

$$n_{opt} = m_{Fol_vt}[vt] \times NCFOLOPT + m_{Frt_vt}[vt] \times NCFRTOPT + m_{Sap_vt}[vt] \times NCSAPOPT + m_{Bud_vt}[vt] \times NCFOLOPT \quad (Gl. 1)$$

mit:

n_{Opt}	potentielle Stickstoffmenge im internen Pflanzenpool	$[kg\ N\ m^{-2}]$
$m_{Fol_vt}[vt]$	Blattbiomasse pro Vegetationstyp	$[kgDM\ m^{-2}]$
$m_{Frt_vt}[vt]$	Feinwurzelbiomasse pro Vegetationstyp	$[kgDM\ m^{-2}]$
$m_{Sap_vt}[vt]$	Stammbiomasse pro Vegetationstyp	$[kgDM\ m^{-2}]$
$m_{Bud_vt}[vt]$	Knospenbiomasse pro Vegetationstyp	$[kgDM\ m^{-2}]$
$NCFOLOPT$	ideales C/N-Verhältnis im Blatt-Pool	$[kgN\ kgDW^{-2}]$
$NCFRTOPT$	ideales C/N-Verhältnis im Feinw.-Pool	$[kgN\ kgDW^{-2}]$
$NCSAPOPT$	ideales C/N-Verhältnis im Stammh.-Pool	$[k\ N\ kgDW^{-2}]$
$NCBUDOPT$	ideales C/N-Verhältnis im Knospen.-Pool	$[kgN\ kgDW^{-2}]$
Vt	Vegetationstyp	

Die erste limitierende Bedingung für die Stickstoffaufnahme, ist die Menge an Stickstoff die in der Pflanze potentiell gespeichert werden kann. Ist die Stickstoffmenge im N-Pool der Pflanze (n_{act} ⁵) kleiner als die potentielle maximale Stickstoffmenge (n_{opt}), so versucht die Pflanze diesen Unterschied durch Aufnahme aus dem Boden auszugleichen. Dies wird nach folgender Gleichung berechnet:

$$n_demand = n_{opt} - n_{act} \quad (Gl. 2)$$

mit:

n_demand	potentieller N-Bedarf/Entzug	$[kgN\ m^{-2}]$
n_{opt}	potentiell benötigte Stickstoffmenge	$[kgN\ m^{-2}]$
n_{act}	aktuelle Stickstoffmenge im Pool	$[kgN\ m^{-2}]$

Die zweite begrenzende Bedingung ist die Verfügbarkeit von Stickstoff im Boden. In welchem Verhältnis die N-Verbindung (Nitrat, Ammonium) von der Vegetation bei der Aufnahme bevorzugt werden, ist im Forest-DNDC durch artenspezifische Aufnahme-Faktoren (EXPL_NO3, EXPL_NH4) geregelt.

⁵ Die aktuelle Stickstoffmenge im N-Pool (n_{act}) berechnet sich analog zu der Gleichung 1, unter Berücksichtigung der aktuellen C/N-Verhältnisse.

$$\begin{aligned} layer_ava_no3 &= EXPL_NO3 \times no3_sl [sl] \\ layer_ava_nh4 &= EXPL_NH4 \times nh4_sl [sl] \end{aligned} \quad \text{(Gl. 3 und 4)}$$

mit:

<i>layer_ava_no3</i>	<i>pot. Menge des aufgenommenen Nitrats</i>	$[kgN\ m^{-2}]$
<i>layer_ava_nh4</i>	<i>pot. Menge des aufgenommenen Ammoniums</i>	$[kgN\ m^{-2}]$
<i>EXPL_NO3</i>	<i>Aufnahme-Faktor für Nitrat</i>	$[0-1]$
<i>EXPL_NH4</i>	<i>Aufnahme-Faktor für Ammonium</i>	$[0-1]$
<i>no3_sl[sl]</i>	<i>Nitrat in der Bodenschicht</i>	$[kgN\ m^{-2}]$
<i>nh4_sl[sl]</i>	<i>Ammonium in der Bodenschicht</i>	$[kgN\ m^{-2}]$
<i>sl</i>	<i>Bodenschicht</i>	$[1]$

Die Photosyntheseleistung wird im Modell durch eine Funktion der photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR), der Lufttemperatur, des verfügbaren Bodenwasser für die Transpiration des Bestandes, der N-Verfügbarkeit sowie dem N-Gehalt der Blattbiomasse beschrieben. Der Blattaustrieb wird über Summenparameter der Temperatur initiiert (LI et al., 2000). Biomasseverluste können in Form von Blatt- und Wurzelstreu auftreten. Je nach N-Angebot, das u.a. auch von der Höhe der N-Deposition abhängt, können die N-Konzentrationen in den Baumkompartimenten steigen bzw. fallen. Sie spiegeln somit das veränderte N-Angebot wieder.

3.1.2.2 Das Mikroklima-Modul des Forest-DNDC

Im Forest-DNDC Modell wird der Wärmefluss und der Feuchtigkeitsgradient von der obersten Kronendach-Schicht (Canopy) bis zum Boden durch ein eindimensionales Mikro-Meteorologie-Modul Mikroklima (PhysicsSIMPLE) beschrieben. Dabei wird der Temperaturgradient in Abhängigkeit der Wärmeleitfähigkeit der Canopy berechnet. Für jede Blattschicht wird, in Abhängigkeit der Baumart und der artenspezifischen Durchlässigkeit, die Strahlung und das Dampfdruckdefizit (VPD) bestimmt. Außerdem wird die bestandesabhängige Windgeschwindigkeit nach LALIC und MIHAILOVIC (2002) simuliert. Der Wärmefluss durch den Boden hängt vom Temperaturgradient zweier überlagerter Schichten ab und wird im Mikroklima-Modul (PhysicsDNDC) nach folgender Gleichung berechnet:

$$hden[sl] = \frac{\lambda[sl] \times (nd_temp[sl] - temp_ny)}{dref - dsl[sl]} \quad \text{(Gl. 5)}$$

mit

<i>hden[sl]</i>	<i>Wärmeflussdichte</i>	$[J\ s^{-1}\ m^{-1}]$
<i>lambda[sl]</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit der Bodenschicht</i>	$[J\ K^{-1}\ m^{-1}\ s^{-1}]$
<i>nd_temp_sl[sl]</i>	<i>Temperatur der Bodenschicht sl</i>	$[^{\circ}C]$
<i>temp_ny</i>	<i>Jahresmitteltemperatur</i>	$[^{\circ}C]$
<i>dref;</i>	<i>Tiefe mit konstanter Jahresmitteltemperatur</i>	$[m]$
<i>dsl[sl]</i>	<i>Mächtigkeit der Bodenschicht</i>	$[m]$

Die Wärmeleitfähigkeit einer Bodenschicht berechnet sich nach Gleichung 6 aus den Einzelleitfähigkeiten der Bodenbestandteile der organischen Substanz, des Mineralbodens, des Bodenwassers und gegebenenfalls des Bodeneises.

$$\lambda[sl] = KORG \times forg + KMIN \times fmin + KWAT \times fwat + KICE \times fice \quad \text{(Gl. 6)}$$

mit

<i>lambda[sl]</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit der Bodenschicht</i>	$[J\ K^{-1}\ m^{-1}\ s^{-1}]$	(Richter 1996)
<i>KORG</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit der org. Substanz</i>	$[J\ K^{-1}\ m^{-1}\ s^{-1}]$	(Richter 1996)
<i>forg</i>	<i>Volumenanteil der org. Substanz</i>	$[1]$	

<i>KMIN</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit des Mineralbodens</i>	$[J K^{-1} m^{-1} s^{-1}]$	(Richter 1996)
<i>fmin</i>	<i>Volumenanteil des Mineralbodens</i>	[1]	
<i>KWAT</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit von Wasser</i>	$[J K^{-1} m^{-1} s^{-1}]$	(Richter 1996)
<i>fwat</i>	<i>Volumenanteil des Wassers</i>	[1]	
<i>KICE</i>	<i>Wärmeleitfähigkeit von Eis</i>	$[J K^{-1} m^{-1} s^{-1}]$	(Richter 1996)
<i>fice</i>	<i>Volumenanteil des Eises</i>	[1]	
<i>sl</i>	<i>Bodenschicht</i>	[1]	

3.1.2.3 Das Wasserhaushalts-Modul des Forest-DNDC

Der tägliche Bodenwasserhaushalt wird, ebenso wie die Bodenchemie, wird im Modell in einem 24 Stunden-Zeitschritten simuliert. Hierzu wird der Tagesniederschlag ($mm d^{-1}$) über eine angenommene Intensität (die standortspezifisch variieren kann) von $5 mm h^{-1}$ in Stundenwerte konvertiert. Bei Tagesniederschlägen $>120mm$ ($5mm \times 24h$) wird die Intensität des Niederschlages entsprechend erhöht. In Abhängigkeit der Lufttemperatur erfolgt der Niederschlag in Form von Regen oder Schnee. Bei Temperaturen $<0^{\circ}C$ wird der Aufbau einer Schneedecke simuliert. Bei Temperaturen $>0^{\circ}C$ reduziert sich der Schneespeicher durch die Schneeschmelze. Der Bestandsniederschlag ist abhängig vom Interzeptionsspeicher der Vegetation, der wiederum im Wesentlichen vom Blattflächenindex (LAI) bestimmt wird. Der zurückgehaltene Niederschlag im Blattspeicher wird durch die Evaporation entleert.

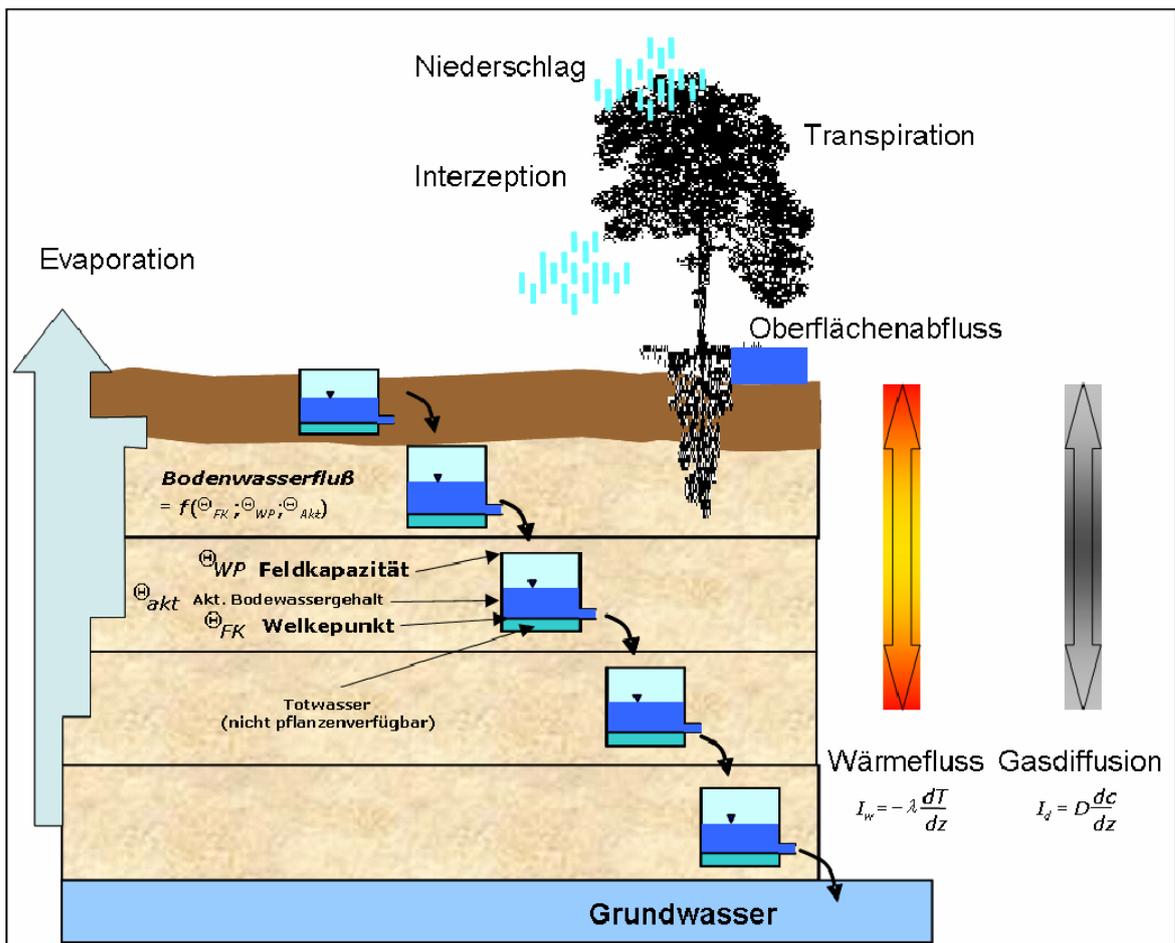


Abbildung 4: Konzept des Kaskadenmodells im Forest-DNDC

Die Infiltration des Bestandsniederschlags in den Boden ist von der maximalen Aufnahmekapazität der ersten Schicht abhängig. Ist diese überschritten, wird der Oberflächen-speicher gefüllt, aus dem in Abhängigkeit der Hangneigung ein Oberflächenabfluss berechnet wird. Die Versickerung und der Bodenwasserfluss wird über ein Kaskadenmodell beschrieben (Abb. 4). Hierbei ist die Höhe des Bodenwasserflusses zwischen den einzelnen Bodenschichten von der aktuellen Wasserspannung (Θ_{Akt}) und der durch die Textur beeinflussten Größen von Welkepunkt (Θ_{WP}) und Feldkapazität (Θ_{FK}) (s.a. Abb. 4), sowie dem Gesamtporenvolumen abhängig. Das Porenvolumen wiederum wird in Abhängigkeit der Bodendichte nach folgender Formel berechnet:

$$poro_sl[sl] = 1.0 - \frac{dens_sl[sl]}{dsubs[sl]} \quad (\text{Gl. 7})$$

mit:

$poro_sl[sl]$	Lagerungsdichte in der Bodenschicht	$[g\ cm^3]$
$dsubs_sl[sl]$	Bodendichte der anorganischen Substanz	$[g\ cm^3]$
sl	Bodenschicht	$[1]$

die ihrerseits durch den Gehalt an organischem Kohlenstoff korrigiert wird:

$$dsubs = (1 - stonef_sl[sl]) \times (orgf \times DORG + (1.0 - orgf) \times DMIN) + stonef_sl[sl] \times DMIN \quad (\text{Gl. 8})$$

mit:

$dsubs$	Bodendichte der anorganischen Substanz	$[g\ cm^3]$
$stonef$	Skelettanteil	$[0-1]$
$orgf$	Anteil organischer Substanz	$[0-1]$
$DMIN$	Dichte des reinen Mineralbodens	$[g\ cm^3]$
sl	Bodenschicht	$[1]$

Es werden prinzipiell zwei Zustände des Bodenwasserflusses unterschieden. Zum einen der Bodenwasserfluss oberhalb der Feldkapazität (gesättigter Bodenwasserfluss) welcher durch folgende Gleichung beschrieben wird:

(Gl. 9)

$$hr_outWat[sl] = \left(\left(1 - \frac{feld_cap[sl] \times h_sl[sl]}{water[sl] + ice[sl]} \right) \times slope \right)^2 \times water[sl] \times \left(1.0 - \exp^{\frac{-1.0}{travelTime}} \right)$$

Zum anderen der Bodenwasserfluss unterhalb der Feldkapazität (ungesättigter Bodenwasserfluss) der sich aus folgender Gleichung ergibt:

(Gl. 10)

$$hr_outWat[sl] = \left(\frac{water[sl]}{feld_cap[sl] \times h_sl[sl]} - \frac{water[sl+1]}{feld_cap[sl+1] \times h_sl[sl+1]} \right) \times water[sl] \times \left(1.0 - \exp^{\frac{-1.0}{travelTime}} \right)$$

mit:

$hr_outWat[sl]$	stündlicher Wasserfuß aus der Bodenschicht	$[m]$
$water[sl]$	Wassergehalt der Bodenschicht	$[m]$
$ice[sl]$	Eis in der Bodenschicht	$[m]$
$feld_cap[sl]$	Feldkapazität der Bodenschicht	$[m]$
$travelTime$	bodenartabhängige Fließzeit	$[m/s]$ (Li et al., 1992)
sl	Bodenschicht	$[1]$

Eine Entnahme aus dem Bodenwasserspeicher erfolgt über die Evaporation als Funktion von Strahlung und Sättigungsdampfdruck und über die Transpiration als Funktion von Wasserbedarf und Durchwurzelungstiefe.

Analog zum Niederschlag werden je nach Bodentemperatur ($\leq 0^\circ\text{C}$) Bodenwasser und –Eis-Fractionen simuliert.

3.1.2.4 Das Boden-Bio-Geo-Chemie-Modul des Forest DNDC

Das Modul berechnet die Veränderung der Kohlenstoff-Stickstoff-Pools im Boden (Abb. 3). Als wesentliche Prozesse zur Beschreibung der C- und N-Umsetzung im Boden, sind Funktionen zur Simulation der *Mineralisation*, *Nitrifikation* und *Denitrifikation* implementiert. Des Weiteren werden innerhalb des Bodenklima-Moduls Berechnungen zum Bodenlufthaushalt durchgeführt, der die genannten Prozesse maßgeblich beeinflusst. Zur Berechnung der Verteilung der Sauerstoffkonzentrationen im Bodenprofil wird ein eindimensionales Diffusionsmodell (Abb. 4) auf Grundlage des 1sten Fick'schen Gesetzes verwendet. Die O_2 -Diffusion im Boden hängt vom Konzentrationsgradient (dc/dZ) zweier überlagerter Schichten und vom Wert des Diffusionskoeffizienten (D) ab. Die O_2 -Diffusion berechnet sich nach der Gleichung

$$\frac{dO_2[sl]}{dt} = \frac{d(D_{O_2_eff}[sl] \times dO_2[sl])}{dz^2} - O_2_cons[sl] \quad (\text{Gl. 11})$$

mit

$dO_2[sl]$	Sauerstoffkonzentration in der Bodenschicht sl	[bar]
t	Zeitschritt	[h]
z	Mächtigkeit der Bodenschicht	[m]
$O_2_cons[sl]$	Sauerstoffkonsumption in der Bodenschicht	[bar h ⁻¹]
$D_{O_2_eff}[sl]$	effektiver Diffusionskoeffizient im Boden	[m ² h ⁻¹]

Die Sauerstoffkonzentration einer Bodenschicht hängt damit von der Höhe der Sauerstoffkonsumption also der mikrobiellen und pflanzlichen Atmung sowie vom Diffusionskoeffizienten ab. Der Diffusionskoeffizient charakterisiert den Gasaustausch zwischen Bodenschichten bzw. der Atmosphäre und berechnet sich nach der Gleichung:

$$d_soil_eff[sl] = ice_fact \times D_{O_2_rate} \times air_poro^{K1} \times poro_tot^{K2} \times \left(\frac{temp[sl] + D_IN_K}{TNORM} \right)^{EXPT} \quad (\text{Gl. 12})$$

mit

$d_soil_eff[sl]$	effektiver Diffusionskoeffizient im Boden	[m ² h ⁻¹]
$D_{O_2_rate}$	Diffusionskoeffizient für Sauerstoff in der Luft	[0.0724 m ² h ⁻¹] (BEISECKER, 1994)
air_poro	Anteil der mit Luft gefüllten Poren	[0-1]
$poro_tot$	Anteil des Gesamt-Porenvolumens	[0-1]
$temp_sl[sl]$	Bodentemperatur in der Schicht	[K]
D_IN_K	Umrechnungsfaktor Grad in Kelvin	[273.15 K]
$TNORM$	Normierungstemperatur	[20°C] (RENAULT & SIERRA, 1994)
$K1$	Exponent der mit Luft gefüllten Poren	[1.75] (RUDOLPH et al., 1996a)
$K2$	Exponent des Gesamt-Porenvolumens	[1.25] (RUDOLPH et al., 1996a)
$EXPT$	Exponent der Temperaturfunktion	[1.724] (RENAULT & SIERRA, 1994)

und

$$ice_fact = \frac{K_ICE}{K_ICE + ice[sl]} \quad \text{(Gl. 13)}$$

mit

<i>ice_fact</i>	<i>Reduktionsfunktion bei Bodenfrost</i>	[1]
<i>K_ICE</i>	<i>Parameter der Reduktionsfunktion</i>	[1]
<i>ice[sl]</i>	<i>Eisfraktion in der Bodenschicht</i>	[m]
<i>sl</i>	<i>Bodenschicht</i>	[1]

Basierend auf der berechneten O₂-Konzentration in den einzelnen Bodenschichten, erfolgt die dynamische Einteilung in anaerobe und aerobe Bodenanteile nach der Formel.

$$anyf[sl] = e^{-(parm \times o2[sl])^2} - macro_sl[sl] \quad \text{(Gl. 14)}$$

mit

<i>anyf[sl]</i>	<i>Anteil des „Anaerobic-Balloon“ in der Bodenschicht</i>	[0-1]
<i>o2[sl]</i>	<i>Sauerstoffpartialdruck in der Bodenschicht</i>	[bar]
<i>macro_sl[sl]</i>	<i>immer aerober Anteil des Bodens (Makroporen)</i>	[0.1]
	(STANGE et al., 1998)	
<i>parm</i>	<i>Normierungsparameter für den Sauerstoffgehalt</i>	[bar ⁻¹]

Dieses so genannte „Anaerobic-Balloon“-Konzept, erlaubt es in einer Bodenschicht zeitgleich oxidative und reduktive mikrobielle Prozesse wie Nitrifikation und Denitrifikation nebeneinander ablaufen zu lassen (LI et al., 2000; s.a. Abb. 3). Darüber hinaus werden im Boden-Bio-Geo-Chemie-Modul auch die Konzentrationen von CO₂, CH₄, NO, N₂O, N₂ und NH₃ sowie deren Diffusion in die benachbarten Bodenschichten berechnet.

Mineralisation

Im Rahmen der *Mineralisation* erfolgt der Abbau organischer Substanz zu CO_2 , DOC und NH_4 . Diese Stoffumsetzungen folgen dabei Reaktionen erster kinetischer Ordnung. Wie in vergleichbaren Modellen wird in diesem Modul die organische Substanz in verschiedene Qualitätsklassen (Streu, mikrobielle Biomasse, Humus; schwer, mittel und leicht abbaubar) unterteilt und diese mit unterschiedlichen Abbaukonstanten (k -Werten) versehen (Abb. 5).

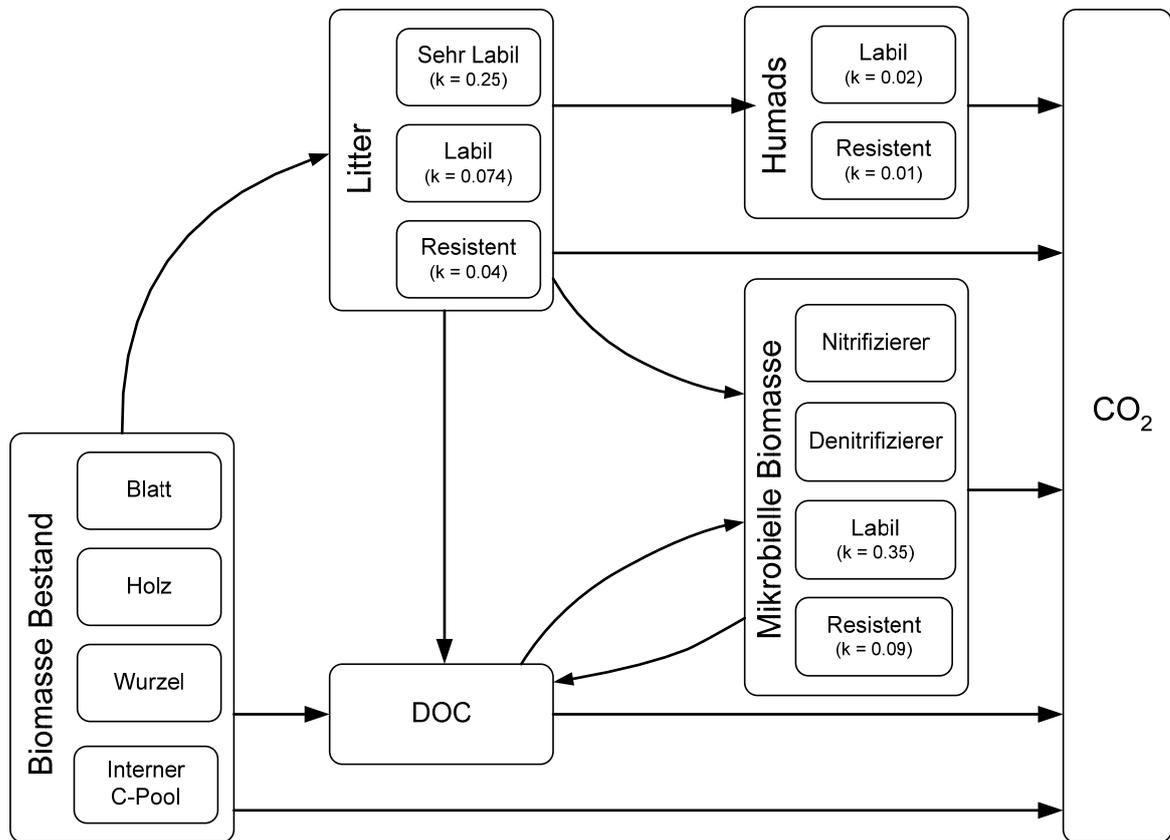


Abbildung 5: Pools und Abbaukonstanten von organischer Substanz im Modell Forest-DNDC. Die k -Werte (1/day) geben hierbei verschiedene Abbaugeschwindigkeiten an, die je nach aktuellen Umweltbedingungen, d.h. in Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Bodentemperatur, modifiziert werden.

Die mikrobielle Biomasse stellt einerseits einen Teil der organischen Substanz dar, andererseits wird aber auch die Dynamik der mikrobiellen Biomasse von Nitrifizierern und Denitrifizierern sowie deren Aktivität explizit simuliert (STANGE, 2001). Die Einteilung des Bestandsabfalls in qualitativ verschiedene Pools basiert auf deren C/N-Verhältnis (Abb. 6). Jedem dieser Pools ist ein spezifisches C/N-Verhältnis zugeordnet. Für den mikrobiellen Biomassepool beträgt dieses z.B. 8:1.

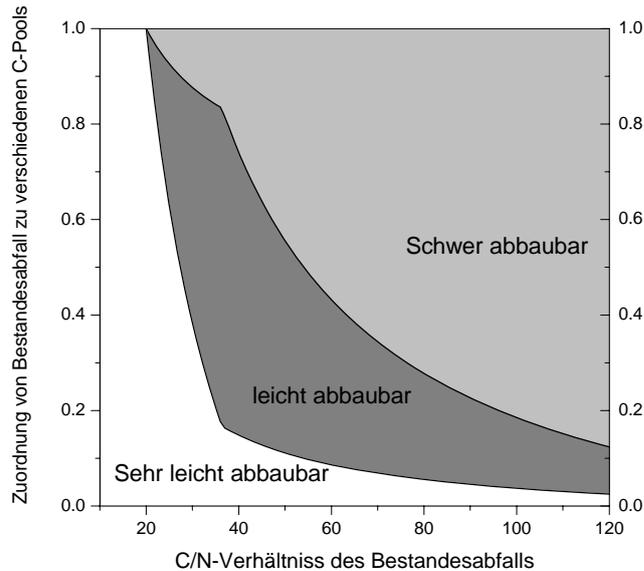


Abbildung 6: Einteilung der organischen Streu in drei Kohlenstoff-Pools der sehr leicht abbaubaren, leicht abbaubaren und der schwer abbaubaren organischen Streu in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnis. Die Pools haben die C/N-Verhältnisse 24, 43.6 und 240 (Li et al., 2000).

Nitrifikation

In der *Nitrifikation* wird das aus der Mineralisation der organischen Substanz und der N-Deposition stammende Ammonium über das Zwischenprodukt Nitrit (NO_2^-) zu Nitrat (NO_3^-) oxidiert. Die Masse und Aktivität der Nitrifizierer bestimmen die Maximalgeschwindigkeit der Nitrifikation. Die Reaktion von Ammonium zu Nitrit wird im Modell durch folgende Gleichung beschrieben:

$$fact_nh4 = \frac{nh4[sl]}{NH4_FACT_NH4 \times dayWater + nh4[sl]} \quad (\text{Gl. 15})$$

mit:		(STANGE, 2001)
$fact_nh4$	Anteil des nitrifizierten NH_4	$[\text{mg l}^{-1}]$
$NH4_FACT_NH4$	Michaelis-Menten Konstante für NH_4^+	$6.18 [\text{mg l}^{-1}]$
	(verändert nach STARK und FIRESTONE, 1996)	
$dayWater$	Wassergehalt in der Bodenschicht	$[\text{mm ha}^{-1}]$
$nh4[sl]$	NH_4 -Konzentration in der Bodenlösung	$[\text{mg l}^{-1}]$

und

$$nno = \text{Min}(NH4_DENIMAX \times nh4[sl], KNIT \times fact_ph \times fact_nh4 \times microC[sl] \times micro_act_sl[sl]) \quad (\text{Gl. 16})$$

mit:		
nno	Bruttonitrifikationsrate	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{Bodenschicht}^{-1}]$
$NH4_DENIMAX$	Maximale Nitrifikationsrate	$[0-1]$
$nh4[sl]$	NH_4 -Konzentration in der Bodenlösung	$[\text{mg l}^{-1}]$
$KNIT$	Nitrifikationskonstante	$[0-1]$
$fact_ph$	Einfluss des Boden pH-Wertes	$[0-1]$
$fact_nh4$	Einfluss der Nitrifizierer	$[0-1]$
$microC[sl]$	Nitrifizierer in der Bodenschicht	$[\text{kg C ha}^{-1}]$
$micro_act_sl[sl]$	Aktivität der Nitrifizierer	$[0-1]$

Wie auch im PnET-N-DNDC, wird die N₂O-Spurengasemission durch Nitrifikation basierend auf dem „hole in the pipe“-Ansatz nach dem Modell von FIRESTONE und DAVIDSON (1989) beschrieben. Dieser wurde im Modell um eine Temperatur- und Feuchtefunktion erweitert (STANGE, 2001). Die Temperaturabhängigkeit der Verlustrate wird durch eine O’Neill-Funktion beschrieben, die des Feuchteinflusses durch eine Weibull-Funktion. Die N₂O-Produktion durch Nitrifikation wird im Forest-DNDC nach folgender Gleichung berechnet:

$$ae_{n2o} = KN2O \times nno \times fact_m \times fact_t \times fact_ph \quad (\text{Gl. 17})$$

mit

<i>nno</i>	Bruttonitrifikationsrate	[kg N ha ⁻¹ Bodenschicht ⁻¹]
<i>KN2O</i>	maximale N ₂ O-Verlustrate	[0-1]
<i>fact_m</i>	Einfluss der Feuchtigkeit	[0-1]
<i>fact_t</i>	Einfluss der Temperatur	[0-1]
<i>fact_ph</i>	Einfluss des pH-Wertes	[0-1]

wobei gilt:

$$fact_m = 1 - \frac{1}{(1 + e^{((wfps - M_FACT_P3) \times M_FACT_P4)})} \quad (\text{Gl. 18})$$

$$fact_t = T_FACT_P3 \times e^{\frac{temp[s1]}{T_FACT_P4}} \quad (\text{Gl. 19})$$

$$fact_ph = PH_FACT_P4 \quad (\text{Gl. 20})$$

mit

<i>wfps</i>	Wassergehalt in der Bodenschicht	[%]
<i>M_FACT_P3</i>	Halboptimale Wassergehalt	0.55 [WFPS]
		(MAAG und VINTHER, 1996)
<i>M_FACT_P4</i>	Formparameter der Weibullfunktion	[1]
<i>T_FACT_P3</i>	Formparameter der O’Neillfunktion	[1]
<i>T_FACT_P4</i>	Formparameter der O’Neillfunktion	[1]
<i>PH_FACT_P4</i>	Einfluss des pH-Wertes auf N ₂ O-Produktion	[0-1]

Auch die Berechnung der NO-Produktion durch Nitrifikation basiert auf dem „hole in the pipe“ Modell (FIRESTONE und DAVIDSON, 1989). Die Gleichung zur Berechnung des nitrifikatorisch gebildeten NO lautet:

$$ae_{no} = KNO \times nno \times fact_m \times fact_t \times fact_ph$$

mit:

<i>ae_no</i>	NO in aerober Umgebung	[kg N ha ⁻¹ layer ⁻¹]
<i>KNO</i>	maximale NO-Verlustrate	[0-1]
<i>fact_m</i>	Einfluss der Feuchtigkeit	[0-1]
<i>fact_t</i>	Einfluss der Temperatur	[0-1]
<i>fact_ph</i>	Einfluss des pH-Wertes	[0-1]

$$fact_m = 1 - \frac{1}{(1 + e^{((wfps - M_FACT_P1) \times M_FACT_P2)})} \quad (\text{Gl. 21})$$

$$fact_t = T_FACT_P1 \times e^{\frac{temp[sl]}{T_FACT_P2}} \quad (Gl. 22)$$

$$fact_ph = PH_FACT_P2 - (PH_FACT_P3 \times ph_sl[sl]) \quad (Gl. 23)$$

mit

wfps	Wassergehalt in der Bodenschicht	[%]	
M_FACT_P1	Halboptimale Wassergehalt	0.45	[WFPS]
M_FACT_P2	Formparameter der Weibullfunktion	[1]	
T_FACT_P1	Formparameter der O'Neillfunktion	[1]	
T_FACT_P2	Formparameter der O'Neillfunktion	[1]	
PH_FACT_P2	Einfluss des pH-Wertes auf N ₂ O-Produktion	[0-1]	
PH_FACT_P3	Einfluss des pH-Wertes auf N ₂ O-Produktion	[0-1]	

Die Nitrifikationsraten entsprechen hierbei Brutto-Umsatzraten. Aufgrund der hohen Nitratproduktion kommt der mikrobiellen Immobilisierung von Nitrat im Boden eine große Bedeutung zu. Die fakultative Freisetzung von N₂O und NO ist abhängig von der Höhe der Bruttonitrifikation und liegt je nach Bodenfeuchte und -Temperatur im Bereich von ca. 0.5-2‰.

Denitrifikation

Innerhalb der *Denitrifikation* kann Nitrat in Abhängigkeit der mikrobiellen Biomasse und der Aktivität der Denitrifizierer in anaeroben Bodenbereichen über Nitrit (NO₂⁻), NO, N₂O bis hin zu molekularem Distickstoff (N₂) reduziert werden. Während der Denitrifikation können N₂O und NO sowohl produziert als auch konsumiert werden. Dies bedeutet, dass z.B. nitrifikatorisch produziertes NO in anaeroben Bodenbereichen durch Denitrifikation weiter zu N₂O oder/ und N₂ reduziert werden kann (Li et al., 2000).

Die Umsetzung der Stickoxide (N₂O, NO) wird dabei durch die Masse und Aktivität der denitrifizierenden Mikroorganismen bestimmt. Im Forest-DNDC wird wie im PnET-N-DNDC (STANGE, 2001) vereinfachend von einer einzigen Mikroorganismenpopulation ausgegangen, die alle Reaktionsschritte der Denitrifikation durch Enzyme katalysieren kann. Für die Umsetzungen der Stickoxide sind das Wachstum, die Wachstumsatmung und die Erhaltungsatmung (Respiration) der Mikroorganismen von entscheidender Bedeutung. Jeder einzelne Schritt der Denitrifikation wird im Forest-DNDC als enzymatische Reaktion beschrieben die nach dem gleichen Ansatz berechnet wird. Gleichung 17 zeigt die Formel zur Berechnung der enzymatischen Reaktionen der Denitrifikation, wobei für x=1 und y=3 die Reduktion von Nitrat und für x=2 und y=1 die von N₂O beschrieben wird.

(Gl. 24)

$$\frac{dN_xO_y_an[sl]}{dt} = (\omega_{N_{x-1}O_{y-1}} + \beta_{N_{x-1}O_{y-1}} - \mu_{N_xO_y} - \omega_{N_xO_y} - \beta_{N_xO_y}) \times denitr_akt[sl] \times denitr[sl]$$

(STANGE, 2001)

mit:

$N_xO_y_an[sl]$	Stickoxidkonzentration im „anaerobic balloon“	[kg m ⁻³]
$\omega_{N_{x-1}O_{y-1}}$	Wachstumsatmung mit Substrat N _{x-1} O _{y-1}	[h ⁻¹]
$\beta_{N_{x-1}O_{y-1}}$	Respirationsrate der Denitrifizierer mit Substrat N _{x-1} O _{y-1}	[h ⁻¹]
$\mu_{N_xO_y}$	Wachstumsrate der Denitrifizierer mit Substrat N _x O _y	[h ⁻¹]
$\omega_{N_xO_y}$	Wachstumsatmung mit Substrat N _x O _y	[h ⁻¹]
$\beta_{N_xO_y}$	Respirationsrate der Denitrifizierer mit Substrat N _x O _y	[h ⁻¹]
$denitr_akt[sl]$	Aktivität der Denitrifizierer in der Bodenschicht	[0-1]
$denitr[sl]$	Denitrifiziererpopulation	[kg C ha ⁻¹]

Zur detaillierteren Beschreibung der Wachstums- und Respirationraten, siehe STANGE, 2001, S.49 ff.

Als nitratverbrauchende Prozesse sind neben der Denitrifikation im Modell auch die pflanzliche und mikrobielle Immobilisierung sowie die Nitrat auswaschung (s. a Kapitel 3.2.1) in tiefere Bodenhorizonte implementiert.

3.1.2.5 Die Modell Initialisierung

Das Forest-DNDC im MOBILE-Framework wird von Steuerfiles mit detaillierten Eingangsdaten angetrieben (Abb. 7, 8, 9, 10, 11). Für einen Modelllauf des neuen Forest-DNDC (Standort, Region) werden pro Simulationseinheit je ein *SETUP*- und ein *SITE*-File benötigt (Abb. 7).

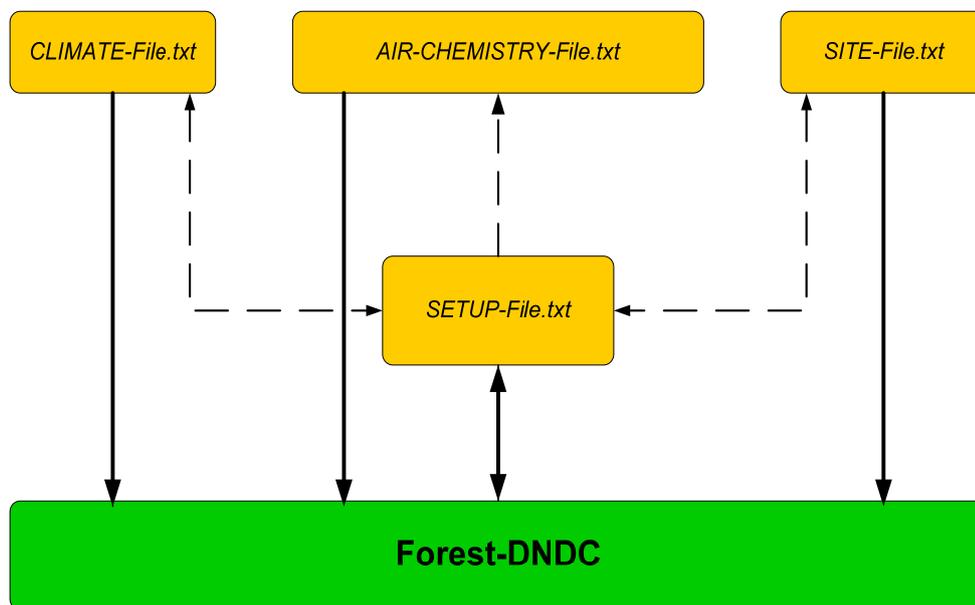


Abbildung 7: Struktur der für den Modellbetrieb benötigten Steuerfiles

Im Setup-File findet die Verlinkung zu den für die Simulation benötigten weiteren Steuerdateien mit klimatischen und luftchemischen Eingangsdaten statt (Zeile: 1-9). Des Weiteren wird vom Setup-File der Simulationszeitschritt und die Simulationslänge gesteuert (Zeile: 11-14). In den Zeilen 16-21 werden die für die Simulation benötigten Module an- (1) bzw. abgeschaltet (0). Den Output des Modells steuert man über die Zeilen 23-30. Nicht belegte Parameter erhalten den Wert ‚-99.99‘.

	SETUP-File (Struktur)	Erklärung
1	LevelIII\SITE901.txt	Pfad zum SITE-File
2	NOINI1	Datei mit Initialwerten der Vegetation
3	NOINI2	Datei mit Initialwerten des Bodens
4	LevelIII\DRI1901_90_01.txt	Datei mit täglichen Klimadaten
5	LevelIII\DRI2901_90_01.txt	Datei mit täglichen Daten der Luftchemie
6	NODRI3	Datei mit Ereignissen (Sturm, Kahlschlag, ...)
7	NODRI4	Datei mit Info zum Grundwasserspiegel
8	NOMCL1	Datei mit subtäglichen Klimadaten
9	NOMCL2	Datei mit subtäglichen Daten der Luftchemie
10	24	Anzahl der subtäglichen Zeitschritte
11	2190	Simulationsdauer (Tagen)
12	1	Erster Tag im Jahr an dem die Simulation startet
13	1996	Jahr in dem die Simulation beginnt
14	13	Code für Mikroklima-Modul (13 = DNDC, ...)
15	1	Code für Wasserhaushalts-Modul
16	11	Code für Physiologie-Modul
17	1	Code für Bodenchemie-Modul
18	0	Code für Luftchemie
19	0	Code für BVOC-Modul
20	0	Ausgabe der Vegetationsstruktur (0 = AUS, 1 = EIN)
21	0	Ausgabe des Mikroklimas
22	1	Ausgabe des Wasserhaushalts
23	1	Ausgabe der Physiologie
24	1	Ausgabe der Bodenchemie
25	0	Ausgabe der Luftchemie
26	0	Ausgabe der Chemie der Blattschichten
27	0	(Canopy)
28	0	Ausgabe des neuen Initialisierungsfiles(0 = false)
29	0	Erster Tag der subtäglichen Ausgabe
30	0	Letzter Tag der subtäglichen Ausgabe
31	0	
32	0	Canopy wird als „Einzelblatt“ angenommen
33	0	Reset der Boden- und Vegetationsparameter
34	0	nach jedem Jahr (0 = false)

Abbildung 8: Struktur und Inhalt des SETUP-Files

Im SITE-File sind alle wichtigen Standortparameter abgelegt. So finden sich hier allgemeine Standortinformationen (Abb. 9, Zeile 1-10) sowie Vegetationsparameter von bis zu 5 Baumarten (Zeile. 12-18). Hinzu kommen allgemeine Bodenparameter (Zeile 20-25) und die Parametrisierung der einzelnen Horizonte (Zeile 27-36) des Bodenprofils.

	SITE-FILE (Struktur)	Erklärung
1	49.24	Geographische Breite (Latitude)
2	11.19	Geographische Länge (Longitude)
3	-1	GMT Zeit
4	425	Topographische Höhe [m ü. N. N.]
5	-99.99	Hangneigung [°]
6	-99.99	Aspekt = radians through east from north
7	7.5 -99.99	Jahresmitteltemperatur [°]
8	800 -99.99	Langjähriges Mittel des Jahresniederschlags [mm]
9	-99.99	Durchschnittliche Windgeschwindigkeit [m/s]
10	-99.99	Durchschnittliche N-Konzentration im
11		Niederschlag [kgN mm-1]
12	PISY NONE NONE NONE ..	Hauptbaumart (1 bis 5)
13	20.8 0.0 0.0 0.0 0.0	
14	-99.99 0.0 0.0 0.0 0.0	Wuchshöhe [m]
15	-99.99 0.0 0.0 0.0 0.0	Höhe der ersten Blätter über Boden [m]
16	-99.99 0.0 0.0 0.0 0.0	Brusthöhendurchmesser [m]
17	-99.99 0.0 0.0 0.0 0.0	Stammvolumen [m ³ ha ⁻¹]
18	-99.99 0.0 0.0 0.0 0.0	Durchwurzelungstiefe [m]
19		Relativer N-Eintrag durch die Vegetation
20	CLAY	
21	ROHHUMUS	Bodentyp (Sand, Ton, ...)
22	70	Humustyp
23	-99.99	Mächtigkeit der org. Auflage
24	-99.99	Kohlenstoffgehalt in 5cm (Mineralboden)
25	9	- - in 10cm (Mineralboden)
26		Anzahl der definierten Bodenhorizonte
27	35.0	
28	35.0	Mächtigkeit des Bodenhorizonts [mm]
29	2.3	Mächtigkeit der Bodenschicht [mm]
30	-99.99	Durchschnittlicher pH-Wert
31	0.3	Skelettanteil [0-1]
32	1.0	Bodendichte [kg dm-3]
33	0.5	Gesätt. hydr. Leitfähigkeit [cm min-1]
34	-99.99	Org. Kohlenstoffgehalt
35	-99.99	Tongehalt [%]
36	-99.99	Feldkapazität [mm m-3]
37	...usw.	Welkepunkt [cm m-3]

Abbildung 9: Struktur und Inhalt des SITE-Files.

Die weiteren Steuerfiles CLIMATE-File (Abb. 10) und AIR-CHEMISTRY-File (Abb. 11), beinhalten klimatische (Niederschlag, Temperatur, Strahlung, Luftfeuchtigkeit, Windgeschwindigkeit) und luftchemische Eingangsdaten (CO₂, NH₃, O₃, CH₄ Konzentrationen der Luft und N-Konzentration des Niederschlags) in tageszeitlicher Auflösung.

DRI1_Standort_1990-2001.txt								
YEAR	DAY	PREC[MM]	AVGTEMP	MAXTEMP	MINTEMP	GRAD[JCM2]	RH[%]	WIND[MS]
1990	1	1.7	-4.1	-1.7	-5.7	65	96	0
1990	2	1.5	-2.1	-1.2	-2.8	107	98	0
1990	3	0.1	-3.9	-2.7	-4.6	67	97	0
1990	4	1.7	-2.2	-0.9	-4.0	92	98	0
... usw.								

Abbildung 10: Struktur eines CLIMATE-Files

DRI2_Standort_1990-2001.txt							
YEAR	DATE	cCO2_nd	cNH3_nd	cNOx_nd	cO3_nd	cCH4_nd	ncPrec_nd
1990	1	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	0.000003
1990	2	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	0.000003
1990	3	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	0.000003
1990	324	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	-99.99	0.000003
... usw.							

Abbildung 11: Struktur eines AIRCHEMISTRY-Files

3.2 Weiterentwicklung des Forest-DNDC Modell

Im Zuge der Neustrukturierung und Weiterentwicklungen wurden zahlreiche Verbesserungen am Modell vorgenommen. Besonders für C- und N-Umsetzungsprozesse und die daran gekoppelte Bildung von Nitrat war eine der wichtigsten inhaltlichen Veränderung die, dass das zu simulierende Bodenprofil hochaufgelöst parametrisiert werden kann. Das bedeutet, dass jede Bodenschicht unterschiedliche Bodeneigenschaften wie z.B. organischer C-Gehalt oder Wasserleitfähigkeit annehmen kann.

War in den vorangegangenen Modellversionen (PnET-N-DNDC) nur eine Parametrisierung der organischen Auflage sowie der ersten 30 cm des Mineralbodens (durch einen Wert für die gesamten 30 cm) möglich, so kann im neuen Forest-DNDC ein Bodenprofil von beliebiger Tiefe (umfasst maximale Durchwurzelungstiefe) initialisiert und in nahezu beliebig viele Horizonte unterteilt werden. Somit ist beim Vorliegen entsprechender Informationen eine realistische Beschreibung des gesamten Bodenprofils möglich (siehe auch SITE-Files Abb. 9). Dieses Konzept war insbesondere im Hinblick auf die Simulation von Nitratkonzentrationen und -mengen von entscheidender Bedeutung. Zum einen kann somit die Nitrataufnahme in einzelnen Bodenschichten durch die Vegetation vollständig abgebildet werden. Zum anderen wird eine realistische Simulation des ökosystemaren Verlusts des Systems über den Sickerwasseraustrag ermöglicht.

Mit dem Fokus auf die Problemstellung dieser Arbeit wurden auch weitere Modell-Verbesserungen durchgeführt. Hierzu gehört vor allem die quantitative Verteilung und qualitative Aufteilung des organischen Kohlenstoffs, die unter 3.3.2 noch detaillierter beschrieben werden.

3.2.1 Wasserhaushalts-Modul

Im Fokus der Modellweiterentwicklung standen insbesondere Arbeiten zur Verbesserung des Wasserhaushalts- und des Bodenchemiemoduls. Durch die enge Verflechtung von Wasser- und Stoffhaushalt kommt dem Wasserhaushaltsmodul, insbesondere für eine präzise Simulation des Nitrataustrags aus der Hauptwurzelzone von Wäldern, eine zentrale Bedeutung zu. Für den bisherigen Kern-Anwendungsbereich, die Simulation von bodenbürtigen N- und C-Spurengasemissionen, stellte dies eine nur geringfügige Limitierung dar, da sich die Simulationstiefe in Folge des geringen Beitrags tieferer Bodenschichten zur Gesamtemission bodenbürtiger N- und C-Spurengase meist auf die oberen 30cm des Bodenprofils beschränkte (LI et al., 2000; BUTTERBACH-BAHL et al., 2004). Für die Vorhersage des Nitrataustrags aus der

Hauptwurzelzone aus Wäldern ist je nach Standorteigenschaften eine Simulationstiefe von bis zu ca. zwei Metern unerlässlich. Aus diesem Grund wurde das Wasserhaushaltsmodell dahingehend erweitert, dass nun eine detaillierte Parametrisierung der einzelnen Bodenschichten möglich ist, bzw. über bodenspezifische Transferfunktionen aus Bodenleitprofilen abgeleitet werden kann. Da die Beschreibung standortspezifischer Bodencharakteristika je nach Untersuchungsschwerpunkt stark variiert, ist die Datenverfügbarkeit und der Detailgrad dieser für das Forest-DNDC Modell benötigten Inputdaten von Standort zu Standort verschieden. Aus diesem Grund erfolgt die Modell-Parametrisierung des Bodenprofils in hierarchischer Form, d.h. in Abhängigkeit der Güte bzw. des Detailgrades der vorliegenden Daten. Im besten Fall bedeutet dies, dass die bodenphysikalischen Kenngrößen (Bodendichte/Porosität, Feldkapazität, Welkepunkt, hydraulische Leitfähigkeit) direkt als Messwerte für den jeweiligen Standort vorliegen. Ist dies nicht der Fall, werden die für die Modell-Parametrisierung benötigten Daten, über den eigentlichen Modellsimulationen vorgeschalteten Programmroutinen (Pedo-Transferfunktionen) aus hierarchisch untergeordneten Daten (z.B. Bodentextur, Bodentyp, organischer C-Gehalt, Bodendichte usw.) abgeleitet.

Bei dem zur Simulation des Bodenwasserflusses verwendeten Kaskadenmodells kommt es vor allem auf die korrekte Beschreibung der Bodenspeicherkapazität der jeweiligen Schicht an. Zur realistischen Bestimmung des Wasserflusses aus der letzten Schicht würde man die Randbedingungen der darunter liegenden Schicht benötigen. Da diese Information nicht vorliegt, wurde der ungesättigte Bodenwasserfluss aus der letzten Schicht aus dem der vorletzten Schicht empirisch festgelegt. Hierbei wurde folgende Annahme getroffen:

(Gl. 25)

$$hr_ouWat[slMax] = hr_outWat[slMax-1] \times 0.9.$$

mit

$$\begin{aligned} hr_ouWat[slMax] &= \text{Ausfluss aus letzter Schicht} \\ hr_outWat[slMax-1] &= \text{Ausfluss aus vorletzter Schicht} \end{aligned}$$

Eine weitere Verbesserung des Wasserhaushaltsmoduls war die Implementierung der baumartenspezifischen Berechnung der Interzeption. Im Gegensatz zum PnET-N-DNDC, kann im Forest-DNDC die Interzeption des Bestandes mittels einer baumartenspezifischen Interzeptionskapazität [m/m^2LAI] berechnet werden. Dies erlaubt es den Prozess der Interzeption für verschieden strukturierte Bestände besser abzubilden. Für Buchen beträgt der Wert beispielsweise 0.00034, für Fichten 0.00036, für Eichen 0.00038 und für Kiefern 0.00051 $m\ m^{-2} LAI$ (PIETSCH et al. 2005).

Die Verlagerung des Nitrats im Boden ist beim Forest-DNDC direkt an den Wasserfluss gekoppelt. Die Menge des verlagerten Nitrats wird deshalb in Abhängigkeit eines Austrags-Faktors („leach_fact“) berechnet der von der Menge des aus einer Schicht in die nächste Schicht versickernden Wassers abhängig ist. Dieser Faktor berechnet sich nach folgender Gleichung:

$$leach_fact = \frac{dayFlux[sl]}{dayWater} \quad (\text{Gl. 26})$$

Der in Abhängigkeit des Wasserflusses berechnete „leach_fact“ wird dann mit einem Retentionskoeffizienten für den Stofftransport des Nitrats nach folgender Formel verrechnet:

$$leach_fact = \frac{leach_fact}{(retK + leach_fact)} \quad (\text{Gl. 27})$$

mit:

$$\begin{array}{lll} dayFlux[sl] & \text{Menge des Wassers das aus einer Schicht fließt} & [m] \\ dayWater & \text{Menge des Wassers in einer Schicht} & [m] \end{array}$$

<i>leach_fact</i>	<i>Austragsfaktor</i>	[1]
<i>retK</i>	<i>Retentionskoeffizient für Nitrat</i>	[0.15]

Die Menge des ausgetragenen Nitrats aus einer Schicht in die darunterliegende berechnet sich somit in Abhängigkeit von „leach_fact“ nach folgender Formel:

$$leach_no3 = no3[sl] \times leach_fact \quad (Gl. 28)$$

mit:

<i>leach_no3</i>	<i>Menge des aus einer Schicht ausgetragenen Nitrats</i>	[kg]
<i>leach_fact</i>	<i>Austragsfaktor</i>	[1]
<i>sl</i>	<i>Bodenschicht</i>	[1]

3.2.2 Boden-Bio-Geo-Chemie-Modul

Der Verteilung des organischen Kohlenstoffs im Boden kommt bei der Anwendung des Forest-DNDC eine besondere Bedeutung zu. Dies hängt damit zusammen, dass der für die Biomasse, und somit für die Umsetzungsprozesse, verfügbare Stickstoff im Modell direkt an den Kohlenstoff gekoppelt ist. Das bedeutet, dass durch die Verteilung des Kohlenstoffs im Bodenprofil und die C/N-Verhältnisse der verschiedenen Biomasse-Pools, die N-Verteilung im Boden beschrieben wird. Mit der Möglichkeit der hochaufgelösten Parametrisierung der einzelnen Bodenschichten im SITE-File, geht auch die Notwendigkeit von ausreichender Kenntnis über die Verteilung des Kohlenstoffs im Bodenprofil einher. Um für alle Waldstandorte der Bundesrepublik eine Beschreibung des organischen Kohlenstoffs (Corg) im Bodenprofil zu realisieren, also auch an Standorten für die keine oder nur wenige Informationen vorliegen, wurde aus den vorhandenen Messdaten nahezu aller Level-II-Standorte (ca. 85) eine Kohlenstoff-Verteilungsfunktion abgeleitet. Zur Beschreibung der Veränderung des Kohlenstoffgehalts mit der Tiefe wurde eine exponentielle Funktion (Abb. 12 und Gl. 29) abgeleitet.

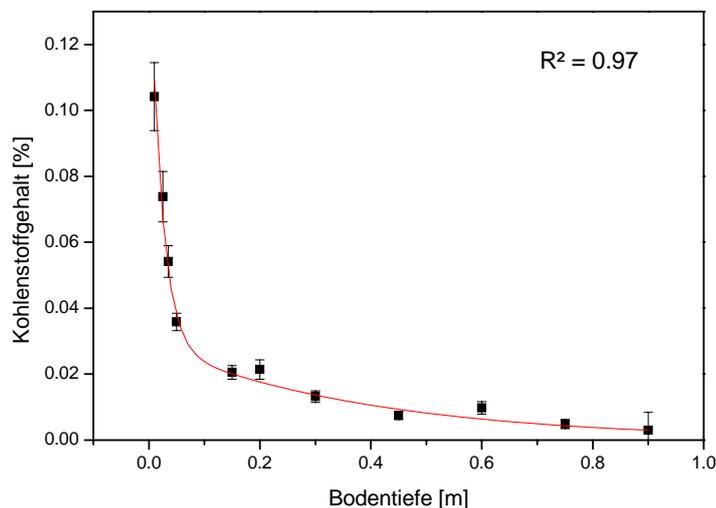


Abbildung 12: Veränderung des organischen Kohlenstoff-Gehalts mit der Tiefe. Grundlage der Daten bilden Informationen zur Tiefenabhängigkeit des organischen Kohlenstoffgehalts aus 85 Bodenprofilen der Level-II-Standorte Deutschlands.

Die 85 Standorte verteilen sich über die ganze Bundesrepublik und decken dabei sowohl alle wichtigen pedologischen und klimatischen Variationen abdecken, als auch alle gängigen Hauptbaumarten (Buche, Eiche, Fichte, Kiefer) der für Deutschland charakteristischen Wälder ab

(HAUBMANN et al., 1997). Eine nach Bodentypen getrennte Verteilungsfunktion für die organischen Bodenkohlenstoffgehalte wäre zwar wünschenswert gewesen, ließ sich aber aus dem vorhandenen, publizierten Datenmaterial nicht gesichert ableiten. Die in Abbildung 12 dargestellte Funktion wird durch folgende Gleichung beschrieben:

$$fc_Org_sl[sl] = y_0 + A1 \times e^{-x/t1} + A2 \times e^{-x/t2} \quad (\text{Gl. 29})$$

mit

$fc_Org_sl[sl]$	<i>Anteil des organischen Kohlenstoffs in der der Bodenschicht</i>	[0-1]
x	<i>Kumulative Bodentiefe</i>	[m]
y_0	<i>Formelparameter</i>	[0]
$A1$	<i>Formelparameter</i>	[0.12976]
$T1$	<i>Formelparameter</i>	[0.0211]
$A2$	<i>Formelparameter</i>	[0.02926]
$T2$	<i>Formelparameter</i>	[0.39418]

Im Modell spielt neben der quantitativen Verteilung des organischen Kohlenstoffs durch das Bodenprofil in Form von organischem Material, auch die qualitative Verteilung und Zusammensetzung des Kohlenstoffs und somit die Verfügbarkeit von Stickstoff (charakterisiert durch spezifische C/N Verhältnisse) eine wichtige Rolle. Die organische Substanz, die aus absterbender pflanzlicher Biomasse stammt, (Wurzel- und Laubstreu) wird in drei durch unterschiedliche C/N Verhältnisse und Abbauraten gekennzeichnete Pools aufgeteilt (Abb. 15 und 6). Die Verteilung der Streu mit einem niedrigen C/N- Verhältnis erfolgt bevorzugt in den labileren Pools.

In der früheren Version des PnET-N-DNDC wurde die Verteilung der organischen Substanz in die drei Streu-Pools (fc_lit1_sl , fc_lit2_sl , fc_lit3_sl) für das gesamte Profil (max. Simulationstiefe 30 cm) immer im gleichen Verhältnis zueinander vorgenommen. Dies gilt auch für die verbleibenden C-Pools, den mikrobiellen Pool (fc_micro1_sl , fc_micro2_sl , fc_micro3_sl), den aktiven Humus-Pool (fc_aorg_sl) sowie den passiven Humus-Pool (fc_hum_sl). In der neuen Modellversion wirkte sich dies zu Anfang so aus, dass noch in tieferen Bodenschichten (Tiefen größer 30cm) zuviel organischer Kohlenstoff dem leicht abbaubaren Pool zugeordnet wurde. Aus diesem Grund wurden für die tiefer gelegenen Bodenschichten tendenziell zu hohe Mineralisations- und Nitrifikationsraten berechnet was wiederum zu hohen Nitratgehalt im Boden führen kann.

Für die erforderliche Verbesserung der tiefenabhängigen Verteilung der Kohlenstoff-Pools im Boden wurde eine detaillierte Literaturrecherche zur stofflichen Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz in verschiedenen Bodentiefen durchgeführt. Die aus der Stoffgruppenanalyse (BEYER 1993a, 1993b, 1994, BEYER und BLUME 1990, SCHEFFER&SCHACHTSCHABEL 1992, MAGILL 2000) resultierende Partitionierung des Kohlenstoffs in die unterschiedlichen Stoffgruppen (Cellulose/Hemicellulose, Lignin, Humine, Huminsäuren) mit verschiedenen Eigenschaften, entspricht in den Grundzügen, dem im Modell implementierten Ansatz der qualitativen Differenzierung des Kohlenstoffs in Pools unterschiedlicher Abbauraten. Obwohl der Abbau einzelner Stoffklassen nicht explizit im Modell simuliert wird, so ließen sich hieraus jedoch vereinfachte Schemata und Kenntnisse für die Modellweiterentwicklung ableiten:

Die Mineralisierung der organischen Substanz zu CO_2 erfolgt aus allen Kompartimenten. Die höchsten Raten stammen aus der Zersetzung frischer Streu und dem Umsatz mikrobieller Biomasse.

Der Abbau von Zucker, Stärke, Protein, Hemicellulose und Cellulose erfolgt besonders schnell. Diese Stoffklassen können daher dem „Very Labile-“ und „Labile-Litter-Pool“ zugeordnet werden. Lignocellulose wird, wie bereits humifiziertes Material dagegen wesentlich langsamer abgebaut und werden somit dem Resistant-Litter-Pool zugeteilt.

Der in der Cellulose/Hemicellulose und im Lignin gespeicherte Kohlenstoff nimmt mit der Tiefe ab (Abb. 14). Der in Abbauprodukte pflanzlichen Materials, wie organomineralische Verbindungen (Huminsäuren, Fulvosäuren) gebundene Kohlenstoff nimmt bis zu einer gewissen Tiefe zu (Abb. 15).

Wie sich die Bestandteile der organischen Substanz mit der Tiefe verändern können, zeigen die Abbildung 13 und 14, in denen exemplarisch die Ergebnisse einer Stoffgruppenanalyse nach BLUME in SCHEFFER&SCHACHTSCHABEL (1997/2002) zusammengefasst sind. Bei diesem Beispiel handelt es sich um eine Parabraunerde mit Mull auf einem Eichen/Buchen-Standort in Deutschland.

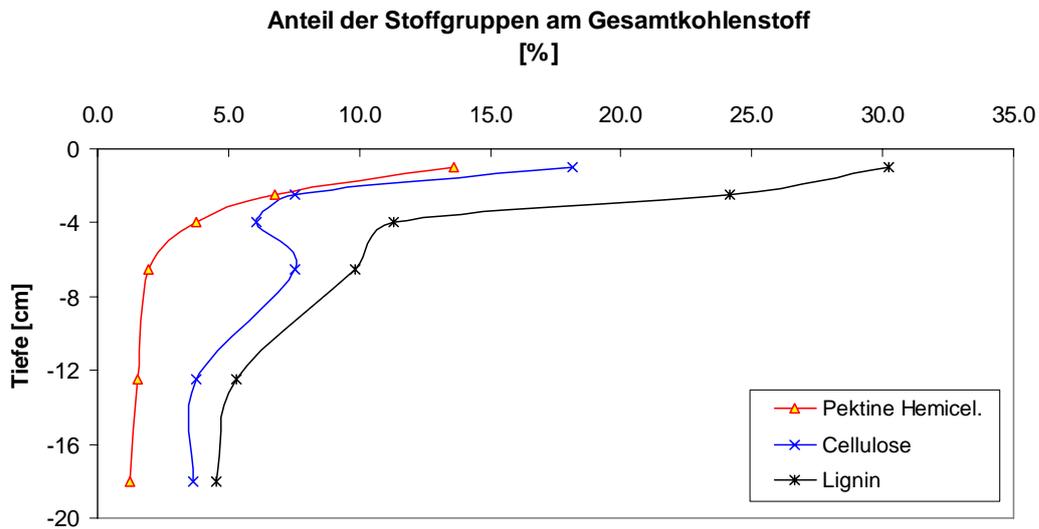


Abbildung 13: Abnahme der Kohlenstoff-Speicher mit der Tiefe. Hier: vor allem Bestandteile (C-Stoffgruppen) der organischen Streu. (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1997).

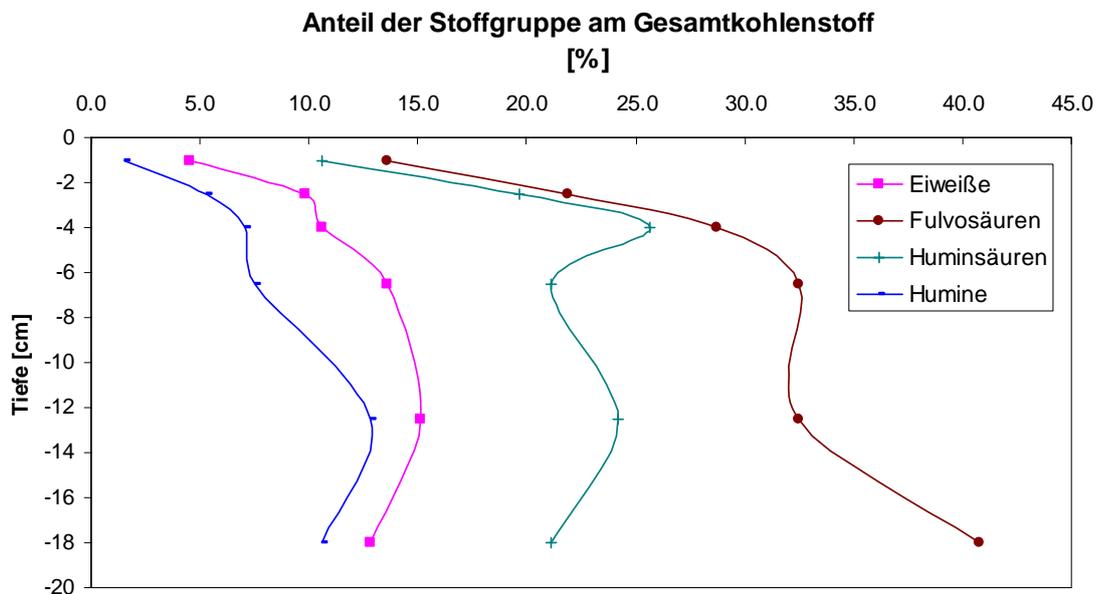


Abbildung 14: Veränderung der Konzentration der Stoffgruppen der organischen Substanz mit der Tiefe. Hier: Abbauprodukte (C-Stoffgruppen) der organischen Streu. (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1997).

Vergleichbare Muster bei der Veränderung der C-Stoffgruppen mit der Tiefe (für andere Bodentypen und Vegetationsformen) wurden bei den o.g. Arbeiten von BEYER 1993/1994, BLUME 1965 und MAGILL 2000 beobachtet.

Abbildung 15 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Umwandlungs- und Stabilisierungsprozesse (Humifizierung) der organischen Substanz. In dieser Darstellung wird wie im Modell auch eine Zuweisung des Kohlenstoffs in qualitative Pools (aktiv, intermediär, passiv) vorgenommen.

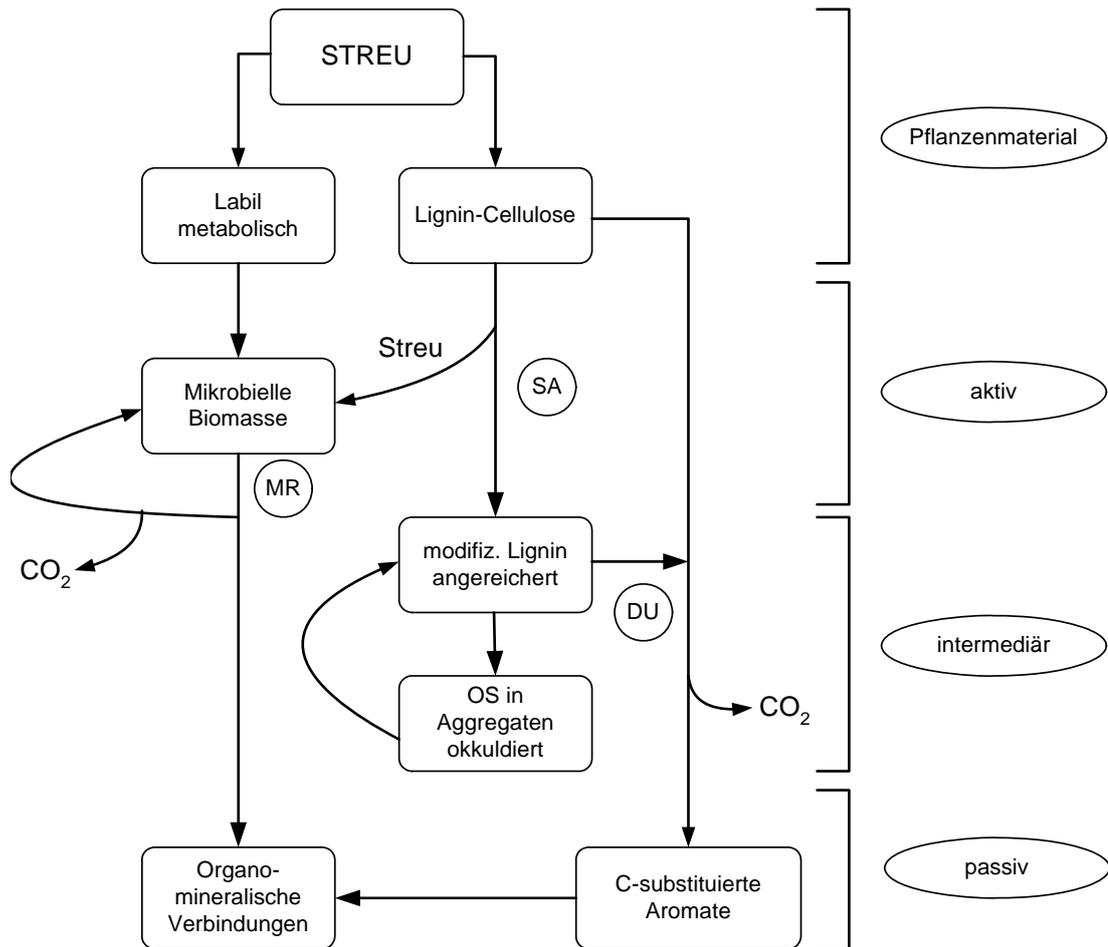


Abbildung 15: Umwandlungs- und Stabilisierungsprozesse (Humifizierung) der organischen Substanz (OS) im Boden; SA selektive Anreicherung, DU direkte Umwandlung, MR mikrobielle Re-Synthese (nach SCHEFFER-SCHACHTSCHABEL 2002, 15. Aufl., S. 56).

Die Beschreibung der Veränderung von einzelnen Stoffgruppen mit der Tiefe, ermöglicht nicht die direkte Ableitung einer Funktion zur Beschreibung der quantitativen Veränderung des Kohlenstoffs mit der Tiefe. Jedoch lassen sich auf Basis der o.g. Zusammenhänge Funktionen und Abhängigkeiten zur Beschreibung der qualitativen Veränderung der verschiedenen Kohlenstoff-Pools mit der Tiefe für deren Implementierung im Modell ableiten. Es wurde dabei folgender Ansatz gewählt.

(1) Die Veränderung *der Streu-Pools* ($fC_{lit1_sl[sl]}$ = sehr leicht-, $fC_{lit2_sl[sl]}$ = leicht-, $fC_{lit3_sl[sl]}$ = schwerabbaubar) mit der Tiefe ist an die Funktion der Wurzelverteilung gekoppelt. Dies ist insofern logisch, da der Beitrag der Wurzelstreu zum Input organischer Substanz in kühlgemäßigten Breiten im Mineralboden dominant ist (VOGT et al., 1986).

In Forest DNDC wird die Wurzelverteilung durch eine Einparameter Funktion beschrieben:

$$f(sl) = ps \left(100 \frac{hAct}{length^2} \right) \quad \text{(Gl. 30)}$$

(GROTE, 2003)

mit:

ps	<i>vegetationsspezifischer Parameter</i>	[1]
sl	<i>aktuelle Bodenschicht</i>	[1]
$hAct$	<i>aktuelle Tiefe</i>	[m]
$length$	<i>Durchwurzelungstiefe</i>	[m]

Durch den artenspezifischen Parameter (ps) der Funktion (Gl. 30), lassen sich verschiedene Verteilungskurven beschreiben (Abb. 16), die somit auch eine vereinfachte Differenzierung verschiedener Baumarten (Flachwurzler, Tiefwurzler) zulässt. Eine Abnahme des Streu-Pools in Abhängigkeit dieser Funktionen berücksichtigt somit, dass der Streuanteil in größeren Tiefen durch die Wurzelbiomasse begrenzt wird.

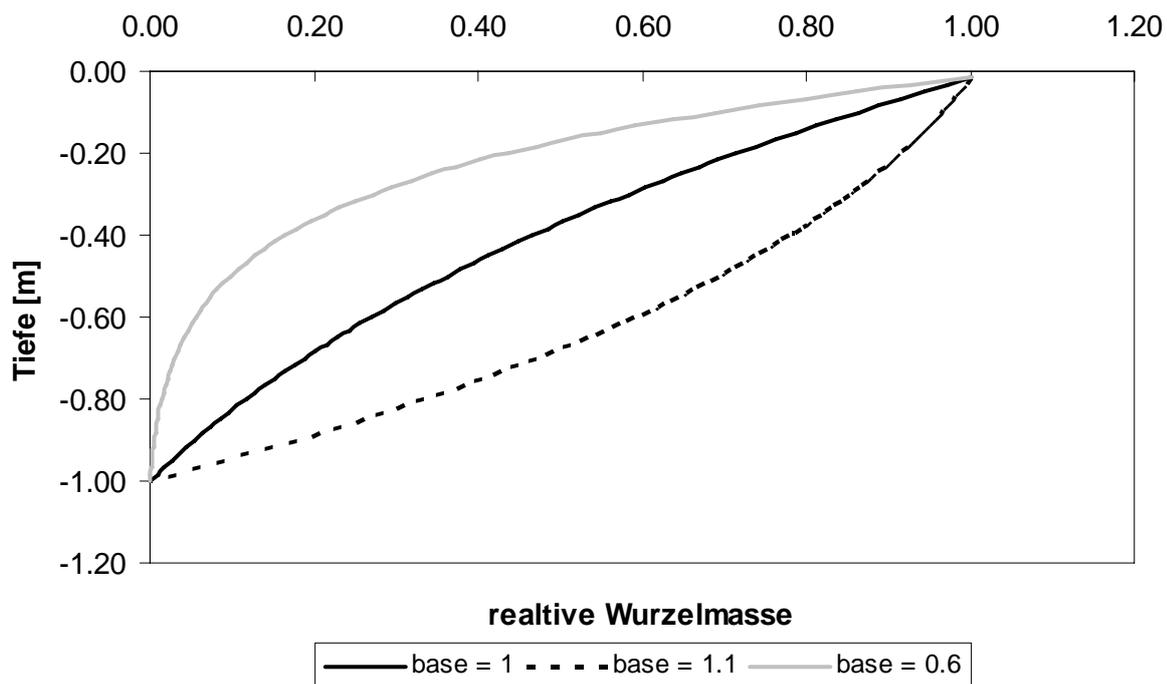


Abbildung 16: Funktion zur Beschreibung der Wurzelverteilung mit der Tiefe

(2) Für die Beschreibung der Veränderung des **aktiven Humus-Pools** (fC_{aorg_sl}) wurde eine Funktion entwickelt, die einen leicht ansteigenden fC_{aorg} -Pool mit der Tiefe beschreibt (Gl. 20.). Der aktive Humus-Pool nimmt damit, entgegengesetzt zu den Streu-Pools (fC_{lit1_sl} , fC_{lit2_sl} , fC_{lit3_sl}), bis zu einer gewissen Tiefe zu. Dies ist insofern plausibel, als dass der aktive Humus-Pool sich vor allem aus den Abbauprodukten der Bestandesstreu zusammensetzen soll, deren Anteil mit der Tiefe abnimmt (Abb. 13).

Somit ist eine Veränderung der Pool-Verhältnisse mit der Tiefe in Abhängigkeit der Wurzelverteilung bzw. des Streu-Inputs gewährleistet.

(3) Der *passive Humus-Pool* (fC_{hum_sl}) wird dann als abhängige Funktion der gesamten Kohlenstoff-Pools definiert (Gl. 32), dessen Anteil bis in größere Tiefen zunimmt. Dieser Pool soll den leicht verlagerbaren Kohlenstoffverbindungen wie Eiweißen, Fulvosäuren, Huminsäuren und Huminen entsprechen.

$$fC_{aorg_sl} = fC_{aorg_sl} + 0.1 \times e^{\frac{-(hSum-1.0)^2}{0.5}} \quad (\text{Gl. 31})$$

mit:

$$\begin{aligned} fC_{aorg_sl} &= \text{Anteil an Kohlenstoff im aktiven Humus-Pool} & [0-1] \\ hSum &= \text{Durchwurzelungstiefe} & [cm] \end{aligned}$$

(Gl. 32)

$$fC_{hum_sl} = 1.0 - fC_{lit1_sl} - fC_{lit2_sl} - fC_{lit3_sl} - fC_{aorg_sl} - fC_{micro1_sl} - fC_{micro2_sl} - fC_{micro3_sl}$$

mit:

$$\begin{aligned} fC_{hum_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im passiven Humus-Pool} & [0-1] \\ fC_{lit1_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im sehr leicht abbaubaren Streu-Pool} & [0-1] \\ fC_{lit2_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im leicht abbaubaren Streu-Pool} & [0-1] \\ fC_{lit3_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im schwer abbaubaren Streu-Pool} & [0-11] \\ fC_{aorg_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im aktiven Humus-Pool} & [0-1] \\ fC_{micro1_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im Pool der heterotrophen Mikroorganismen} & [0-1] \\ fC_{micro2_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im Pool der Ammonium-Oxidierer} & [0-1] \\ fC_{micro3_sl} &= \text{Anteil des Kohlenstoffs im Pool der Nitrit-Oxidierer} & [0-1] \end{aligned}$$

Mit dem Ansatz zur Beschreibung der quantitativen Zusammensetzung des Kohlenstoffs sowie dessen Veränderung mit der Tiefe ist das Modell in der Lage eine Verteilung der organischen Kohlenstoffverbindungen bis in größere Tiefen zu beschreiben. Dies hat einen entscheidenden Einfluss auf die Güte der simulierten N-Umsetzungsprozesse, da diese wesentlich von der Verfügbarkeit reaktiver Kohlenstoff- und Stickstoff-Pools abhängt.

3.2.3 Modell-Initialisierung

Ausgangssituation

Durch die Umstrukturierung und Weiterentwicklung des Forest-DNDC, wurde auch die gesamte Modellinitialisierung verändert. Im neuen Forest-DNDC können Bodenparameter räumlich hochaufgelöst verarbeitet werden. Fehlende Parameter können durch komplexe Transfer- und Pedo-Transferfunktionen abgeleitet werden (s. a. Quellcode im Anhang in Kapitel 9.1). Durch diese Veränderungen sind völlig neue Anforderungen an die räumliche Auflösung sowie die Qualität der Eingangsdaten entstanden.

Die Verbesserung des Modells durch die Nutzung dieser neuen komplexen Input-Daten impliziert ein Konzept für die Verwaltung und Speicherung der Daten für den Modellbetrieb. Abbildung 17 gibt einen Überblick über die Datenaufbereitung für den Modellbetrieb und zeigt die Arbeitsschritte auf, die die Rohdaten durchlaufen, bevor sie als fertige Modelleingangsdaten verwendet werden können.

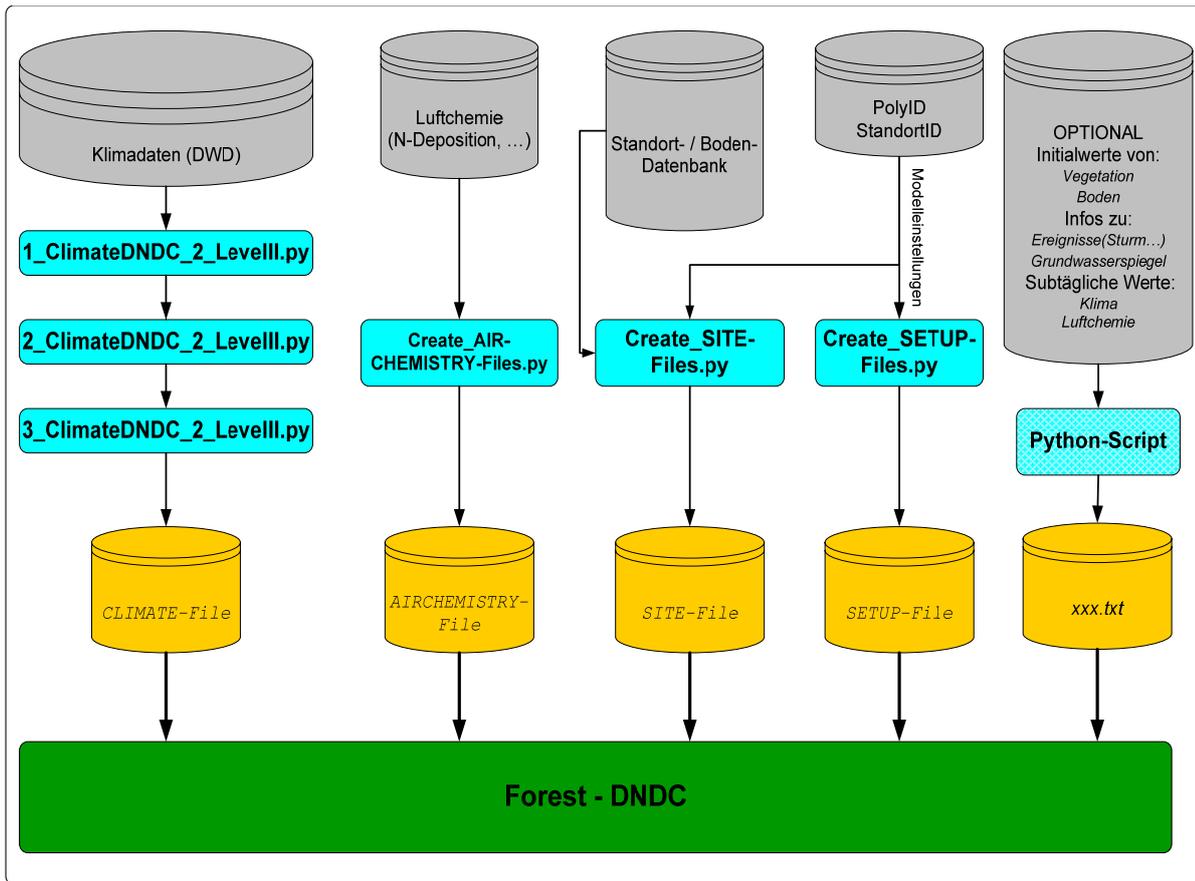


Abbildung 17: Überblick über die Aufbereitung der Modelleingangsdaten

So wurde z.B. für die Anwendung des Modells auf Ökosystemebene eine Datenbank (siehe auch Abbildung 15, Standort-/ Bodendatenbank) entwickelt, in der für jeden einzelnen Standort die wichtigsten Parameter gespeichert werden. Die Datenbank wurde als Tabelle mit EXCEL⁶ erstellt und erlaubt somit eine einfache und beliebige Erweiterung. Der Vorteil dieser simplen Struktur liegt in der Benutzerfreundlichkeit, der Übersichtlichkeit und der Möglichkeit der einfachen Programmierung von Schnittstellen (WIN32Com⁷). Mit Hilfe der Scriptsprache PYTHON wurde ein Programm entworfen, das basierend auf den in der Datenbank gespeicherten Standortinformationen, automatisch das Input-File mit den Standortparametern (SITE-Files) für das Modell generiert. Außerdem werden in diesem Script bestehende Datenlücken geschlossen, falls z.B. Angaben zu bodenhydrologischen Parameter wie Feldkapazität, Welkepunkt oder gesättigte hydraulische Leitfähigkeit nicht zur Verfügung stehen. Des Weiteren kann das Programm die Mächtigkeit der organischen Auflage in Abhängigkeit der Baumart, des Alters, der geographischen Breite und des Jahresniederschlags abschätzen und diese Information, sofern sie fehlt, bereitstellen (Abb. 18, Funktion: „calc_OrgLayer“). Sollte die Datenbank erweitert oder neue Standortparameter aufgenommen werden, so können mit Hilfe dieses Scripts (Abbildung 17) die SITE-Files innerhalb kürzester Zeit automatisch neu erzeugt werden.

⁶ EXCEL: Tabellenkalkulationsprogramm von MICROSOFT: www.Microsoft.com

⁷ Abkürzung für die auf dem 32-Bit [Microsoft-Windows](http://www.microsoft.com/windows/XP/)-Betriebssystem ([Windows XP](http://www.microsoft.com/windows/XP/), u.a.) basierenden Schnittstelle von PYTHON.

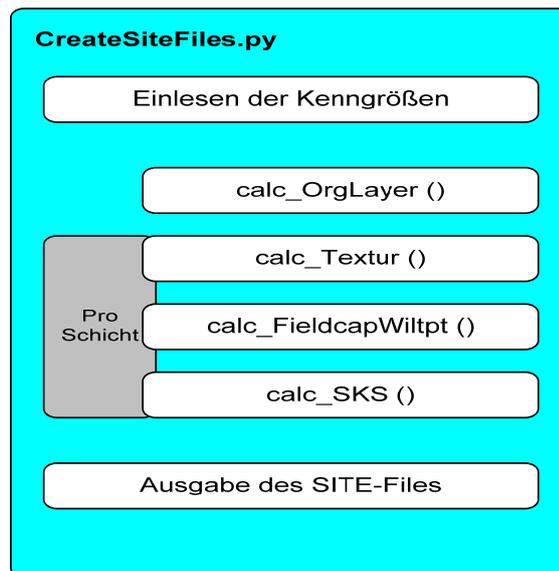


Abbildung 18: Programm zur Erstellung der SITE-Files für den Modellantrieb. Entwickelt in PYTHON (s. a. Anhang 9.1).

Auch für die Erstellung des SETUP-Files, die als zentrales Input-File den Modellbetrieb und den weiteren Input steuern, wurden Programme entwickelt die diese automatisch generieren (siehe Anhang Kapitel 9.2).

Sowohl das SITE-, als auch das SETUP-File werden als Text-Datei im ASCII⁸ Format erzeugt.

Die Aufbereitung der klima- und luftchemischen Eingangsdaten (Abb. 17) erfolgt ebenfalls durch PYTHON Skripte. Hierbei wird auf Klimadaten zurückgegriffen, die vom DWD bereits für ein anderes Projekt dem IMK-IFU zur Verfügung gestellt wurden. Die für das Forest-DNDC benötigten Klima-Dateien berücksichtigen folgende klimatische Kenngrößen in tageszeitlicher Auflösung: Niederschlag (PREC), Tagesmitteltemperatur (AVGTEMP), Tageshöchsttemperatur (MAXTEMP), Tagestiefsttemperatur (MINTEMP), Solarstrahlung (GRAD), Relative Luftfeuchte (RH) sowie die Windgeschwindigkeit (WIND).

Eingangsdaten zur Stickstoffdeposition stammen von GAUGER 2002. Aus diesen Angaben zur Deposition in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ wird, ebenfalls mit Hilfe eines komplexen PYTHON-Skripts, auf Grund des Niederschlags die Modelleingangsgröße der Stickstoff-Konzentration ($\text{kg N ha}^{-1} \text{mm}^{-1}$) für jeden einzelnen Standort berechnet. Zur Laufzeit des Modells wird die im AIRCHEMISTRY-File gespeicherte Konzentration sowie den im Klima-File gespeicherten Niederschlag (mm a^{-1}) ein und berechnet sich daraus die N- Gesamtdeposition in $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

3.2.4 Extraktion von Modellergebnissen

Der Output des Modells lässt sich für jeden einzelnen Modelllauf im SETUP-File steuern (Abb. 9: Codierung der Modell-Ausgabe). Das heißt, dass der Anwender wählen kann, für welches Modul eine Ausgabe erfolgen soll. Die Ausgabewerte der einzelnen Module sind im Quellcode definiert und hardcodiert und können nicht für jeden Lauf individuell verändert werden. Aufgrund dieses statischen Modell-Outputs ist es notwendig geworden, externe Programme zu entwickeln die den Modell-Output entsprechend der aktuellen Frage- und Problemstellungen auswerten. Diese externe Analyse des Modell-Outputs ist von entscheidender Bedeutung für die Interpretation der

⁸ ASCII (*American Standard Code for Information Interchange*) ist eine siebenbittige [Zeichenkodierung](#) und bildet die US-Variante von [ISO 646](#) sowie die Grundlage für spätere mehrbittige [Zeichensätze](#) und -kodierungen. Quelle: www.wikipedia.de

Modellergebnisse und das Aufspüren und die Analyse von Modellfehlern. Hierzu wurde, wie auch bei der Datenaufbereitung, auf die Script-Sprache PYTHON zurückgegriffen. Eine Verwendung von Office-Programmen wie MICROSOFT-EXCEL, SPSS oder ORIGIN für die Auswertung, ist nur bedingt sinnvoll und möglich. Zum einen ist der Einsatz solcher Programme nicht automatisierbar, d.h. der Zeitaufwand nach jedem Modellauf eine neue Datenauswertung durchzuführen wäre zu groß. Hinzu kommt, dass größere Output-Files von diesen Programmen nicht mehr vollständig geöffnet werden können. Als einzige Möglichkeit bietet sich hier die Entwicklung von externen Programmen zur Datenauswertung und Datenanalyse an.

Diese Scripte öffnen die vom Modell generierten Ausgabe-Dateien (z.B. SOILCHEMISTRY_ND.txt, WATERCYCLE_ND.txt, ...) im ASCII-Format, lesen sie ein und bearbeiten sie. Der analysierte Output wird dann wiederum in separaten Dateien gespeichert. Neben der Bilanzierung von Jährlichen Stoffflüssen und Raten sowie der Veränderung von Ökosystemspeichern (Pools), können mit den Scripten auch Diagramme erzeugt werden. Vor allem zur Visualisierung der Modellgüte (simulierte Werte gegen gemessene Werte) sind diese Diagramme hilfreich. Bei der Analyse der Ergebnisse an zahlreichen Standorten ermöglicht erst diese automatisierte Auswertung des Modell-Outputs ein rationelles Arbeiten.

3.3 Erstellung der Datenbasis für ökosystemsspezifische und regionale Anwendungen

Je nach Herkunft und Anwendung variieren die vom Modell benötigten Eingangsdaten stark voneinander und verlangen eine individuelle Betrachtung und Aufarbeitung. Im Folgenden ist anhand der im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Modellanwendungen die Problematik und Vorgehensweise bei der Erstellung einer Datenbasis für den Modellbetrieb beschrieben.

3.3.1 Datenbasis für ökosystemsspezifische Anwendung: Level II-Standorte

Das am IMK-IFU durchgeführte Projekt „Stickstoffdynamik und biologische Prozesse in Ökosystemen“ (FuE 202 63 224), zu dem auch vorliegende Arbeit gehört, wertete die gesamten Standortinformationen und vorhandenen Messdaten nahezu aller Level-II-Standorte in Hinblick auf Standorteigenschaften und N-Ein- und Austräge ausgewertet. Fehlende Standortparameter sowie Messwerte (z.B. Bodenwassergehalte, Nitratkonzentrationen) wurden auf persönliche Anfrage von den jeweilig zuständigen Behörden der einzelnen Bundesländer (v.a. Landesämter für Wald und Forst) geliefert.

Für die Anwendung des Forest-DNDC auf Ökosystemebene mussten zu erst die umfangreichen Daten unterschiedlichster Herkunft gesichtet, bewertet und neu strukturiert werden. Die Kenndaten der Level-II-Standorte wurden in einer zentralen Datenbank vom Institut für Waldökologie und Waldinventuren in Eberswalde zur Verfügung gestellt und durch die vom Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten veröffentlichten Ergebnisse⁹ ergänzt. Aus diesen Informationen wurde eine neue Datenbank entwickelt, die für jeden einzelnen Standort die Speicherung der in Abbildung 19 dargestellten Parameter vorsieht. Es werden nur Parameter gespeichert, die das Modell direkt oder indirekt benötigt für einen Simulationslauf benötigt..

⁹ HAUBMANN et al., (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, Level II, Erste Ergebnisse; BMELF.

Level II	
	o Plot Name
	o Latitude / Longitude
	o Bodentyp (BUEK)
	o Bodentyp (WRB)
	o Ausgangsgestein
	o Bodenart (KA4)
	o Humusform (Mull, Moder, Rohhumus)
	o Horizontbezeichnung [Ah, Bv, C]
	o O-Tiefe / U-Tiefe [cm]
	o Sandgehalt, Tongehalt, Schluffgehalt [%]
	o Humusgehalt [%]
	o Lagerungsdichte [g / cm ³]
	o Skelettgehalt [%]
	o Sks [cm min ⁻¹](gesät. hydr. Leitfähigkeit)
	o Feldkapazität / Welkepunkt [Vol %]
	o C/N Verhältnis
	o Corg (organischer Kohlenstoffgehalt) [%]
	o pH [CaCl ₂]
	o N-Gehalt [g kg ⁻¹]
	o Hauptbaumart
	o Wurzelverteilung [cm]
	o Bestandesalter [a]

Abbildung 19: Übersicht über die an den Level-II-Standorten erfassten Standortparametern (Boden und Vegetation)

Vegetation und Klima der Level-II-Standorte

Mit 35 Fichten- und 27 Buchenstandorten konzentrieren sich 62% der Level II-Flächen auf diese beiden Baumarten. Außerdem beinhaltet die Datenbank 23 Kiefern, zwölf Eichen- sowie einen Lärchen- und einen Weißtannenstandort (Tabelle 2). Der Lärchenstandort kann aber aufgrund fehlender modellinterner Baumartenparameter bei der Modellierung zur Zeit noch nicht berücksichtigt werden. Die Verteilung der Level-II-Flächen auf einzelne Baumarten entspricht deren relativer Bedeutung in Deutschland. In Bezug auf die Verteilung der Baumarten nach Höhenlagen repräsentieren die Level-II Dauerbeobachtungsflächen deren gegenwärtiges Vorkommen. So ist die Kiefer hauptsächlich im Flachland, die Fichte im Mittelgebirgsraum und die Lärche im Hochgebirge anzutreffen.

Tabelle 2: Baumartenzusammensetzung an den Level-II-Standorten.

Baumart	Anteil [%]
Fichte (<i>Picea abies</i>)	36
Kiefer (<i>Pinus sylvestris</i>)	22
Eiche (<i>Quercus petraea/robur</i>)	12
Buche (<i>Fagus sylvatica</i>)	28
Tanne (<i>Abies alba</i>)	1
Lärche (<i>Larix decidua</i>)	1

Durch die Verteilung der Level-II-Standorte über die gesamte Bundesrepublik, sind in der Datenbank Flächen mit sehr unterschiedlichen klimatischen Bedingungen enthalten. Die langjährigen mittleren Jahresniederschläge aller Level-II-Standorte, verteilen sich gleichmäßig von 545 mm bis 1705 mm a⁻¹. 50% aller Standorte haben eine Jahresmitteltemperatur von 6.5 °C bis 7.5 °C. Bezogen auf alle Level-II-Flächen reicht die Spanne der Jahresmitteltemperaturen allerdings von 3.5 °C bis 9.8 °C. Dabei finden sich an den Standorten mit sehr hoher Jahresmitteltemperatur

(10 % über 8.6°C) fast ausschließlich Kiefern und Eichen. Fast alle Kiefernstandorte weisen zudem die niedrigsten Jahresniederschläge (unter 600 mm) auf. An den Standorten mit sehr hohen mittleren Jahresniederschlägen (über 1340 mm) und gleichzeitig niedrigen Jahrestemperaturen (unter 5 °C), findet man hingegen ausschließlich Fichten und Lärchenbestände. Allerdings kommt bei diesen Standorten auch die Höhenlage zum Ausdruck (alle über 1000 m ü. NN). Der größte Anteil der Level II-Flächen liegt bei den Nadelbäumen in der Altersklasse zwischen 70 und 110 Jahren, bei den Laubbäumen in den Klassen über 110 Jahren. Nur auf 7 Flächen (fast ausschließlich Kiefern- und Fichtenbestände) ist der Bestand jünger als 60 Jahre. Die Alterszusammensetzung (vor allem mittlere und alte Bestände) wurde im Rahmen des Level-II-Programms gewählt, damit die Wuchsdynamik dieser Bäume ihr Maximum überschritten hat und sich vorhandene Umwelteinflüsse deutlich auf den Waldzustand dieser Altersklassen auswirken (HAUBMANN et al., 1997).

Bodeneigenschaften der Level-II-Standorte

Der größte Teil der Bestände auf den Level-II-Flächen (über 60 %) stockt auf armen Standorten wie beispielsweise Podsolen oder sauren Braunerden (Abb. 20). 7% der Bestände stehen auf basenreichen Braunerden. Die Nährstoffarmut zeigt sich auch bei Betrachtung des Ausgangsgesteins (z.B. arme pleistozäne Sande: 21% Anteil; Verwitterungslehme und Decklehm über quarzreichen Ausgangsgesteinen: 27% Anteil). Das hat einen entscheidenden Einfluss auf die Bodenbildung. (Tabelle 3).

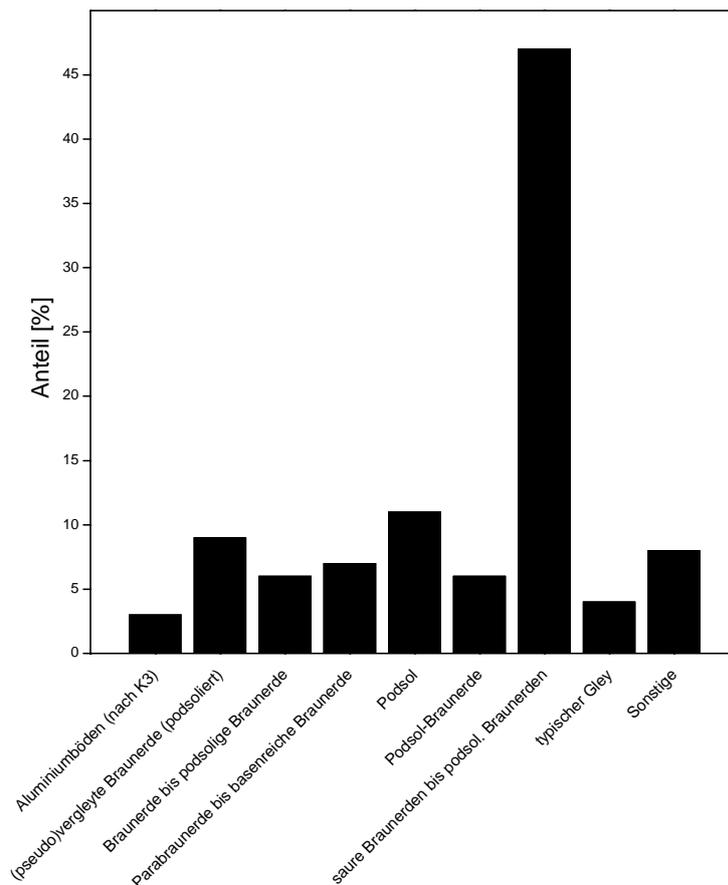


Abbildung 20: Prozentualer Anteil der Level-II-Standorte an den verschiedenen Bodentypen.

Tabelle 3: Prozentualer Anteil der Level-II-Standorte an den verschiedenen Ausgangssubstraten.

Ausgangssubstrat	Anteil [%]
Verwitterungslehme und Decklehm über quarzreichen Ausgangsgesteinen	27
Verwitterungslehme bzw. Decklehm über Ton- und Schluffgestein	10
umgelagerte kalkfreie Lockersedimente	6
karbonatfreie Lockersedimente über karbonathaltigem Ausgangsmaterial	6
intermediäre und saure Magmatite oder Metamorphite	14
basische Magmatite oder Metamorphite	4
karbonathaltige Lockersedimente über karbonathaltigen Ausgangsgesteinen	12
arme (pleistozäne) Sande	21

Die Verteilung der Level-II-Standorte auf die vorkommenden Ausgangssubstrate entspricht der tatsächlichen Verteilung der Waldstandorte in Deutschland (HAUßMANN et al., 1997). Es sind aber auch gut bis sehr gut basenversorgte Standorte bei der Messflächenauswahl, d.h. Waldstandorte auf karbonathaltigen Ausgangsgesteinen bzw. Lockersedimenten zu finden. Im Verlauf der Bodenentwicklung haben sich analog zum Ausgangsgestein auf rund 70 % der Dauerbeobachtungsflächen meist basenarme Braunerden entwickelt. Auf sehr armen Standorten z.B. Sanddünengebieten sind bevorzugt Podsole (10%) entstanden. Durch die Level-II-Standorte werden weitgehend alle Humustypen (Rohhumus, Mull, Moder sowie Mischformen) repräsentiert. Die Verteilung der Flächen in Bezug auf Bodenarten und eingeschätzte Basengehalte stehen im Einklang mit den Ausgangssubstraten.

Die Datenerfassung im Rahmen des Level-II-Programms erfolgt in Regel nach einem einheitlichen Muster. So ist vorgegeben, welche Kenngrößen und Messdaten verpflichtend zu erfassen sind. Die Messdaten und Standortparameter werden zentral von der BFH gesammelt und verwaltet. Trotzdem zeigen sich von Bundesland zu Bundesland deutliche qualitative Unterschiede. An vielen Standorten wurden die für den Modellantrieb benötigten Kenngrößen nicht, oder in nur unzureichender Genauigkeit erfasst bzw. zur Verfügung gestellt (z.B. Hamburg (201-203), Niedersachsen (302, 303, 306-308), Hessen (601-607), Baden-Württemberg (801-811), Mecklenburg-Vorpommern (1302-1303), Berlin (1101-1103), Sachsen-Anhalt (1501-1502), Thüringen (1601-1604 sowie 1608-1609)). Aus diesem Grund werden die fehlenden und für den Modellbetrieb benötigten Parameter aus hierarchisch untergeordneten Daten (z.B. Bodentextur, Bodentyp, organischem Kohlenstoffgehalt, Bodendichte, usw.) abgeleitet.

Dies erfolgt bei der Erstellung der SITE-Files in dem unter 3.3. beschriebenen Programm. Es beinhaltet die entwickelten Pedo-Transferfunktionen, die die vorhandenen Lücken in den Standortparametern schließen.

Im Folgenden sollen diese Transferfunktionen genauer erläutert werden.

3.3.2 Verwendung von Boden und Pedo-Transferfunktionen

Die bedeutendsten Bodenparameter für eine erfolgreiche Simulation des Bodenwassergehalts und somit auch der Nitratkonzentration und des Nitrataustrags, sind die bodenhydraulischen Parameter Feldkapazität, Welkepunkt, die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit sowie die Textur (Ton-, Schluff-, Sandgehalt). Sie sind für die Beschreibung der hydraulischen Eigenschaften des Bodens unverzichtbar und von entscheidender Bedeutung für die Güte der Simulationsergebnisse. Auch die Mächtigkeit und Qualität der Streuauflage spielt eine entscheidende Rolle. Die Streuauflage liefert das Ausgangssubstrat für die Mineralisation und steuert somit unter anderem die Verfügbarkeit an organischem Stickstoff für die mikrobiellen Umsetzungsprozesse der Mineralisation, Nitrifikation und Denitrifikation die wiederum die NO_3^- -Bildung sowie die Entstehung der N-Spurgase

bestimmen. Die organische Auflage unterscheidet sich jedoch beispielsweise in ihren Wasserspeichungsvermögen oder der Temperaturleitfähigkeit grundlegend vom Mineralboden, so dass eine Ableitung der Auflage aus dem Mineralboden nicht möglich ist. Der Unterschied im organische Kohlenstoffgehalt, der mikrobiellen Aktivität, der Durchlüftung sowie den bodenphysikalischen Kenngrößen von Welkepunkt, Feldkapazität Lagerungsdichte und Porosität erfordert daher eine separate Berechnung durch das Modell. Bei fehlenden Informationen zur Eigenschaft, Qualität und Quantität der organischen Auflage, kann die organische Auflage deshalb vom Programm zur Erstellung der Modell-Input-Files (Abb. 11) berechnet werden.

Es wurden folgende Pedotransfer- und Transfer-Funktionen zur Schließung vorhandener Datenlücken in das Programm implementiert.

- I) Calc_OrgLayer()
- II) calc_Textur()
- III) calc_FieldcapWiltpt()
- IV) calc_SKS()

zu I)

Zur Simulation der Mächtigkeit der organischen Auflage wurde die im PnET-N-DNDC verwendete Routine nach STANGE (2001) zur Abschätzung der Bestandsdaten als Funktion übernommen. Wie in STANGE (2001) beschrieben, berechnet diese Routine aus den artenabhängigen Bestandstypen der wichtigsten Baumarten, dem Baumalter und der Bodenfruchtbarkeit, die Biomasse für Blatt, Stamm und Wurzel. Außerdem simuliert die Funktion für die Jahre 1 bis zum Bestandsalter, den jährlichen Zuwachs an Blatt- Stamm- und Wurzelbiomasse sowie den Streufall als Funktion der Biomasse. Somit wird der Auf- und Abbau der organischen Substanz in der Auflage und im Mineralboden simuliert. Die jährliche Produktion der Blattbiomasse berechnet sich dabei nach der Formel:

$$fol_prod = 3990 - 56 \times latitude \times age_f \times soil_f \quad (\text{Gl. 33})$$

und

$$age_f = (0.3305 - 0.001443 \times latitude) \times \log(age) + (0.3637 - 0.00426 \times latitude) \quad (\text{Gl. 34})$$

mit

<i>fol_prod</i>	<i>Blattbiomassenproduktion in einem Jahr</i>	<i>[kg C ha-1]</i>
<i>latitude</i>	<i>Breitengrad des Standortes</i>	<i>[°]</i>
<i>age_f</i>	<i>Altersfunktion</i>	
<i>age</i>	<i>Bestandesalter</i>	<i>[a]</i>
<i>soil_f</i>	<i>Bodenfruchtbarkeit</i>	<i>[0.84 - 1.12]</i>

(HOFMANN und JENSSEN, 1997)

Der Bodenfruchtbarkeitsparameter (nährstoffarm bis nährstoffreich) wurde von HOFMANN und JENSSEN (1997) für ihr Waldwachstumsmodell entwickelt und ermöglicht die Simulation der Unterschiede in der Blattbiomasse von Bäumen (v.a. Buchen) auf nährstoffarmen bzw. nährstoffreichen Böden. Der Zuwachs des Festholzes (Stamm, Äste, Zweige) wird aus der Differenz der Bruttozuwachsleistung des Stammes und dem Verlust durch Absterben berechnet.

$$\frac{wood_mass}{dt} = \frac{GROWMAX}{latitude} \times age_f \times soil_f - \alpha_wood \times wood_mass \quad (\text{Gl. 35})$$

mit		
<i>wood_mass</i>	Stammbiomasse des Bestandes	[kg C ha-1]
<i>t</i>	Zeit	[a]
<i>GROWMAX</i>	artenspezifische max. Zuwachsrate der Stämme	[kg C ha-1 a-1]
<i>a_wood</i>	Sterberate	[0.0091 a-1]
		(LI et al., 2000)
<i>age_f</i>	Altersfunktion	[1] (Gl. 23)
<i>soil_f</i>	Bodenfruchtbarkeit	[0.84 – 1.12]
		(HOFMANN und JENSSEN, 1997)

Bei der Berechnung der Auflagemächtigkeit wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte im Jahr produzierte Blattbiomasse (Gl. 33) am Ende des Jahres abstirbt und zu Boden fällt. Sie trägt somit zusammen mit der absterbenden Biomasse an Hartholz (Gl. 35), zum Aufbau der organischen Auflage bei (STANGE 2001).

Zu II)

Die Funktion `calc_Textur()` leitet, basierend auf der Bodenart - wie sie im Rahmen der Kartierung auf Standortebene erfolgte (KA4¹⁰, der BGR¹¹) - den Ton-, Schluff- und Sandgehalt ab. Grundlage hierfür ist das Bodendreieck mit Bodenartenuntergruppen nach KUNTZE (1994).

Zu III)

In der Funktion `calc_FieldcapWiltppt()` werden die Feldkapazität und der Welkepunkt auf Grundlage der Wassergehalts- (θ) Wasserspannungs-Beziehung (Ψ) nach dem VAN GENUCHTEN (1980) Ansatz berechnet:

$$\Theta(\Psi) = \Theta_r + (\Theta_s - \Theta_r) / (1 + (\alpha |\Psi|)^n)^m \quad (\text{Gl. 36})$$

mit:

$\theta(\Psi)$	Wassergehalt als Funktion des Matrixpotential	[Vol%]
Ψ	Matrixpotential	[hPa]
θ_r	Restwassergehalt	[Vol%]
θ_s	Wassergehalt bei Sättigung	[Vol%]
α, n	van Genuchten-Parameter	
m	$1-1/n$	

Die für diese Formel benötigten Kennwerte θ_r und θ_s und die Formparameter α , n , m werden als Funktion der Bodenart gemäß der Ableitung von BOHNE und ZACHARIAS (1995), abgeleitet.

Zu IV) Die Funktion `calc_SKS()` berechnet die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in Abhängigkeit der Textur (Ton-, Sandgehalt [%]) nach dem Ansatz von SAXTON (1986) und der folgenden Gleichung:

$$kf = 24 \times \exp \left(12.012 - 7.55 \times 10^{-2} \times \text{Sand} + \frac{-3.895 + 3.671 \times 10^{-2} \times \text{Sand} - 0.1103 \times \text{Ton} + 8.7546 \times 10^{-4} \times \text{Ton}^2}{0.332 - 7.251 \times 10^{-4} \times \text{Sand} + 0.1276 \times \log_{10}(\text{Ton})} \right) \quad (\text{Gl. 37})$$

mit:

<i>kf</i>	gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	[cm d ⁻¹]
<i>Sand</i>	Sandgehalt	[%]
<i>Ton</i>	Sandgehalt	[%]

Wenn keine Angaben zu den Texturklassen vorhanden sind, wird die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit nach dem im Handbuch der Bodenkunde beschriebenen Merkblatt 129 (im Kapitel 2.6.2.4) abgeschätzt. Dies bedeutet, jeder Texturklasse (z.B. Ss, SI2, SI3, ...) wird in Abhängigkeit

¹⁰ Kartieranleitung 4 der Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe

¹¹ Bundesanstalt für Geologie und Rohstoffe

der Lagerungsdichte [g cm^{-3}] ein k_f -Wert zugewiesen. Das bedeutet, dass für jede Texturklasse drei k_f -Werte abhängig von folgender Einteilung der Lagerungsdichte (LD) existieren:

- $\text{LD} > 1.25 \text{ g/cm}^3$
- $1.25 \text{ g/cm}^3 < \text{LD} < 1.50 \text{ g/cm}^3$
- $\text{LD} > 1.50 \text{ g/cm}^3$

Durch die Verwendung dieser Pedo-Transferfunktionen konnten die Lücken in den Modelleingangsdaten für alle Level-II-Standorte geschlossen werden. Damit ist man in der Lage eine für die Simulation optimale Parametrisierung des Standorts zu liefern.

3.3.3 GIS-Datenbank für die regionale Anwendung: Bundesrepublik Deutschland

Beim Forest-DNDC handelt es sich um ein eindimensionales prozessorientiertes Modell. In seiner Grundfunktion berücksichtigt es keinen mehrdimensionalen Raumbezug. Heterogene Raumstrukturen, wie beispielsweise die Waldflächen der Bundesrepublik Deutschland, lassen sich somit ausschließlich durch eine große Anzahl von eindimensionalen Simulationen realisieren. Voraussetzung für die Modellierung solcher heterogenen Gebiete ist daher die räumliche Registrierung und Verschneidung der zur Verfügung stehenden digitalen Daten. Diese homogenen und eindeutigen Einheiten können in einer GIS-Datenbank abgespeichert werden. Für die regionale Anwendung des Modells auf die Bundesrepublik Deutschland (Stoffausträge unter Waldgebieten der Bundesrepublik Deutschland) wurde solch eine GIS Datenbank genutzt. Diese Datenbank wurde bereits am IMK-IFU im Rahmen eines früheren Projektes¹² erstellt. Hierbei wurden mit Arc-View 3.2 und Arc-Info 8.1 von ESRI digitale Daten der administrativen Einheiten (Bundesländer, Landkreise, ...) mit denen der Landnutzung (12 Waldtypen), den Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes sowie der Bodenübersichtskarte für Deutschland (BUEK 1000) verschnitten. Für eine ausführliche Beschreibung zu den in der Datenbank verwendeten Rohdaten und deren Aufarbeitung, siehe auch WERNER, 2003, S. 17f.

¹² FuE Vorhaben (200 12 257) des UBA: "Anthropogene N₂O Emissionen aus land- und forstwirtschaftlich genutzten Böden".

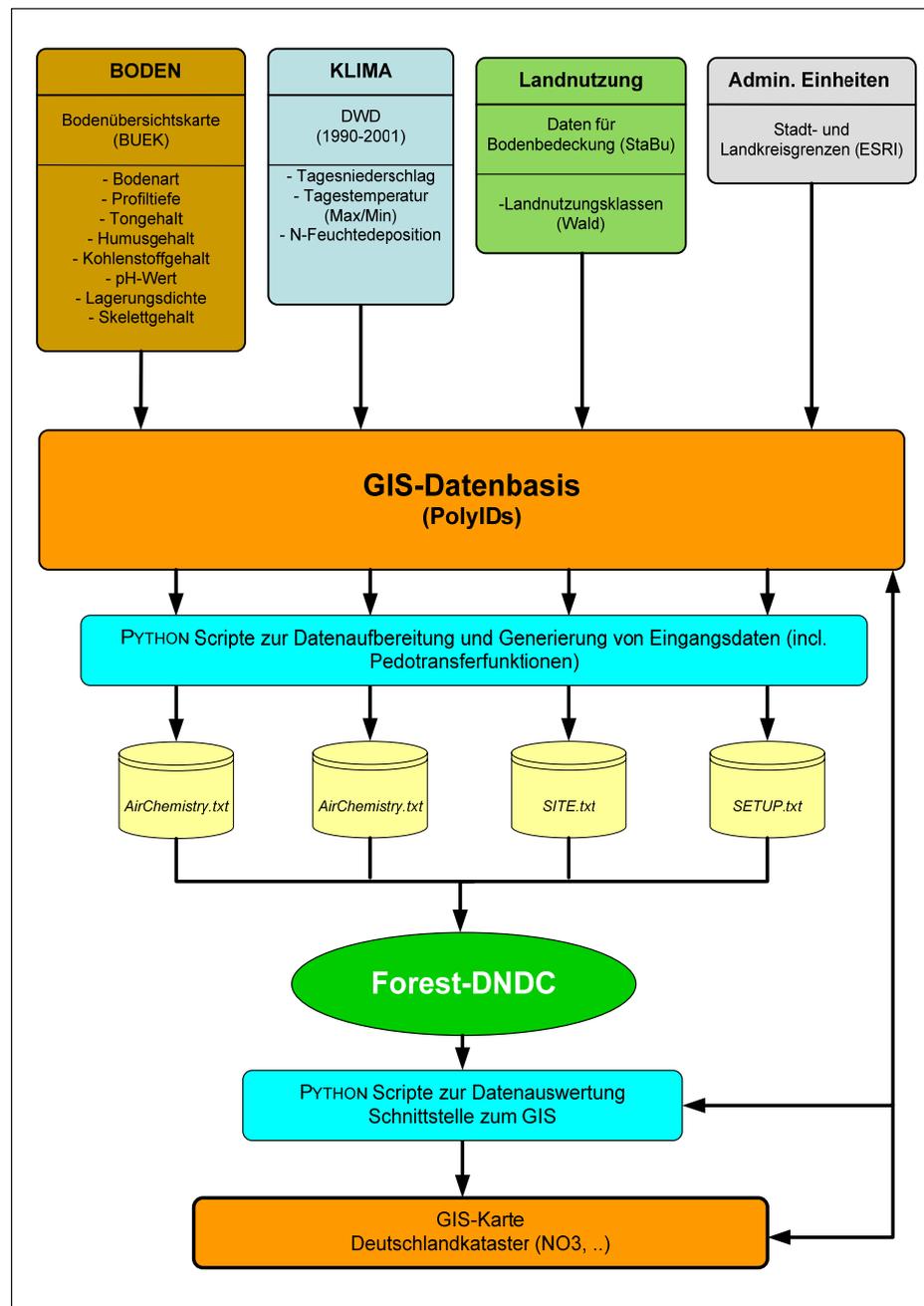


Abbildung 21: Datenstruktur der regionalen Modellanwendung (Deutschlandkataster)

Zu den in der GIS-Datenbank existierenden räumlichen Einheiten gehören eindeutige Flächenkennzeichnungen (PolyID) (Abb.21). Diese PolyID stellt das Bindeglied zwischen den räumlichen Einheiten und den zugewiesenen Bestandsparametern (Baumart, Baumalter) dar. Für die Verwendung der GIS-Daten in dem neuen Forest-DNDC, musste die bestehende PolyID noch um die beiden Bezeichner für Baumart und Baumalter erweitert werden. Diese Erweiterung war notwendig, da in einem Flächen-Polygon mehrere Baumarten oder gleiche Baumarten unterschiedlichen Alters auftreten können. Für jede dieser Kombinationen muss aufgrund der Eindimensionalität des Modells ein separater Modelllauf aufgesetzt werden, der wiederum einen eigenen Eingangsdatensatz benötigt.

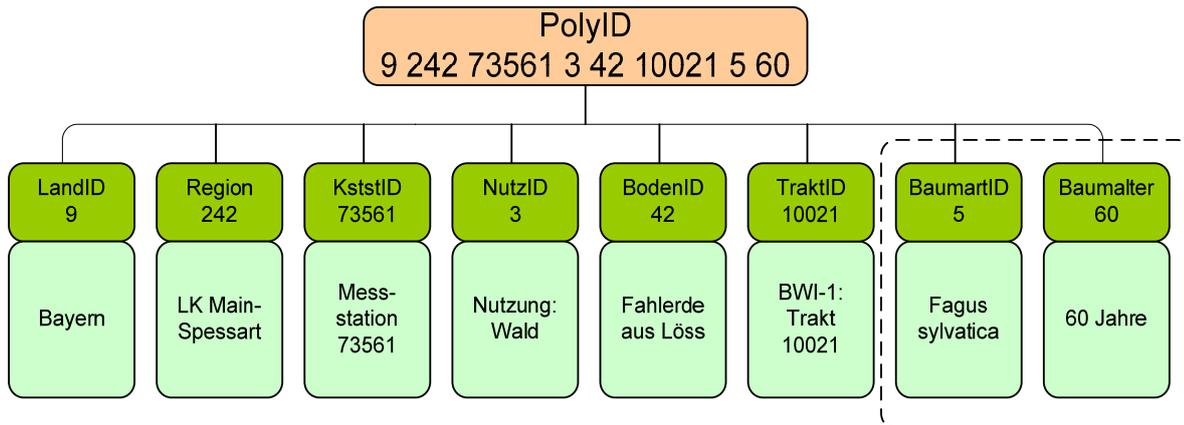


Abbildung 22: Eindeutige Referenzierung der GIS-Flächeneinheiten durch die PolyID. Aufbau der PolyID durch Bezeichner.

Insgesamt beträgt die Anzahl der in der GIS-Datenbank gespeicherten und mit einer PolyID versehenen eindeutigen räumlichen Einheiten für Waldgebiete Deutschlands ca. 53000. Im Weiteren muss für jeden der einzelnen eindeutigen Flächen ein Eingangsdatensatz bestehend aus einem SETUP-File, einem SITE-File, und einem CLIMATE-File erzeugt werden muss. Da für Deutschland auch flächendeckende Angaben zur N-Deposition zur Verfügung stehen, wird auch die Erstellung eines AIRCHEMISTRY-File notwendig.

Zur Erzeugung der Eingangsdatensätze wurden wieder eigens dafür entwickelte Python-Programme genutzt (Abb. 21). Jedes der einzelnen Scripte greift dabei auf eine Text-Datei zu, in der alle 53000 PolyIDs gespeichert sind. Aus dieser Datei bezieht das Script die Information, für welche räumliche Einheit das aktuelle Steuerfile erstellt werden soll. Am Ende der Datenaufbereitung wird dann für jede PolyID ein Verzeichnis erstellt, in das die Eingangs- und Ausgangsdaten geschrieben werden.

Bei der Datenaufbereitung war es wichtig, den Bezug der einzelnen Steuerdateien zueinander nicht zu verlieren. Das bedeutet, dass im SETUP-File die vollständige und korrekte Angabe des zur räumlichen Einheit gehörenden SITE-Files, CLIMATE-Files und AIRCHEMISTRY-Files aufgeführt ist (Abb. 21). Die Folgende Abbildung gibt anhand eines Beispiels einen Überblick darüber, wie die Steuerdateien miteinander verbunden sind.

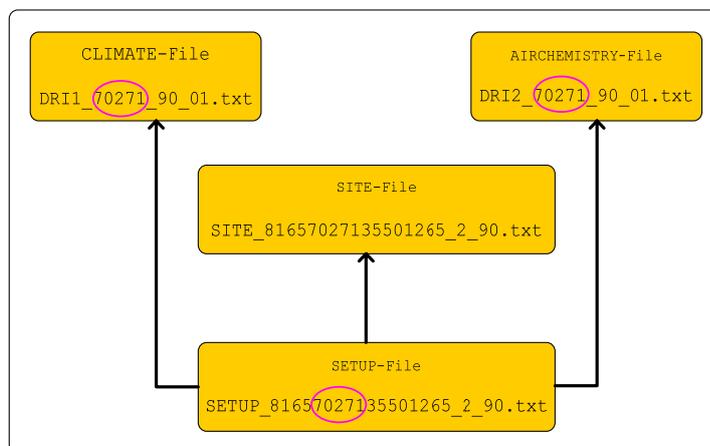


Abbildung 23: Überblick über den Zusammenhang der Input-Files

Im Setup-File werden die in Abbildung 23 dargestellten Verknüpfungen über die Benennung des jeweiligen eindeutigen Dateinamens (z.B. CLIMATE-File: „DRI1_70271_90_01.txt“, ...) in den Zeile 1, 4 und 5 gesteuert (Abb. 8, Zeile 1, 4, 5).

3.4 Evaluierung des Modells auf Standortebene

Eine zuverlässige Vorhersage des Nitrataustrags aus Waldökosystemen unterhalb der Wurzelzone mit Hilfe von Modellen setzt voraus, dass alle physikochemisch und biologisch beteiligten Prozesse realistisch abgebildet werden können. Die Simulation soll nicht nur realistisch den Bodenwassergehalt und die Nitratkonzentration über das gesamte Bodenprofil beschreiben, sondern es sollte auch die Sickerwassermenge und die mit ihr transportierte Menge an Nitrat mit beobachteten Daten übereinstimmen sollte. Aus diesem Grund wurde im Anschluss an die Weiterentwicklungen des Modells eine umfangreiche Evaluierung der Bodenwassergehalte und Nitratkonzentrationen auf Standortebene durchgeführt. Zur Überprüfung der Fähigkeit des Modells zur Simulation von gasförmigen Stickstoffspurengasemissionen wurden zudem auch Standorte aus dem EU-Projekt NOFRETETE (<http://195.127.136.75/nofretete/index.html>; s. a. KESIK, 2005) in die Modellevaluierung miteinbezogen.

Bodenwassergehalt

Die Evaluierung des Bodenwassergehalts wurde an 6 Level-II-Standorten in Bayern (Altdorf, Ebersberg, Flossenbürg, Mitterfels, Riedenburg und Freising) durchgeführt. An diesen lagen zusätzlich zu den im Rahmen des Level-II-Programms erhobenen Daten, umfangreiche Messdaten zum Bodenwassergehalt vor (Tabelle 4). Die Bayerische Landesanstalt für Wald- und Forstwirtschaft in Freising (LWF) hat an den Standorten seit 2001 die Bodenfeuchte in jeweils 5 verschiedenen Bodentiefen in tageszeitlicher Auflösung mit Hilfe von Saugkerzen gemessen. Da auf diesen Messflächen unter anderem auch die benötigten Klimadaten lückenlos erfasst wurden und zudem eine vollständige Beschreibung aller für die Modellierung wichtigen Boden- und Vegetationsparameter vorhanden war, konnten hier besonders umfangreiche und aussagekräftige Evaluierungen der simulierten Bodenwassergehalte durchgeführt werden.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass für die Simulationsläufe an den restlichen Level-II-Standorten keine unmittelbar am Standort gemessenen Klimadaten existieren. Deshalb musste auf Daten angrenzender Klimastationen des Deutschen Wetterdienstes (DWD) zurückgegriffen werden. Um die Abweichung so gering wie möglich zu halten, wurde die nächst gelegene Klimastation des DWD im GIS durch die „nearest-neighbour“ Methode ermittelt. Der Abstand beträgt in der Regel zwar weniger als 10 km. Jedoch ist zu berücksichtigen, dass die Intensität der Niederschläge kleinräumig stark variieren kann. Dies kann zu großen Abweichungen vom tatsächlichen Niederschlag an der jeweiligen Level-II-Messfläche führen.

Tabelle 4: Übersicht über die für die Simulation des Bodenwassergehalts wichtigsten Standortparameter. (Hz = Horizont im Boden für den simuliert wurde)

Level II-Standort		901	906	908	911	913	919
Baumart		<i>Pinus sylvestris</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Picea abies</i>	<i>Fagus sylvatica</i>	<i>Quercus petraea</i>	<i>Fagus sylvatica</i>
Jahresniederschlag [mm a ⁻¹]		750-849	950-1099	850-949	1100-1299	650-749	750-849
Bodentyp		Podsol	Para-braunerde	Baunerde-Podsol	Braunerde-Podsol	Parabr../Terra-fusca	Parabr../Braunerde
Humusform		Roh-Humus	Moder	Moder	Mull	Mull	Mull
Dichte [g cm ⁻³]	Org. Auflage	0.3	0.25	0.25	0.2	0.2	0.2
	1 Hz.	1.2	1.6	1.6	1.07	1.3	1.5
	2 Hz.	1.3	1.6	1.6	1.07	1.6	1.5
	3 Hz.	1.4	1.6	1.6	1.07	1.0	1.6
	4 Hz.	1.6	1.5	1.6	1.07	1.0	1.6
	5 Hz.	1.5	1.5	1.6	1.07	1.0	1.6
Feldkap./Welkepkt. [cm m ⁻³]	Org. Auflage	40/35	40/35	40/35	40/35	40/35	40/35
	1 Hz.	17/5	32/15	32/10	31/13	34/12	35/13
	2 Hz.	10/5	26/12	30/9	31/13	42/15	35/13
	3 Hz.	10/5	31/15	30/9	31/13	42/15	32/12
	4 Hz.	8/4	21/10	28/8	26/16	42/15	32/12
	5 Hz.	17/8	17/8	28/8	26/16	38/23	32/12
Corg-Gehalt [%]	Org. Auflage	49.0	39.2	34.0	40.0	40.0	23.1
	5cm	0.8	1.8	6.0	5.5	1.0	3.0
	30cm	0.1	0.6	2.5	2.0	0.5	1.5
Tongehalt [%]	Org. Auflage	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0	2.0
	1 Hz.	0.9	28.8	18.2	36.0	15.2	14.7
	2 Hz.	0.9	23.5	24.3	26.2	38.7	31.2
	3 Hz.	0.9	48.0	14.8	24.4	72.7	30.2
	4 Hz.	0.9	34.9	9.3	17.0	39.6	24.9
	5 Hz.	0.9	15.4	18.0	15.0	32.6	22.1

Die Standorte unterscheiden sich in der Regel bei den für den Bodenwasserfluss wichtigsten Parametern (Hauptbaumart, Jahresniederschlag, Bodentyp, Humusform, Bodendichte sowie Feldkapazität und Welkepunkt). Der Jahresniederschlag bewegt sich zwischen 650-1300 mm a⁻¹. Die Baumarten Eiche, Buche, Fichte, Kiefer sowie die durch das Klima und die Baumart bestimmte Humusform (Rohhumus, Mull, Moder) repräsentieren die am weitesten verbreiteten Waldtypen Deutschlands. Die häufigsten unter Wald vorkommenden Böden in Deutschland, die der Braunerde, Parabraunerde sowie des Podsoles, sind ebenfalls abgedeckt.

Sickerwassermenge

Die Evaluierung der simulierten Sickerwassermenge wurde anhand der an den Level-II-Standorten mit Hilfe der Chlorid-Massen-Bilanz Methode (CMB-M) abgeschätzten Sickerwassermengen durchgeführt. Bei der CMB-M wird angenommen, dass Chlorid als inerter Tracer im Ökosystem funktioniert. Das heißt, dass die Chlorid-Konzentration im Niederschlag und die

Niederschlagsmenge (mm) im gleichen Verhältnis zueinander stehen, wie die Chlorid-Konzentration im Sickerwasser und die Sickerwassermenge (mm). Die Pflanzenaufnahme sowie mögliche Bindung an der Bodenfestphase sind zu vernachlässigen (BLOCK, 2000). Für die CMB-M wird die Chloridkonzentration der Freilanddeposition verwendet und mit einem Na-Faktor korrigiert. Des Weiteren wird die Chloridkonzentration der Bodenwasserprobe unterhalb der Wurzelzone bestimmt. Anschließend kann aus der Änderung der Chloridkonzentration des Freilandniederschlags und der des Sickerwassers, die Sickerwassermenge nach folgender Gleichung berechnet werden.

$$Sickerwasser = \frac{(Niederschlag \times Cl_{Niederschlag}) \times Na_Faktor}{Cl_{Sickerwasser}} \quad (Gl. 38)$$

mit

<i>Sickerwasser</i>	<i>unterhalb der Wurzelzone</i>	<i>[mm]</i>
<i>Niederschlag</i>	<i>Freilandniederschlag</i>	<i>[mm]</i>
$Cl_{Niederschlag}$	<i>Chloridkonzentration im Niederschlag</i>	<i>[$\mu\text{mol l}^{-1}$]</i>
$Cl_{Sickerwasser}$	<i>Chloridkonzentration im Sickerwasser</i>	<i>[$\mu\text{mol l}^{-1}$]</i>
<i>Na-Faktor</i>	<i>Natrium Korrekturfaktor zur Erhöhung der Cl im Bestandesniederschlag verglichen zum Freilandniederschlag (Cl-Leaching von Blattoberflächen)</i>	

Bodenwasserhaushalt

Um einen Überblick über den gesamten Wasserhaushalt eines Standorts zu erhalten und um zu testen, ob der vom Modell berechnete Wasserhaushalt in realistischen Größenordnungen liegt, wurde an den sechs LWF-Standorten für die Jahre 1996-1999 ein Modellvergleich zwischen dem Modell Forest-DNDC und dem Wasserhaushaltsmodell BROOK90 (HAMMEL UND KENNEL, 2001) durchgeführt. Dabei wurden die jährlichen Summen der Wasserhaushaltsgrößen *Interzeption*, *Transpiration*, *Evaporation*, *Oberflächenabfluss* und *Versickerung* miteinander verglichen.

Die Modelle BROOK90 und Forest-DNDC unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Ansätze zur Berechnung der Wasserhaushaltskomponenten. Die *Interzeption* wird im BROOK90 durch einen vereinfachten Ansatz nach dem Modell von RUTTER *et al.* (1972) berechnet. Dazu wird ein Interzeptionsspeicher für Regen und Schnee, jeweils für Krone und Stamm eingeführt. Der Input in den Speicher ist ein bestimmter Anteil des Niederschlags proportional zum Blattflächen- (LAI) und Stammflächenindex (SAI). Aus dem Interzeptionsspeicher wird Wasser durch die Evaporation entnommen. Die Höhe der Interzeptionsverdunstung entspricht dabei der potentiellen Transpiration des Bestandes ohne Berücksichtigung eines Bestandeswiderstandes. Führt ein Netto-Input, d.h. aufgefangener Niederschlag minus Interzeptionsverdunstung, zum Überschreiten des Interzeptionsspeichers, infiltriert der Überschuss in den Boden (HAMMEL und KENNEL, 2001).

Im Gegensatz dazu basiert die Berechnung von Interzeptionsverlusten in Forest-DNDC auf einem Parametersatz nach RUNNING & COUGHLAN (1988). Dabei wird nur von einem einzigen Interzeptionsspeicher ausgegangen, der sich aus Blatt- und Holzmasse des Bestandes berechnet.

Die potentielle *Evaporation* und *Transpiration* wird im BROOK90 nach dem Modell von SHUTTLEWORTH und WALLACE (1985) berechnet, das auf den Ansätzen von PENMAN (1948) für einen brachen Boden und von PENMAN MONTEITH (THOM, 1975) für einen dichten Bestand basieren. Die Evaporation des Niederschlags von der Bodenoberfläche, aus den obersten Bodenschichten und aus dem Bestand wird aufgrund der unterschiedlichen Windprofile in den beiden Bereichen, getrennt betrachtet. Von der Bodenoberfläche bis zur mittleren Bestandshöhe gilt ein aerodynamischer Widerstand (r_{as}) und von dort bis zu Referenzhöhe in der Atmosphäre der Widerstand r_{aa} . Der Widerstand r_{aa} wird aus der Windgeschwindigkeit und der Rauigkeitslänge der Oberfläche und der Verschiebungslänge für das angenommene logarithmische Windprofil berechnet. Der Widerstand r_{as} wird ähnlich, mit entsprechenden Parametern für die Bodenoberfläche abgeschätzt. Die potentielle Transpiration hängt vom Stomatawiderstand ab, der als Funktion der Strahlungsintensität, der Temperatur und des Dampfdruckdefizits (VPD) definiert

ist. Der Stomatawiderstand r_c wird klein, wenn die Strahlungsenergie hoch ist, die Temperatur sich in einem Optimalbereich befindet und das Dampfdruckdefizit der Luft gering ist.

Im Forest-DNDC erfolgt die Simulation der potentiellen Evapotranspiration nach dem Ansatz von THORNTHWAITE (1948), der im Wasserhaushaltsmodul nach folgenden Gleichungen berechnet wird:

$$potEvapo = 0.0006 \times x2^A \quad (Gl. 39)$$

mit

$potEvapo$	potentielle Evapotranspiration	$[m a^{-1}]$
$x2$	Monatsmitteltemperatur	$[^{\circ}C]$
A	Parameter	

wobei gilt:

$$A = 0.49 + 0.0179 \times thorni - 0.0000771 \times thorni^2 + 0.000000675 \times thorni^3 \quad (Gl. 40)$$

und

$$thorni = 25.0 \times \left(1.0 + \sqrt{\frac{yr_avet}{15.0}}\right) \quad (Gl. 41)$$

mit:

$thorni$	summierter monatlicher Wärmeindex	
yr_avet	Jahresmitteltemperatur	$[^{\circ}C]$

Im BROOK90 wird der Bodenwasserfluss durch die Richards-Gleichung (JURY *et al.* 1991), einer Kombination aus Darcy-Gesetz und Kontinuitätsgleichung beschrieben. Laterale Flüsse werden als Senke behandelt und treten nur bei hohem Wassergehalt und hoher hydraulischer Leitfähigkeit auf. Gleiches gilt für den Oberflächenabfluss, der dann auftritt, wenn die Nettoinfiltration größer ist als die maximale Speicherkapazität des Bodens. Die Berechnung des Bodenwasserflusses erfolgt im BROOK90 somit nach folgender Gleichung:

$$\frac{\partial \Theta}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial z} \left[-K \left(\frac{\partial \Psi_m}{\partial z} + 1 \right) \right] + r_w = 0 \quad (Gl. 42)$$

mit:

Θ	volumetrischer Wassergehalt	$[mm m^{-3}]$
Ψ_m	Matrixpotential	$[kPa]$
K	hydraulische Leitfähigkeit	$[dm s^{-1}]$
r_w	Wurzelwasseraufnahme	$[mm]$
z	vertikale Koordinate (Positiv nach oben)	$[m]$
t	Zeit	$[s]$

Im Forest-DNDC erfolgt die Berechnung des Bodenwasserflusses durch ein einfaches Kaskadenmodell, das allerdings auch ungesättigte Flüsse und damit einen nach oben gerichteten Wassertransport ermöglicht. Die Gleichungen zur Berechnung des Bodenwasserflusses sind in Kapitel 3.1.2 dargestellt. Auch das Forest-DNDC berechnet einen Oberflächenabfluss, wenn die Menge des potentiell infiltrierenden Wassers die maximale Speicherkapazität des Bodenprofils (oberste Schicht) übersteigt.

Nitrat-Konzentration

Für 74 der **Level-II-Standorte** existieren in einer Datenbank, die im Rahmen dieses Projektes vom BMELF zur Verfügung gestellt wurde, zeitlich und räumlich hochaufgelöste Messdaten zur Nitratkonzentration [mg l^{-1}] in der organischen Auflage sowie im Mineralboden. Die Messdaten wurden 1-2-mal pro Monat erhoben. An einigen Standorten wurden mehrere Messungen pro Tiefe durchgeführt. Dabei kamen unterschiedliche Messmethoden, wie tensionsgesteuerte Saugkerzen, -platten und Nullspannungsglysimeter zum Einsatz. Leider waren keine exakten Angaben zum Zeitpunkt (Tag im Jahr) der Probenahme vorhanden, sondern lediglich das Datum der ersten und letzten Probenahme sowie die Anzahl der Messungen zwischen diesen beiden Zeitpunkten. Somit konnten aus den Messdaten keine wirklich realen und verbindlichen Zeitreihen für die Gegenüberstellung von modellierten zu simulierten Nitratkonzentrationen in den einzelnen Schichten erstellt werden. Aus diesem Grund wurde der Vergleich der beiden Daten auf Basis der mittleren jährlichen Nitratkonzentration durchgeführt.

Des Weiteren ist zu erwähnen, dass für die allermeisten Standorte an denen die Nitratkonzentrationen gemessen wurden, keine Messungen des Wasserhaushalts vorhanden waren. Es war somit für die meisten der Standorte nicht möglich, den für den Nitrataustrag wichtigen Bodenwassergehalt im Vorfeld zu evaluieren. Vor allem aufgrund dieses Umstandes, wurde für die Gegenüberstellung der gemessenen und simulierten Nitratkonzentrationen auf die Standorte zurückgegriffen, an denen auch die Evaluierung des Bodenwassergehalts durchgeführt werden konnte und an denen zumindest für einen gewissen Zeitraum eine zeitliche Überschneidung der Nitratkonzentrations- (1996-2001) und Bodewassergehaltmessungen (2001-2003) vorlag.

Nitrataustrag

Im Anschluss an die Evaluierungen des Bodenwassergehalts und der Nitratkonzentration sollte für den Zeitraum 1996-2001 an den Level-II-Standorten der gemessene und simulierte Nitrataustrag in $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ verglichen werden. Da es aber keine direkten Messdaten für den Nitrataustrag unter Waldflächen gibt, musste auf abgeleitete Daten zurückgegriffen werden. Hierbei handelt es sich um die Nitrataustragsdaten, die sich aus der mit der CMB-Methode bestimmten Sickerwassermenge und der aus Sickerwasserproben gemessenen Nitratkonzentration unterhalb der Wurzelzone errechnen lassen. Bei diesem Ansatz wird die abgeschätzte Sickerwassermenge mit der der mittleren gemessenen Nitratkonzentration unterhalb der Hauptwurzelzone zu einer Fracht ($\text{kg NO}_3^- \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) nach folgender Formel abgeschätzt:

$$\text{NO}_3^- \text{ Austrag} = \text{Sickerwassermenge} [\text{mm a}^{-1}] \times \text{Nitratkonzentration} [\text{mg l}^{-1}] \quad (\text{Gl. } 43)$$

mit:

$\text{NO}_3^- \text{ Austrag}$	Nitrataustrag	$[\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}]$
Sickerwassermenge	jährliche Sickerwassermenge	$[\text{mm a}^{-1}]$
Nitratkonzentration	mittlere Nitratkonzentration	$[\text{mgNO}_3\text{-N l}^{-1}]$

N-Spurengasemissionen

Zur Evaluierung der Simulationen der N-Spurengasemissionen wurde auf den Emissionsdatensatz des NOFRETETE Projektes zurückgegriffen (BUTTERBACH-BAHL, 2006; PILEGAARD et al., 2007). Das Nofretete-Projekt (**N**itrogen **O**xides **E**missions **f**rom **E**uropean **F**orest **E**cosystems), war ein von der EU finanziertes Projekt zur Untersuchung von Stickstoffoxid-Emissionen aus europäischen Waldgebieten. Im Rahmen des Projekts wurden neben Labor- auch umfangreiche Feldstudien an europäischen Waldstandorten durchgeführt. Für zahlreiche dieser Standorte wurden bereits umfangreich Evaluierungen mit dem PnET-N-DNDC durchgeführt und veröffentlicht (KESIK et al., 2005).

Diese Standorte wurden als zusätzliche Möglichkeit zur Evaluierung ökosystemarer C und N Umsetzungen herangezogen (multi-response validation), da hier zumindest einjährige Zeitreihen von NO und N₂O Emissionsmessungen existieren (PILEGAARD et al., 2007). Zusätzlich ermöglichte die Einbeziehung der NOFRETETE Standorte in die Modellevaluation einen Vergleich der alten mit der neuen Modellversion.

3.5 Berechnung der Simulationsgüte

Zur Evaluierung der Modellsimulationen des Bodenwasserhaushalts (Kapitel 4.1.1), der Nitratkonzentration (Kapitel 4.1.4) und der N-Spurengase (Kapitel 4.1.6), wurden verschiedene Gütemaße berechnet. Hierzu gehören das Bestimmtheitsmaß (R^2), die Modell-Effizienz (R^2_{eff}) und der RMSPEn (Root-Mean-Square Prediction Error).

Die Berechnungen basieren auf folgenden Gleichungen:

$$R^2 = \frac{(\sum (X_{mod} - \bar{X}_{mod})(X_{meas} - \bar{X}_{meas}))^2}{\sum (X_{mod} - \bar{X}_{mod})^2 \sum (X_{meas} - \bar{X}_{meas})^2} \quad (\text{Gl. 44})$$

$$R^2_{eff} = 1 - \left(\frac{\sum (X_{mod} - X_{meas})^2}{\sum (X_{meas} - \bar{X}_{meas})^2} \right) \quad (\text{Gl. 45})$$

$$RMSPEn = \frac{\sqrt{\frac{\sum (X_{mod} - X_{meas})^2}{n}}}{SD_{meas}} \quad (\text{Gl. 46})$$

mit:

X_{mod}	<i>modellierten Werte</i>
X_{meas}	<i>Messwerte</i>
SD_{meas}	<i>Standardabweichung der Messwerte</i>

Der Standardfehler (StF) berechnet sich aus der Formel:

$$StF = \frac{Stabw}{\sqrt{n}} \quad (\text{Gl. 47})$$

mit:

$Stabw$	<i>Standardabweichung</i>
n	<i>Anzahl der Mess- bzw. Modellwerte</i>

Das Bestimmtheitsmaß R^2

Das Bestimmtheitsmaß R^2 ist das am häufigsten verwendete Maß zur Beurteilung der Modellgüte. Das Bestimmtheitsmaß gibt dabei den Anteil der durch das Modell erklärten Varianz an. Es gibt also an zu welchem Anteil die Streuung der Messdaten durch die Streuung der Modelldaten erklärt werden kann. Die Werte können zwischen 0 und 1 liegen, wobei Werte nahe 1 eine gute Anpassung der Beobachtung durch die Regressionsgleichung bedeutet.

R^2_{eff}

Die R^2_{eff} berechnet das Maß für die relative Abweichung der simulierten Werte von den Messwerten unter Berücksichtigung der Streuung der Messwerte. Das Maß nimmt bei Abweichungen der Modellwerte von den Messwerten schnell große negative Werte an.

RMSPEn

Der RMSPEn (Root mean square prediction error) vergleicht die Modellübereinstimmung mit den Mittelwerten der Messdaten. In diesem Fall ist der RMSPE noch auf die Standardabweichung normiert und gibt somit den mittleren Fehler von „simuliert“ zu „gemessen“ im Verhältnis zur Standardabweichung (SD) an.

3.6 Szenarien

Um die Auswirkung veränderter Umweltbedingungen auf die Waldökosystem Deutschlands zu untersuchen, wurden mit dem neuen Forest-DNDC verschiedene Szenarien gerechnet. Zum einen soll untersucht werden, ob Klimaveränderungen in den kommenden 30-40 Jahren einen Einfluss auf die regionale Verteilung des Nitrataustrags haben, d.h. ob sich neue Gefährdungsgebiete abgrenzen lassen und in wieweit sich vorhandene Risikobereiche für eine Nitratverlagerung ins Grundwasser bei Änderung des Klimas verschieben oder verändern. Zum anderen sollten die Auswirkungen erhöhter Stickstoffdepositionen auf verschiedene Waldökosysteme untersucht werden. Sowohl für die Klimaszenarien, als auch für die Depositionsszenarien mussten komplett neue Eingangsdatensätze erstellt werden.

Für die Modellanwendung auf Basis der Klimaszenarien, werden Eingangsdaten verwendet, die sich strukturell nicht von denen des normalen Katasters unterscheiden

3.6.1 Klimaänderung und ihre Auswirkungen auf N-Spurengas-Emissionen und Nitrataustrag

Um die Auswirkung der Klimaveränderung auf die N-Spurengasemission und den Nitrataustrag zu untersuchen, wurden Klimainformationen für die Jahre 1991-1999 sowie für den Zeitraum 2031-2039 verwendet. Diese Klimadaten basieren auf den Simulationen des am IMK-IFU verwendete regionale Klimamodell MCCM (GRELL et al., 2000a, b). Die vom MCCM erzeugten Daten haben bei dieser Anwendung eine Auflösung von 20 x 20 km² und nutzen die Vorhersagen (Klimaszenarien) des globalen Klimamodells ECHAM4 als Antrieb für die Berechnung ihrer regionalisierten Vorhersagen des zukünftigen Klimas. Das ECHAM4 Modell wird vom Max-Planck Institut für Meteorologie in Hamburg betrieben und berechnet das globale Klima, basierend auf den atmosphärischen CO₂ Konzentrationen im Zeitraum von 1860-1990 und auf dem Szenario des IPCC für den Zeitraum 1990-2100 (HOUGHTON et al. 1992).

Für die Simulationszeiträume 1991-1999 und 2031-2039 wurde die Deposition konstant auf dem Niveau des Jahres 2000 gehalten, da keine Angabe zu den zukünftigen N-Depositionen gemacht werden konnten. Dies hängt damit zusammen, dass das MM5/MCCM Modell keine Informationen zu den Veränderungen des atmosphärischen Stickstoffeintrags liefert.

Die in folgenden Abbildungen dargestellte durchschnittliche Veränderung der Jahresmitteltemperatur (Abb. 24) und des durchschnittlichen Jahresniederschlags (Abb. 25) geben einen Überblick über die räumliche Differenzierung der klimatischen Veränderungen für Deutschland mit Ausnahme¹³ der nördlichen Bundesländer (Schleswig-Holstein, Bremen, Niedersachsen, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Brandenburg und Berlin).

¹³ Der im Rahmen dieser Arbeit zur Verfügung gestellte Datensatz berücksichtigt diese genannten Bundesländer nicht. Ein anderer, vollständiger Datensatz war nicht verfügbar. Die Waldfläche der Bundesrepublik Deutschland reduziert sich somit von 9021 tha auf 7342 ha.

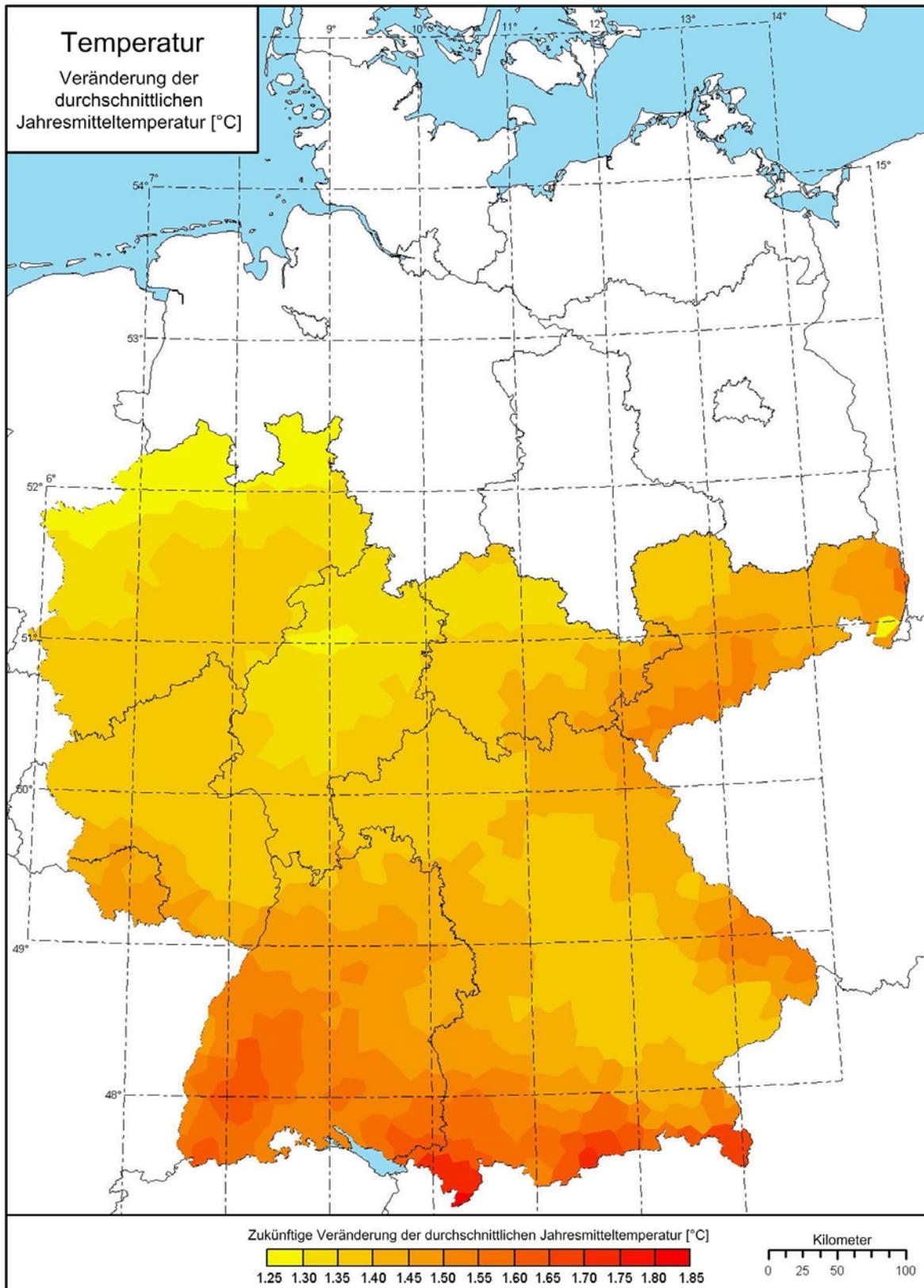


Abbildung 24: Zukünftige Veränderung der durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur der Bundesrepublik Deutschland in [°C].

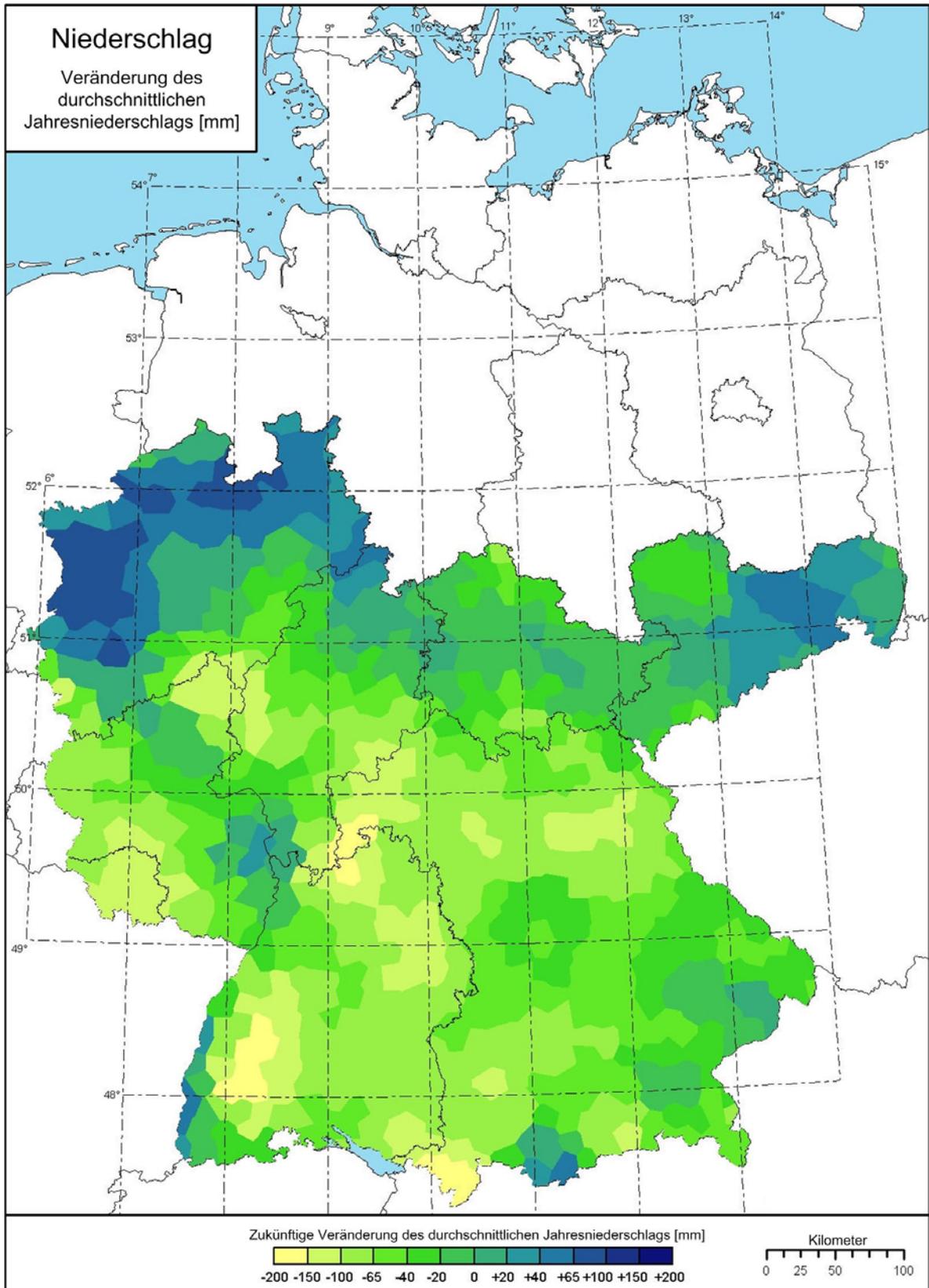


Abbildung 25: Zukünftige Veränderung des Jahresniederschlags der Bundesrepublik Deutschland in [mm].

Die durchschnittliche Veränderung der Jahresmitteltemperatur für Deutschland beträgt 1.4°C. Der höchste Anstieg mit 1.9°C ist dabei im Sommer zu beobachten. Relativ gesehen fällt der Temperaturanstieg im Winter bei einer mittleren Erhöhung von +1.2°C am deutlichsten aus. Im Frühling erhöht sich die Temperatur im Mittel um +1.5°C und im Herbst um +1.1°C.

Die durchschnittliche Veränderung des Jahresniederschlags für Deutschland beläuft sich auf +18 mm a⁻¹. Die deutlichste Veränderung ist dabei im Winter zu beobachten (+56mm a⁻¹). Für den Herbst ist eine Zunahme des mittleren Jahresniederschlags um + 26mm berechnet worden. Im Frühling (-21mm a⁻¹) und im Sommer (-10mm a⁻¹) ist ein Rückgang des mittleren Jahresniederschlags zu verzeichnen (Tabelle 18).

Regional betrachtet zeigt sich bei der Veränderung der durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur ein deutlicher Anstieg von NW nach S bzw. SO. Dabei dämpft der Einfluss kühlerer Atlantikluft im Nordwesten Deutschlands den Anstieg der Jahresmitteltemperatur. Nach Osten bzw. Süden, ist die zunehmende Kontinentalität des Klimas durch die stärkere Zunahme der Jahresmitteltemperatur deutlich zu erkennen.

Bei der Veränderung des Jahresniederschlags wird für die nordwestlichen und nordöstlichen Mittelgebirge eine deutliche Zunahme des Niederschlags vorhergesagt (+ 65-200 mm a⁻¹).

In weiten Bereichen Mittel- und Süddeutschlands kommt es hingegen zu einem Rückgang des Niederschlags von -20-100 mm a⁻¹. Der deutlichste Rückgang (-150-200 mm a⁻¹) ist dabei in den Lee-Lagen des Schwarzwalds, dem südlichen Spessart und nördlichen Odenwald sowie dem südlichen Allgäu zu verzeichnen.

Die simulierten Veränderungen der Temperatur und des Niederschlags stimmen mit den jüngsten Untersuchungen zu zukünftigen Klimaveränderungen in Europa überein (MARACCHIET et al., 2005; BENESTAD, 2005; GIORGI et al., 2004; KJELLSTROM, 2004 und RÄISÄNEN et al., 2004).

Zur Regionalisierung der jetzigen und zukünftigen N-Austragsituation wurden die gleichen SITE-Files wie für die Simulationen des Jahres 2000 verwendet (Kapitel 3.3.3). Lediglich die Dateien mit den realen Klimadaten wurden gegen die aus dem MCCM-Modell stammenden Vorhersagen für das zukünftige Klima ersetzt.

Um die Ergebnisse der Simulationen der beiden Zeiträume (1991-1999 und 2031-2039) miteinander zu vergleichen, wurde der Mittelwert des Nitrataustrags bzw. der N-Spuren-gasemission gebildet. Die in den Karten/Abbildung 59-61 dargestellten Veränderungen berechnen sich aus den Abweichungen des gemittelten N-Austrags jeder räumlichen Einheit nach der Formel:

$$X = \left(\frac{NO3_2031_2039}{NO3_1991_1999} - 1 \right) * 100 \quad (\text{Gl. 48})$$

mit:

X	<i>relative Änderung in [%]</i>
	<i>(-) = Abnahme</i>
	<i>(+) = Zunahme</i>
$NO3_2031_2039$	<i>Mittelwert (hier Nitrataustrag) für den Zeitraum 2031-2039</i>
$NO3_1991_1999$	<i>Mittelwert (hier Nitrataustrag) für den Zeitraum 1991-1999</i>

3.6.2 Szenarien zur Stickstoffdeposition

Die chronische atmosphärische Stickstoffdeposition hat in manchen Waldgebieten der Bundesrepublik bereits die Pufferkapazität von Waldökosystemen überschritten (MELLERT, 2005). Dies kann zur erhöhten Freisetzung von Stickstoff, meist in Form von Nitratauswaschung führen.

Um die Auswirkungen einer veränderten Stickstoffdeposition auf verschiedene Waldökosysteme zu simulieren, wurden für drei ausgesuchte Level-II-Standorte Modelleingangsdaten erstellt und N-Depositionsszenarien gerechnet.

Bei der Auswahl der Level-II-Standorte wurde darauf geachtet, dass sich diese in ihren Grundeigenschaften unterscheiden. Es wurden drei Standorte mit unterschiedlichen N-Depositionswerten, Hauptbaumarten, Bodentypen und organische Auflagen ausgewählt, um ein möglichst breites Spektrum an unterschiedlichen Standortbedingungen abzudecken (Tabelle 5).

Tabelle 5: Eigenschaften der Standorte für die N-Depositionsszenarien

Level II-Standort	Niederschlag* [mm a ⁻¹]	N-Deposition** [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Baumart	Bodentyp [KA4]	Humusform [KA4]
901 Altdorf	1104 mm	(21.4)	<i>Pinus sylvestris</i>	Podsol <i>auf armen pleistozänen Sanden</i>	Rohhumus
908 Flossenbürg	1235 mm	(29.2)	<i>Picea abies</i>	Braunerde- Podsol <i>auf intermed. u. sauren Magmat. u. Metamorph.</i>	Moder
919 Freising	1015 mm	(26.4)	<i>Fagus sylvatica</i>	Parabraunerde- Braunerde <i>Auf Verwitterungslehmen bzw. Decklehmen über Ton</i>	Mull

* DWD ** GAUGER, 1999

Die Auswahl fiel vor allem auf diese Level-II-Standorte, da an ihnen Klimadaten (Maximum-Temperatur, Minimum-Temperatur, Niederschlag, Luftfeuchte, Windgeschwindigkeit, Strahlung) in tageszeitlicher Auflösung über längere Zeiträume erfasst wurden und diese zur Verfügung standen. Die Werte für die N-Feuchtedeposition stammen von GAUGER (1999) und wurden an der nächstgelegenen Klimastation erfasst. Leider musste bei den Depositionsdaten auf das Bezugsjahr 1999 zurückgegriffen werden, da keinen aktuelleren Daten zur Verfügung standen.

Die Szenarien an den drei ausgesuchten Standorten umfassen den Zeitraum 2002 bis 2071 und folgen dabei folgendem zeitlichen Muster.

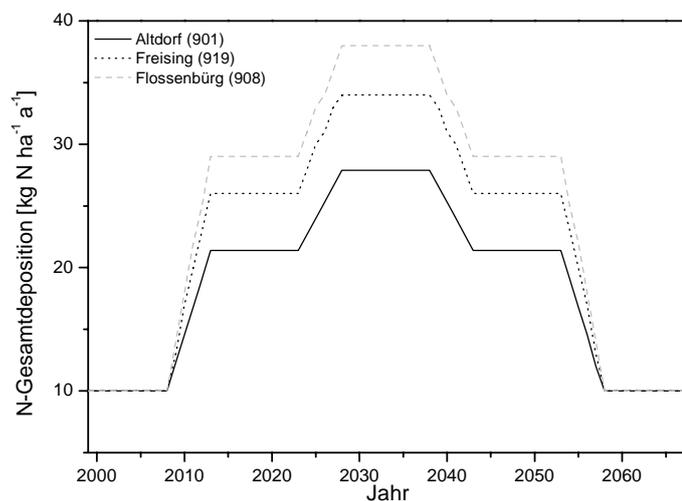


Abbildung 26: N-Depositionsszenarien an den Standorten Altdorf, Freising und Flossenbürg für den Zeitraum 2002 bis 2071.

Die N-Depositionsszenarien wurden wie folgt definiert. Für die ersten 10 Jahre des Simulationszeitraums wird eine jährliche Deposition von 10 kg N ha⁻¹ festgesetzt. Nach 10 Jahren wird die Deposition in einem Zeitraum von 5 Jahren in gleichen Schritten auf das des Bezugsjahrs 2002 angehoben (Abb. 26: Jahre 2010-2015). Es folgt ein Zeitraum von 10 Jahren, in dem die

Deposition konstant gehalten wird. Danach wird im Zeitraum von 5 Jahren die Deposition um 30% erhöht um anschließend abermals für 10 Jahre konstant zu bleiben. Dann erfolgt in gleichen Zeitschritten und Verhältnissen wie bei der Erhöhung eine Reduzierung der Deposition auf das Ausgangsniveau von $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Abschließend bleibt die Deposition noch einmal für 10 Jahre konstant.

Die Klimadaten sind für den gesamten Simulationszeitraum konstant d.h., dass immer mit dem Klima des Bezugsjahrs (2002) gerechnet wurde.

3.7 Datengrundlage für die Modellanwendung auf regionaler Ebene

Eine Interpretation der regionalen Nitrat-Austräge ist nur bei gleichzeitiger regionaler Betrachtung der wichtigsten, den Nitrat-Austrag beeinflussenden, Parameter möglich. Aus diesem Grund wurden Karten zur regionalen Verteilung der pedologischen und klimatischen Standorteigenschaften sowie zur regionalen Verteilung der N-Deposition erstellt. Diese drei Faktoren beeinflussen den Nitrataustrag maßgeblich und sind bei der Beschreibung der Ergebnisse unabdinglich.

3.7.1 Bodendaten

Als Datenbasis für die Bodenparameter wurde die Bodenübersichtskarte 1:100000 (BÜK1000) des Bundesamts für Geologie und Rohstoffe (BGR) gewählt. Genauere Kartenwerke der Bundesrepublik Deutschland sind nicht flächendeckend vorhanden. Der Datensatz umfasst 72 Leitbodenarten mit horizont-differenzierten Messwerten für Tongehalt, C-Anteil, N-Anteil, pH-Wert, Lagerungsdichte und Skelettanteil.

Zur Regionalisierung des Nitrataustrags unter Waldflächen mit dem neuen Forest-DNDC, wurde für alle Bodentypen ein lückenlos beschriebenes Bodenprofil bis zu einer Tiefe von einem Meter genutzt. Obwohl für manche Bodentypen eine Profilbeschreibung für Tiefen über einen Meter vorhanden sind, wurde die Profiltiefe für alle Bodentypen auf einen Meter begrenzt. Damit wurde zum einen eine bessere Vergleichbarkeit der Ergebnisse erzielt, zum anderen entspricht diese Profiltiefe in der Regel der Durchwurzelungstiefe der einheimischen Waldbäume.

Um einen besseren Überblick über die regionale Verteilung der Leitböden und deren wichtigste Attribute zu bekommen, sind in Tabelle 4 die Leitböden der BÜK1000 inklusive ihrer wichtigsten Attribute dargestellt. Der Übersicht halber wurden die 72 Leitböden zu Bodenklassen zusammengefasst. In Abbildung 27 sieht man die räumliche Verteilung der Leitböden der BÜK1000 in Deutschland.

Tabelle 6: Übersicht über die Bodenklassen und deren wichtigste Bodenparameter

Bodengruppe	Tonanteil [%]	pH-Wert	SOC [%]	Skelettanteil [%] ^a
Marsch	20-28	5.9 – 7.6	2.1 – 4.2	1
Auenboden	0 - 30	5.1 – 8.0	0.9 – 3.4	1
(Pseudo-) Gley	5 - 35	4.5 – 7.9	0.9 – 2.6	1 – 6
(Para-) Rendzina	15 – 38	6.6 – 7.8	1.0 – 5.8	1 – 42
Parabraunerde	5 – 25	4.2 - 8	0.8 – 2.9	1 – 38
Braunerde	5 – 30	3.7 – 7.7	0.4 – 3.9	1 -38
Podsol	0 -2	3.6 – 5.6	0.7 - 2.1	1 – 16
Tschernosem	10 -20	6.9 – 7.9	1.1 -2.0	1 – 6
Rohhboden	3 -30	4.5 – 7.9	0.6 – 2.4	1 – 63
Tonige Böden	25 -65	5.9 – 7.2	1.9 – 4.9	1 -14

^a Mittelwerte der Klassifizierung des Skelettanteils (AG BODEN (1994))

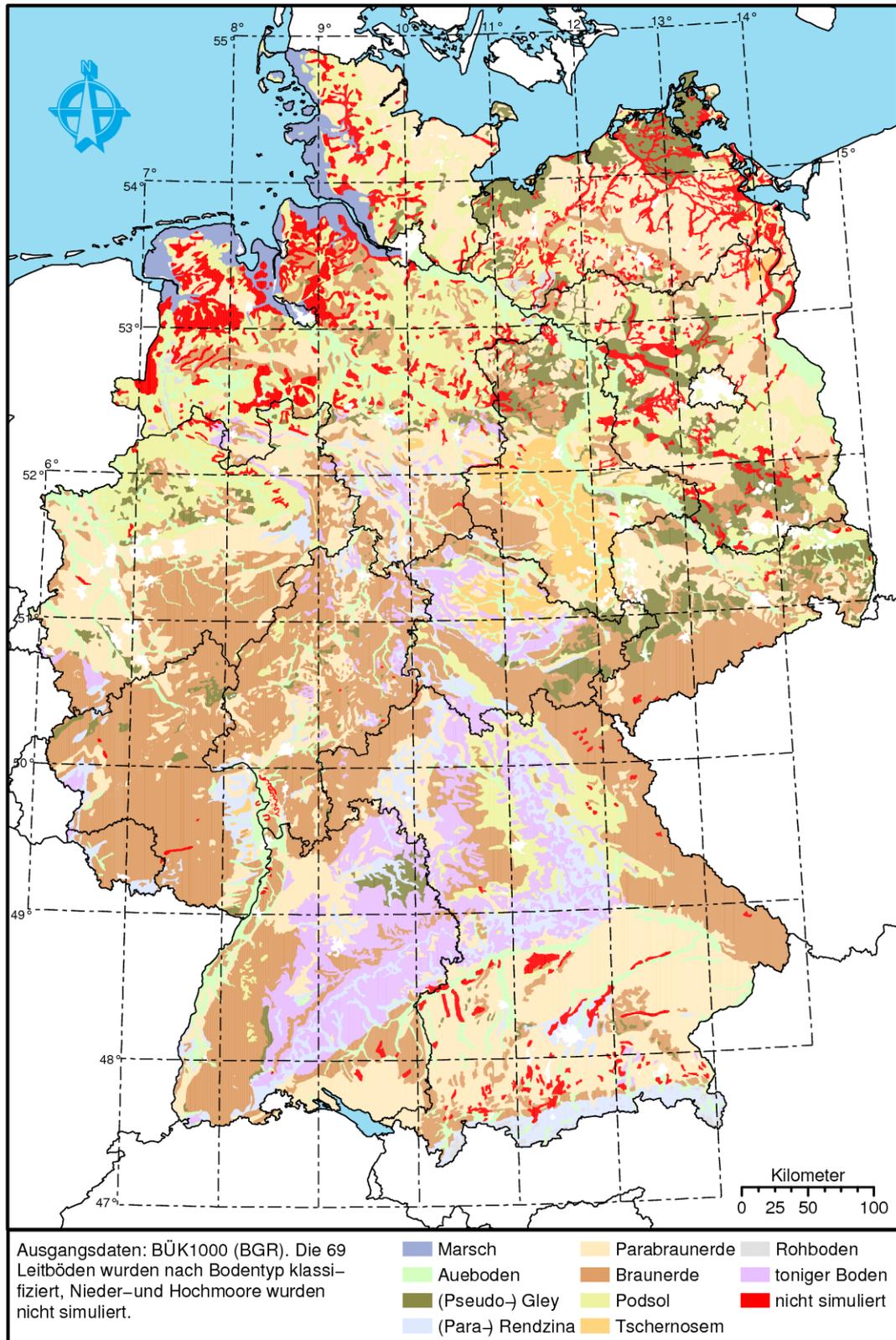


Abbildung 27: Die Verteilung der Bodengruppen in Deutschland. Aus Übersichtsgründen wurden die Leitböden laut BÜK1000 zu Bodenklassen aggregiert. Simuliert wurden jedoch die Ausgangsklassen, um ein Höchstmaß an Detailinformation einbringen zu können. (WERNER, 2003).

3.7.2 Klimadaten

Der Niederschlag hat einen Einfluss auf den Nitrataustrag. Zum einen nimmt mit steigendem Niederschlag die Sickerwassermenge und damit auch die potentielle Verlagerung von Nitrat zu. Zum anderen kann bei höheren Niederschlagsmengen mehr Stickstoff aus der Luft ausgewaschen und eingetragen werden. Nicht zu letzt beeinflusst der Grad der Bodenfeuchte auch die mikrobiellen Umsetzungsprozesse im Boden und beeinflusst sowohl die Bildung als auch die Reduzierung von Nitrat im Boden.

Um einen besseren Überblick über die regionale Verteilung des Niederschlags in der Bundesrepublik Deutschland zu bekommen und mögliche Zusammenhänge zwischen Niederschlag, Deposition und simulierten Nitratausträgen für das Simulationsjahr 2000 zu erkennen, ist in Abbildung 28 die regionale Verteilung des Jahresniederschlags und in Abbildung 29 die regionale Verteilung der Gesamtdeposition für das Jahr 2000 dargestellt. Die Darstellung des mittleren Jahresniederschlags (z.B. Mittelwert der Jahre 1990-1999) würde sicherlich andere Minima und Maxima haben und auch Unterschiede in der regionalen Verteilung aufweisen. Aus platzgründen möchte ich mich jedoch auf die Darstellung des Simulationsjahres 2000 beschränken. Für das Jahr 2000 schwanken die Niederschlagsmengen zwischen 397 und 2705 mm. Die regionale Verteilung des Jahresniederschlags folgt im Gebiet der Bundesrepublik Deutschland im wesentlichen der Orographie. So befinden sich die höchsten Niederschlagssummen im Staubeereich der Alpen, sowie in den Mittelgebirgen. Deutlich zu erkennen sind auch die Leelagen der Mittelgebirge (z.B. Unter- und Mittelfranken, Gebiet östlich des Thüringer Waldes) sowie der östliche Teil Deutschlands in dem Erhebungen fehlen und bereits eine Kontinentalität des Niederschlagsregimes zu beobachten ist.

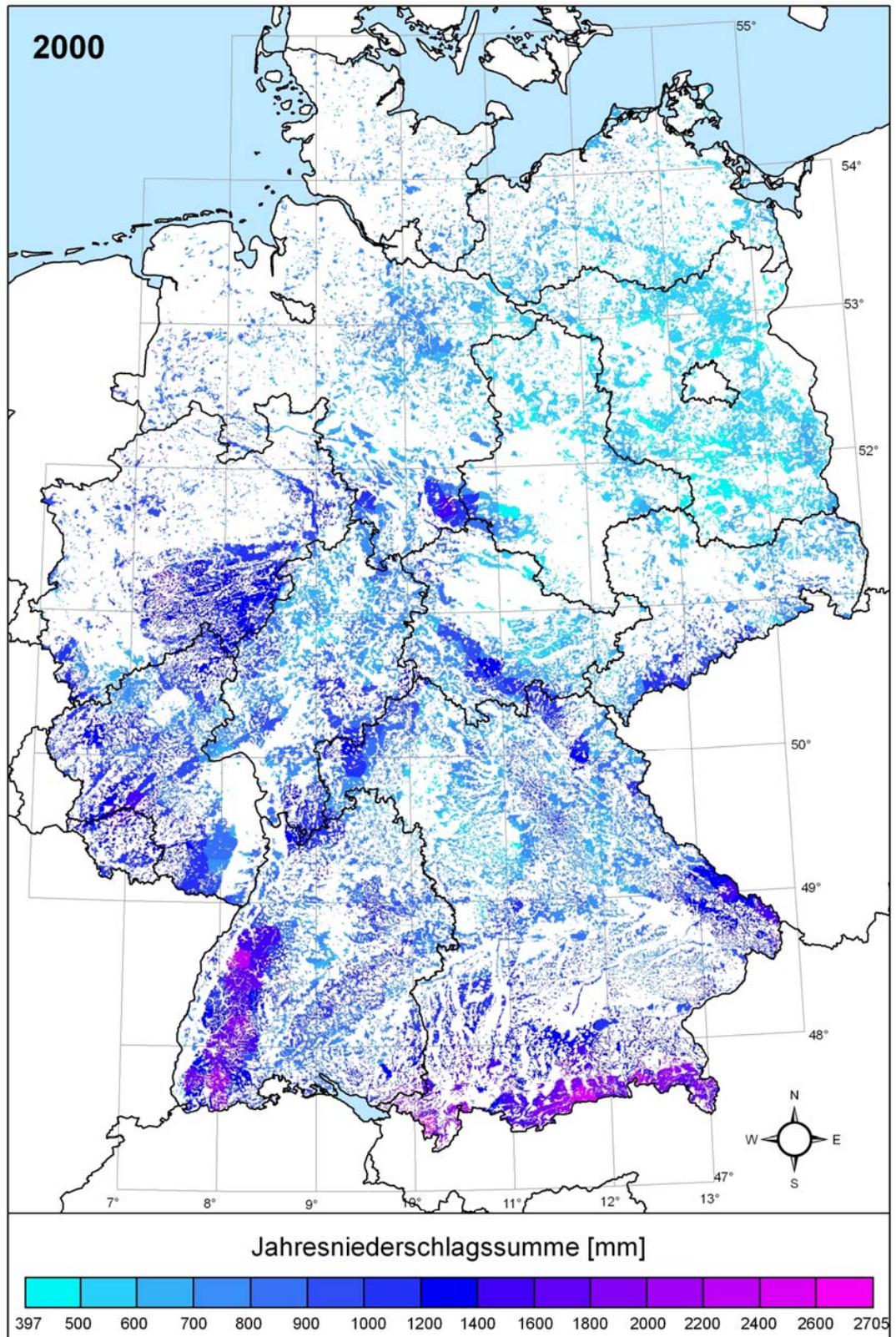


Abbildung 28: Regionale Verteilung der Jahresniederschlagssummen der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.

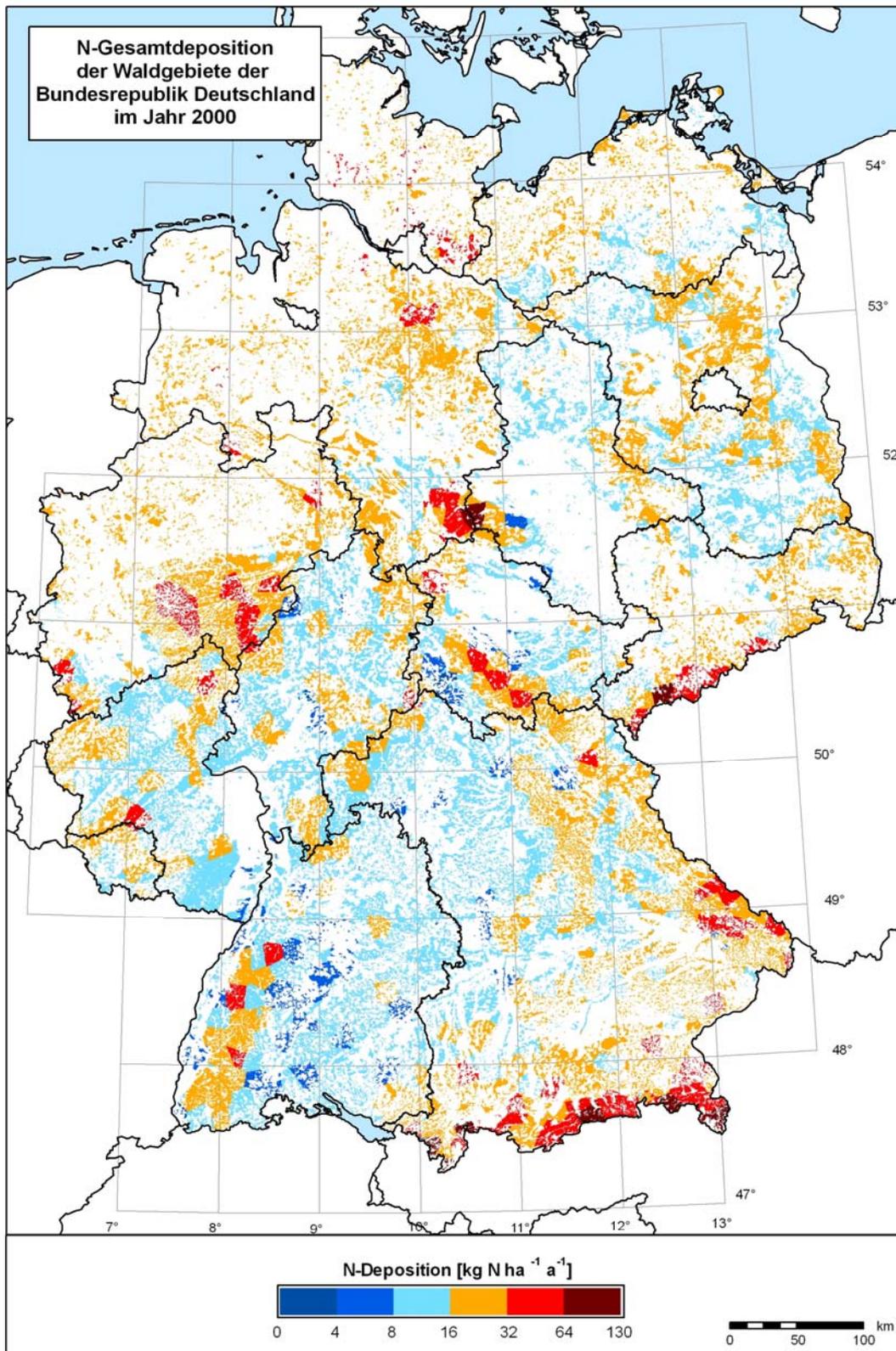


Abbildung 29: Regionale Verteilung der Gesamtdeposition der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.

3.7.3 Stickstoffdeposition

Die im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Depositionsdaten stammen vom Institut für Navigation in Stuttgart (INS). Die Rohdaten sind simulierte N-Gesamtdepositionen in 1 km-Auflösung, die mit den jeweiligen Klimastationen verschnitten wurden.

Im Forest-DNDC berechnet sich die Deposition ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) aus der Niederschlagsmenge (mm d^{-1}) und einer Stickstoffkonzentration ($\text{kg N mm}^{-1} \text{ d}^{-1}$) des Niederschlags die aus den Steuerfiles (Kapitel 3.1.2.5: Climate- und Airchemistry-File) eingelesen werden.

Da die Deposition vor allem auch durch den Niederschlag gesteuert wird, zeigen sich die höheren N-Depositionen vor allem im Bereich der hohen Niederschläge des Stauraums der Alpen und den Kammlagen der Mittelgebirge (Abb. 29). Des Weiteren sind erhöhte N-Depositionen in den Regionen intensiver landwirtschaftlicher Nutzung zu finden. Hierzu gehören beispielsweise die NH_3 -Emissionen der intensiven Massentierhaltung sowie die N-Einträge aus der Felddüngung.

Bezogen auf die gesamten Waldflächen, ergibt sich für das Simulationsjahr 2000 eine mittlere N-Deposition von $18 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das Minimum liegt bei $1.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, das Maximum bei $126 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

3.8 Modellsensitivität und Regressionsanalyse der regionalen Simulationsergebnisse

3.8.1 Regressionsanalyse

Um die regionalen Simulationsergebnisse besser interpretieren zu können und die Zusammenhänge der simulierten N-Austräge (Nitrat, N-Spuren-gase) zu zeigen, wurden die Ergebnisse des Deutschlandkatasters (Simulationsjahr 2000) in einer multiplen Regressionsanalyse mit dem Statistik-Programm SPSS untersucht. Hierzu wurden zuvor für alle räumlichen Einheiten (Polygone/Standorte) die wichtigsten Modell-Parameter zusammengestellt. Dazu gehören der pH-Wert, der Tongehalt, der Kohlenstoffgehalt, die Lagerungsdichte (jeweils aus dem ersten Mineralbodenhorizont), der Jahresniederschlag sowie die jährliche N-Deposition. So wurde mit dem Modelloutput NO_3 -Austrag, NO- und N_2O -Emission (als abhängige Variablen) eine Korrelations-Matrix erstellt. Die Multiple lineare Regression wurde dann mit den abhängigen Variablen des Nitrat-Austrags sowie der NO- und N_2O -Emissionen durchgeführt.

3.8.2 Modellsensitivität

Um das Forest-DNDC zusätzlich zu den unter 3.4 beschriebenen Evaluierungen auf Standortebene zu testen, wurden Sensitivitätstests auf regionaler Ebene durchgeführt. Dabei stand im Interesse, die Sensitivität ausgewählter Modellparameter auf den Nitrat austrag zu untersuchen. Hierzu wurde im GIS aus den Waldgebieten Deutschlands 1000 Standorte (Polygone) zufällig ausgewählt (Abb. 30). Für den Simulationszeitraum von einem Jahr (2000), wurden dann an den ausgewählten Standorten die Modell-Eingangsrößen und Triebkräfte wie Deposition, Niederschlag, Temperatur, organischer Kohlenstoffgehalt, Tongehalt und pH-Wert des Bodens jeweils um einen bestimmten Betrag erhöht (P_I) bzw. reduziert (P_0) (Tabelle: 7).

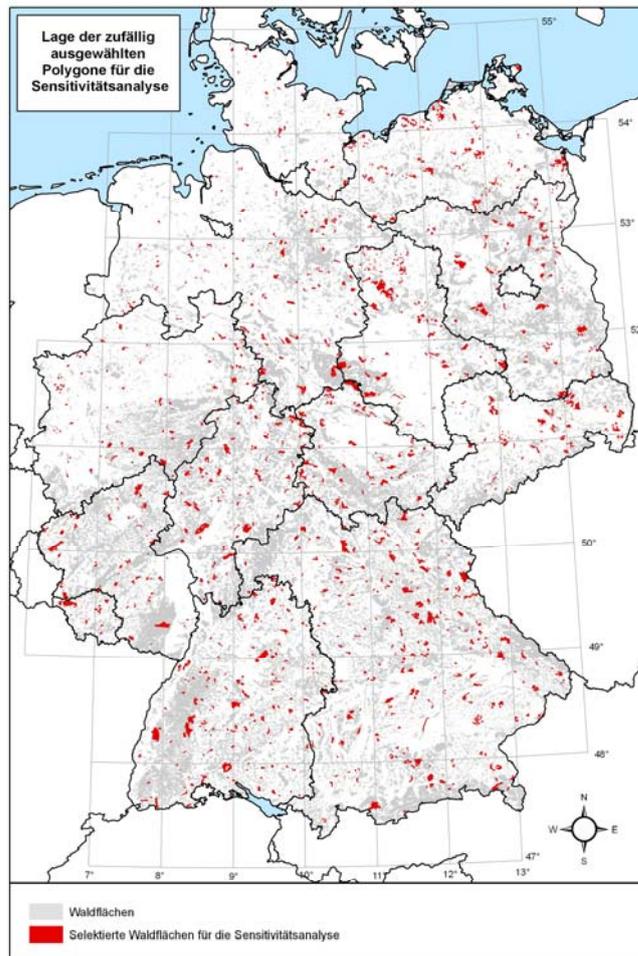


Abbildung 30: Lage der 1000 zufällig ausgewählten Waldflächen (Polygone) für die Sensitivitätsanalyse.

Tabelle 7: Übersicht über die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse verwendeten Modellparameter und ihre Veränderung.

Modellparameter	Relative/absolute Veränderung	
	Deposition	+30%
Niederschlag	+30%	-30%
Temperatur	+3°C	-3°C
Tongehalt	+30%	-30%
Org. Kohlenstoffgehalt	+30%	-30%
pH	+1.0	-1.0

Pro Modelllauf wurde jeweils nur ein Parameter verändert. So ergab sich aus der Anzahl der Parameter (6), den jeweiligen Veränderungen (2) sowie der Anzahl der Polygone (1000) eine Anzahl von insgesamt 12000 Simulationsläufen.

Die Sensitivität der veränderten Parameter auf den simulierten Nitrataustrag wurde aus den Modellergebnissen basierend auf der Gleichung nach FRIEND *et al.* (1993) (Gl. 49) berechnet.

$$\beta = \frac{\frac{NO3_1 - NO3_0}{P_1 - P_0}}{P_0} \quad (\text{Gl. 49})$$

mit:

$NO3_1$	=	Modellierter Nitrataustrag bei Erhöhung um 30%	$[kg N ha^{-1} a^{-1}]$
$NO3_0$	=	Modellierter Nitrataustrag bei Reduzierung um 30%	$[kg N ha^{-1} a^{-1}]$
P_1	=	Parameterwert bei Erhöhung um 30%	
P_0	=	Parameterwert bei Reduzierung um 30%	

Mit der Veränderung der Parameter um +/-30% bzw., +/- 3°C sowie +/-1.0 pH wurde eine ausreichend hohe Schrittweite gewählt mit der man zum einen gut im Bereich der Standardabweichung der einzelnen Parameter (ermittelt aus allen Standorten) liegt und bei der man zum andern nicht Gefahr läuft unrealistische Wertebereiche zu simulieren.

4 Ergebnisse

4.1 Anwendung des Forest-DNDC Modells auf Standortebene

Für die Evaluierung des Forest-DNDC Modells hinsichtlich dessen Fähigkeit den Nitrataustrag mit dem Sickerwasser und die Emission von N-Spurengasen (NO und N₂O) für verschiedene Waldstandorte in Europa zu simulieren, wurde dieses an verschiedenen Standorten in Deutschland (z.B. Level-II) und Mitteleuropa (z.B. Nofretete-Projekt) getestet. Dabei wurde versucht die Bodenfeuchte (Abb. 31-36), die Sickerwassermenge (Abb. 37), den gesamten Wasserhaushalt (Abb. 38-42), die Nitratkonzentration (Abb. 43), den Nitrataustrag (Abb. 44-46) sowie die N-Spurengasemissionen (Abb. 47-48) an unterschiedlichen Standorten abzubilden.

4.1.1 Bodenwassergehalte

Für die in Abbildung 31-36 dargestellten Modellergebnisse wurde die Modellgüte bestimmt. Hierzu wurde das Bestimmtheitsmaß (R^2), die Modell-Effizienz (R^2_{eff}) und der normierte Root-Mean-Square Prediction Error (RMSPEn) herangezogen (Tabelle 8). Die den Berechnungen zugrunde liegenden Gleichungen sind in Kapitel 3.5 genauer erläutert.

Am Standort *Altdorf* werden die Messdaten von den simulierten Werten gut getroffen. Vor allem in 5 und 30 cm Tiefe bildet das Modell die Dynamik des Bodenwassergehalts realistisch ab. Das zeigt sich ebenfalls an den guten Werten der Modellgütemaße (5 cm: $R^2 = 0.7$, $R^2_{\text{eff}} = 0.59$; in 30 cm $R^2 = 0.59$, $R^2_{\text{eff}} = 0.45$). In den Tiefen 60 cm, 80 cm und 140 cm überschätzt das Modell die Entleerung des Bodenspeichers während der Vegetationsperiode (Abb. 31), so dass die am Standort gemessene Bodenfeuchte unterschätzt wird. Während der Winter- und Frühjahrszeit bilden die simulierten Wassergehalte die gemessenen in allen Tiefen gut ab. Aufgrund der übersteigerten Simulation der saisonalen Schwankungen des Wassergehaltes reduzieren sich die berechneten R^2 -Werte jedoch deutlich ($R^2 = 0.43$, 0.24 und 0.44).

Am Standort *Ebersberg* trat ein Problem mit den Messdaten auf. Hier fanden sich in den Tiefen 30 cm, 50 cm, 75 cm und 100 cm Lücken in den Messdaten (Abb. 32). Hinzu kommt, dass sich die Messwerte vor und nach der Unterbrechung deutlich voneinander unterscheiden (erstes bis zweites Quartal 2000 in 30 cm, 60 cm, 75 cm und 100 cm, oder erstes Quartal 2002 in 75cm und 100cm Tiefe), was darauf hindeutet das Bodenfeuchtesensoren neu eingebaut bzw. durch andere Typen ersetzt worden sind. Auch die im Vergleich zum Standort Altdorf nur sehr schwach ausgeprägte saisonale Dynamik der Bodenwassergehalte die sogar in den oberen Bodenschichten am Standort Ebersberg zu beobachten ist spricht ebenfalls dafür, dass Probleme beim Einbau von Tensiometern aufgetreten sein könnten. Die Modellergebnisse zeigen relativ dynamische saisonale Schwankungen, vergleichbar den Simulationen und den Messergebnissen für den Standort Altdorf. Diese offensichtlichen Probleme bei der Erfassung der Bodenfeuchte spiegeln sich auch an den relativ schlechten Modellgütemaßen (R^2) von 0.02-0.4 (Tabelle 6) wieder.

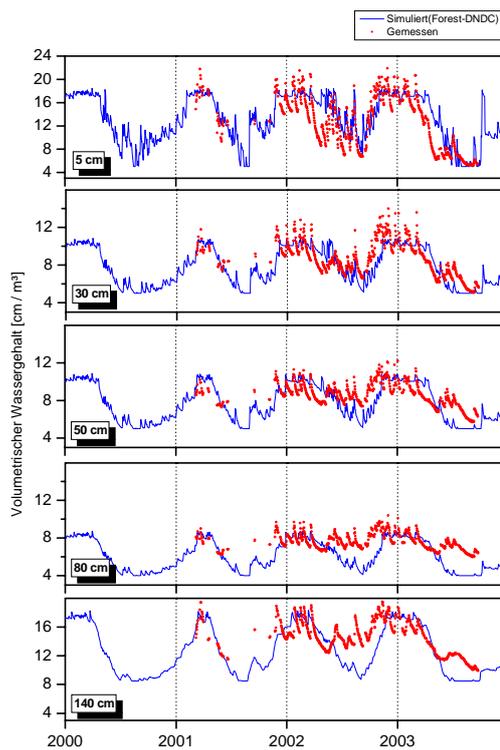


Abbildung 31: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Altdorf für die Jahre 2000–2003.

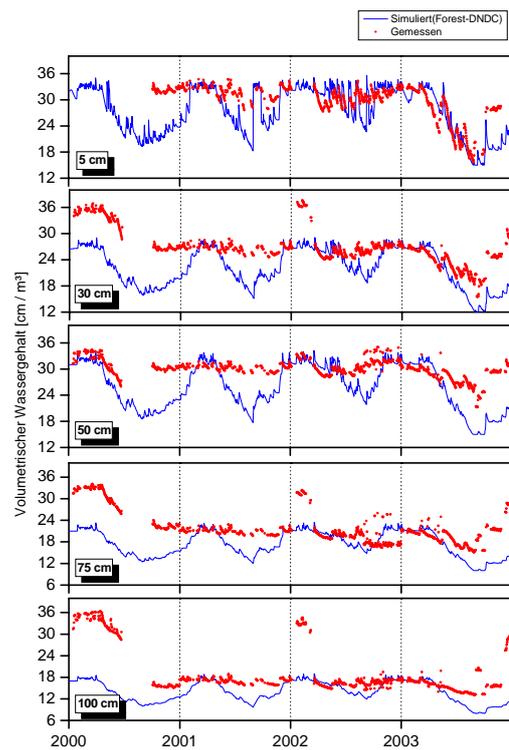


Abbildung 32: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Ebersberg für die Jahre 2000–2003.

Für den Standort *Mitterfels* (*Fagus sylvatica*, auf Braunerde-Podsol, Abb. 33) ist generell eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und simulierten Bodenwassergehalten festzustellen. Nur für die Bodentiefe 120 cm Tiefe tritt im ersten bis zweiten Quartal 2000 eine deutliche Abweichung zwischen gemessenen und simulierten Werten des Bodenwassergehaltes auf. Für den Messzeitraum 2001-2002 bildet das Modell die Bodenwassergehalte in allen Tiefen realistisch ab. Lediglich im extrem trockenen Jahr 2003 unterschätzt das Modell die volumetrischen Wassergehalte in 5 cm und in den Tiefen 30 cm, 50 cm und 80 cm um bis $6 \text{ cm}^3/\text{m}^3$. Trotzdem sind die Modellgütemaße für diese Tiefen (für den gesamten Vergleichszeitraum) immer noch sehr gut (z.B. R^2 0.84 – 0.89). Lediglich in 5 cm ist die Abweichung zwischen gemessenem und simuliertem Bodenwassergehalt (hier vor allem im Jahr 2003) deutlicher, was sich in einem niedrigen R^2 von 0.16 und einem R^2_{eff} von < 0 zeigt.

Der Eichenstandort *Riedenburg* (*Quercus petraea* auf Parabraunerde, Terra-Fusca) zeigt wie der Standort Ebersberg deutliche Unterbrechungen bei den Messdatenreihen, was wiederum auf Probleme mit den Bodenwassergehaltsmessungen hindeutet (Abb. 34). Zudem sind vor allem im Jahr 2001 große Sprünge in den Messwerten zu beobachten. In den Tiefen 60 cm und 90 cm des Jahres 2001 ist der Bodenwassergehalt auch deutlich unter dem des extrem trockenen Sommers 2003, der bezüglich des Minimums des Bodenwassergehalts sicherlich eine Untergrenze markiert. Auffällig ist auch, dass der Bodenwassergehalt im Jahr 2000 in 90 cm in den Sommermonaten auf einem deutlich höheren Niveau verweilt, als im Sommer des Jahres 2001, und das trotz der Tatsache, dass der Jahresniederschlag im Jahr 2000 mit 673 mm weit unter dem des Jahres 2001 mit 862 mm liegt. Trotzdem deuten die Parameter der Modellgüte mit R^2 -Werten zwischen 0.42 und 0.77 sowie R^2_{eff} -Werten von 0.36-0.97 auf eine insgesamt relativ gute Übereinstimmung von gemessenem und modelliertem Bodenwassergehalt hin.

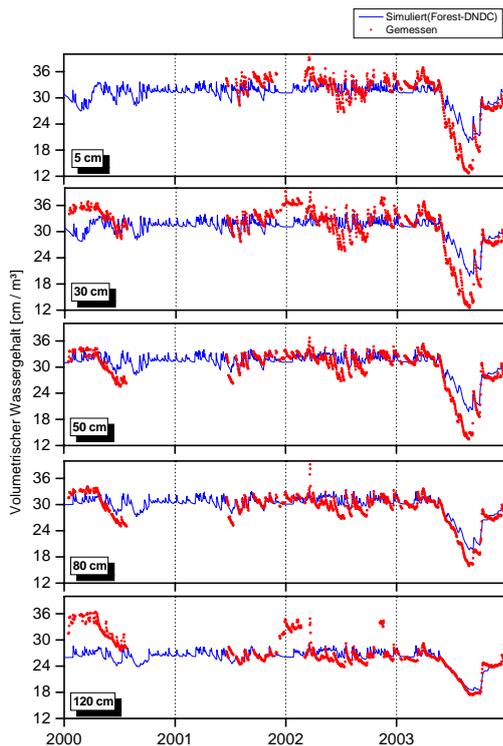


Abbildung 33: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Mitterfels für die Jahre 2000-2003.

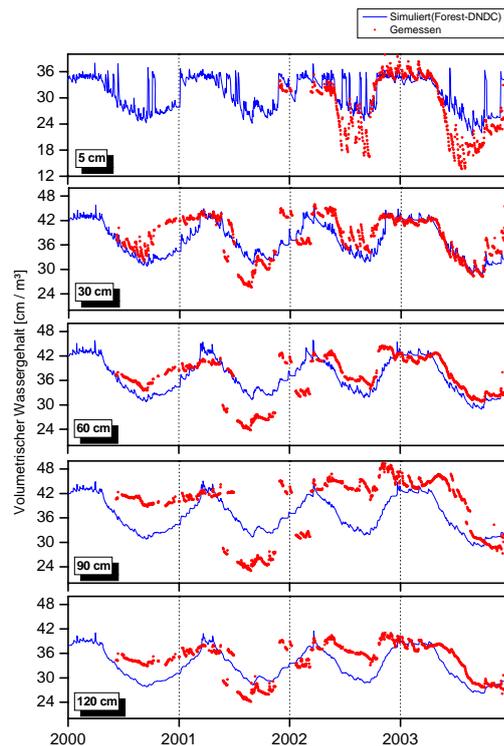


Abbildung 34: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Riedenburg für die Jahre 2000-2003.

Am Fichtenstandort **Flossenbürg** (Abb. 35) sind, wie am Standort Ebersberg, Lücken in den Messdaten zu beobachten. Jedoch erscheinen die Bodenwassergehalte nach Wiedereinsetzen der Messungen (im 2. Quartal 2001) plausibel und kontinuierlich fortgesetzt worden zu sein. Dies spiegelt sich auch in einem deutlich besseren R^2 (0.70-0.86) wieder. Auch die anderen Modellgüteparameter R^2 -eff (0.6-0.86) und RMSPEN (0.45-0.64) zeigen, dass das Modell an diesem Standort in allen Tiefen die gemessenen Bodenwassergehalte gut abbildet.

Der Standort **Freising** (*Fagus sylvatica* auf Parabraunerde-Braunerde) schließt mit seinen ebenfalls guten Ergebnissen zum R^2 (0.81-0.9) und R^2 -eff (0.96-0.99) in nahezu allen Tiefen die Evaluierung des Bodenwassergehalts an den sechs Standorten ab (Abb. 36). Lediglich in 5 cm Tiefe zeigen die schlechten Werte der Maße für die Modellgüte (R^2 -eff < 0, R^2 = 0.01 und RMSPEN = 2.45) das eine Abweichung der modellierten zu den simulierten Werten besteht. Die deutlichsten Unterschiede lassen sich in den Sommermonaten der Jahre 2001, 2002 und 2003 beobachten (Abb. 36).

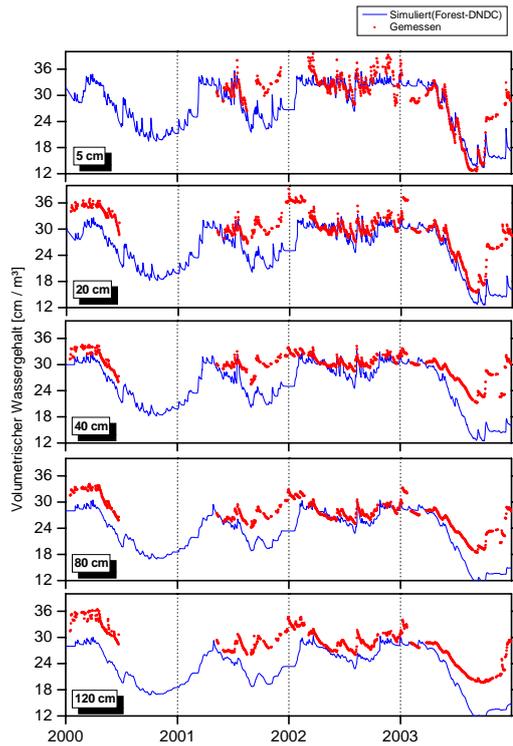


Abbildung 35: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Flossenbürg für die Jahre 2000 – 2003.

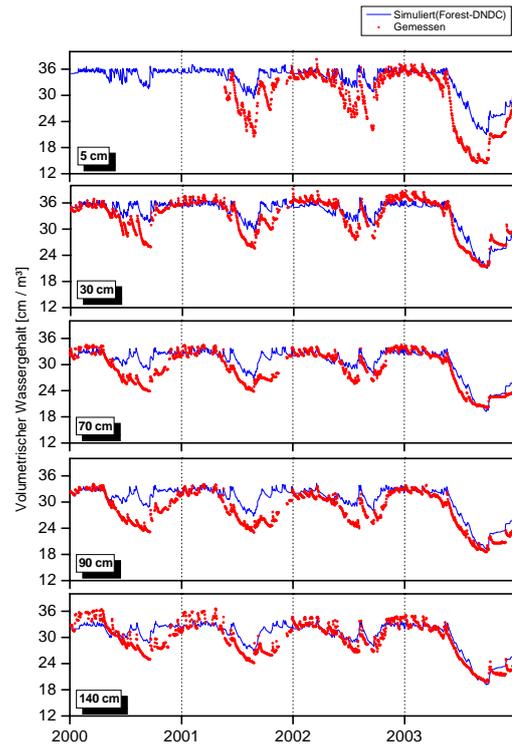


Abbildung 36: Simulierter und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising für die Jahre 2000 – 2003.

Das berechnete R^2 aus gemessenem und modelliertem Bodenwassergehalt in den einzelnen Bodentiefen schwankt an den Standorten zwischen 0.05-0.85. Der Modellgüteparameter R^2_{eff} nimmt Werte < 0 bis 0.99 an. Der RMSPEn bewegt sich im Bereich zwischen 0.4 und 3.23.

Zusammenfassend sind in Tabelle 5 alle Größen der statistischen Auswertung sowie die Mittelwerte, Minima und Maxima der Mess- und Simulationswerte für die sechs Standorte dargestellt.

Tabelle 8: Zusammenstellung von gemessenen und modellierten Bodenwassergehalten an ausgesuchten Level II-Standorte.

Standort	Tiefe		Messwerte				Simulationswerte				Modellgüte		
	[cm]	n	Mean	Max	Min	Stabw	Mean	Max	Min	Stabw	R ² eff	RMSPEn	R ²
Altdorf	5	668	12.74	21.90	5.20	4.55	14.14	18.50	5.00	4.11	0.59	0.64	0.70
Altdorf	30	668	8.70	14.00	5.10	1.83	8.44	10.89	5.00	1.99	0.45	0.75	0.59
Altdorf	50	668	8.61	12.20	5.70	1.23	8.28	10.89	5.00	1.96	< 0	1.25	0.43
Altdorf	80	668	7.61	10.40	6.00	0.86	6.55	8.71	4.00	1.57	< 0	2.04	0.24
Altdorf	140	668	14.57	19.50	9.90	2.24	13.55	18.32	8.50	3.27	< 0	1.21	0.44
Ebersberg	5	831	29.75	34.70	15.70	3.93	27.62	35.57	15.00	5.30	< 0	0.98	0.33
Ebersberg	30	831	25.51	28.80	18.30	2.00	22.41	29.01	12.10	4.30	< 0	1.71	0.29
Ebersberg	50	831	29.76	35.00	24.70	1.63	26.05	34.25	15.00	5.03	< 0	2.27	0.22
Ebersberg	75	831	20.03	26.00	15.10	1.95	17.49	23.46	10.00	3.41	< 0	1.59	0.02
Ebersberg	100	831	16.16	19.80	13.10	1.15	14.03	19.07	8.01	2.77	< 0	1.78	0.40
Flossenbürg	5	659	29.20	40.80	12.60	6.20	31.07	35.38	19.72	3.41	0.60	0.64	0.80
Flossenbürg	20	659	28.25	35.30	15.50	4.28	28.93	33.07	18.49	3.20	0.82	0.45	0.86
Flossenbürg	40	659	29.31	34.20	21.20	2.55	28.89	33.12	18.48	3.22	0.73	0.57	0.83
Flossenbürg	80	659	26.16	30.50	18.40	2.75	26.84	30.86	17.24	3.03	0.88	0.53	0.82
Flossenbürg	120	659	27.05	31.90	19.70	3.18	26.79	30.65	17.23	3.04	0.86	0.47	0.79
Mitterfels	5	693	30.05	40.10	12.70	5.85	47.23	81.56	33.09	8.33	< 0	3.23	0.18
Mitterfels	30	693	29.45	39.00	12.50	5.65	30.18	34.15	19.77	3.21	0.72	0.54	0.84
Mitterfels	50	693	29.15	36.70	13.40	4.99	30.15	34.15	19.77	3.23	0.77	0.50	0.87
Mitterfels	80	693	28.34	39.20	15.90	3.97	29.15	33.08	19.66	3.12	0.86	0.42	0.89
Mitterfels	120	693	24.92	34.90	17.40	2.67	25.34	28.80	18.44	2.56	0.96	0.41	0.85
Freising	5	866	29.08	38.20	14.40	6.48	42.72	83.75	28.60	5.41	< 0	2.45	0.01
Freising	30	1270	32.57	39.20	21.30	4.30	31.31	38.37	18.92	4.57	0.96	0.67	0.81
Freising	70	1270	29.04	34.50	20.10	4.01	28.29	35.17	17.25	4.19	0.98	0.49	0.88
Freising	90	1270	28.12	34.10	18.50	4.10	28.19	35.17	17.23	4.20	0.99	0.40	0.90
Freising	140	1270	29.50	36.50	19.80	4.17	27.93	35.15	17.17	4.28	0.97	0.63	0.88
Riedenburg	5	851	28.05	44.20	13.70	6.91	30.75	37.77	21.28	4.05	0.92	0.97	0.70
Riedenburg	30	851	38.90	45.90	28.20	4.43	36.68	45.77	28.94	4.37	0.36	0.83	0.65
Riedenburg	60	851	38.19	44.40	30.80	3.60	36.44	45.89	28.93	4.32	0.43	0.82	0.77
Riedenburg	90	851	41.54	49.40	27.90	4.80	36.28	45.66	28.92	4.36	< 0	1.38	0.42
Riedenburg	120	851	35.53	41.00	27.20	3.39	32.70	41.49	26.20	3.98	0.36	1.17	0.59

4.1.2 Sickerwassermengen

Im Zuge der Berechnung der Bodenwassergehalte bzw. Nitratkonzentrationen in den einzelnen Schichten, wurden für 74 Level-II-Standorte die Sickerwassermengen unterhalb der Durchwurzelungstiefe (ca. 1 m) simuliert und mit den durch die Chlorid-Massenbilanz berechneten Sickerwassermengen verglichen. Der Simulationszeitraum umfasst die Jahre 1996-2001, wobei nicht für alle simulierten Standorte und Jahre ein abgeschätzter Vergleichswert vorhanden war. Es ergibt sich somit eine Datengrundlage von $n = 252$ Standorten und Jahren.

Für die gesamten Level-II-Standorte wurden Sickerwassermengen zwischen 0 und ca. 1000 mm a^{-1} simuliert. Der Wertebereich der im Zuge der Chlorid-Massenbilanz abgeschätzten Sickerwassermenge bewegt sich ebenfalls zwischen 0 und 1000 mm a^{-1} .

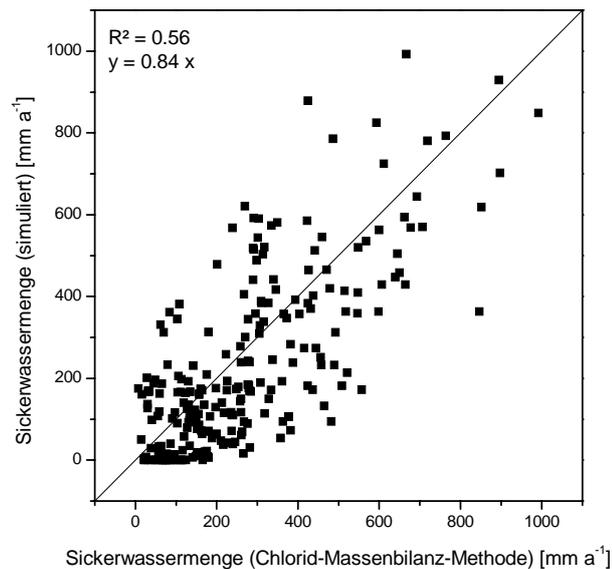


Abbildung 37: Zusammenhang zwischen simulierter (Forest-DNDC) und abgeschätzter Sickerwassermenge (BMELF) an Level-II-Standorten.

Für die 252 Standort-Jahre wurde ein R^2 von 0.56 berechnet (Abb. 37). Dabei zeigt sich, dass das Modell die berechneten Sickerwassermengen mit 16% unterschätzt. Berücksichtigt man allerdings, dass auch die mit Hilfe der Chloridmassenbilanz bestimmten Werte gewisse Unsicherheit aufweisen (z.B. ADDISCOTT, 1996) und dass die für die Simulation verwendeten Klimadaten nicht vom Standort, sondern von der nächst gelegenen Klimastation stammen, kann davon ausgegangen werden, dass das Modell in der Lage ist die Sickerwasserspense an den verschiedenen Waldstandorten in einer realistischen Größenordnung abzubilden.

4.1.3 Bodenwasserhaushalt

Für die unter 4.1.1 beschriebenen Standorte wurde auch eine Bilanzierung des Wasserhaushalts durchgeführt, verbunden mit einem Vergleich des Wasserhaushaltsmodells BROOK90 und dem Forest-DNDC. Verglichen werden die prozentualen Anteile der jeweiligen Wasserhaushaltskomponenten am Gesamtwasserhaushalt (Interzeption + Runoff + Evaporation + Transpiration + Versickerung = 100%). Die den Abbildungen 38-42 zugrunde liegenden Werte sind in Tabelle 9 zusammengefasst.

Aldorf

Für den Standort Aldorf (Abb. 38) berechnet sowohl das Forest-DNDC (11.7%-13.4%) als auch das BROOK90 (13.0%-13.9%) einen annähernd gleichen Anteil der Interzeption am Gesamtwasserhaushalt.

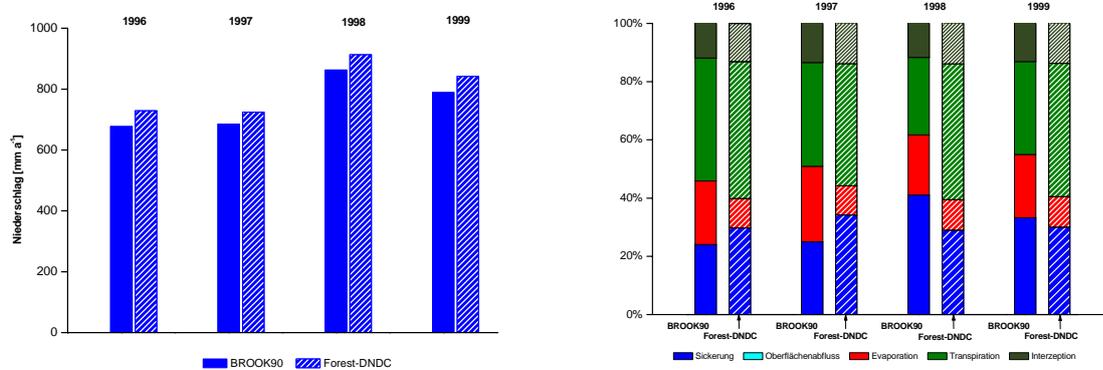


Abbildung 38: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996–1999 am Standort Aldorf.

Der Transpirationsanteil schwankt beim BROOK90 zwischen 26.7% und 42.2% und beim Forest-DNDC zwischen 41.9% und 47.1%. Der Evaporationsanteil ist beim BROOK90 mit 20.6%-25.9% annähernd doppelt so hoch wie beim Forest-DNDC (9.9%-10.5%). Der berechnete Anteil der Sickerwassermenge bewegt sich beim BROOK90 zwischen 24.1%-41.0% und beim Forest-DNDC zwischen 29.0%-34.2%.

Ebersberg

Am Standort Ebersberg (*Picea abies*) unterscheiden sich die Ergebnisse der beiden Modelle deutlicher als am Standort Aldorf (Abb. 39 und 38). Für den Interzeptionsanteil berechnet das BROOK90 Werte zwischen 24.7%-31.1%, das Forest-DNDC hingegen zwischen 15.2%-18.5%. Der Anteil der Transpiration schwankt beim BROOK90 von 36.8%-55.7% und liegt beim Forest-DNDC für alle vier Jahre bei ca. 31%. Der Evaporationsanteil ist beim BROOK90 mit 7.5%-12.5% niedriger als beim Forest-DNDC (12.8%-14.0%). Bei der Sickerwassermenge ist der größte Unterschied zu verzeichnen.

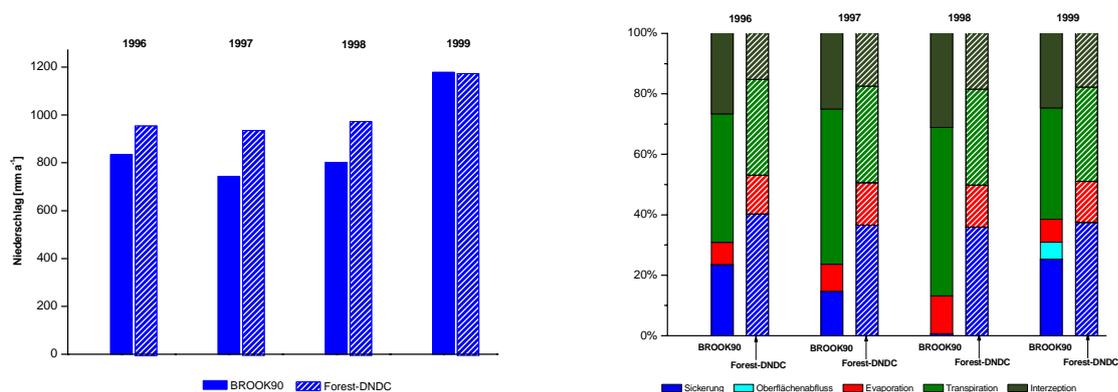


Abbildung 39: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996–1999 am Standort Ebersberg.

Hier berechnet das BROOK90 Werte zwischen 0% und 25% und beim Forest-DNDC zwischen 36.5% und 40.2%. Auffällig ist das Jahr 1998, indem das BROOK90 bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von ca. 800 mm keinen Sickerwassermengenanteil berechnet, hingegen im Vorjahr (1997) bei niedrigerem Jahresniederschlag einen Anteil der Versickerung von immerhin

14% veranschlagt. Im Jahr 1999, bei einem Jahresniederschlag von ca. 1000mm simuliert das BROOK90 einen Oberflächenabfluss von 5.6%. Für die vorausgegangenen Jahre werden von beiden Modellen keine Oberflächenabflüsse simuliert.

Flossenbürg

Das BROOK90 berechnet am Standort Flossenbürg einen Anteil der Interzeption am Wasserhaushalt von 17.6%-18.9% und beim Forest-DNDC von 13.4%-22.6% (Abb. 40). Der prozentuale Anteil der Transpiration bewegt sich beim BROOK90 zwischen 31.2% und 44.9% und beim Forest-DNDC zwischen 26.1% und 29.9%. Der Evaporationsanteil schwankt beim BROOK90 von 9.6%-12.3% und beim Forest-DNDC von 12.5%-14.1%.

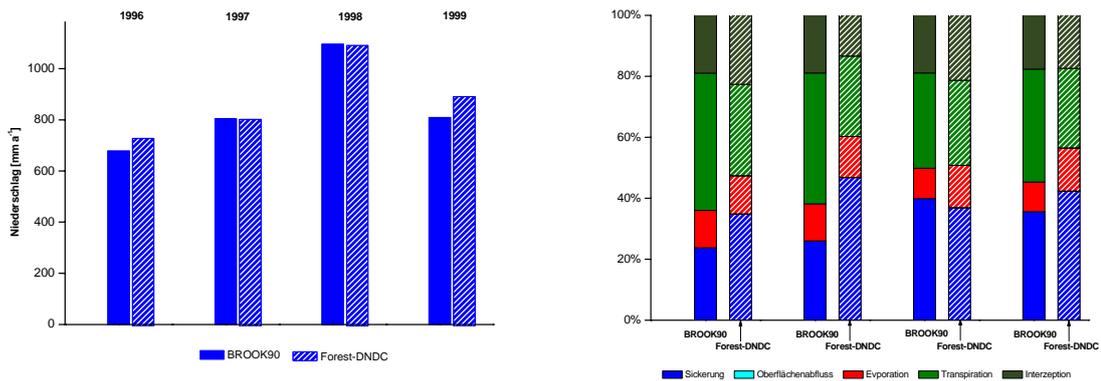


Abbildung 40: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Flossenbürg.

Von beiden Modellen wird für die einzelnen Jahre kein Oberflächenabfluss berechnet. Der Anteil des Sickerwassers macht beim BROOK90 23.7%-39.9% und beim Forest-DNDC 34.8%-46.8% aus.

Mitterfels

Am Standort Mitterfels (*Fagus sylvatica*) hat die Versickerung bei beiden Modellen den größten Anteil am Gesamtwasserhaushalt (Abb. 41). Beim BROOK90 schwankt dieser zwischen 42.3% und 60.2% und beim Forest-DNDC zwischen 51.4% und 63.3%. Der Anteil der Interzeption ist beim Forest-DNDC, bis auf das Jahr 1998 (Forest-DNDC: 9.2% und BROOK90: 9.8%) mit 17.1%-19.9% annähernd doppelt so hoch wie beim BROOK90 8.6%-10.7%.

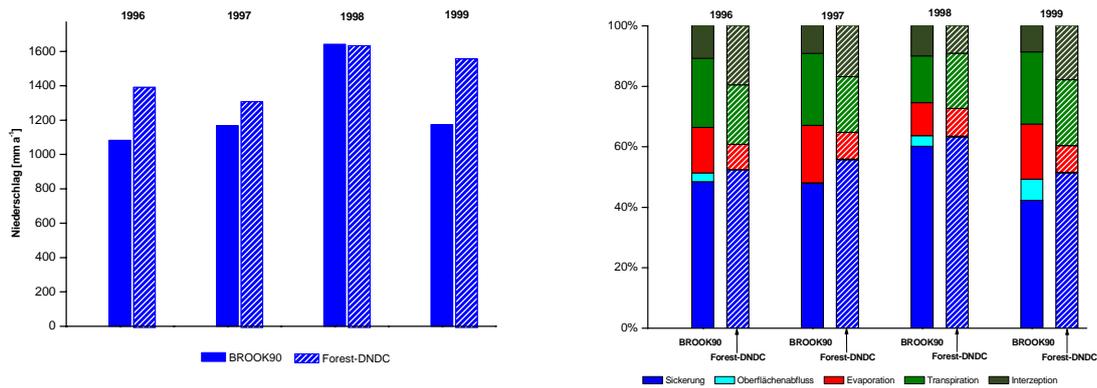


Abbildung 41: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Mitterfels

Der prozentuale Anteil der Transpiration bewegt sich bei beiden Modellen in der gleichen Größenordnung (BROOK90: 15.4%-23.8%, Forest-DNDC: 18.2%-21.7%). Der Anteil der Evaporation ist hingegen beim BROOK90 mit 10.9%-18.9% im Gegensatz zum Forest-DNDC mit 8.2%-9.1% deutlich größer. Nur das BROOK90 simuliert für die Jahre 1996, 1998 und 1999 einen Oberflächenabfluss, der einen Anteil von 2.8%-7.0% ausmacht.

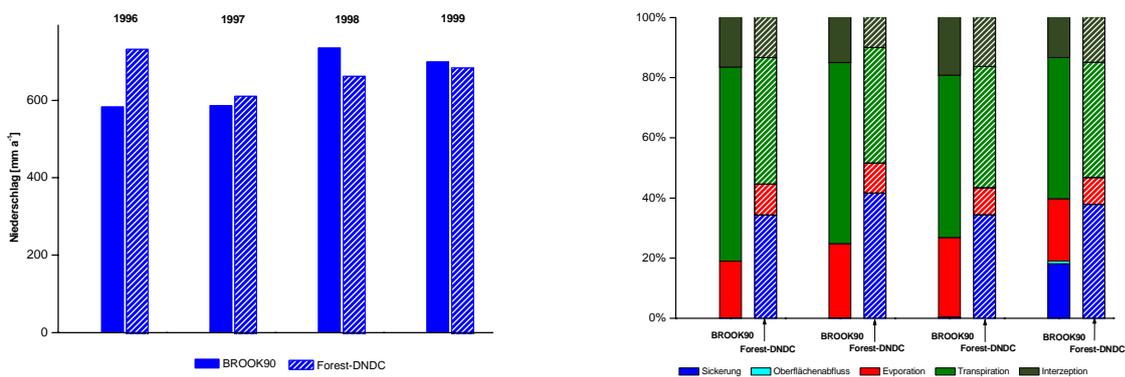


Abbildung 42: Niederschlag und Wasserhaushaltsbilanz für das Jahr 1996-1999 am Standort Riedenburg

Riedenburg

Am Standort Riedenburg (*Quercus petraea*) hat die Transpiration bei beiden Modellen den größten Anteil am Gesamtwasserhaushalt (Abb. 42). Beim BROOK90 schwankt sie zwischen 47% und 64% und beim Forest-DNDC zwischen 38% und 42%. Der Anteil der Interzeption liegt beim Forest-DNDC mit 10%-16% auf vergleichbarem Niveau wie der des BROOK90 mit 13%-16%. Beim BROOK90 ist der Anteil der Evaporation mit durchschnittlich 23% mehr als doppelt so groß wie der des Forest-DNDC mit 10%. Auch der Anteil der Sickerwassermenge am Gesamtwasserhaushalt unterscheidet sich bei beiden Modellen deutlich voneinander. Beim BROOK90 liegt er im Mittel bei 5% und beim Forest-DNDC bei 37%. Beide Modelle simulieren an diesem Standort keinen Oberflächenabfluss.

Tabelle 9: Minimum, Maximum, Mittelwert und Standardabweichung* der Wasserhaushaltsbilanzen von BROOK90 und Forest-DNDC an fünf Level-II-Standorten

Plot	BROOK90				Forest-DNDC			
	Mw	Min	Max	Stabw	Mw	Min	Max	Stabw
<i>Interzeption [%]</i>								
Altdorf	0.13	0.13	0.13	0.01	0.14	0.13	0.14	0.00
Ebersberg	0.27	0.25	0.31	0.03	0.17	0.15	0.18	0.01
Flossenbürg	0.19	0.18	0.19	0.01	0.19	0.13	0.23	0.04
Mitterfels	0.10	0.09	0.11	0.01	0.16	0.09	0.20	0.05
Riedenburg	0.16	0.13	0.19	0.02	0.14	0.10	0.16	0.03
<i>Transpiration [%]</i>								
Altdorf	0.34	0.27	0.42	0.07	0.45	0.42	0.47	0.02
Ebersberg	0.47	0.37	0.56	0.09	0.32	0.31	0.32	0.00
Flossenbürg	0.39	0.31	0.45	0.06	0.28	0.26	0.30	0.02
Mitterfels	0.22	0.15	0.24	0.04	0.20	0.18	0.22	0.02
Riedenburg	0.56	0.47	0.64	0.08	0.40	0.38	0.42	0.02
<i>Evaporation [%]</i>								
Altdorf	0.23	0.21	0.26	0.02	0.45	0.42	0.10	0.00
Ebersberg	0.09	0.07	0.13	0.02	0.14	0.13	0.14	0.01
Flossenbürg	0.11	0.10	0.12	0.01	0.13	0.13	0.14	0.01
Mitterfels	0.16	0.11	0.19	0.04	0.09	0.08	0.09	0.00
Riedenburg	0.23	0.19	0.26	0.03	0.10	0.09	0.10	0.01
<i>Oberflächenabfluss [%]</i>								
Altdorf	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Ebersberg	0.01	0.06	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Flossenbürg	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
Mitterfels	0.03	0.07	0.03	0.03	0.00	0.00	0.00	0.00
Riedenburg	0.00	0.01	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
<i>Versickerung [%]</i>								
Altdorf	0.31	0.24	0.41	0.08	0.31	0.29	0.34	0.02
Ebersberg	0.16	0.01	0.25	0.11	0.38	0.36	0.40	0.02
Flossenbürg	0.31	0.24	0.40	0.08	0.40	0.35	0.47	0.05
Mitterfels	0.50	0.42	0.60	0.08	0.56	0.51	0.63	0.05
Riedenburg	0.05	0.00	0.18	0.09	0.37	0.34	0.42	0.03

*Die Werte von Minimum (Min), Maximum (Max), Mittelwert (MW) und Standardabweichung (Stabw) sind über den Simulationszeitraum 1996 bis 1999 berechnet.

4.1.4 Nitratkonzentration

Um zu zeigen, dass das Forest-DNDC in der Lage ist den Transport des im Bodenwasser gelösten Nitrats (mg N l^{-1}) durch das Bodenprofil bis unterhalb des durchwurzelten Bodenporenraums abzubilden, wurde das Modell anhand von gemessenen Nitratkonzentration in der Bodenlösung evaluiert. Hierzu wurden Simulationsläufe für die Level-II-Standorte durchgeführt, an denen zuvor auch der Bodenwassergehalt validiert werden konnten. Dies sind die Standorte Altdorf (901), Ebersberg (906), Flossenbürg (908), Mitterfels (911) und Freising (919).

Simuliert wird das gesamte Bodenprofil bis zu der Tiefe in der die letzten Bodenwasser- und Stoffkonzentrationen gemessen wurden. Dies entspricht im Allgemeinen der Durchwurzelungstiefe am jeweiligen Standort.

Im Folgenden sind die Ergebnisse dieser Modellvalidierung graphisch aufbereitet (Abb. 43) und statistisch ausgewertet (Tabelle 10).

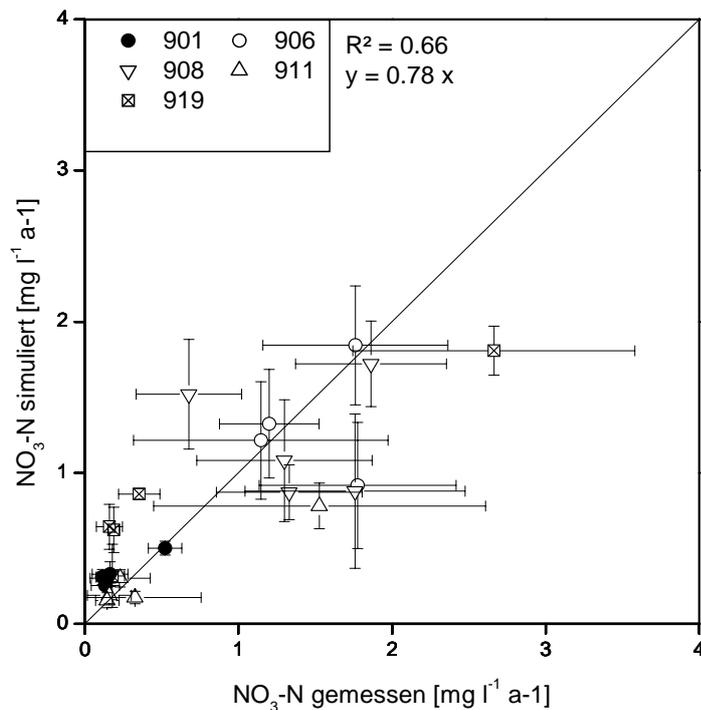


Abbildung 43: Vergleich der mittleren gemessenen und modellierten Nitratkonzentration (Mittelwert 1996-2001) an den Standorten Altdorf (901), Ebersberg (906), Flossenbürg (908), Mitterfels (911), Freising (919).

An den Präferenz-Standorten schwankt das R^2 aus gemessenem und simulierter Nitratkonzentration in den jeweiligen Bodenschichten für den angegebenen Zeitraum zwischen 0.04 und 0.85 (Tabelle 10). Es ergibt sich über alle Standorte hinweg ein R^2 von 0.66 und ein linearer Zusammenhang von $0.78x$. Damit wird angedeutet, dass das Modell die gemessenen Nitratkonzentrationen in allen Tiefen und Standorten im Mittel etwas unterschätzt. Anhand des Standardfehlers lässt sich erkennen, dass die Datenpunkte mit den größten Abweichungen von der 1:1 Linie, auch die Standorte und Tiefen sind, an denen die Messwerte (x-Achse) die größten Standardfehler aufweisen (z.B. 911: org. Auflage, 919: org. Auflage, 908: 120cm; in Tabelle 10).

Aufgrund des linearen Zusammenhangs und des R^2 von 0.66 kann man davon ausgehen, dass das Modell in der Lage ist, die Nitratkonzentrationen in verschiedenen Bodentiefen an unterschiedlichen Standorten gut abzubilden.

Tabelle 10: Zusammenstellung von gemessenen und simulierten Nitratkonzentrationen an ausgesuchten Level-II-Standorten.

Standort	Tiefe	n	Messwerte				Simulationswerte				Modellgüte		
			Mean	Max	Min	Stabw	Mean	Max	Min	Stabw	R ²	R ² -eff	RMSPEn
901	Org. Auflage	6	0.52	0.63	0.33	0.11	0.50	0.56	0.44	0.05	0.36	0.27	0.32
901	30cm	6	0.17	0.25	0.08	0.08	0.31	0.39	0.28	0.04	0.34	0.76	0.86
901	50cm	6	0.11	0.18	0.06	0.04	0.31	0.39	0.26	0.05	0.66	0.77	2.03
901	80cm	6	0.17	0.32	0.05	0.12	0.33	0.47	0.25	0.08	0.06	0.72	0.70
901	140cm	6	0.13	0.31	0.07	0.09	0.25	0.38	0.18	0.08	0.00	0.85	0.69
906	Org. Auflage	6	1.76	2.65	0.97	0.60	1.84	2.23	1.27	0.39	0.36	0.63	0.56
906	30cm	6	1.20	1.64	0.72	0.32	1.32	1.75	0.89	0.36	0.16	0.47	0.68
906	50cm	6	1.15	2.47	0.30	0.83	1.21	1.57	0.69	0.39	0.66	< 0	0.53
906	100cm	6	1.78	2.69	0.99	0.64	0.92	1.34	0.38	0.42	0.85	0.14	0.82
908	Org. Auflage	4	1.86	2.54	1.37	0.49	1.72	0.31	1.40	0.28	0.10	0.91	0.45
908	20cm	4	0.68	0.95	0.18	0.34	1.71	2.50	1.45	0.26	0.10	< 0	1.62
908	40cm	4	1.30	1.75	0.54	0.57	1.31	0.63	1.02	0.25	0.21	0.54	0.55
908	80cm	4	1.76	2.55	0.99	0.72	1.17	2.75	0.89	0.30	0.70	0.44	0.72
908	120cm	4	1.33	1.82	0.92	0.47	0.87	1.39	0.64	0.18	0.88	< 0	0.77
911	Org. Auflage	6	1.53	3.45	0.40	1.08	0.78	7.72	0.54	0.15	0.52	0.12	0.50
911	30cm	6	0.33	1.17	0.04	0.43	0.17	0.03	0.12	0.04	0.04	0.92	0.09
911	50cm	6	0.16	0.41	0.05	0.14	0.19	0.05	0.11	0.06	0.21	0.91	0.32
911	80cm	6	0.15	0.27	0.06	0.08	0.16	0.02	0.08	0.05	0.11	0.96	0.33
911	120cm	6	0.23	0.58	0.05	0.20	0.30	0.10	0.26	0.06	0.70	0.61	0.45
919	Org. Auflage	6	2.66	3.97	1.50	0.92	1.56	4.29	1.55	0.16	0.16	0.71	0.55
919	30cm	6	0.35	0.59	0.21	0.13	0.28	0.35	0.82	0.04	0.43	< 0	1.60
919	70cm	6	0.16	0.31	0.09	0.08	0.25	0.41	0.47	0.15	0.07	< 0	2.43
919	90cm	5	0.19	0.23	0.15	0.04	0.20	0.28	0.36	0.15	0.37	< 0	5.54
919	140cm	3	0.18	0.23	0.09	0.08	0.06	0.08	0.09	0.21	0.06	0.53	1.78

Minimum (Min), Maximum (Max), Mittelwert (Mean), Standardabweichung (Stabw), Anzahl der Messpunkte (n). R², R²-eff und RMSPEn siehe Kapitel 3.5.

4.1.5 Nitrat austrag

Die Evaluierung des Modells hinsichtlich des Nitrat austrags konnte nur auf Basis der vorhandenen Vergleichsdaten (Chlorid-Massenbilanz Methode = CMB, in Kapitel 3.4) erfolgen. Verlässliche Messwerte zum Nitrat austrag existieren an den Level-II-Standorten nicht.

Die Gegenüberstellung der mit der CMB-Methode erhobenen Nitrat austräge und der vom Forest-DNDC simulierten Werten erwies sich teilweise als problematisch.

Unter Berücksichtigung aller Standorte und Jahre konnte zunächst kein brauchbarer Zusammenhang dargestellt werden ($R^2 < 0.1$). Aus diesem Grund wurde die Veränderung des R^2 untersucht. Hierzu wurde die Abweichung von bestimmtem zu simuliertem Nitrat austrag nach Gleichung 50 berechnet und gegen das R^2 sowie den Anteil [%] der berücksichtigten Standorte aufgetragen (Abb. 44). Bei schrittweiser Reduzierung der Abweichung zeigt sich eine deutliche Zunahme des R^2 . Gleichzeitig verdeutlicht die exponentielle Zunahme des Anteils der berücksichtigten Standorte, dass für einen Großteil der Standorte und Jahre eine gute Übereinstimmung des Nitrat austrags gegeben ist.

$$\text{Abweichung} = \sqrt{(NO_{3\text{CMB}} - NO_{3\text{Simuliert}})^2} \quad (\text{Gl. 50})$$

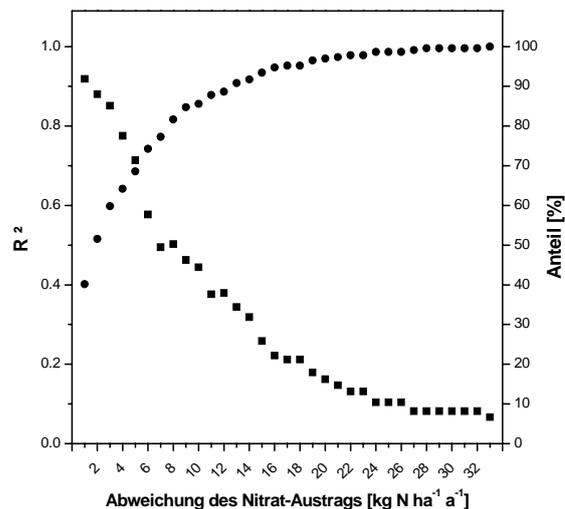


Abbildung 44: Veränderung des R^2 sowie Anteil der berücksichtigten Standorte bei zunehmender Abweichung.

So ergibt sich beim direkten Vergleich von bestimmtem zu simuliertem Nitrat austrag beispielsweise für ca. 2/3 der gesamten Daten (64% der Standorte und Jahre) ein R^2 von 0.71. Dabei werden 41 der 48 Standorte berücksichtigt (Abb. 45).

Erhöht man die Anzahl der berücksichtigten Standorte von 41 auf 44, wird immer noch ein R^2 von 0.51 erzielt.

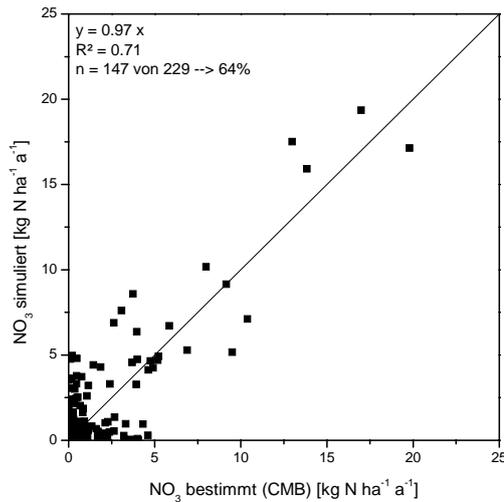


Abbildung 45: Vergleich von bestimmtem und simuliertem Nitrataustrag unter Einbeziehung von 64% der Daten (Standorte und Jahre). Es werden 41 der 48 Standorte berücksichtigt.

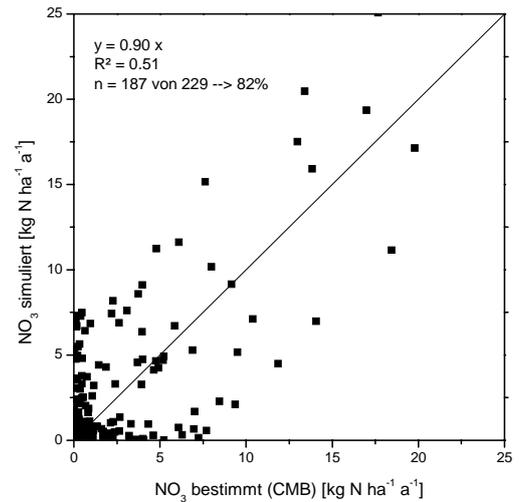


Abbildung 46: Vergleich von bestimmtem und simuliertem Nitrataustrag unter Einbeziehung von 82% der Daten (Standorte und Jahre). Es werden 44 der 48 Standorte berücksichtigt.

Wie man aus den Abbildungen 44-46 erkennen kann, liefert das Forest-DNDC auch für den Nitrataustrag gute Ergebnisse. Berücksichtigt man dabei die Probleme die bei der Erfassung der Vergleichsdaten auftreten können und die möglichen Abweichungen zwischen realen Standortwerten und Modelleingangsdaten, dann kann das Forest-DNDC auch bezüglich des Nitrataustrags als validiert gelten.

4.1.6 N-Spurengas-Emissionen (N₂O, NO)

Um das Modell auch hinsichtlich der N-Spurengasemissionen zu testen, wurde das Forest-DNDC Modell auf Standorte des Nofretete-Projekts angewendet. In dessen Rahmen wurden an verschiedenen Waldstandorten Europas kontinuierliche Messungen der N₂O und NO Emissionen in den Jahren 2002-2003 durchgeführt (KESIK et al., 2005). In Tabelle 11 sind die wichtigsten Standortparameter der Nofretete- Standorte aufgelistet.

Das aus den gemessenen und simulierten N₂O -Emissionen berechnete und gemittelte R² schwankt zwischen 0 und 0.76 (Tabelle 11).

Tabelle 11: Statistische Auswertung der N₂O Emissionsdaten aus Feldmessungen und Modellergebnissen mit dem Forest-DNDC.

Standort	Jahr	n	Mittelwert N ₂ O Emissionen [g N ha ⁻¹ d ⁻¹]				Modellgüte		
			MW	Stabw	SW	Stabw	R ²	R ² eff	RMSPEn
Achenkirch	2002	122	1.09	1.13	3.72	1.52	0.00	1.52	2.96
Achenkirch	2003	194	0.82	0.86	3.98	3.09	0.00	3.09	4.96
Glencorse Sitka	2002	87	0.54	0.60	1.24	0.76	0.00	< 0	2.78
Glencorse Sitka	2003	122	0.15	0.47	1.91	0.43	0.02	< 0	3.36
Höglwald Buche	2002	158	2.30	0.28	1.58	1.65	0.11	< 0	1.49

Höglwald Buche	2003	103	3.90	1.65	0.91	1.27	0.11	< 0	1.29
Höglwald Fichte	1994	343	1.14	1.27	1.82	1.35	0.14	< 0	6.04
Höglwald Fichte	1995	340	2.14	1.35	1.57	2.06	0.04	< 0	1.33
Klausenleopoldsdorf	2002	119	1.86	0.62	0.91	5.43	0.03	< 0	1.16
Klausenleopoldsdorf	2003	178	1.54	5.43	2.24	2.69	0.05	< 0	1.70
Parco Ticino B. N.	2002	57	4.02	2.69	3.03	1.73	0.76	0.80	0.63
Parco Ticino B.N.	2003	177	6.63	1.73	5.60	1.77	0.15	< 0	1.41
San Rossore	2002	64	0.93	1.77	7.68	0.28	0.03	< 0	1.14
San Rossore	2003	183	0.23	0.28	0.70	0.70	0.10	< 0	2.46
Schottenwald	2002	162	11.41	1.55	0.59	0.63	0.03	< 0	1.09
Schottenwald	2003	252	9.81	3.91	8.54	0.89	0.00	< 0	1.17
Soroe	2002	19	2.35	2.06	4.91	2.82	0.34	< 0	0.88
Soroe	2003	156	1.48	2.82	3.03	5.85	0.18	< 0	1.76
Speulderbos	2002	107	0.67	5.85	3.24	0.40	0.05	< 0	1.01
Speulderbos	2003	216	0.38	0.40	0.70	0.62	0.60	< 0	2.51

Minimum (Min), Maximum (Max), Mittelwert (Mean), Standardabweichung (Stabw), Anzahl der Messtage (n). R^2 , R^2 -eff und RMSPEn siehe Kapitel 3.5.

Bezogen auf alle 21 Standorte und Jahre unterschätzt das Modell bei einem R^2 von 0.61 die N_2O -Emissionen mit 22% (Abb. 47).

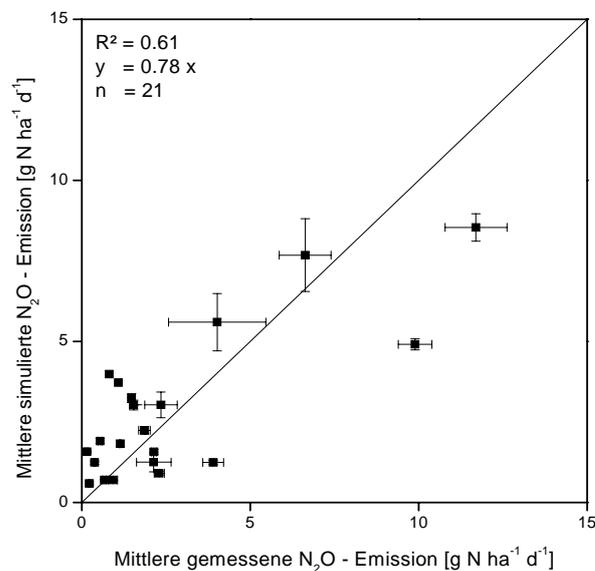


Abbildung 47: Vergleich von gemessenen und simulierten N_2O Emissionen für verschiedenen Standorte in Europa (Nofretete-Projekt).

Die mittleren täglich gemessenen NO -Emissionen (Tabelle 12) schwanken zwischen 0 und $19.3\ g\ N\ ha^{-1}\ d^{-1}$, die simulierten zwischen 0.31 und $21.83\ g\ N\ ha^{-1}\ d^{-1}$. Das berechnete R^2 an den einzelnen Standorten und Jahren liegt zwischen 0.00 am Standort Schottenwald (2003) und 0.73 am Standort Speulderbos (2003).

Tabelle 12: Statistische Auswertung der NO-Emissionsdaten aus Feldmessungen und Modellergebnissen mit dem Forest-DNDC.

Standort	Jahr	n	Mittelwert NO Emissionen [g N ha ⁻¹ d ⁻¹]				Modellgüte		
			MW	Stabw	SW	Stabw	R ²	R ² eff	RMSPEn
1 Achenkirch	2002	101	0.32	0.09	0.68	0.39	0.02	< 0	5.69
2 Achenkirch	2003	153	0.32	0.08	0.91	0.78	0.01	< 0	12.84
3 Glencorse Birke	2002	197	0.00	0.78	0.57	0.33	0.00	< 0	1.33
4 Glencorse Bike	2003	176	1.02	1.07	0.31	0.16	0.25	0.34	1.14
5 Glencorse Sitka	2002	182	4.85	2.24	5.52	1.74	0.07	< 0	1.45
6 Glencorse Sitka	2003	176	7.62	4.72	3.91	1.17	0.02	< 0	1.63
7 Höglwald Buche	2002	134	2.68	1.50	2.88	1.34	0.04	< 0	1.19
8 Höglwald Buche	2003	176	6.87	8.52	2.71	1.57	0.40	0.16	1.02
91 Höglwald Fichte	1994	277	18.73	9.64	21.83	9.46	0.58	0.46	0.73
10 Höglwald Fichte	1995	209	17.77	13.47	15.06	8.52	0.59	0.40	0.43
11 Klausenleopoldsdorf	2003	63	0.17	0.12	1.23	0.65	0.07	< 0	10.14
12 Schottenwald	2002	127	3.47	0.64	3.99	2.33	0.11	< 0	3.52
13 Schottenwald	2003	132	5.58	3.41	3.02	1.49	0.00	< 0	1.30
14 Soroe	2003	231	0.77	0.66	1.75	1.16	0.00	< 0	2.47
15 Speulderbos	2002	117	14.75	12.30	6.82	1.97	0.64	< 0	1.09
16 Speulderbos	2003	243	19.32	14.94	8.50	3.32	0.73	< 0	1.09

Minimum (Min), Maximum (Max), Mittelwert (Mean), Standardabweichung (Stabw), Anzahl der Messtage (n). R², R²-eff und RMSPEn siehe Kapitel 3.5.

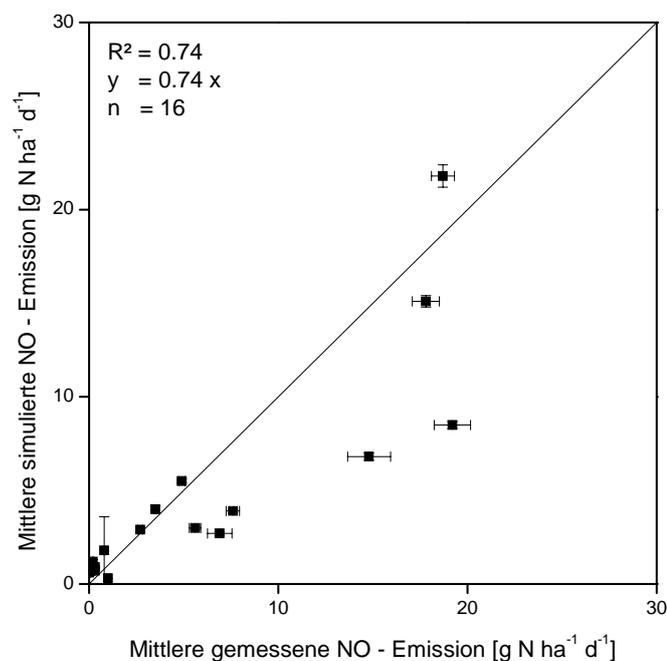


Abbildung 48: Vergleich von gemessenen und simulierten NO Emissionen für verschieden Standorte in Europa (Nofretete-Projekt)

Die Grafiken (Abb. 47 und 48) zeigen, dass das Forest-DNDC in der Lage ist, die auf den Standorten gemessenen unterschiedlichen N_2O - und NO -Emissionen, unter Berücksichtigung der unterschiedlichen standortspezifischen Parametern (Vegetation, Boden, Klima) abzubilden.

4.2 N-Depositionsszenarien

Um die Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools zu untersuchen, wurden an den Standorten Altdorf, Flossenbürg und Freising Langzeitsimulationen (70 Jahre) durchgeführt.

In den Abbildungen 49-51 sind der Nitrataustrags und die N-Spurenemissionen aufgetragen sowie die Veränderungen der Stickstoffpools in der Pflanze und im Boden. Da das Modell ca. 2-3 Jahre Simulationszeit als „Spin Up“¹⁴ benötigt, sind die ersten 5 Jahre, entgegen der Angaben unter 3.6.2 in den Grafiken nicht aufgeführt. Das heißt, die Simulation startet 2002, wird aber erst ab dem Jahr 2004 dargestellt. In der Abbildung 45 sind exemplarisch die Zeitpunkte (t0-t5) gekennzeichnet, auf die sich die Angaben in den Tabellen 13 - 15 beziehen.

Altdorf

Am Standort Altdorf (*Pinus sylvestris* auf Podsol) wird der Nitrataustrag wesentlich durch die N-Deposition gesteuert. Die simulierte N-Deposition liegt im Mittel bei $18.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und erreicht mit $27.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ein Maximum. In engen zeitlichen Zusammenhang mit den simulierten Änderungen der N-Deposition steigt der NO_3 -Austrag (Abb. 49) an und erreicht im Jahr 2030 bei einer N-Deposition von $27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ mit $5.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ seinen höchsten Wert. Bereits in den folgenden Jahren nimmt der Nitrataustrag bei gleicher Eintragungssituation wieder ab und folgt ab dem Jahr 2041 deutlich der simulierten zurückgehenden N-Deposition. Ab dem Jahr 2061 verweilt der NO_3 -Austrag für die verbleibenden Jahre mit $0.14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einem niedrigerem Niveau als zum Zeitpunkt t0 ($0.95 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$).

¹⁴ Die „Spin Up“ wird benötigt, damit die auf Basis von Standardeinstellungen initialisierten Speicher, wie z.B. die Boden-, Vegetations C/N-Pools sich den realen, durch die Inputdaten repräsentierten Umweltbedingungen annähern können.

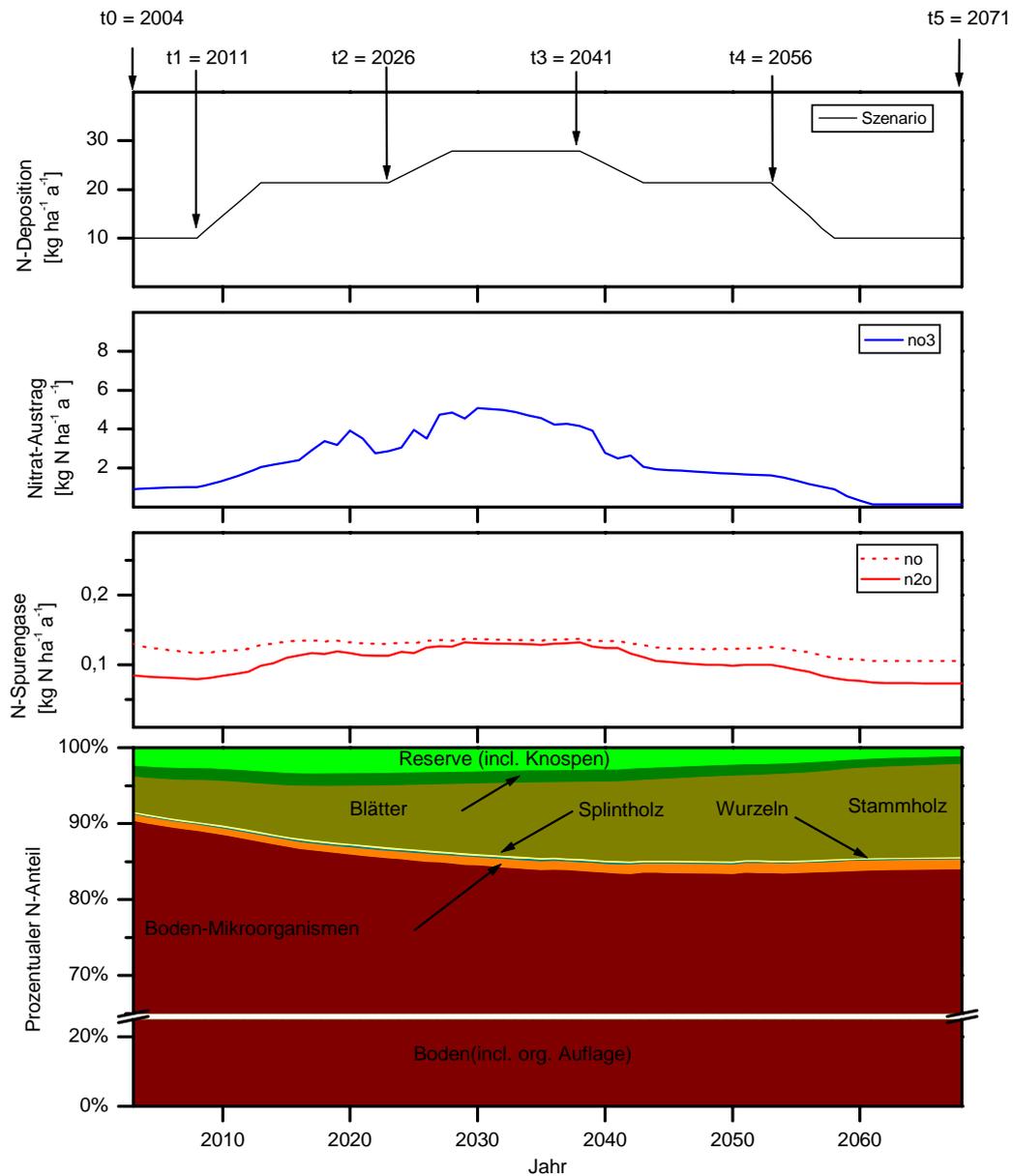


Abbildung 49: N-Depositionsszenario am Standort Altdorf 2002 – 2071.

Die N_2O -Emission folgt gedämpft dem Verlauf der N-Deposition und hat einen Mittelwert von $0.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Maximum: 0.13 und Minimum: $0.07 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Die relativ höchsten Emissionen werden in der Phase der höchsten N-Einträge erreicht. Zwischen 2041 und 2056 ist deutlich zu erkennen, dass die N_2O -Emissionen in Zeiträumen konstanten Eintrags stagnieren und in Zeiten des Rückgangs abnehmen. Gegen Ende des Simulationszeitraums verweilt die N_2O -Emission mit $0.07 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf einem ähnlich niedrigen Niveau wie zum Zeitpunkt t_0 . Die NO -Emissionen liegen während des gesamten Zeitraums über denen der N_2O -Emission. Sie folgen dabei, im Vergleich zum N_2O weniger deutlich der veränderten Eintragungssituation. Auf den steigenden N-Eintrag ab dem Jahr 2026 reagiert das NO nicht sichtbar. Erst bei Rückgang der N-Deposition im Jahr 2041 zeigt sich auch ein Rückgang der NO -Emissionen von 0.14 bis auf $0.11 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Jahr 2068.

Tabelle 13: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Altdorf.

Zeitpunkt	t0	t1	t2	t3	t4	t5
Jahr	2004	2011	2026	2041	2056	2071
Deposition [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	10	10	21	27	21	10
NO ₃ [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.82	1.03	2.88	4.17	1.63	0.14
N ₂ O [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.09	0.08	0.11	0.13	0.10	0.07
NO [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.14	0.12	0.13	0.14	0.13	0.11
Baumalter [a]	82	89	104	119	134	150
Knospen/Reserve [%]	2.2	2.9	3.5	3.1	2.3	1.3
Blätter [%]	1.3	1.5	1.6	1.6	1.4	1.0
Splintholz [%]	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Stammholz [%]	4.4	5.5	8.2	10.2	11.4	12.3
Wurzeln [%]	0.1	0.1	0.2	0.2	0.2	0.1
B-Mikroorganismen [%]	0.9	0.9	1.0	1.2	1.3	1.3
Boden [%]	90.9	88.9	85.3	83.6	83.3	83.8

t0 – t5: Zeitpunkte des Datenvergleichs

Die Veränderungen des prozentualen N-Anteils der Boden-Mikroorganismen, der Blätter und der Wurzeln am Standort Altdorf fallen über den Simulationszeitraum relativ gering aus (Tabelle 13). Der prozentuale Anteil der Reserve/Knospen (im Mittel 1.5 %) steigt mit der Zunahme der Deposition von 1.3% auf 3.6 % an und erreicht zum Ende des Simulationszeitraums mit 1.3 % wieder den Ausgangswert. Eine deutliche Veränderung zeigt sich beim Stammholz, dessen prozentualer N-Anteil über den gesamten Zeitraum kontinuierlich von 4.4 % auf 12.3% ansteigt. Im gleichen Maße zu diesem Anstieg, nimmt der N-Anteil im Boden von 90.9 % auf 83.8 % ab.

Flossenbürg

Am Standort Flossenbürg (*Picea abies* auf Braunerde-Podsol) zeigt sich für den Nitrataustrag und die N-Emissionen ein vom Standort Altdorf abweichendes Muster.

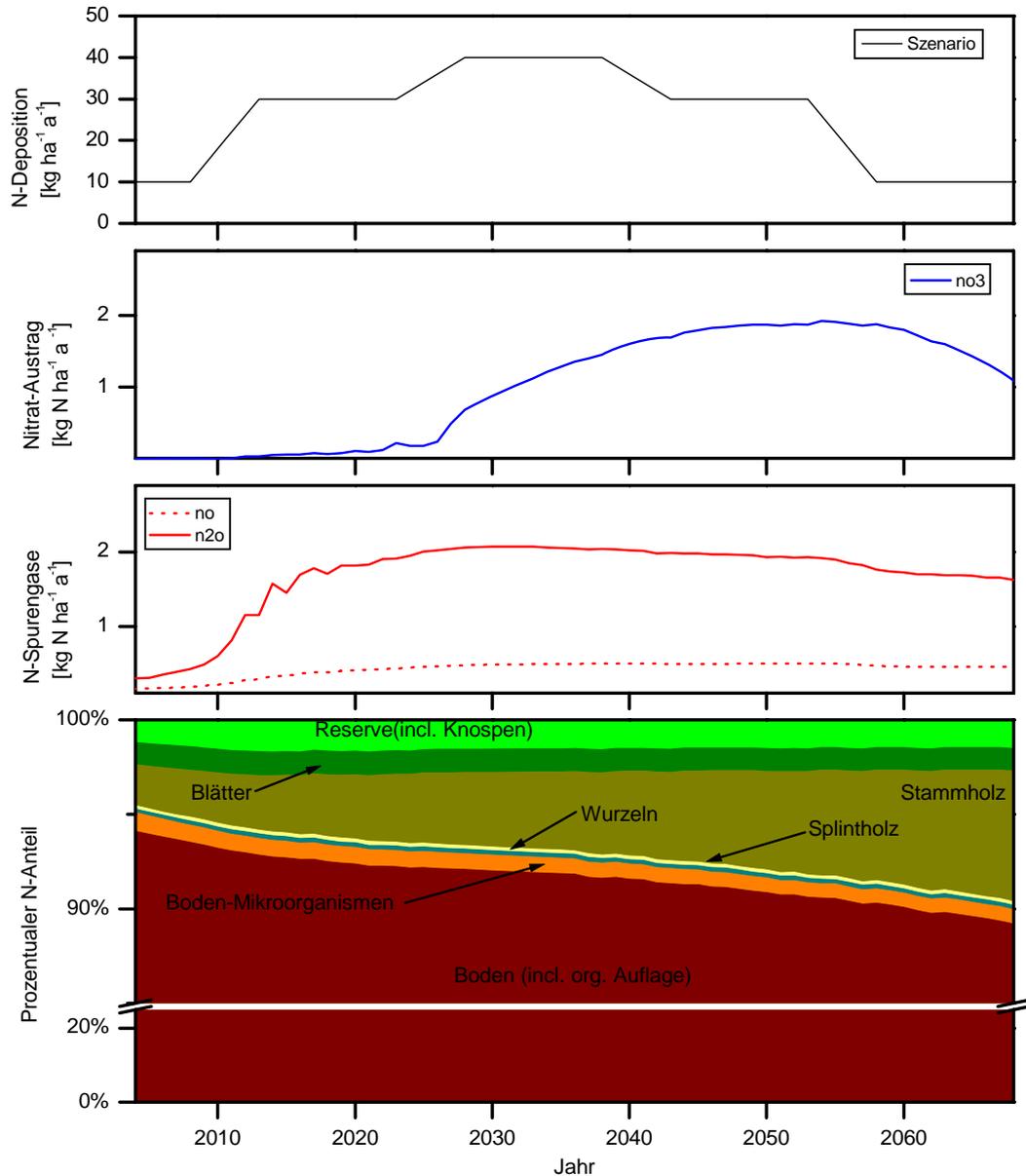


Abbildung 50: N-Depositionsszenario am Standort Flossenbürg 2002-2071.

Am Standort Flossenbürg führt die erste schrittweise Erhöhung der N-Deposition von $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zu Beginn des Szenarios auf $30 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nicht unmittelbar zu einem erhöhten Nitrataustrag (Abb. 50). Erst mit der weiteren Erhöhung des N-Eintrags ab dem Jahr 2025 steigt auch der Nitrataustrags von 0.01 auf ca. $2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ an. Auf die anschließende Reduzierung des N-Eintrags reagiert der Nitrataustrag nur verzögert. Am Ende des Simulationszeitraums liegt der Nitrat-Austrag mit einem Endwert von $1.33 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ deutlich über dem Startwert ($0.01 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Im Mittel liegt der Nitrataustrag bei $0.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Tabelle 14: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Flossenbürg.

	t0	t1	t2	t3	t4	t5
Jahr	2004	2011	2026	2041	2056	2071
Deposition [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	10	10	28	37	29	10
NO ₃ [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.01	0.01	0.22	1.45	1.87	1.09
N ₂ O [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.25	0.42	1.92	2.04	1.93	1.63
NO [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.15	0.18	0.43	0.50	0.50	0.45
Baumalter [a]	72	79	94	109	124	140
Knospen/Reserve [%]	0.9	1.5	1.7	1.6	1.6	1.5
Blätter [%]	1.1	1.2	1.2	1.2	1.2	1.2
Splintholz [%]	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Stammholz [%]	2.0	2.5	3.6	4.4	5.5	6.9
Wurzeln [%]	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
B-Mikroorganismen [%]	1.1	0.9	0.9	0.8	0.8	0.8
Boden [%]	94.6	93.5	92.2	91.6	90.6	89.2

t0 – t5: Zeitpunkte des Datenvergleichs

Die NO-Emission reagiert bereits nach ein bis zwei Jahren auf den simulierten gestiegenen N-Eintrag, verweilt aber anschließend für den verbleibenden Zeitraum – auch bei weiteren Änderungen der N-Deposition - auf einem relativ konstanten Niveau von 0.43 - 0.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die NO Emission am Standort Flossenbürg liegt im Mittel über den gesamten Simulationszeitraum bei 0.4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und während des gesamten Zeitraums deutlich unter den N₂O-Emissionen. Im Gegensatz zum NO, reagiert das N₂O deutlich auf die erste simulierte veränderte Eintragsituation. Mit Erreichen des maximalen Stickstoffeintrags im Jahr 2041 erreicht auch die N₂O-Emission mit 2.04 kg N ha⁻¹ a⁻¹ einen maximalen Wert. Der Rückgang der N₂O Emissionen in Folge reduzierter N-Deposition fällt deutlich schwächer aus. Mit 1.63 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegt die N₂O-Emission deutlich über dem Anfangswert von 0.25 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Der prozentuale N-Anteil der Knospen/Reserve, der Blätter, des Splintholzes, der Wurzeln sowie der Boden-Mikroorganismen bleibt über den gesamten Simulationszeitraum nahezu konstant, mit Ausnahme der Knospen/Reserve, deren Anteil sich 0.5 % auf 1.5 % verdreifacht. Wie am Standort Altdorf verändert sich nur der relative N-Anteil des Stammholzes zugunsten des N-Anteils im Boden. Der relative N-Anteil des Stammholzes steigt im Laufe des Simulationszeitraums von 70 Jahren von 1.8 auf 6.9 %, der des Bodens sinkt von 0.95 % auf 0.89 %.

Freising

Am Standort Freising (*Fagus sylvatica* auf Parabraunerde/Braunerde) wird für die ersten 40 Jahre (dies beinhaltet die 1 und 2 Phase der Zunahme der N-Deposition, s. Abb. 49-51) kein NO₃-Austrag berechnet (Abb. 51). Erst nach dem Jahr 2041 ist ein Nitrataustrag, wenn auch auf sehr niedrigem Niveau (<0.16 kg N ha⁻¹ a⁻¹), zu verzeichnen. Der Austrag steigt relativ betrachtet rasch an (Abb. 49), fällt aber absolut betrachtet mit maximal 0.15 kg N ha⁻¹ a⁻¹ sehr niedrig aus. Der Anstieg erfolgt trotz abnehmender N-Deposition. Dies ist auf die simulierte verzögerte Verlagerung von N in tiefere Bodenschichten in Folge des weniger durchlässigen Bodens (Tongehalt im Mittel bei 22%) zurückzuführen. Möglicherweise ist aber auch eine Grenze bei der pflanzlichen und mikrobiellen Immobilisierung erreicht. Mit Rückgang des Stickstoffeintrags auf das Ausgangsniveau von 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹, geht auch der Nitrataustrag wieder auf 0 zurück (Jahr 2062).

Die N₂O-Emission folgt zeitverzögert dem Muster des Eintrags. Im Mittel liegt sie bei 0.21 und erreicht einen maximalen Wert von 0.34 kg N ha⁻¹ a⁻¹ gegen Ende des Zeitraumes mit dem höchsten simulierten Stickstoffeintrag (Jahr 2041). Das NO verweilt für den gesamten Simulationszeitraum auf einem niedrigen Niveau von im Mittel 0.05 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

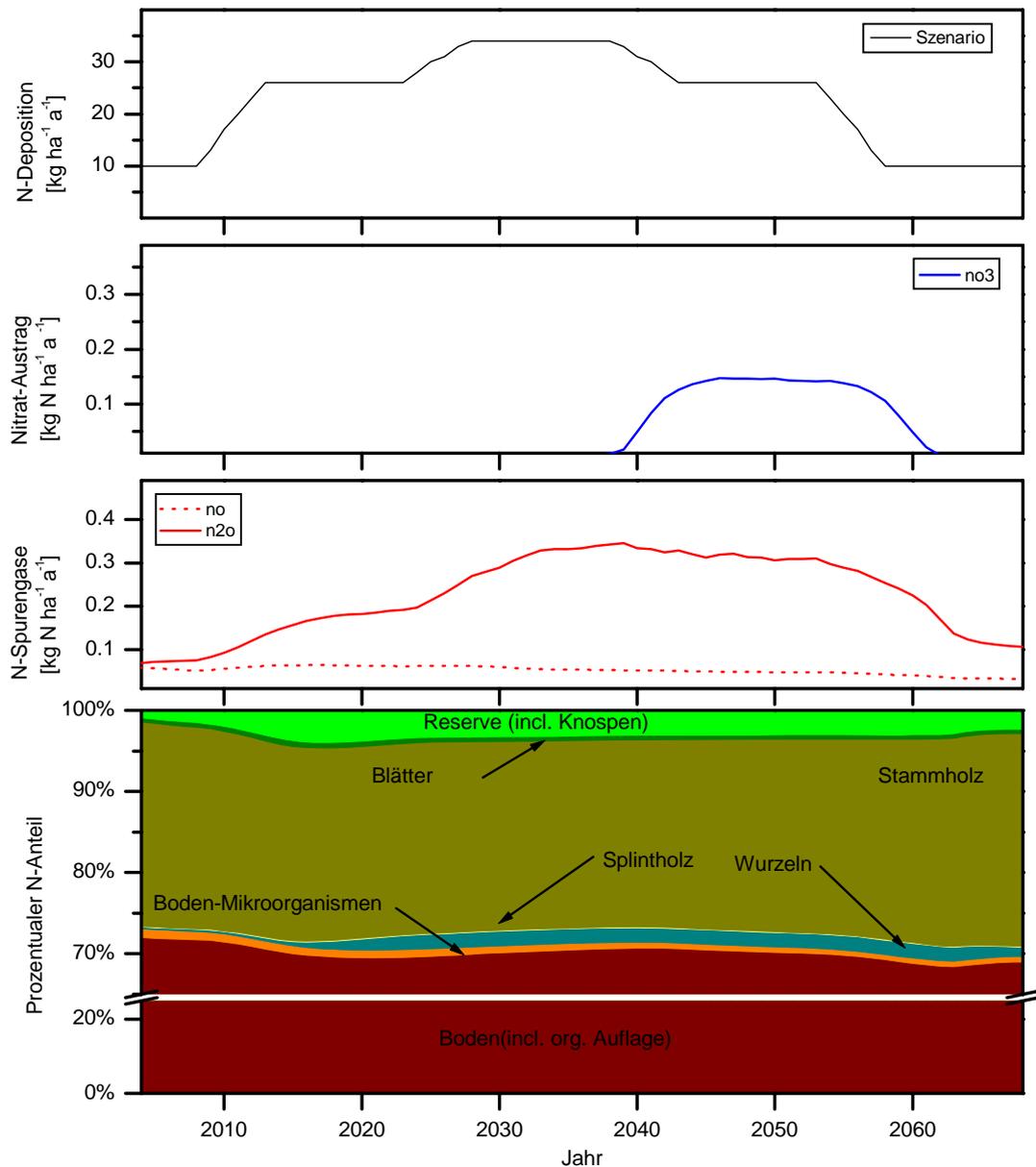


Abbildung 51: N-Depositionsszenario am Standort Freising 2002 – 2071.

Mit Erreichen des N-Eintragsniveaus von ca. $26 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ab dem Jahr 2016, zeigt sich eine deutliche Reaktion der Vegetation auf den gestiegenen N-Eintrag in Form einer relativen Zunahme des prozentualen N-Anteils der Wurzelbiomasse von 0,3% auf 1,8% und des Knospen/Reserve-Pools von 1,6% auf 4%. Der Anteil des Stickstoffs im Knospen/ Reserve-Pool verbucht bereits nach kurzer Zeit (2005) einen Anstieg von 0,5 auf 3,7 % Im Jahr 2026. Im Anschluss daran geht der Anteil wieder auf 2,5 % im Jahr 2068 zurück.

Tabelle 15: Auswirkungen der veränderten Stickstoffdeposition auf den N-Austrag und die Stickstoffpools am Standort Freising.

	t0	t1	t2	t3	t4	t5
	2004	2011	2026	2041	2056	2071
Deposition [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	10	10	26	34	26	10
NO ₃ [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.00	0.00	0.00	0.01	0.14	0.00
N ₂ O [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.06	0.07	0.19	0.34	0.31	0.11
NO [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	0.06	0.05	0.06	0.05	0.05	0.03
Baumalter [a]	122	129	144	156	174	190
Knospen/Reserve [%]	0.5	1.7	3.7	3.3	3.2	2.5
Blätter [%]	0.6	0.5	0.6	0.6	0.5	0.5
Splintholz [%]	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Stammholz [%]	25.5	24.8	23.6	23.0	23.9	26.2
Wurzeln [%]	0.7	0.3	1.7	1.8	1.8	1.1
B-Mikroorganismen [%]	1.1	1.0	1.0	0.7	0.7	0.7
Boden [%]	71.5	71.5	69.4	70.4	69.8	68.8

t0 – t5: Zeitpunkte des Datenvergleichs

Im Gegensatz zum Standort Altdorf und Flossenbürg ist am Standort Freising keine so deutliche Zunahme des Anteils des Stammholz-Stickstoff-Pools auf Kosten des Boden-Stickstoff-Pools zu beobachten. Der Boden-Pool erreicht im Jahr 2068 mit einem Anteil von 68.8 % einen um 2.7 % niedrigeren Wert als zu Beginn (71.5%) des Szenarios. Der Anteil des Stickstoffs im Stammholz nimmt von 2004 bis 2068 um lediglich 0.7% zu, steigt aber im letzten Zeitintervall von 23.9% auf 26.2%. Der deutliche Anstieg des Stammholz-Pools im letzten Zeitschritt hängt mit folgenden Faktoren zusammen. Auf der einen Seite reagieren die sensitiveren Pools, wie der des Knospen/Reserve- und der des Wurzel-Pools mit abnehmender N-Deposition schneller. Gleichzeitig verweilen die Anteile der Blatt-, Splintholz-, und Boden-Mikroorganismen-Pools auf einem relativ konstanten Niveau. Damit fällt der Anstieg des relativen Anteils des Stammholz-Pools vergleichsweise hoch aus.

Wie man an der ausführlichen Beschreibung der Szenarien erkennen konnte, lassen sich mit dem Forest-DNDC Langzeitsimulationen an Standorten mit klimatischen, pedologischen und bestandesspezifischen Unterschieden simulieren. Auch wurde gezeigt, dass das Modell die für Langzeitsimulationen notwendige Stabilität aufweist. Die verschiedenen Ergebnisse resultieren vor allem aus den sich deutlich unterscheidenden Standorteigenschaften (Tabelle 5 in Kapitel 3.6.2). Im Diskussionsteil wird auf diese Zusammenhänge noch näher eingegangen.

4.3 Regionale Modellanwendungen zur Abschätzung von N-Austrägen

Zur Regionalisierung der N-austräge und Stickstoffemissionen unter Wald wurde für die gesamte Fläche Deutschlands das Jahr 1997 bis 2000 mit dem Forest-DNDC gerechnet. Für jedes Jahr wurden 53066 Berechnungen durchgeführt. Diese berücksichtigen alle Baumarten sowie klimatische und pedologische Unterschiede am Standort. Der in der Karte dargestellte N-Austrag errechnet sich aus dem flächengewichteten Mittelwert aller in einer Simulationseinheit unter gleichem Klima und Bodeneigenschaften vorkommenden Baumarten.

4.3.1 Regionalisierung des Nitrataustrags

Der für die Bundesrepublik Deutschland berechnete Nitrataustrag aller Waldflächen variiert zwischen 0 und 85 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Das flächengewichtete Mittel für den Nitrataustrag unter Wäldern Deutschlands ergab einen Wert von 4.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Hohe NO₃-Austräge wurden vor allem für den Nordwesten und Norden der Bundesrepublik Deutschland, für die gesamten Mittelgebirgsregionen sowie für das Alpenvorland und den deutschen Alpenraum simuliert (Abb. 52).

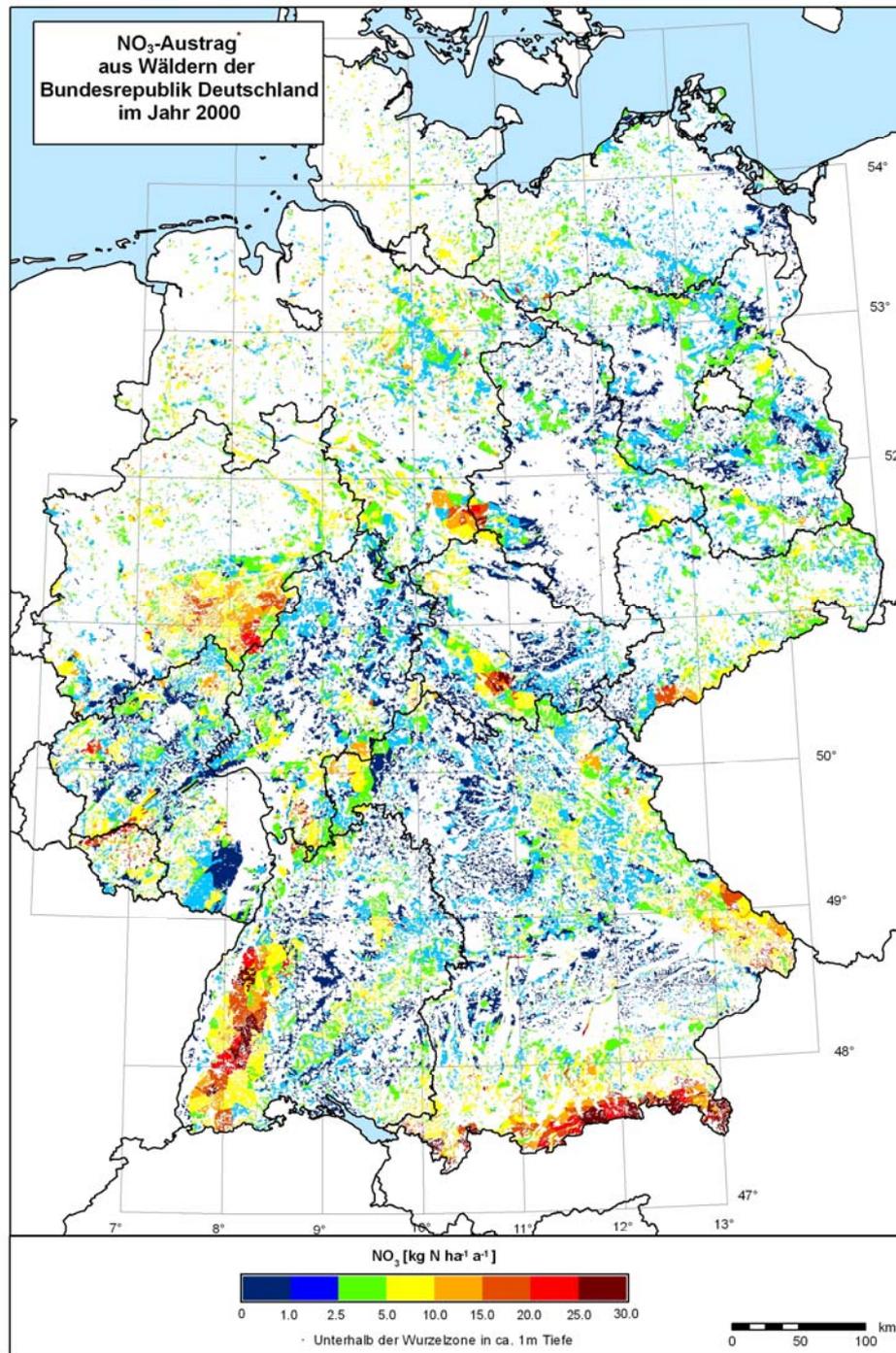


Abbildung 52: Regionale Verteilung des Nitrataustrags für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.

Das räumliche Verteilungsmuster des Nitrataustrags folgt an vielen Stellen dem der Deposition in Abbildung 54. Für das Jahr 2000 erklärt die Deposition auf einem Signifikanzniveau von 0.01 zu 49% den Nitrataustrag. Weitere Zusammenhänge zwischen dem Nitrataustrag und den potentiellen Einflussfaktoren und Parametern wurde in einer multiplen linearen Regression untersucht. Hierzu wurde unter Berücksichtigung der Einflussvariablen Deposition, Niederschlag, Corg-Gehalt, Tongehalt, Temperatur, pH-Wert und Lagerungsdichte ein statistisches Modell für den Nitrataustrag auf Basis von 19500 Einzelsimulationen¹⁵ errechnet. Bei Aufnahme von Deposition, Niederschlag, Corg-Gehalt und Tongehalt als Variablen wurde ein Regressionsmodell mit einem R² von 0.63 errechnet. Die verbleibenden Variablen Temperatur, pH und Lagerungsdichte haben für das Modell keine wesentliche Verbesserung erbracht (R²-Änderung bei Hinzunahme der:

Temperatur	=	0.02
Temperatur + pH	=	0.001
Temperatur + pH + Lagerungsdichte	=	0.000).

Regional betrachtet zeigt sich für den Nitrataustrag folgendes Verteilungsmuster (Tabelle 16). Überdurchschnittlich (bezogen auf den Gesamtaustrag und die Gesamtfläche) hohe Austräge (NO₃ > 1.0) wurden für die Bundesländer Schleswig-Holstein, Hamburg, Niedersachsen, Bremen, Nordrhein-Westfalen, Baden-Württemberg, Bayern und das Saarland berechnet.

Tabelle 16: Vergleich der regionalen N-Austräge für das Simulationsjahr 2000

LAND	N ₂ [t a ⁻¹]	N ₂ O	NO	NO ₃	Fläche [1000ha]	*N ₂	*N ₂ O	*NO	*NO ₃
Schleswig-Holstein	21.52	55.86	55.45	553.84	296	0.19	0.48	0.53	1.06
Hamburg	2.00	1.40	2.61	12.52	15	0.79	0.54	1.10	1.06
Niedersachsen	637.38	774.44	833.42	4236.27	1185	0.75	0.88	1.05	1.07
Bremen	0.01	0.09	0.12	1.31	1	0.05	0.34	0.48	1.06
Nordrhein-Westfalen	694.11	743.47	564.88	4928.49	903	0.97	1.00	0.84	1.47
Hessen	352.42	703.90	1215.52	2245.90	914	0.44	0.85	1.62	0.60
Rheinland-Pfalz	313.07	711.22	779.43	2452.59	613	0.42	0.92	1.11	0.70
Baden-Württemberg	2515.33	1983.37	1510.58	7913.58	1620	2.01	1.53	1.29	1.35
Bayern	3935.97	2853.46	2189.41	13255.70	2523	1.76	1.24	1.05	1.27
Saarland	92.58	117.01	111.47	779.29	95	1.12	1.36	1.43	2.01
Berlin	0.96	6.92	0.82	51.71	10	0.09	0.59	0.08	0.98
Brandenburg	84.07	380.23	188.28	2084.64	578	0.09	0.40	0.22	0.48
Mecklenburg-Vorp.	55.03	204.87	184.90	1031.80	266	0.14	0.50	0.50	0.56
Sachsen	124.28	299.30	368.76	1743.16	344	0.31	0.71	0.97	0.92
Sachsen-Anhalt	125.48	242.11	185.40	1055.11	228	0.32	0.60	0.51	0.58
Thüringen	470.90	673.81	649.70	1812.79	331	0.93	1.29	1.37	0.77
Gesamt	9425.13	9751.47	8840.75	44158.69	9921				

* Flächengewichtetes Verhältnis der Lokalen Emission an der Gesamt-Emission berechnet nach Gleichung 51:

$$\frac{NO_3_Land / NO_3_Gesamt}{Fläche_Land / Fläche_Gesamt} \quad (Gl. 51)$$

¹⁵ Die 53066 Gesamtflächen (Polygone) reduzieren sich nach Aggregierung der verschiedenen Teilflächen mit den unterschiedlichen Baumarten und Altersklassen zu 19500 Polygonen. Diese Anzahl entspricht auch der in den regionalen Karten dargestellten Flächen.

In Abbildung 53 ist der Jahresniederschlag und in Abbildung 54 die für die multiple lineare Regression und für die Simulation zugrunde liegende N-Gesamtdeposition (Abb. 54) für das Simulationsjahr 2000 dargestellt.

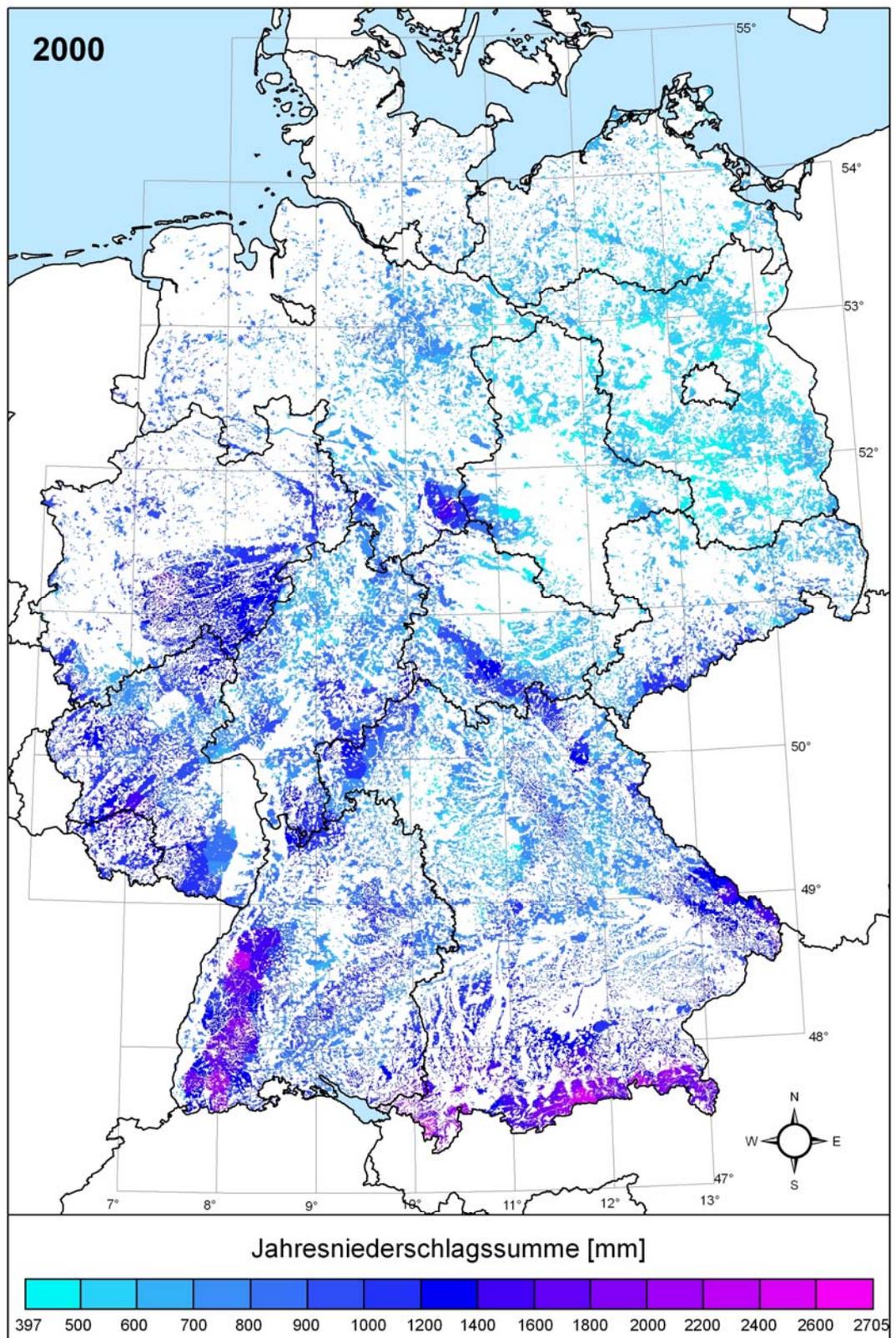


Abbildung 53: Regionale Verteilung des Jahresniederschlags für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.

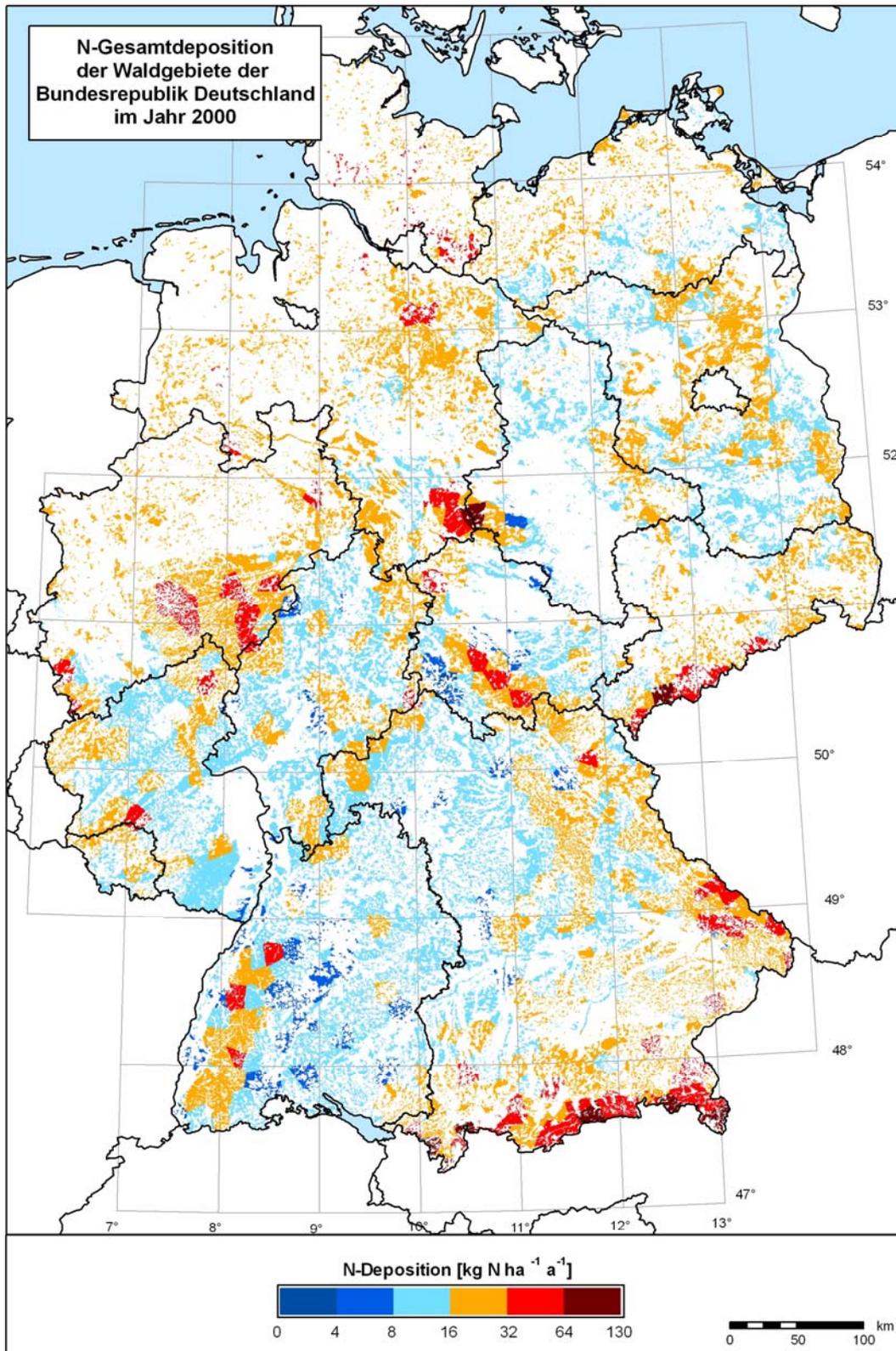


Abbildung 54: Regionale Verteilung der Gesamtdeposition für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.

Bei der regionalen Verteilung der Gesamt N-Deposition für das Jahr 2000 (Abb. 54) zeigt sich, dass die höchsten Einträgen in den niederschlagsreichen Regionen und Kammlagen der Mittelgebirge sowie im Stauraum der Alpen zu verzeichnen sind. Des Weiteren ist der landwirtschaftlich intensiv genutzte Norden (Niedersachsen, Schleswig-Holstein), der Nordwesten (Nordrhein-Westfalen) und Nordosten (Mecklenburg Vorpommern) sowie der Südwesten von Bayern durch höhere N-Einträge gekennzeichnet. Bei einem direkten Vergleich der N-Depositionskarte 2000 (Abb. 54) mit der Verteilungskarte des mittleren Jahresniederschlags 2000 (Abb. 53) zeigt sich deutlich die niederschlagsbedingte Abhängigkeit der Deposition.

4.3.2 Regionalisierung des Sickerwassers und der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Im Rahmen der Simulationen wurde auch die Sickerwasserspende für die Waldgebiete berechnet und deren regionales Verteilungsmuster dargestellt (Abb. 55).

Die Sickerwasserspende unter Wäldern in Deutschland liegt für das Jahr 2000 im Mittel bei 280 mm a⁻¹ (Median: 220 mm a⁻¹). Das Minimum beträgt 0 mm a⁻¹ und das Maximum 2100 mm a⁻¹. Bei der regionalen Verteilung der Sickerwasserspende zeigt sich ein deutlicher Zusammenhang zum räumlichen Verteilungsmuster des Niederschlags (Abb. 53). Dabei finden sich die höchsten Sickerwasserraten in den zentralen Bereichen der Mittelgebirge sowie am Alpenrand. Hier bewegt sich die jährliche Sickerwasserspende im Bereich von 600-1600 mm a⁻¹. Die Regionen mit den geringsten Sickerwasserraten befinden sich im Osten Deutschlands, dem mittleren Rheingraben, Teilen Mainfrankens sowie den Regionen der schwäbischen und fränkischen Alb. Hier werden Sickerwasserraten zwischen 0-160 mm a⁻¹ simuliert.

Aus dem simulierten Nitratustrag (kg N ha⁻¹ a⁻¹) und der Sickerwassermenge (mm a⁻¹) wurde die mittlere Nitratkonzentration (mg l⁻¹) im Sickerwasser berechnet (Abb. 56). Die mittlere Nitratkonzentration beläuft sich im Jahr 2000 auf 1.3 mg l⁻¹. Das Maximum der simulierten Nitratkonzentration liegt bei 22.9 mg l⁻¹, das Minimum bei 0.0 mg l⁻¹. Regional betrachtet zeigt sich, dass Konzentrationen >0.4 mg l⁻¹ dominieren und dass nur für relativ wenige Gebiete Konzentrationen < 0.4 mg l⁻¹ berechnet wurden. Die Berechnung der Konzentration aus dem simulierten Nitratustrag und der Sickerwasserrate zeigt, dass Bereiche hoher NO₃-Konzentrationen zum einen dort zu finden sind, wo niedrige Sickerwasserraten simuliert werden (Ostdeutschland), zum anderen aber auch dort, wo höhere Sickerwasserraten auf hohe N-Depositionswerte (Mittelgebirge, Alpenraum) treffen.

Im Diskussionsteil wird über die Vergleichbarkeit der Sickerwasserraten und die Bedeutung der Nitratkonzentration als wichtige Messgröße bei der Bewertung der N-Belastung von Waldökosystemen näher eingegangen.

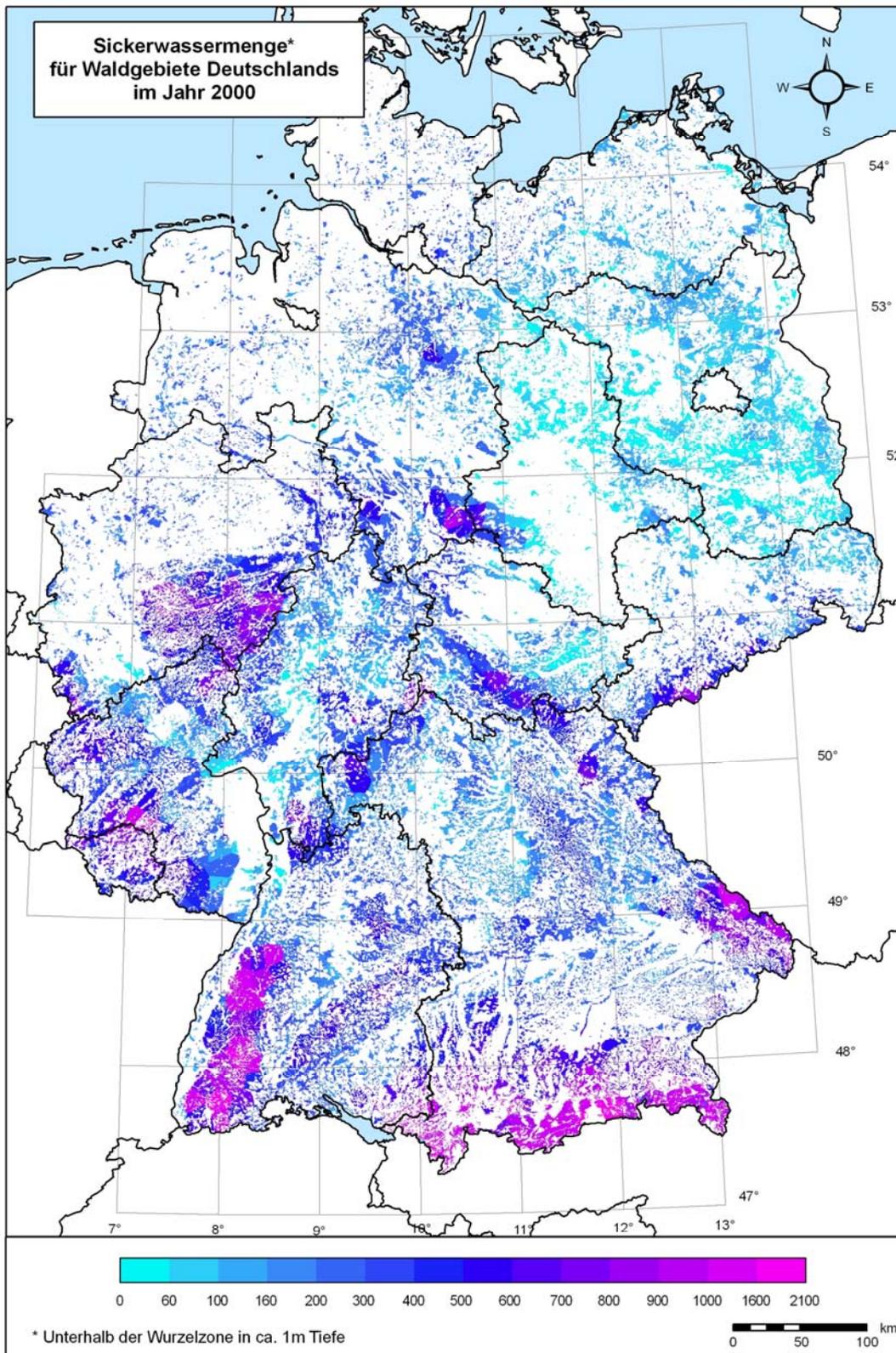


Abbildung 55: Regionale Verteilung der jährlichen Sickerwassermenge aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland unterhalb der Wurzelzone im Jahr 2000.

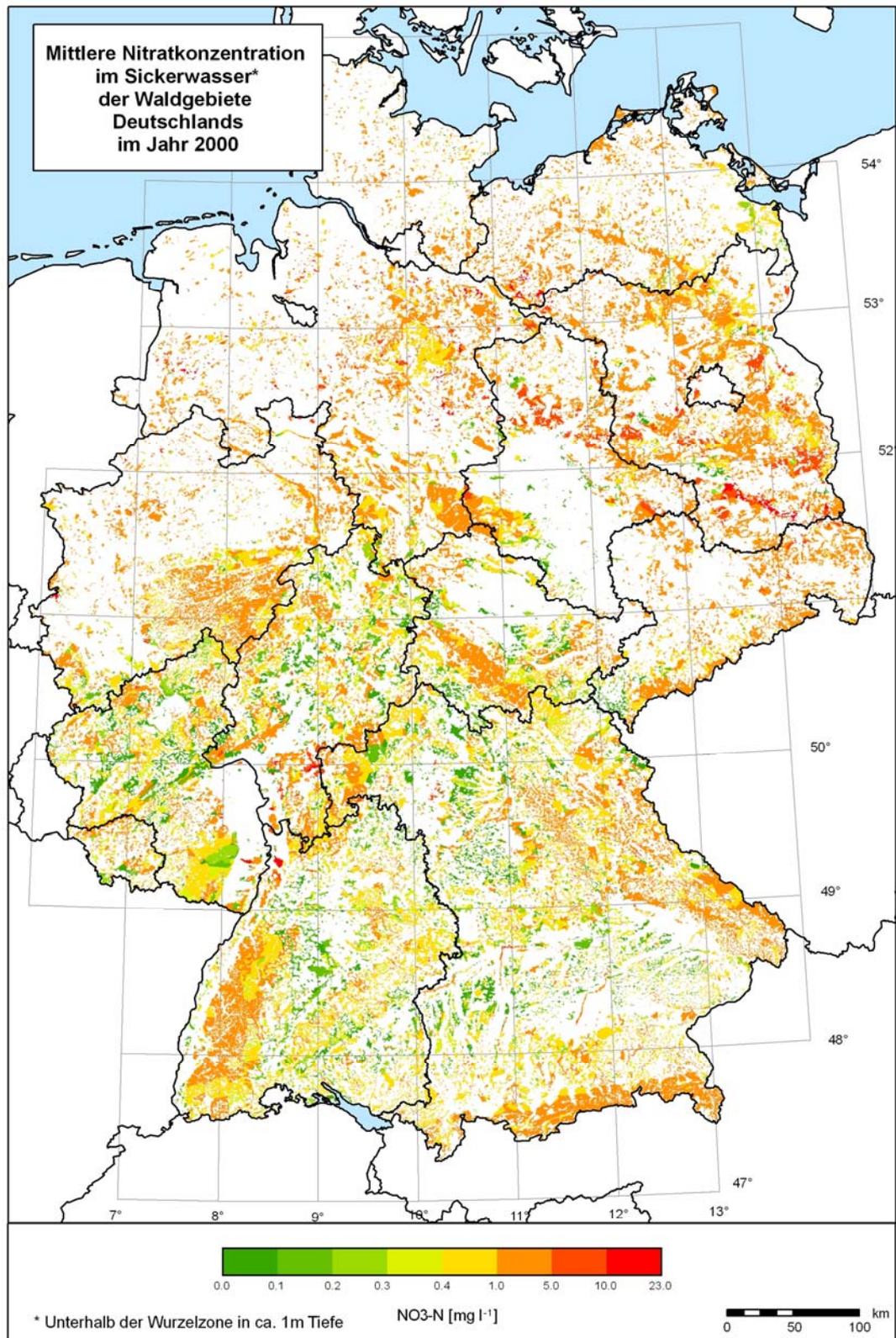


Abbildung 56: Regionale Verteilung der Nitratkonzentration im Sickerwasser aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.

4.3.3 Regionalisierung der N-Spurengasemissionen

Die NO-Emissionen belaufen sich für die Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000 im Mittel auf $0.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und die N_2O -Emissionen auf $1.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das N_2 liegt im Mittel bei $1.1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Die Gesamtmenge der simulierten N-Spurengase für die Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000 liegen bei $8.8 \text{ kt NO-N a}^{-1}$ sowie $9.8 \text{ kt N}_2\text{O-N a}^{-1}$. Damit ergibt sich eine durchschnittliche NO-Emission von $0.89 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ sowie eine N_2O -Emission von $0.98 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die höchsten NO-Emissionen (Abb. 57) wurden in den Bereichen der Mittelgebirge wie Schwarzwald, Pfälzerwald, Odenwald, Spessart, Rhön, Bayerischer Wald Thüringer Wald simuliert. Aber auch in der Region Mittelfranken sowie in Niedersachsen (südlich von Hamburg) zeigen sich erhöhte NO-Emissionen mit Werten bis zu $5.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$.

Regional betrachtet (Tabelle 16) tragen die Bundesländer Hessen, Bayern, Saarland und Thüringen überdurchschnittlich zur NO-Gesamtbilanz bei.

Bei den N_2O -Emissionen zeigt sich ein anderes räumliches Muster. Für folgende Regionen wurden hohe N_2O -Emissionen (Abb. 58) berechnet: die Schwäbische- und Fränkische-Alb, der östliche Teil Unterfrankens, der Alpenrand sowie weite Teile Baden-Württembergs und des Schwarzwaldes. Auch im Süden Niedersachsen, im östlichen Thüringen sowie im Saarland wurden erhöhte N_2O -Emissionen simuliert.

Mit überdurchschnittlich hohen Emissionen tragen das Saarland, Thüringen, Hessen und Bayern zur gesamten N_2O -Emission der Bundesrepublik Deutschland bei (Tabelle 16).

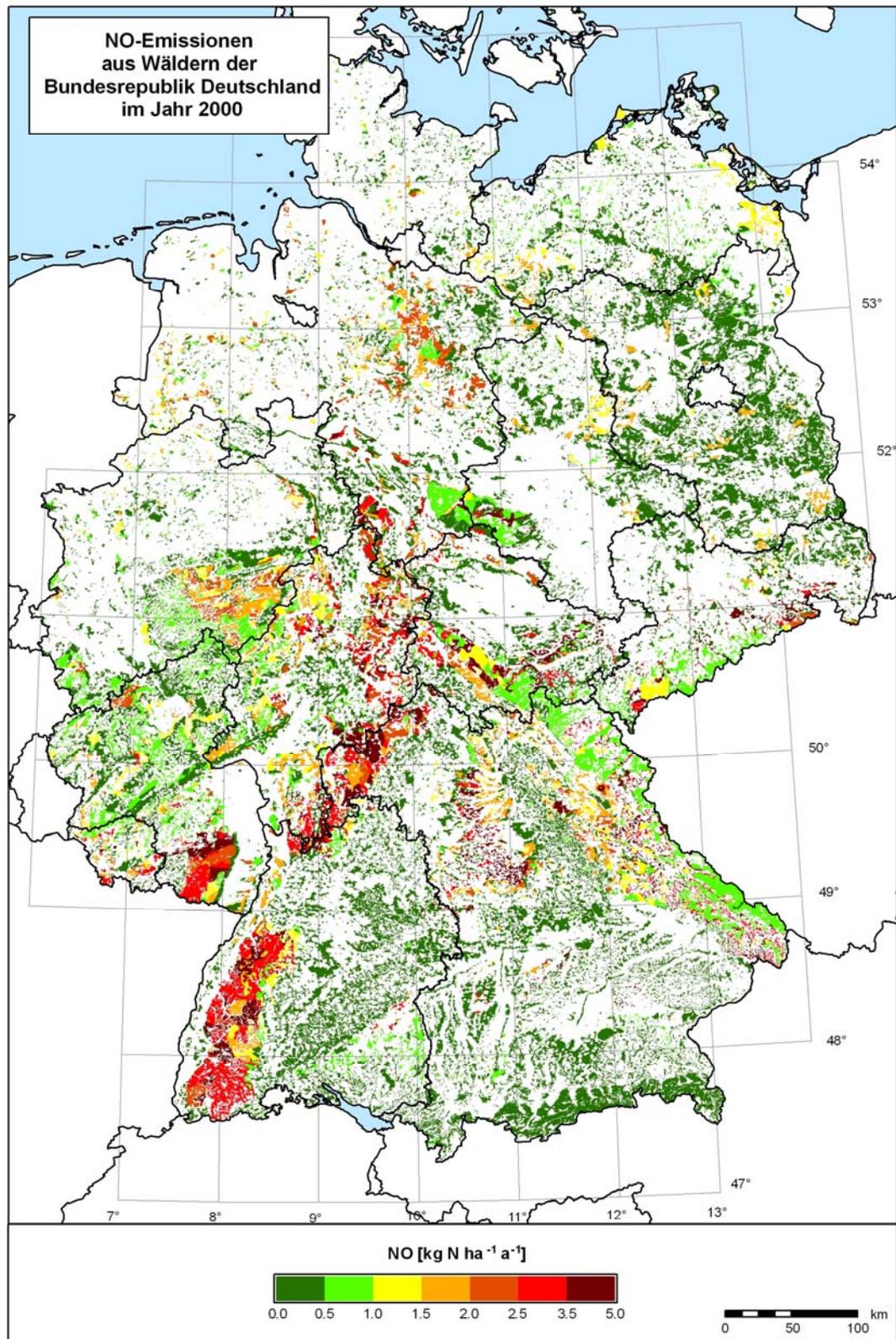


Abbildung 57: NO-Emissionen aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.

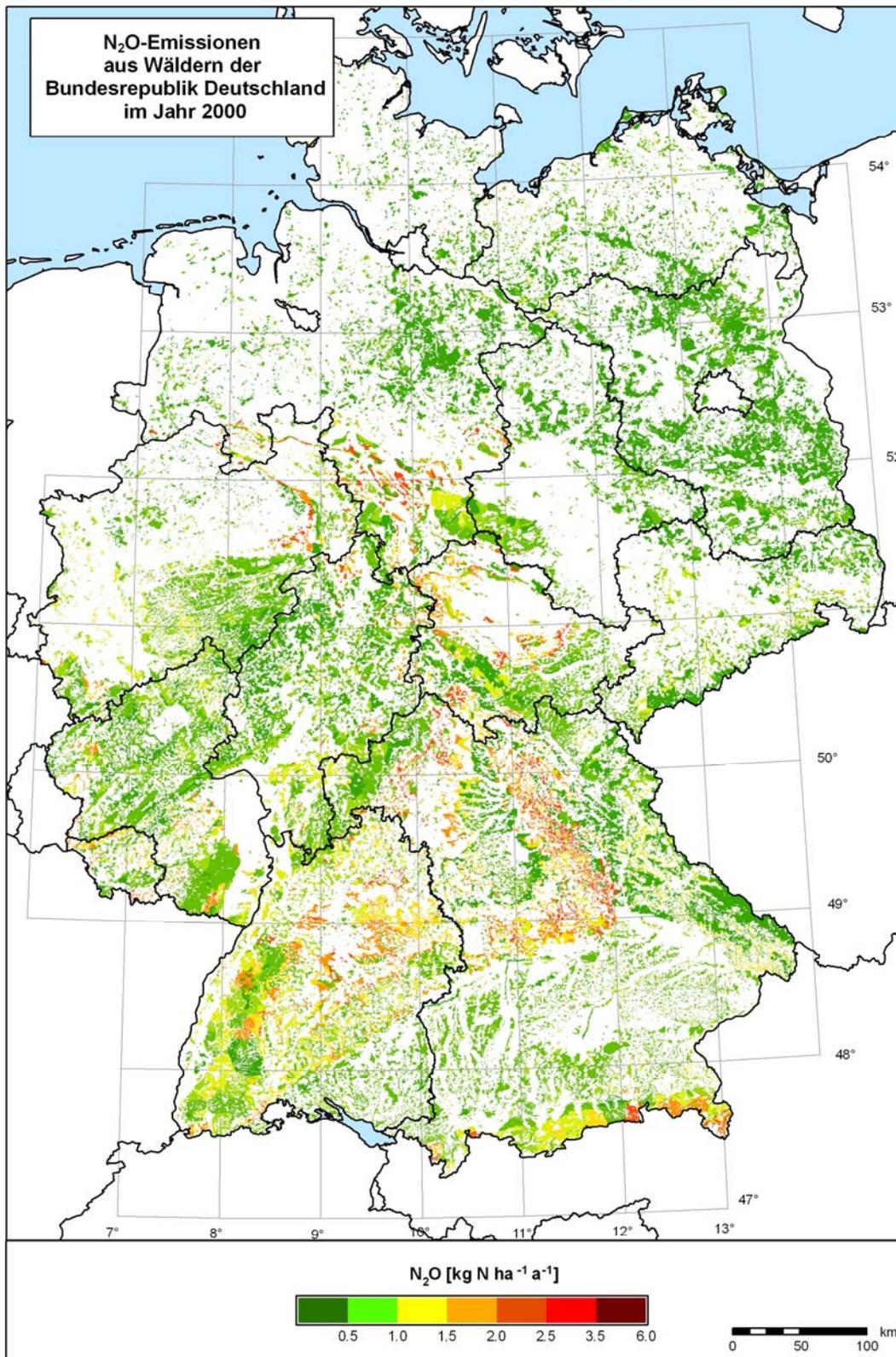


Abbildung 58: N₂O-Emissionen aus Wäldern der Bundesrepublik Deutschland für das Jahr 2000.

4.3.4 N-Retention

Um eine Vorstellung von der Gesamtstickstoffbilanz der Ökosysteme zu bekommen und um deren Pufferkapazität zu untersuchen, wurde auf Basis der N-Austräge (NO_3 , NO , N_2O und N_2) sowie des N-Eintrags die N-Retention nach folgender Gleichung für jedes einzelne Polygon berechnet.

$$N_{ret} = N_{in} - (\text{NO}_3\text{out} + \text{N}_2\text{Oout} + \text{NOout} + \text{N}_2\text{out}) \quad (\text{Gl. 52})$$

mit

N_{ret}	N-Retention	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
N_{in}	Stickstoff-Gesamtdeposition	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
NO_3out	Nitrataustrag	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
NOout	NO-Emission	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
N_2Oout	N_2O -Emission	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$
N_2out	N_2 -Emission	$[\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}]$

Die für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland berechneten N-Retentionen schwanken zwischen $-50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Bei genauer Betrachtung der N-Retentions-Klassen zeigt sich aber, dass 80% aller N-Retentionswerte im Bereich zwischen 20.6 und $+2.7 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ liegen (Abb. 59). Im Mittel liegt die N-Retention für die simulierten Waldgebiete im Jahr 2000 bei $+11.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

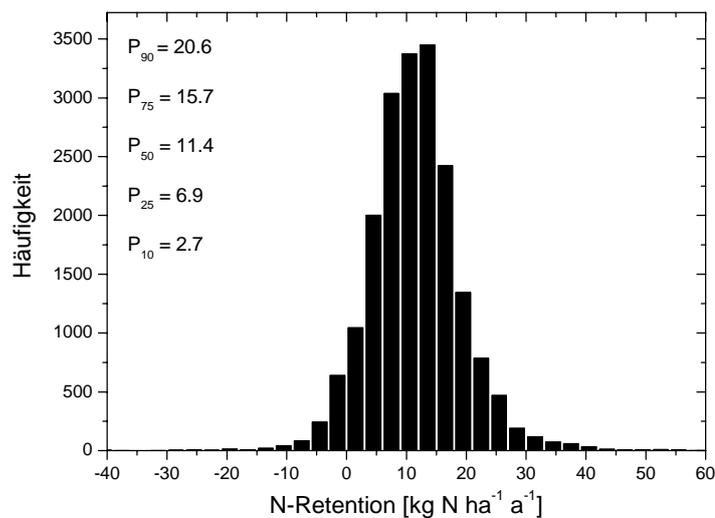


Abbildung 59: Histogramm der N-Retention ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) für das Jahr 2000

Wenn man die regionale Verteilung der N-Retention für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland betrachtet (Abb. 60), zeigt sich ein Anstieg von Nord nach Süd. Besonders in Baden-Württemberg, dem nördlichen Bayern, dem Saarland sowie südlichen Teilen Hessens und Thüringens sind Gebiete mit negativen N-Retentionswerten zu beobachten, d.h. dass in diesen Gebieten die Ökosysteme für das Simulationsjahr 2000 Stickstoff (netto) verloren. Für den größten Anteil der Waldflächen (18486 von 19500 Polygonen) liegen die N-Retentionen allerdings im positiven Bereich. Das bedeutet, dass auf Basis der Simulationen 99% der Waldflächen Deutschlands eine positive Stickstoffbilanz aufweisen, d.h. Stickstoff akkumulieren.

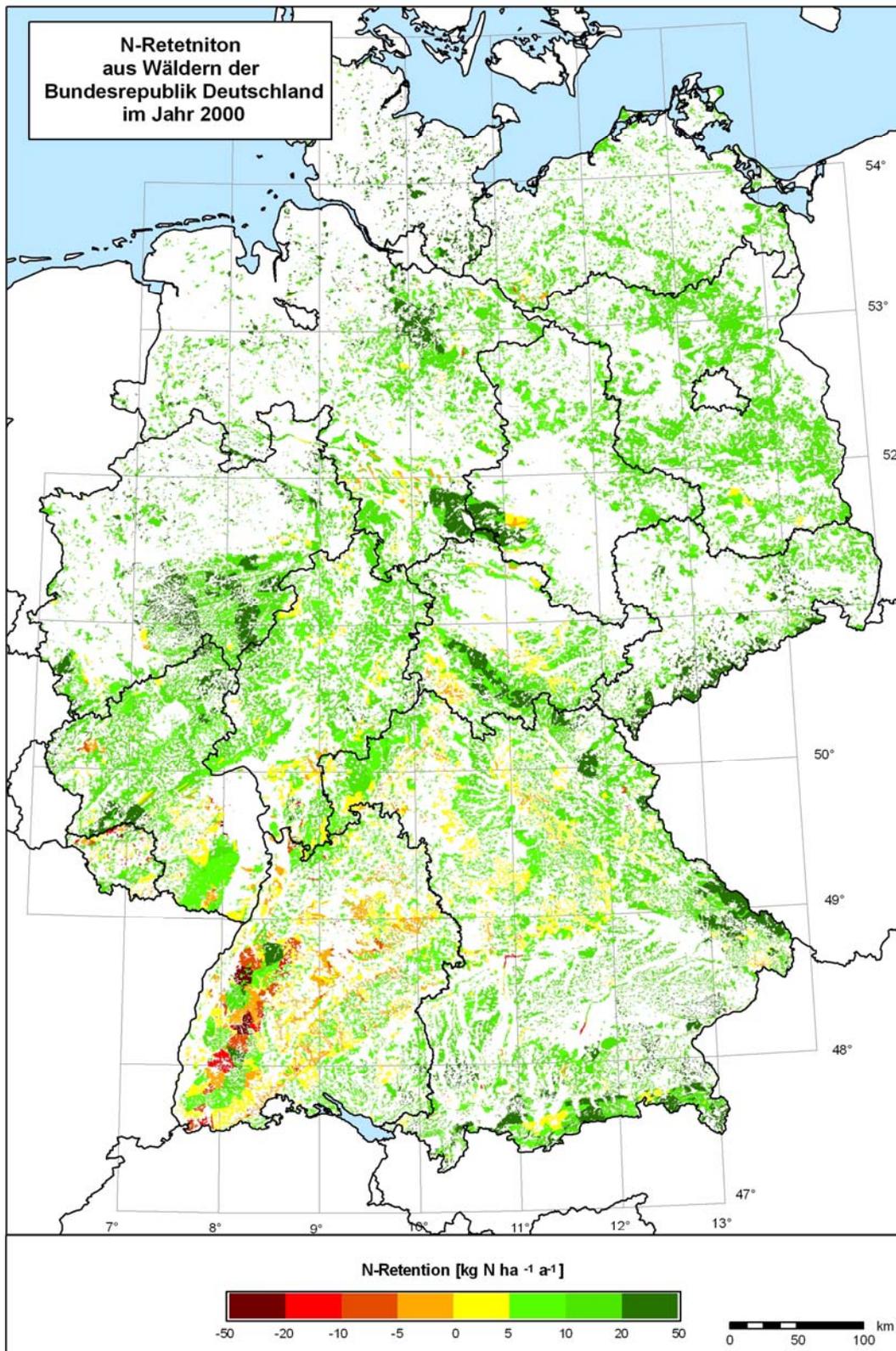


Abbildung 60: N-Retention der Waldgebiete Deutschlands im Jahr 2000.

4.4 Sensitivitätstest auf regionaler Ebene

Zur Abschätzung der Modellsensitivität, wurde auf regionaler Ebene an 1000 zufällig ausgewählten Standorten des regionalen Deutschland-Katasters das Jahr 2000 mit den unter 3.8.2 beschriebenen Parameterkombinationen berechnet. Dies beinhaltete eine Veränderung der Parameter Deposition, Niederschlag, SOC, Tongehalt um jeweils +30% und -30%. Außerdem wurden Szenarien für pH-Wertveränderungen von +1 und -1 und für Temperaturveränderungen von + 3°C und -3°C für jeden der 1000 Standorte gerechnet.

In der folgenden Tabelle sind die Mittelwerte, Maxima und Minima der ursprünglichen (unveränderten) Parameter dargestellt.

Tabelle 17 Schwankungsbereich der ursprünglichen Parameter aller 1000 zufällig ausgewählten Standorte

n = 1000	Deposition [kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Niederschlag [mm]	SOC [%] (0-10cm)	Tongehalt [%] (0-10cm)	pH (0-10cm)	Temp. (0-10cm)
Mittelwert	18,6	841	0.016	24.0	5.8	10.0
Maximum	63.7	2012	0.058	55.0	8.3	12.5
Minimum	3.0	385	0.0	2.5	3.6	1.7

Bei den Ergebnissen der Sensitivitätsanalyse zeigen sich folgende Zusammenhänge. Der Niederschlag erweist sich mit einem positiven Index von $\beta = 2.77$ (Abb. 61) als der sensitivste Parameter. Das bedeutet, dass mit zunehmendem Niederschlag auch der Nitrataustrag zunimmt bzw. sich bei abnehmendem Niederschlag die Menge des ausgetragenen Nitrats reduziert.

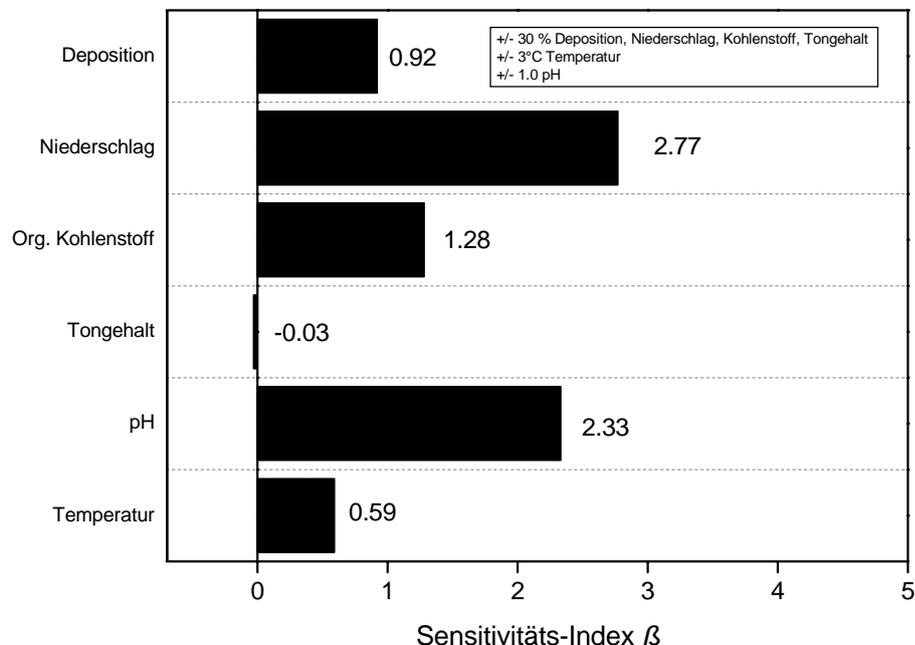


Abbildung 61: Sensitivität von simuliertem Nitrataustrag auf veränderte Modellparameter und Eingangsgrößen. Der Abstand des β -Wertes von Null ist proportional zur Sensitivität eines gegebenen Parameters.

Der pH-Wert ist mit einem Sensitivitätsindex von +2.33 der zweitwichtigste Parameter für den Nitrataustrag. Für den organischen Kohlenstoffgehalt wurde ein Sensitivitätsindex von +1.28 berechnet. An vierter Stelle liegt die Deposition mit einem Index von +0.92. Der Sensitivitätsindex der Temperatur beträgt +0.59. Für den Tongehalt ergab die Sensitivitätsanalyse einen schwachen negativen Zusammenhang von -0.03.

4.5 Klimaszenarien

Um die Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Nitrataustrag sowie die N-Spurengasemissionen aus Waldökosystemen abzuschätzen, wurde mit den unter 3.5 beschriebenen Daten ein regionales Kataster für den Zeitraum 1991-1999 und für die Jahre 2031-2039 gerechnet. Die zukünftigen Veränderungen der N-Austräge (sowohl jahreszeitlich als auch ganzjährig) wurden mit Hilfe der Gleichung 48 (Kapitel 3.6.1) berechnet.

Als wichtige Treiber für die Simulation wurde bereits in Abbildung 24 und 25, die absolute Veränderung der Temperatur und des Niederschlags auf Basis der verwendeten Klimadaten dargestellt.

Die zukünftige Veränderung der durchschnittlichen Jahresmitteltemperatur bewegt sich zwischen 1.25 und 1.85 °C. Die Temperaturen des Zeitraums 1991-1999 unterschieden sich dabei in allen Jahreszeiten signifikant ($p < 0.001$) von denen des Zeitraums 2031-2029. Die regionale Verteilung zeigt, dass im Süden und Südwesten sowie im Osten der Bundesrepublik Deutschland (Bayern, Thüringen, Sachsen) die größte Temperaturzunahme zu beobachten ist (Abb. 24).

Die Veränderung des durchschnittlichen Jahresniederschlags (Abb. 25) bewegt sich zwischen -200 und +200 mm. Ebenso wie bei der Temperatur sind die Veränderungen des Niederschlags in allen Jahreszeiten signifikant ($p < 0.001$). Es ist zu erkennen, dass die größte Zunahme (+100-200 mm) des Jahresniederschlags vor allem im Nordwesten auftritt. Eine weitere Region mit zunehmendem Niederschlag (+50-100 mm) ist das südliche Sachsen (Erzgebirge). Kleinräumige Gebiete mit Niederschlagszuwachs sind der Oberrheingraben, das Werdenfelder Land sowie der Pfälzer Wald. Der größte Rückgang des Niederschlags (> -150 mm) wird für Bereiche des Schwarzwaldes, südlichen Unterfrankens sowie des südlichen Allgäus vorhergesagt.

Für die Waldgebiete Deutschlands¹⁶ wurde insgesamt ein Rückgang der Nitratausträge von 59.7 kt NO_3^- -N auf 49.7 kt NO_3^- -N simuliert ($p < 0.001$). Der durchschnittliche Nitrataustrag geht damit von $8.4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf $7.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ zurück. Beide Werte liegen damit deutlich über dem für das Jahr 2000 simulierten mittleren Nitrataustrag¹⁷ von $4.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das ist durch das Fehlen der nördlichen Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland zu erklären. Dieses sind Gebiete, die vor allem durch niedrigere Depositionen und geringere Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte in den Böden und somit niedrigeren Nitratausträgen gekennzeichnet sind.

¹⁶ Die Fläche der Waldgebiete Deutschlands reduziert sich durch das Fehlen der nördlichen Bundesländer in den Klimasimulationen von 7342 tha auf 9921 tha (Kapitel 3.8)

¹⁷ Um eine Vergleichbarkeit der Daten herzustellen, wurde der mittlere Nitrataustrags im Jahr 2000 ebenfalls abzüglich der nördlichen Gebiete Deutschlands berechnet.

Tabelle 18: Jahreszeitliche Veränderungen der wichtigsten Klimaparameter und N-Austräge.

Parameter	Einheiten	Winter	Frühling	Sommer	Herbst	Gesamt
Temperatur*	[°C]	+1.2	+1.5	+1.9	+1.1	1.4
Niederschlag*	[mm]	+55.8	-21.3	-9.5	+25.9	+17.5
Sickerwassermenge*	[mm]	+7.5	-83.6	-6.2	-19.6	-102.3
	[%]	+2.1	-30.5	-10.4	-13.6	-14.9
NO ₃ ⁻ -Austrag*	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	+0.12	-1.6	-0.02 ¹	-0.04 ²	-1.5
	[%]	+3.0	-42.9	-19.1 ¹⁸	-8.4	-23.1
NO-Emission *	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	+0.01	+0.01	+0.02	+0.01	+0.07
	[%]	+25.5	+20.5	+8.2	+9.1	+12.8
N ₂ O-Emission*	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	+0.03	+0.04	+0.07	+0.03	+0.17
	[%]	+33.3	+30.0	+16.9	+14.0	+20.5

* Mittelwert der Veränderung des Zeitraums 1991-1999 zu 2031-2039

Signifikanzniveau des Tests auf Mittelwertgleichheit (T-Test) liegt bei allen Parametern und Jahreszeiten bei $p < 0.001$, außer: ¹ = 0.011, ² = 0.003

Wie man in Tabelle 18 erkennen kann, ist der durch die Sensitivitätstests auf regionaler Ebene (Kapitel 4.4) festgestellte Zusammenhang zwischen Niederschlag und Nitrataustrag auch bei der Betrachtung der klimabedingten Veränderungen der N-Austräge zu beobachten. Die Bedeutung des Niederschlags für den Nitrataustrag als den Parameter mit dem größten Sensitivitätsindex kann man deutlich erkennen. Die absolute und relative Veränderung des Nitrataustrags im Frühjahr ist hier mit -42.9%, ebenso wie der Rückgang des Niederschlags um -54.4 mm am größten. Auch die Nitratausträge des Zeitraums 1991-1999 unterscheiden sich von denen des Zeitraums 2031-2039 signifikant (Winter und Frühling: $p < 0.001$, Sommer: $p = 0.011$, Herbst: $p = 0.003$). Auf das Jahr bezogen, ergibt sich für den Nitrataustrag eine Veränderung von -23.1 % (Abb. 62).

Die NO-Emissionen steigen unter dem simulierten zukünftigen Klima von 5.9 auf 6.6 kt NO-N ($p < 0.001$) und die N₂O-Emissionen von 5.0 auf 6.2 kt N₂O-N ($p < 0.001$). Die durchschnittlichen NO-Emissionen nehmen von für den Zeitraum 1991-1999 simulierten durchschnittlichen 0.83 auf 0.93 kg N ha⁻¹ a⁻¹ für den Zeitraum 2031-2039 zu, während die N₂O-Emissionen für die genannten Zeiträume von durchschnittlich 0.71 auf 0.87 kg N ha⁻¹ a⁻¹ steigen. Die relative und absolute Veränderung der N-Spurengasemissionen (NO und N₂O) ist in allen Jahreszeiten positiv. Der größte Zuwachs ist dabei im Winter und Frühjahr zu beobachten, in einer Zeit, in der auch die stärkste relative Zunahme der Temperatur zu verzeichnen ist. Die Spurengas-Emissionen sind auf dem Niveau von $p < 0.001$ in allen Jahreszeiten signifikant verschieden. Es ergibt sich insgesamt für das NO eine Veränderung von +12.8% und für N₂O von +20.5% (Abb. 63 und 64).

¹⁸ (s. Tabelle) Bei der Berechnung der relativen Abweichung des Nitrataustrags nach der Gleichung 48 kam es zu extremen Ausreißern (z.B. bedingt durch Werte im Nenner die < 0.01 kg N ha⁻¹ a⁻¹ waren) die nicht berücksichtigt wurden, da es ansonsten zu einer deutlichen Verzerrung des Ergebnisses gekommen wäre. Der Anteil der nicht berücksichtigten Daten im Sommer betrug 15,2% und im Herbst 12,6%. Dabei wurden einheitlich nur Werte berücksichtigt, die sich im Bereich von +/-100% befanden. Somit ist auch eine bessere Vergleichbarkeit zu den N-Spurengasemissionen gegeben, bei denen sich alle Werte im Bereich von +/-100% befanden

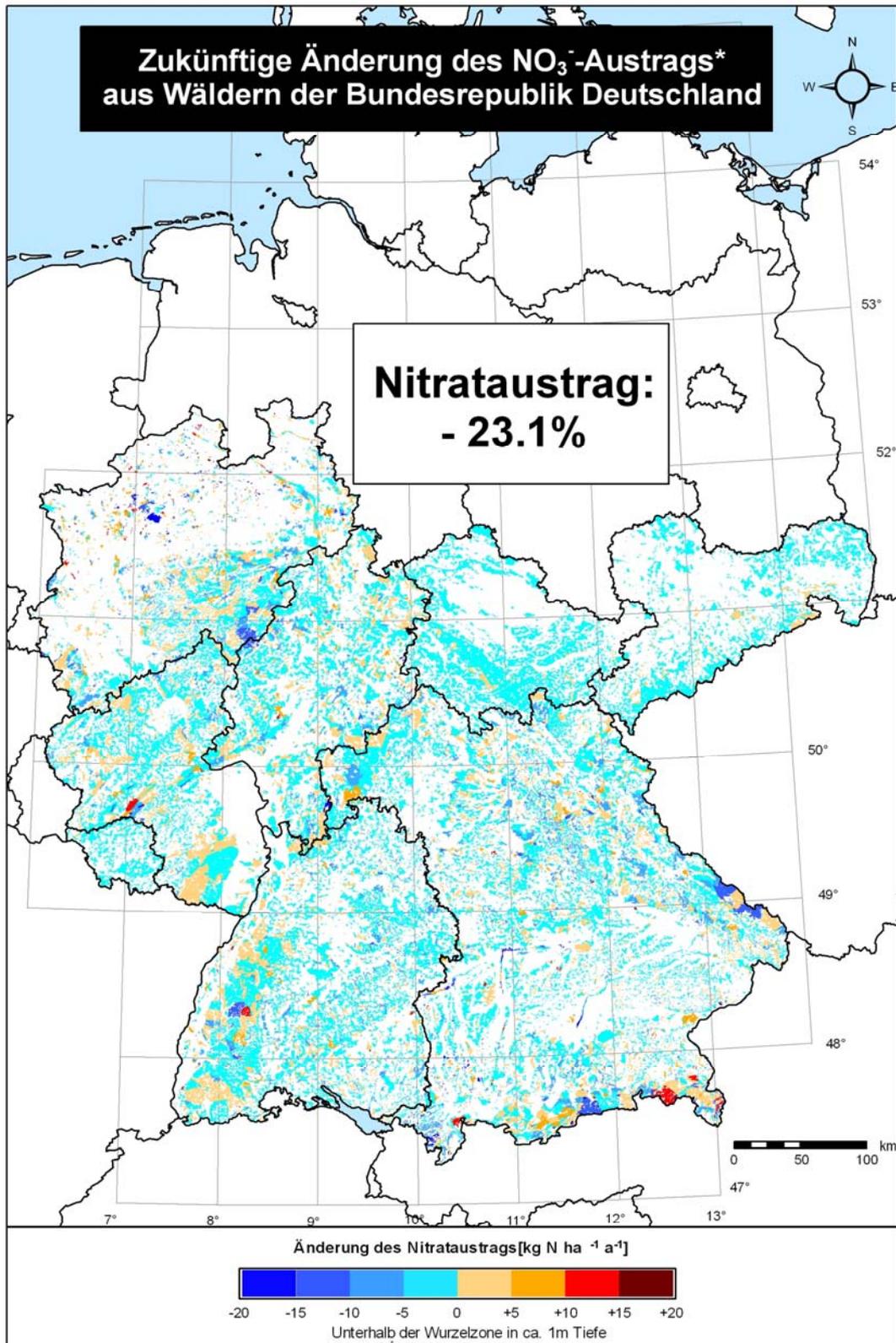


Abbildung 62: Relative Veränderung des Nitrataustrags 1991-1999 zu 2031-2039.

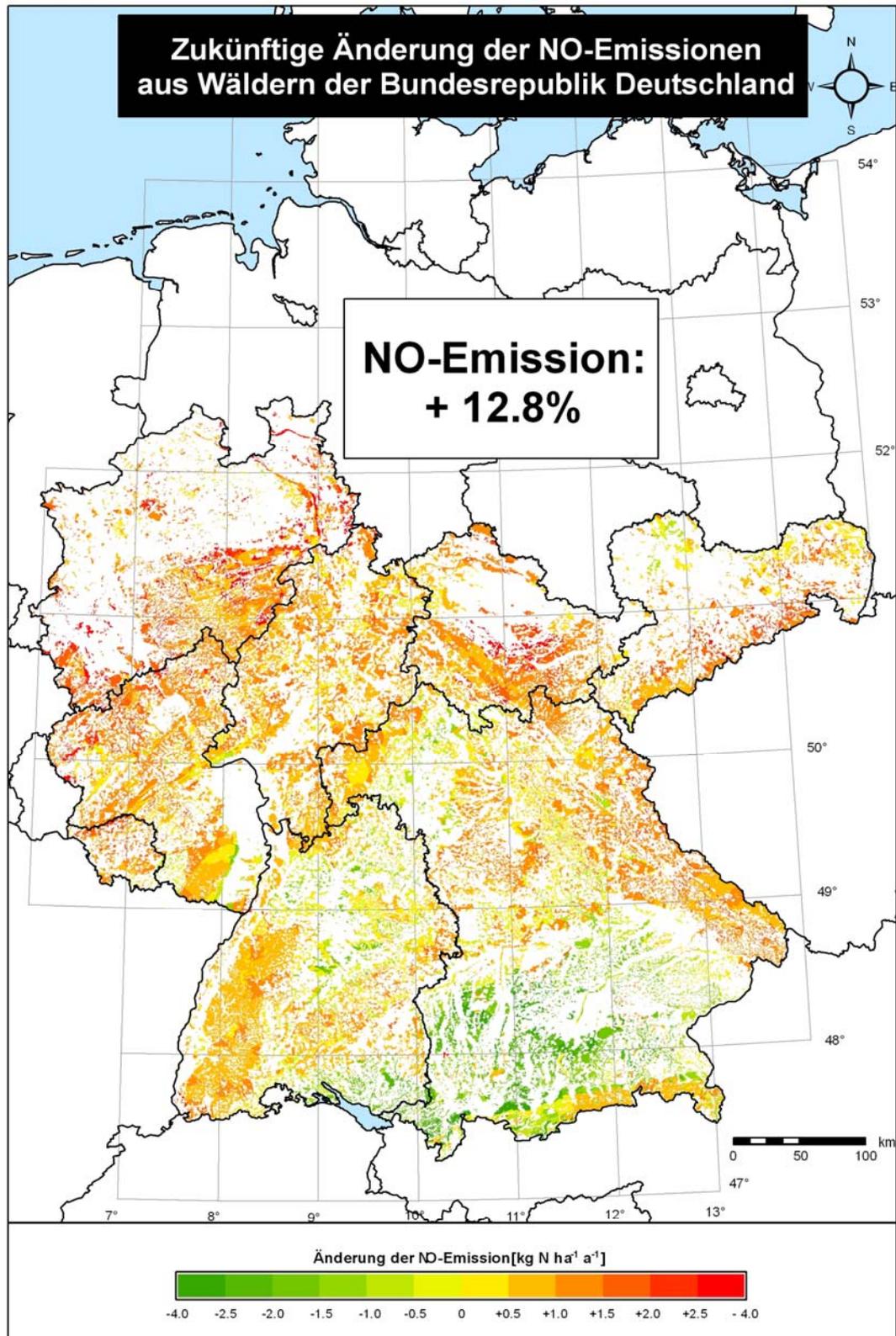


Abbildung 63: Relative Veränderung der NO-Emission 1991-1999 zu 2031-2039.

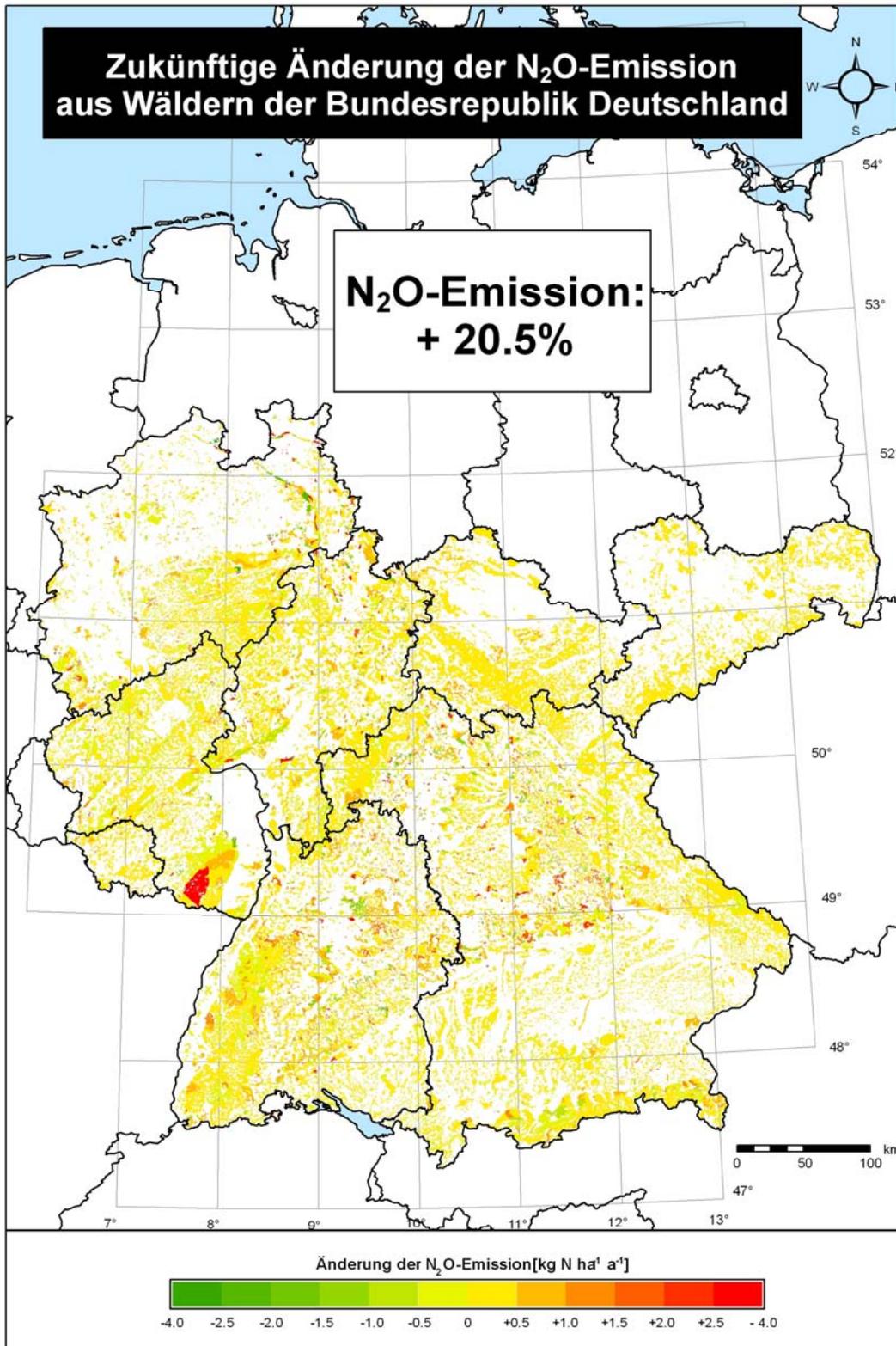


Abbildung 64: Relative Veränderung der N₂O-Emission 1991-1999 zu 2031-2039.

5 Diskussion

5.1 Modellvalidierung

Das dem Forest-DNDC zugrunde liegende PnET-N-DNDC-Modell zur Berechnung von N-Spurengasemissionen aus Waldbeständen wurde bereits in früheren Untersuchungen für zahlreiche Waldstandorte verwendet (BUTTERBACH-BAHL, 2001; KESIK et al., 2005, 2006). Dabei lag der Fokus auf den N-Spurengasemissionen. Das DNDC-Modell zur Simulation von Kohlen- und Stickstoff-Biogeochemie von landwirtschaftlichen Ökosystemen wurde bereits zur Simulation von Nitratausträgen herangezogen (LI et al., 2006; HERMAN et al., 2007).

Somit evaluierte diese Arbeit erstmalig den Bodenwasserhaushalt sowie den Nitrataustrag von Waldstandorten. Hinzu kommt, dass im Forest-DNDC Modell dank der hochaufgelösten Parametrisierung des Bodenprofils eine verbesserte Simulation des gesamten Bodenwasser- und Stoffhaushalts sowie des Stofftransports bis unterhalb der Wurzelzone möglich war.

Bodenwassergehalt

Die mit dem Forest-DNDC simulierten Bodenwassergehalte in den unterschiedlichen Tiefen zeigen eine gute Übereinstimmung mit den verfügbaren Messwerten (siehe Modellgütemaße in Tabelle 8). Dabei wird sowohl die intra- als auch interanuelle Variabilität gut getroffen.

Beim Vergleich von Mess- und Simulationsdaten muss allerdings berücksichtigt werden. Bei einzelnen Messreihen liegen auffällige Variationen und Datenlücken vor, die auf Unstimmigkeiten bei der Erfassung der Messwerte hinweisen und somit keine gesicherte Aussage zur Güte der Modellabschätzung zulassen. Als Beispiel sei hier der Standort Ebersberg genannt, an dem in den Tiefen 75 cm und 100 cm die Messwerte des ersten und zweiten Quartals 2000 deutlich über denen der Jahre 2001-2003 liegen und die nach der größeren Datenlücke im dritten Quartal des Jahres 2000, nicht wieder das Niveau des Jahres 2000 erreichen, obwohl der Niederschlag in den Jahren 2001-2002 mit 983 und 1103 mm a⁻¹ deutlich über dem des Jahres 2000 mit 748 mm a⁻¹ liegt.

An machen Standorten und Tiefen zeigten sich aber auch zu Beginn der Evaluierungen Diskrepanzen zwischen den im Labor bestimmten Feldkapazität- und Welkepunkt-Werten (Quelle: Bayerische Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Freising; sie dienen als Modelleingangsdaten) und den durch die gemessenen Bodenwassergehalte aufgezeigten Werten (Abb. 63). Um diese Abweichungen zu korrigieren, wurden die Parameter (Feldkapazität/Welkepunkt) an die Messwerte angepasst. Ein Beispielstandort, an dem solche Anpassungen erfolgreich waren, ist der Standort Freising. Hier lag in 5 cm Tiefe der am Standort gemessene Wert für Feldkapazität und Welkepunkt bei 407 und 144 mm m⁻³. Wie man in Abbildung 65 erkennen kann, liegt die Kurve der simulierten Wassergehalte bei der Verwendung dieser Parameterwerte deutlich über der der gemessenen Werte. Nach Anpassung der Feldkapazität und des Welkepunktes und erneuter Simulation zeigt sich ein deutlich realistischeres Ergebnis (Abb. 66).

Abweichungen dieser Art, die sich aus den Unterschieden zwischen den realen Bodenkennwerten in situ und den Modelleingangsparametern ergeben können, sind ein prinzipielles Problem und können bei allen schichtspezifisch initialisierten Bodenparametern auftreten. Sie resultieren aus der Heterogenität des Bodens.

Da die Bodenfeuchte alle biogeochemischen Prozesse maßgeblich beeinflusst, ist folgendes für eine realistische Modellierung der Prozesse von zentraler Bedeutung. Zum einen muss die Bestimmung der Bodenparameter so detailliert und konsistent wie möglich erfolgen und zum anderen müssen die Messungen der Bodenfeuchte über möglichst lange Zeiträume und ohne Unterbrechungen durchgeführt werden.

Im Rahmen dieser Arbeit hat sich wiederholt gezeigt, dass für eine verlässliche und realitätsnahe Simulation auf Standortebene die Qualität der im Rahmen von unterschiedlichen durch Landes- oder Bundesmitteln finanzierten Monitoring-Programmen erhobenen Eingangsdaten nicht ausreichend war. Dies hat zu erheblichen Unsicherheiten bei der Modellsimulation geführt.

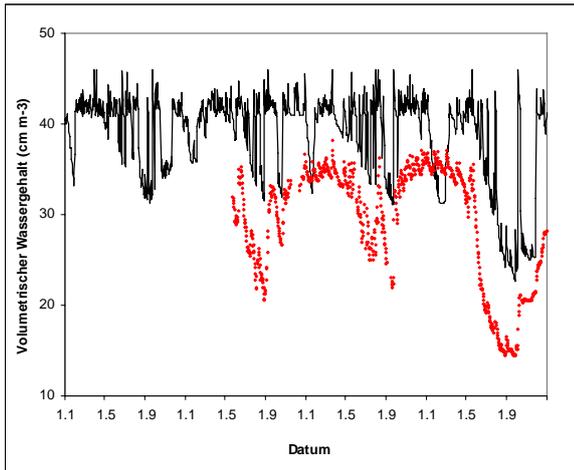


Abbildung 65: Simulierter (schwarze Linie) und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising in 5 cm Tiefe (rote Punkte). Simuliert mit Originalwerten für Feldkapazität (407 mm m-3) und Welkepunkt (144 mm m-3).

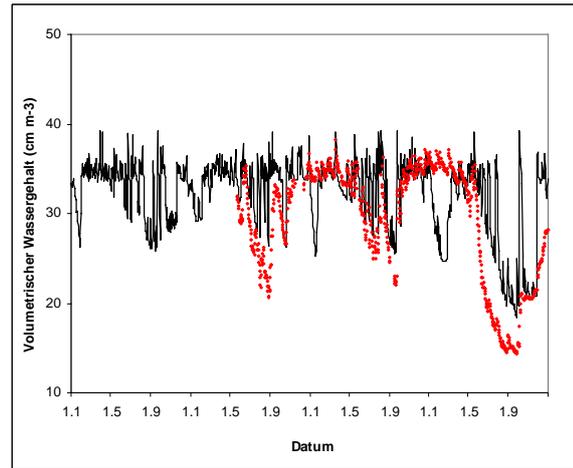


Abbildung 66: Simulierter (schwarze Linie) und gemessener Bodenwassergehalt am Standort Freising in 5 cm Tiefe (rote Punkte). Simuliert mit angepassten Werten für Feldkapazität (350 mm m-3) und Welkepunkt (130 mm m-3).

Manche Abweichungen zwischen gemessenen und simulierten Bodenwassergehalten deuten aber auch auf Modellschwächen hin. So zeigen z.B. die Unterschiede in den Sommermonaten an den Standorten Freising (5 cm: 2001, 2002, 2003), Mitterfels (5/30/50 cm: 2002, 2003) oder Riedenburg (5 cm: 2002, 2003), dass die tiefendifferenzierte Wasserentnahme durch die Vegetation vom Modell unterschätzt wird. Da diese saisonalen Abweichungen an Standorten mit den Baumarten Eiche und Buche in bestimmten Bodentiefen auftreten, an den Standorten Altdorf (*Pinus sylvestris*), Ebersberg (*Picea abies*) und Flossenbürg (*Picea abies*) jedoch nicht zu beobachten sind, deutet das zudem auch auf ein artenspezifisches Problem bei der Wasserentnahme hin.

Die baumarten- und tiefendifferenzierte Problematik bei der Wasseraufnahme hängt vermutlich mit folgenden Punkten zusammen. Zum einen wird im Forest-DNDC die Wasseraufnahme nur durch die potentielle Evaporation (erste limitierende Bedingung des Bedarfs), die Photosynthese zusammen mit der artenspezifischen Wassernutzungseffizienz (zweite limitierende Bedingung des Bedarfs) und der Wasserverfügbarkeit im durchwurzelten Bodenraum gesteuert. Konkret wird der Transpirationsbedarf auf die einzelnen Bodenschichten in Abhängigkeit des jeweiligen Wassergehalts in der Bodenschicht realisiert. Das bedeutet, die Wurzelverteilung der Vegetation spielt keine Rolle. Da dies allerdings in der Realität von großer Bedeutung sein kann und zudem die Wurzelverteilung neben dem Wasserangebot auch stark von der Nährstoffverteilung abhängt (VAN WIJK und BOUTEN, 2001; YU et al., 2007), unterschätzt das Modell die Wassernetnahme in bestimmten Tiefen. In tieferen Schichten ist die Übereinstimmung deutlich besser (z.B. Mitterfels: Abb. 33; Riedenburg: Abb. 34, oder Freising: Abb. 36). Über das gesamte Bodenprofil betrachtet zeigte sich an den Standorten jedoch eine gute Übereinstimmung des Bodenwassergehalts (Tabelle 19) Die Ausnahme bildet hier lediglich der Standort 906 Ebersberg (siehe Erläuterungen unter 4.1.1).

Tabelle 19: Berechnetes R^2 aus dem simulierten und gemessenen Bodenwassergehalt des gesamten Bodenprofils an 5 Level-II-Standorten

Standort	Altdorf (901)	Ebersberg (906)	Flossenbürg (908)	Mitterfels (911)	Feising (919)
R^2	0.54	0.30	0.86	0.89	0.75

Vergleicht man die mittleren simulierten Transpirationsleistungen des Forest-DNDC mit dem des BROOK90 (HAMMEL und KENNEL, 2001), zeigt sich eine gute Übereinstimmung. Das Forest-DNDC errechnet z.B. für den Standort Freising für die Jahre 2000-2003 eine mittlere Transpiration von 371 mm a^{-1} , das BROOK90 für den Zeitraum 1938-1999 eine mittlere Transpirationsleistung von 374 mm a^{-1} aus. Auch am Standort Riedenburg (*Quercus petraea*) entspricht die vom Forest-DNDC berechnete mittlere jährliche Transpiration mit 344 mm a^{-1} nahezu der des BROOK90 mit 349 mm a^{-1} .

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass das Modell den mittleren Bodenwassergehalt über alle Standorte und Tiefen gut abbilden kann, an einigen speziellen Standorten jedoch saisonale Abweichungen (Sommermonate) aufweist. Da das Modell auch für die simulierte Sickerwassermenge gute Ergebnisse liefert (Abb. 37), kann der Bodenwasserhaushalt als validiert gelten.

Die Ergebnisse der Berechnungen des Wasserhaushalts am Standort zeigen, dass neben dem Bodenwassergehalt und der Sickerwassermenge auch der gesamte Wasserhaushalt vom Forest-DNDC gut simuliert wird. Beim Modellvergleich von Forest-DNDC mit BROOK90 zeigen sich die konzeptionellen Unterschiede der beiden Modelle. Das spiegelt sich in den unterschiedlichen Ergebnissen wider, die in den Abbildungen 38-42 dargestellt sind.

Beim direkten Modellvergleich der Interzeption zeigen sich die geringsten Unterschiede. Dies hängt damit zusammen, dass sowohl im BROOK90, als auch im Forest-DNDC relativ einfache und empirische Modellansätze implementiert sind. Bei beiden Modellen hängt die Berechnung der Interzeption vom Blattflächenindex ab. Man kann erkennen, dass sich bei hohen Jahresniederschlägen der Anteil der Interzeption am Gesamtwasserhaushalt reduziert. Das bedingt sich durch den relativen Zuwachs der verbleibenden Haushaltsgrößen (z.B. Standort Mitterfels).

Die Berechnung der potentiellen Evaporation erfolgt in den Modellen auf sehr unterschiedliche Weise. (BROOK90: potentielle Evaporation nach PENMAN (1948) und potentielle Transpiration nach PENMAN-MONTEITH (1975), Forest-DNDC: potentielle Evaporation und pot. Transpiration nach THORNTHWAITE (1948)).

Da sowohl die Evaporation als auch die Transpiration von der potentiellen Evapotranspiration abhängen, erscheint es sinnvoll für einen direkten Vergleich die beiden Größen zusammenzufassen. Die Evapotranspiration für verschiedene Standorte stimmt zwischen beiden Modellen auf $\pm 27\%$ überein. Eine Ausnahme ist der Standort Ebersberg mit den Simulationsjahren 1997 und 1998 sowie der Standort Riedenburg im Jahr 1996. Allerdings muss gerade das Simulationsjahr 1998 am Standort Ebersberg beim BROOK90 kritisch betrachtet werden, da hier bei nahezu gleichen Niederschlägen wie im Vorjahr (ca. 800 mm a^{-1}) keine Sickerung simuliert wird. Angesichts eines Jahresniederschlags von 800 mm a^{-1} erscheint dies aber unrealistisch. Am Standort Riedenburg weicht der Anteil der berechneten potentiellen Evapotranspiration stark voneinander ab (70%), da der den Simulationen zugrunde liegende Niederschlag vom BROOK90 lediglich auf 583 mm a^{-1} und vom Forest-DNDC auf 946 mm a^{-1} angenommen wird.

Oberflächenabfluss mit Werten $< 7\%$ wird nur vom BROOK90 für die Standorte Ebersberg und Mitterfels simuliert, während Forest-DNDC (für alle Standorte und Jahre) keinen Oberflächenabfluss berechnet. Diese, wenn auch geringen Unterschiede, dürften vor allem damit zusammenhängen, dass im Forest-DNDC nur flache Standorte (ohne Hangneigung) simuliert werden und der Niederschlag in einer Intensität von 5 mm Stunde^{-1} angenommen wird. Sollte der Tagesniederschlag größer als 24 mal 5 mm , also 120 mm betragen, wird dieser gleichmäßig auf den Tag verteilt. Damit kommt es – zumindest in den mitteleuropäischen Breiten - in den seltensten Fällen, zu einem stündlichen Niederschlag, der die stündlich simulierte Aufnahmekapazität des Bodens überschreitet. Beim BROOK90 hingegen wird bei der Standardeinstellung der gesamte Tagesniederschlag () auf 4h verteilt¹⁹. Daher ergibt sich für das Forest-DNDC bei einem angenommenen Tagesniederschlag von 24 mm , ein stündlicher Niederschlag von 1 mm , wohingegen beim BROOK90 eine Niederschlagsintensität von ca. 6 mm h^{-1} ergeben würde. Somit

¹⁹ Der Parameter zur Einstellung der Niederschlagsereignisse kann monatsweise variiert werden. Vermutlich wurde von HAMMEL und KENNEL (2001) diese Einstellung gewählt. Leider konnte das anhand der vorhandenen Literatur nicht geklärt werden.

kommt es bei Simulationen mit dem BROOK90 wesentlich häufiger zu Starkniederschlägen und damit zu Oberflächenabflüssen.

Als letzte Vergleichsgröße bleibt die Versickerung, die schon aufgrund der sich stark unterscheidenden Modellansätze zur Berechnung des Bodenwasserflusses (BROOK90: Richards-Gleichung, Forest-DNDC: Kaskaden-Modell) unterschiedliche Ergebnisse erwarten lässt. Hinzu kommt, dass bei fast allen Standorten (Ausnahme: Mitterfels) der Jahresniederschlag der vom Forest-DNDC angenommen wird, den des BROOK90-Modells im Mittel (ohne Mitterfels) um 150 mm a^{-1} übersteigt. Die höheren Sickerwassermengen des Forest-DNDC könnten an den Standorten Altdorf, Mitterfels und Riedenburg allerdings damit zusammenhängen, dass das Forest-DNDC hier von einer geringeren Evaporation ausgeht und somit verhältnismäßig mehr Niederschlag für die Versickerung zur Verfügung steht als dies beim BROOK90 der Fall ist. Dies trifft vor allem für die Standorte Altdorf (Forest-DNDC im Mittel -13% geringeren Anteil der Evaporation als BROOK90), Mitterfels (-7%) und Riedenburg (-13%) zu. Dieser Trend ist allerdings am feuchtesten Standort Mitterfels ($1100\text{-}1299 \text{ mm a}^{-1}$) nicht zu beobachten, obwohl auch hier die Evaporation des BROOK90 die des Forest-DNDC übersteigt.

Leider standen für den Modellvergleich nur die Endergebnisse und nicht das BROOK90 mit Quellcode und Eingangsdaten zur Verfügung. So konnte nicht direkt auf Prozessebene überprüft werden, ob die unterschiedlichen Sickerwassermengen aus diesen Modellunterschieden resultieren.

Insgesamt zeigen die vom Forest-DNDC simulierten Sickerwassermengen (Abb. 37) eine gute Übereinstimmung mit den für die einzelnen Standorte über Chlorid-Massenbilanz abgeschätzten Sickerwassermengen. Aufgrund dieses Ergebnisses erweist sich das konzeptionell einfache Kaskadenmodell als geeignetes Modell für die Modellierung des Bodenwasserhaushalts, gerade im Hinblick auf die später erfolgende Regionalisierung. Der große Vorteil dieses Modellansatzes liegt in der Einfachheit der benötigten Parameter. Die Feldkapazität und der Welkepunkt sowie die Lagerungsdichte (zur Ableitung der Porosität) sind Bodenparameter, die in der Regel zusammen mit der Textur und dem organischen Kohlenstoffgehalt an den meisten Standorten erfasst werden. Fehlen Angaben zu den bodenhydraulischen Parametern, so können diese problemlos über Pedo-Transferfunktionen z.B. aus den Angaben zur Textur abgeleitet werden. Der große Vorteil des Forest-DNDC ist dabei, dass die schichtspezifische Parametrisierung die verfügbaren Informationen zur Initialisierung bestmöglich nutzt und somit maßgeblich zur guten Qualität der Simulationsergebnisse beiträgt.

Nitratkonzentration

Bei der Betrachtung des Vergleichs der mittleren gemessenen und modellierten Nitratkonzentrationen in Abbildung 43 zeigt sich, dass das Modell die Konzentrationen an den unterschiedlichen Standorten insgesamt gut abbildet. Jedoch erkennt man an manchen Standorten und Tiefen größere Abweichungen, wie z.B. am Standort am Standort 908 in der organischen Auflage und in 20 cm, oder am Standort 919 in 70 und 140 cm Tiefe (Abb. 43).

Die größte Unsicherheit auf Seiten der modellierten Nitratkonzentrationen ist die mögliche Abweichung des vom Modell angenommenen zum tatsächlichen Niederschlag (Level II Standort zur nächst gelegenen DWD-Station) am Standort zu nennen. Im Rahmen der Sensitivitätsanalysen und auch bei den regionalen Berechnungen der Klimaszenarien konnte gezeigt werden, dass der Niederschlag einen großen Einfluss auf die simulierte Nitratfracht hat. Da die Nitratkonzentration aus der modellierten Stoffmenge des NO_3^- und der simulierten Wassermenge berechnet wird, hängt die Güte der berechneten Konzentration ebenfalls stark von der Genauigkeit des simulierten Bodenwassergehalts ab. Hier reichen schon geringe Abweichungen im Bodenwassergehalt aus, um die Konzentrationen entscheidend zu verändern. Die deutliche Abhängigkeit der simulierten Nitratkonzentration vom simulierten Bodenwassergehalt und damit auch vom Niederschlag, zeigt sich auch in der Realität. So konnte KRISTENSEN (2004) bei der statistischen Analyse von gemessenen Nitratkonzentrationen an 104 europäischen Waldstandorten einen signifikant niedrigere ($p < 0.011$) Konzentration im Winter als im Sommer feststellen. Dies ließ sich auf Basis der vorhandenen Daten erklären. Zum einen, da im Winterhalbjahr ein Verdünnungseffekt bedingt durch höhere Niederschläge und die geringere Verdunstung gegeben ist, zum anderen durch die im Winter niedrigeren Nitrifikationswerte.

Die Nitratkonzentration im Bodenwasser und seine saisonale Variabilität ist vor allem von der Menge des durch Mineralisation und Nitrifikation gebildeten sowie des durch Nitratimmobilisierung und Denitrifikation konsumierten Nitrats abhängig. Für die Modellierung ist es entscheidend, welche Stickstoffmengen (NH_4 und NO_3^-) in den einzelnen Schichten vorliegen und in welchen Pools sich diese befinden (leicht, mittel und schwer abbaubar). Eine große Rolle spielt auch der Anteil des Pools der Mikroorganismen, der die Umsetzungsprozesse beeinflusst. Da die Initialisierung der Stickstoffpools an die Verteilung des organischen Kohlenstoffs gekoppelt ist, kommt auch dieser eine elementare Rolle zu. Wie wichtig dabei der organische Kohlenstoff im Forest-DNDC bei der Modellierung des Nitrats im Boden ist, zeigt sich an den Ergebnissen des Sensitivitätsanalysen auf regionaler Ebene (Kapitel 4.4). Hierbei wurde der Kohlenstoffgehalt als dritt-sensitivster Parameter für den modellierten Nitratustrag bestimmt. Sollten keine Informationen zur Verteilung des organischen Kohlenstoffs vorliegen, so kann im Modell die Verteilung (Abb.12) nach der in Gleichung 29 dargestellten Funktion abgeleitet werden.

Bei der Gegenüberstellung von gemessenen und modellierten Nitratkonzentrationen darf man nicht vergessen, dass auch die Messdaten mit großen Unsicherheiten belegt (Abb. 43) sind. Es zeigt sich kein direkter Zusammenhang zwischen der Schwankungsbreite der Messwerte und dem Bodentyp. Somit ist der von ADISCOTT (1996) beschriebene Zusammenhang, dass mit zunehmender Heterogenität des Bodens (z.B. Sand- zu Tonboden) auch eine Zunahme der Unsicherheit bei den Messwerten (erhoben mit Saugkerzen) zu beobachten wäre nicht gegeben. Dieser Zusammenhang kann basierend auf den Ergebnissen dieser Arbeit nicht bestätigt werden. Aufgrund der Vielzahl an möglichen Fehlerquellen (Messseite: Einbau, Probenahme, Analyse, Datenhandling; Modellseite: Eingangsparameter der Bodeneigenschaften, Parametrisierung des Wasserhaushaltes und der involvierten pflanzlichen und mikrobiellen Prozesse) kann eine eindeutige Aussage über die Gründe der Abweichungen zwischen Feldmessungen und Modell nicht getroffen werden.

Nitratustrag

Bezüglich der Nitratfracht im Sickerwasser der Level-II-Standorte konnte gezeigt werden, dass die Chlorid-Massenbilanz-Methode bei der Abschätzung der Sickerwassermenge zumeist relative gute und plausible Ergebnisse liefert. Bei der Verwendung dieser Methode für die Abschätzung des Nitratustrags zeigen sich jedoch auch die Unsicherheiten dieses Ansatzes. Zur Berechnung des Nitratustrags wird die mit der CMB-M bestimmte Sickerwassermenge mit der Nitratkonzentration (unterhalb der Wurzelzone) zu einer Stoffmenge verrechnet (Gleichung 43), die dann als Nitratustrag angegeben wird. Dabei wird gewöhnlich die mittlere Nitratkonzentration eines Zeitraums (meistens eines Jahres) zur Berechnung herangezogen. Damit treffen gleichzeitig mehrere Ungenauigkeiten in der Berechnung aufeinander.

Zum einen das Problem, dass aufgrund der unterschiedlichen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden die Annahme, dass alles Chlorid das in einem Jahr mit dem Niederschlag in den Boden eingetragen wird, diesen auch wieder im selben Jahr verlässt. Dies trifft in der Regel für die wenigsten Böden zu, da die Verweilzeiten des Sickerwassers, bedingt durch besondere Eigenschaften der Textur (Tongehalt, Lagerungsdichte, Feldkapazitäten und Wasserleitfähigkeiten), durchaus länger als ein Jahr beragen können. Das bereits bei der Bestimmung der Sickerwassermenge deutliche Abweichungen auftreten können, konnte auch bei der Untersuchung der Nitratverlagerung in tiefere Bodenschichten eines süddeutschen Waldgebietes festgestellt werden (ROTHE et al., 2000). Hier wichen die vorhergesagten Cl-Konzentrationen - vor allem in den ersten Metern des Bodenprofils - deutlich von den Gemessenen ab.

Des Weiteren ist bei der Vorhersage des Nitratustrags nach dem oben genannten Ansatz die Tatsache als kritisch zu betrachten, dass eine mittlere Nitratkonzentration zur Berechnung herangezogen wird. Nitrat im Boden unterliegt, im Gegensatz zu anderen Stoffen wie z.B. Ca, Mg, Fe, Al, zahlreichen verbrauchenden (z.B. **Denitrifikation**: CONRAD, 1996, YAMULKI et al., 1997; WATANABE et al., 1997; **Mikrobielle Nitratimmobilisierung**: TIEDJE et al., 1981, MAYROLD und TIEDJE, 1986; PAUL und CLARK, 1996; STARK und HART 1997; HATCH et al. 2000; BURGER und JACKSON 2003; VERVAET et al., 2004 und DANNENMANN et al., 2006; **DNRA**: SILVER et al., 2001; **Pflanzenaufnahme**: GEORGE und MARSCHNER, 1995; GESSLER et al., 1998, 2002) Prozessen, wird direkt mit dem Niederschlag eingetragen und im Zuge der Nitrifikation neu gebildet. Dies führt zu

einer sehr hohen zeitlichen Dynamik der Nitratumsetzungen im Boden, wobei die durchschnittlichen Verweilzeiten in temperaten Waldböden <2 Wochen sind (CORRE und; LAMMERSDORF, 2004). Dies hat zur Folge, dass die Abschätzung von Nitratfrachten über die CMB-M extrem unsicher ist, falls diese auf Bodenschichten mit noch signifikanten Nitratumsetzungen/Nitrataufnahme angewandt wird. Außerdem ist es als problematisch zu betrachten, dass zur Reduktion der bekannten Unsicherheit zumeist die über einen möglichst langen Zeitraum gemittelte Nitratkonzentration zur Berechnung verwendet wird. Erfolgt dann die Berechnung des jährlichen Nitrataustrags als ein Produkt von Sickerwassermenge und mittlerer jährlicher Nitratkonzentration wird nicht berücksichtigt, dass es sich bei dem Nitrataustrag um ein an den Wasserfluss gekoppeltes ereignisgesteuertes Phänomen handelt. (SALLADE und SIMS, 1993). Gerade die Ereignisbezogenheit des Nitrataustrags ist ein Umstand, der auch die Bedeutung der Messintervalle bei der Erfassung der Nitratkonzentration verdeutlicht. Bei den im Rahmen des Level-II-Programms üblichen Messabständen von 2 bis 4 Wochen ist es entscheidend, wann die Messungen stattfinden. Werden die Daten beispielsweise zwischen zwei Zeitpunkten mit hohen Konzentrationen erhoben, führt das zu deutlich niedrigeren Konzentrationen und somit auch zu niedrigeren Austrägen. Nicht zuletzt verbleibt auch bei der Erhebung der Messdaten eine Unsicherheit bedingt durch individuelle Fehler. So kann es bei unsachgemäßem Umgang mit den Probebehältern auch zu Verunreinigungen durch Mikroorganismen (Denitrifizierern) kommen, so dass das in der Lösung befindliche Nitrat weiter reduziert und damit der tatsächliche Wert der Konzentration verfälscht werden kann. MANDERSCHIED und MATZNER (1995) zeigen, dass bei dem Verfahren der Abschätzung des Nitrataustrags aus Wasserfluss und Nitratkonzentration ein statistischer Fehler von 30% bezogen auf den jährlichen NO_3^- -Fluss mit dem Sickerwasser zu veranschlagen ist. Beim Vergleich von gemessenem oder aus Messwerten abgeleitetem und simuliertem Nitrataustrag treten aber auch noch weitere Unsicherheiten auf. So können mögliche Abweichungen zwischen den für die Simulation verwendeten Klimadaten und den realen Klimadaten am Standort, zu deutlichen Unterschieden bei den simulierten Sickerwassermengen und Stofffrachten führen. Des Weiteren stellt die Heterogenität des Bodens und die damit verbundenen Abweichungen zwischen den realen Bodenkennwerten und den für die Simulation verwendeten (Heterogenität des Bodens) Werten eine Unsicherheit dar.

Das sich dennoch mit dem Forest-DNDC auch auf regionaler Ebene der Nitrataustrags in realistischen Größenordnungen vorhersagen lässt, zeigt der Vergleich von simulierten Nitratausträgen und Nitratkonzentrationen mit den Ergebnissen der bayerischen Nitratinventur (MELLERT et al., 2005). Die Angaben zu den Nitratausträgen die im Rahmen dieser Studie gemacht wurden, basieren auf den Messungen der Nitratkonzentration unterhalb des Hauptwurzelraums sowie dem bestimmten maximalen Bodenwassergehalt auf Basis des Wertes der Feldkapazität in dieser Bodenschicht. Dabei wird die Konzentration in der Schicht mit dem Wert der Feldkapazität zu einem potentiellen Nitrataustrag verrechnet. Diese Möglichkeit zur Berechnung der Nitratfracht wird von den Autoren als konservative, aber gute Methode zur Abschätzung des Nitrataustrags angesehen (MELLERT, 2003).

Das das Forest-DNDC die Nitratausträge auch im Vergleich mit weiteren Studien in den richtigen Größenordnungen abbildet und dabei alle wichtigen pedologischen und klimatischen Unterschiede der Standorte berücksichtigt, zeigt sich in Abbildung 69 (Kapitel 5.4). Vergleicht man die simulierten Nitratausträge an den Level-II-Standorten mit den Ergebnissen der untersuchten Nitratausträge von zahlreichen europäischer Waldstandorten, so wie sie z.B. bei DISE et al., 1998, oder MACDONALD et al., 2002 veröffentlicht wurden, ist ebenfalls eine gute Übereinstimmung zu beobachten (Tabelle 20)

Tabelle 20: Vergleich des simulierten Nitrataustrags mit Werten aus der Literatur.

[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	Forest-DNDC (n=91)			DISE et al., 1998 (n=139)			MACDONALD et al., 2002 (n=181)		
	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw	Min	Max	Mw
N-Input	1	53	17	1	70	--	0.5	70	16.8
NO ₃ -Output	0.0	53	3.6	1	50	5 ²⁰	0.0	43	5.8

Der vom Forest-DNDC angenommene mittlere N-Input an den Level-II-Standorten liegt bei 1-53 kg Na ha⁻¹ a⁻¹. Der simulierte maximale Nitrataustrag liegt damit in der Größenordnung der in den Veröffentlichungen angegebenen Nitratausträgen von maximal 50 kg Na ha⁻¹ a⁻¹ (DISE et al., 1998) und 43 kg Na ha⁻¹ a⁻¹ (MACDONALD et al., 2002). Der Mittelwert des an den Level-II-Standorten simulierten Nitrataustrags mit 3.6 kg Na ha⁻¹ a⁻¹ liegt unter den Mittelwerten der anderen europäischen Waldstandorte (5 bzw. 5.8 kg Na ha⁻¹ a⁻¹). Dennoch zeigt sich insgesamt, dass das Forest-DNDC für europäische Waldökosysteme bei vergleichbaren N-Eintragssituationen auch Nitratausträge in realistischen Größenordnungen simuliert.

5.2 Sensitivitätsanalyse

Mit der Berechnung der Modellsensitivität an den 1000 zufällig ausgesuchten Standorten wurde versucht, die für den Nitrataustrag sensitivsten und somit wichtigsten Standortparameter zu bestimmen.

Niederschlag

Der Niederschlag erwies sich mit einem positiven Sensitivitätsindex von +2.77 als der sensitivste Parameter (Abb. 61). Dieser deutliche Zusammenhang resultiert vor allem daraus, dass im Modell der Transport des Nitrats durch den Boden direkt an den Wasserfluss gekoppelt ist. Es wird angenommen, dass sich der überwiegende Anteil des im Boden befindlichen Nitrats im Wasser gelöst ist und damit mit dem perkolierenden Bodenwasser verlagert wird (Gleichung 27). Mit steigendem Niederschlag erhöht sich so der Bodenwasserfluss und damit auch die mögliche Menge des ausgetragenen Nitrats. Versickert kein Wasser, dann findet auch kein Stofftransport statt. Die Bedeutung des Niederschlags für den Nitrataustrag wurde unter anderem auch in zahlreichen Studien (KRISTENSEN, 2004, DE SCHRIJVER, 2000; CALLESEN et al. 1999, STODDARD 1994) anhand von Messwerten an Waldstandorten untersucht und belegt. Dabei wurden auch die saisonalen Unterschiede, bedingt durch die klimatische Differenzierung der Jahreszeiten, zwischen Nitratkonzentration und Nitrataustrag untersucht und somit der ereignisbezogene Charakter der Nitratverlagerung aufgezeigt.

Welche Abweichungen bedingt durch die Tatsache der Ereignisbezogenheit des Nitrataustrags auftreten können, zeigt sich bei einem Vergleich in den Abbildungen 67-70. Hier ist für vier der bayerischen Standorte an denen auch die Modellvalidierung des Nitrataustrags durchgeführt wurde (Kapitel 4.1.4), der berechnete und simulierte Nitrataustrag aufgetragen. Der berechnete Nitrataustrag ist in diesem Fall eine Vergleichsgröße, die sich aus der mittleren gemessenen Nitratkonzentration am Standort [mg l⁻¹ a⁻¹] in der letzten Schicht und der simulierten Sickerwassermenge [mm a⁻¹] aus der letzten Schicht errechnet. Es ist deutlich zu erkennen, dass der vom Modell berechnete Nitrataustrag - mit Ausnahme der Jahre 1996 und 1997 an den Standorten Ebersberg und Flossenbürg - deutlich unter dem simulierten liegt. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass das Modell die Ereignisbezogenheit des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser dadurch berücksichtigt, dass es den Austrag auf Tagesbasis berechnet. Berechnet man den Nitrataustrag hingegen nur aus der mittleren Nitratkonzentration und der mittleren jährlichen Sickerwassermenge, so wird dieser in der Regel deutlich unterschätzt.

²⁰ Mittlerer Nitrataustrag, für die Standorte (95% Konfidenzintervall) mit einem N-Input von 1-30 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

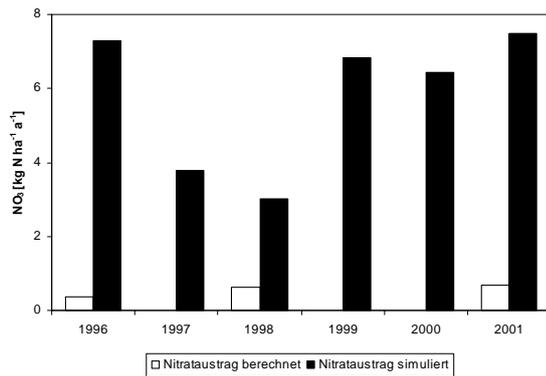


Abbildung 67: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Aldorf

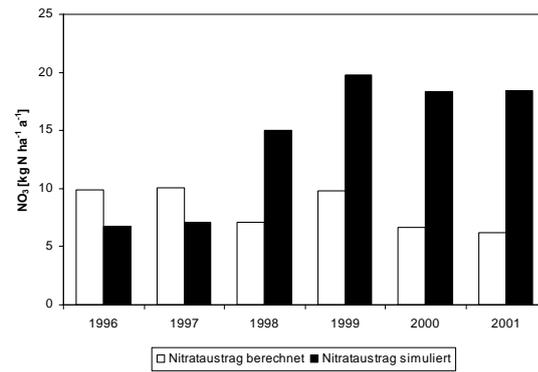


Abbildung 68: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Ebersberg

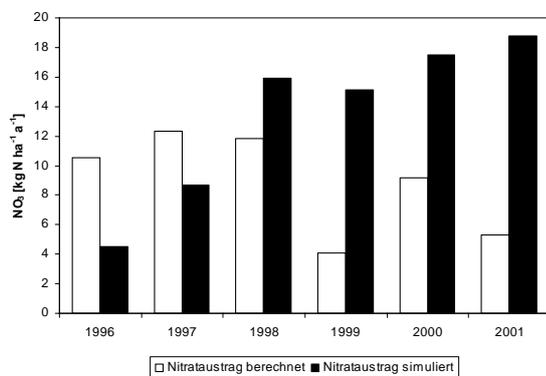


Abbildung 69: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Flossenbürg

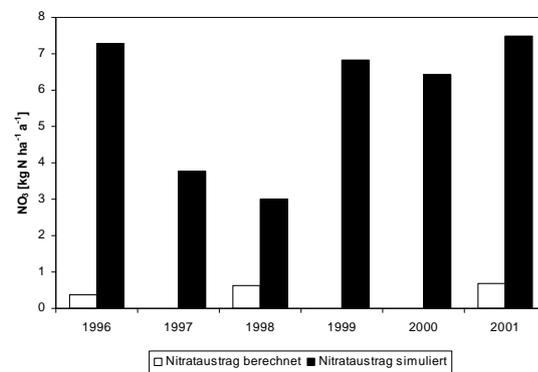


Abbildung 70: Vergleich zwischen berechnetem und simuliertem Nitrataustrag am Standort Mitterfels

Bei saisonaler Betrachtung des Nitrataustrags, wie es im Rahmen der Klimaszenarien in Kapitel 4.5 durchgeführt wurde, konnte der Zusammenhang zwischen Niederschlag und Nitrataustrag deutlich herausgearbeitet und mit Hilfe statistischer Analysemethoden belegt werden.

pH-Wert

Der pH-Wert (Abb. 61) ist mit einem positiven Sensitivitätsindex von +2.33 der zweitwichtigste Parameter für den Nitrataustrag. Dies hängt vor allem damit zusammen, dass die wichtigen Umsetzungsprozesse des Kohlen- und Stickstoffs im Boden unter anderem vom pH-Wert gesteuert werden (STRUWE und KJØLLER, 1994; STE-MARIE und PARE, 1999). Im Modell wird ein einfacher linearer Zusammenhang, beruhend auf den Ergebnissen von STE-MARIE und PARE (1994), berücksichtigt (LI et al., 2000). Das bedeutet, dass an Standorten mit neutralen Boden-pH-Werten (~7) tendenziell höhere Nitrifikationsraten simuliert werden als an Standorten mit Boden-pH-Werten im stärker sauren Bereich (3.5-4.5). Der relativ hohe Index von 2.33 hängt vor allem damit zusammen, dass die Erhöhung um +/- 1 pH-Wert - relativ gesehen zu den Veränderungen der anderen Parameter (+/- 30%) - hoch ausfällt.

Die positive Korrelation der modellierten Nitratausträge zum Modellparameter pH-Wert läßt vermuten, dass im Modell der Einfluss des pH-Wertes auf die wichtigen mikrobiellen Prozesse des N-Kreislaufs korrekt abgebildet wird.

Organischer Kohlenstoff

Im Modell der Stickstoff an den Kohlenstoff gekoppelt. Somit nimmt bei zunehmendem C-Gehalt auch der Stickstoffgehalt im Boden zu und der positive Sensitivitätsindex ist plausibel.

Mit steigendem Kohlenstoffgehalt werden im Modell indirekt auch die N-Pools im Boden gemäß dem C/N Verhältnis erhöht. Diese erhöhte Akkumulation an organischem Kohlen- und Stickstoff im Bodenprofil hat zur Folge, dass mehr organischer Stickstoff für die Mineralisierung zur Verfügung steht und somit auch erhöhte Mengen an Mineralstickstoff (Ammonium) aus der organischen Substanz über die Ammonifikation freigesetzt werden. Letztendlich steht hierdurch mehr Ausgangssubstrat für die Nitrifikation zur Verfügung. Da die Höhe der Nitrifikation über Michaelis-Menten Kinetiken von der Größe des NH_4 -Pools abhängt (LI et al., 2000), steigt bei einem Mehrangebot von NH_4 und bei geeigneter Temperatur- und Bodenfeuchtebedingungen auch die Nitrifikationsleistung und die Menge an gebildeten NO_3^- ²¹. Es gilt im Modell der Zusammenhang, dass eine Zunahme des organischen Kohlenstoffs auch immer zu einer Zunahme des organischen und anorganischen Stickstoffpools führen kann, sofern das C/N-Verhältnis entsprechend eng und der Stickstoff somit leicht verfügbar ist. Dieser direkte Zusammenhang steht im Einklang mit dem von MATZNER & GROSHOLZ (1997), oder GUNDERSEN et al. (1999) beschriebenen Beziehung zwischen Nitrataustrag und dem C/N-Verhältnis. GUNDERSEN et al. (1999) hat unter anderem gezeigt, dass an Standorten mit C/N-Verhältnissen kleiner 25 das Risiko für den Nitrataustrag steigt, da ein engeres C/N-Verhältnis auf leichter verfügbaren organischen Stickstoff hindeutet.

In diesem Zusammenhang wäre auch eine Weiterentwicklung des Modells hin zur direkten Eingabe von C:N Verhältnissen für das Bodenprofil wünschenswert. Obwohl dies erhebliche konzeptionelle Konsequenzen und damit eine starke Restrukturierung des Modells bedeutet, würde durch eine solche Eingabe- und Verrechnungsmöglichkeit die direkte Vergleichbarkeit mit Literaturstudien zur Abhängigkeit von bodenbiologischen Prozessen vom C:N Verhältnis deutlich erleichtert.

Deposition

Eine positive Korrelation der Deposition zum Nitrataustrag spiegelt die Tatsache wieder, dass durch steigende N-Deposition der Nitrat-Pool im Boden direkt durch die Zuführung von Nitrat erhöht werden kann. So beträgt am Standort Höglwald das Verhältnis von $\text{NH}_4\text{-N}$ zu $\text{NO}_3\text{-N}$ im Freilandniederschlag beispielsweise ca. 1.5 zu 1 und im Bestandesniederschlag 2 zu 1 (KREUTZER et al., 1998). Hinzu kommt, dass der eingetragene reduzierte Stickstoff (NH_4/NH_3) durch die Stimulation der Nitrifikation und der Erhöhung der N-Verfügbarkeit am Standort zu erhöhten Nitratkonzentrationen im Boden beitragen kann.

Dass der Sensitivitäts-Index der Deposition trotz einer Veränderung um +/-30% kein größeren Wert annimmt, hängt vermutlich mit der Pufferkapazität der Standorte zusammen. Dabei geht das Modell davon aus, dass vor allem die Vegetation noch genug Stickstoff aufnehmen kann. Bei Betrachtung der Häufigkeitsverteilung der Deposition an den ausgesuchten Standorten zeigt sich, dass diese Annahme nicht unrealistisch ist. So liegt bei ca. 40% der Standorte die Deposition zwischen 2.4 und 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 71), bzw. 67% zwischen 15 und 20 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Stickstoffvorräte im Boden von temperierten Waldökosystemen liegen oft im Bereich von 3000-6000 kg N ha^{-1} . Am Standort Höglwald beispielsweise bei 4700 kg N ha^{-1} für die organische Auflage incl. Mineralboden bis 80 cm (KREUTZER und WEISS, 1998). Aufgrund der hohen Stickstoffvorräte manifestieren sich die relativ geringen N-Depositionen (40% zwischen 2.4 und 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) erst nach mehreren Jahren, wenn es zu Veränderungen in den Stickstoffumsetzungen gekommen ist.

²¹ Dies trifft zu, wenn die Bilanz aus Nitrifikation, Denitrifikation, pflanzlicher und mikrobieller Immobilisierung für das Nitrat „gesättigt“ ist.

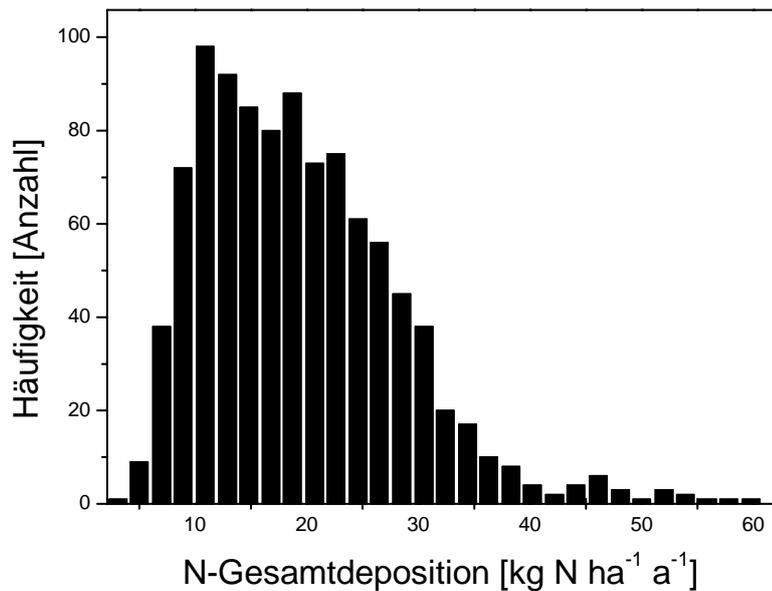


Abbildung 71: Häufigkeitsverteilung der Deposition an den 1000 zufällig ausgesuchten Standorten.

Ein weiterer Grund für den vergleichsweise niedrigen Sensitivitätsindex der Deposition könnte auch der relativ moderate Kohlenstoffgehalt und der an den Kohlenstoff gekoppelte Stickstoffgehalt sein, der für die Standorte im Mittel bei 1.6% (0-10 cm) liegt. In zahlreichen Untersuchungen auf Standortebene hat sich gezeigt, dass die Deposition und der Kohlenstoff (in Form des C/N-Verhältnisses) einen entscheidenden Einfluss auf den Nitrataustrag haben.

DISE (1998b) hat beispielsweise bei Untersuchungen an europäischen Waldstandorten eine signifikant positive Korrelation zwischen hohen N-Depositionsraten und dem Nitrataustrag bei engen C/N-Verhältnissen der organischen Substanz nachgewiesen. In dieser Arbeit wurde gezeigt, dass es an Standorten mit N-Depositionen $< 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nur selten zu Nitratausträgen kommt. Dieser Zusammenhang zeigt sich auch bei MACDONALD et al. (2002), die die Korrelation zwischen Nitrataustrag und N-Deposition für verschiedene Standorte in Abhängigkeit vom C/N-Verhältnissen explizit untersucht haben. MACDONALD et al. (2002) kommen im Rahmen ihrer Untersuchungen zu dem Schluss, dass die N-Deposition im Bestandsniederschlag über 60% der Variation des ausgetragenen Nitrats erklärt.

Geht man also davon aus, dass die im Rahmen der Sensitivitätsanalyse verwendeten Standorte noch über eine Pufferkapazität verfügen, da entweder deren N-Eintrag, oder deren N-Nährstoffstatus im Boden noch kein kritisches Maß erreicht hat, so ist der relativ gesehen niedrige Sensitivitätsindex der Deposition nachvollziehbar und in Übereinstimmung mit anderen Untersuchungen.

Temperatur

Der relativ geringe positive Sensitivitätsindex + 0.59 der Temperatur (Rang 5 von 6 Parametern, Abb. 61) hängt damit zusammen, dass die Prozesse der Mineralisierung wie auch der Nitrifikation temperaturgesteuert sind. Im Modell erreicht die Mineralisation ihr Optimum bei 34.15°C und die Nitrifikation bei 33.5°C (STANGE, 2001). Durch die verstärkte Mineralisierung erhöht sich das Angebot an Ammonium im Boden und dadurch auch die Nitrifikationsrate. Da diese zudem auch temperaturabhängig ist, kann es hierdurch zu stark gesteigerten Nitrifikationsraten kommen. Dem entgegen steht der Einfluss der Temperatur auf den Bodenwasserhaushalt. Erhöhte Temperaturen führen zu erhöhter Evapotranspiration und damit letztendlich zu einem Absinken der Bodenwassergehalte. An Standorten mit ausreichendem Wasserangebot kann dies stimulierend auf aerobe Bodenprozesse wie Mineralisierung und Nitrifikation - über die Verbesserung der Durchlüftung - wirken. An zur Trockenheit neigenden Standorten oder auch im Zuge längerer

sommerlicher Trockenperioden kann dies aber auch zu einem Einbruch der Mineralisations- und Nitrifikationsaktivität im Modell (siehe auch STANGE et al., 2001), wie in der Realität führen. Das bei einer deutlichen Temperaturerhöhung von +/- 3°C der Sensitivitätsfaktor nicht höher ausfällt hängt damit zusammen, dass die mit der Temperaturveränderung einhergehende Veränderung des Bodenwassergehalts (erhöhter/reduzierte Wasserbedarf der Vegetation sowie eine erhöhte/reduzierte Verdunstung) die temperaturbedingte Veränderung der Mineralisationsrate überlagert. Das dem so ist, zeigt sich deutlich bei der Betrachtung der Sickerwassermengen. So liegt der Mittelwert der Sickerwassermenge für alle 1000 Standorte bei dem Szenario der Temperaturerhöhung von 3°C bei 214 mm a⁻¹. Die mittlere Sickerwassermenge im Falle des Szenarios der Temperaturreduzierung um 3°C ist mit 417 mm a⁻¹ hingegen um den Faktor 2 höher.

Tongehalt

Ein höherer Tongehalt des Mineralbodens wirkt sich im Modell auf verschiedene, den Nitrataustrag beeinflussende, Faktoren aus. Dazu gehören Bodenwassergehalt, Sickerung oder auch N-Retention über Absorption von Ionen an den Tonmineralen. Diese Zusammenhänge sind jedoch im Vergleich zu den anderen, oben bereits diskutierten Faktoren von untergeordneter Bedeutung. Das zeigt sich auch in dem schwach negativen Sensitivitätsindex des Tongehalts. Die negative Richtung des Sensitivitätsindex, d.h. zunehmende Tongehalte haben einen abnehmenden Nitrataustrag zur Folge, hängt damit zusammen, dass bei steigendem Tongehalt weniger NH₄⁺ für den Prozess der Nitrifikation zur Verfügung steht, da vermehrt NH₄⁺ an die Oberflächen der Tonminerale gebunden wird (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, (1992): S. 90ff.). In Folge dessen kann im Zuge der Nitrifikation weniger Nitrat gebildet werden.

Zudem nehmen mit steigendem Tongehalt die anaeroben Bedingungen im Boden zu, da tonreiche Böden eine erhöhte Wasserspeicherkapazität besitzen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1992: S. 191ff). Die höhere Wasserpeicherkapazität führt letztlich auch zu einer verschlechterten Bodendurchlüftung und somit zusätzlich zu einer Zunahme anaerober Bodenbereiche, wie dies z.B. auch die Arbeit von SMITH (1980) zeigt. Aus diesem Grund lässt sich in tonreichen Böden verstärkt Denitrifikation und ein damit einhergehender rascher Nitratverbrauch zu den Endprodukten NO, N₂O und N₂ beobachten (ROBERTSON, 1989; BOUWMAN, 1998; SMITH, 1997).

5.3 Szenarienanalyse

Die Durchführung der Depositions- und Klimaszenarien war ein elementarer Bestandteil dieser Arbeit. Mit Hilfe der N-Eintragsszenarien konnten beispielsweise die Auswirkung des erhöhten N-Angebots auf den Stickstoffkreislauf, die N-Spurengasemissionen sowie den Nitrataustrag verschiedener Waldökosysteme untersucht werden. Außerdem zeigt sich bei Langzeitsimulationen, ob im Modell die Prozesse auch richtig abgebildet werden, die Stoffkreisläufe geschlossen sind und das Modell langfristig stabil läuft.

5.3.1 Depositionsszenarien

Am Standort Altdorf (*Pinus sylvestris* auf Podsol) folgt der Nitrataustrag stark dem Muster der N-Deposition. Dies erscheint plausibel, da auf dem gut drainierten Podsol (Textur: Ss = sandiger Sand) eine schnelle Perkolation des Bodenwassers und somit auch eine schnelle Verlagerung des im Wasser gelösten Nitrats zu erwarten ist. Zudem wird eine Bevorzugung des NH₄ gegenüber dem NO₃ bei der Aufnahme durch die Wurzel angenommen. Dadurch ergibt sich für die Stickstoffaufnahme im Mittel über die 70 Jahre ein Verhältnis des Ammonium (33 kg N ha⁻¹ a⁻¹) zum Nitrat (11 kg N ha⁻¹ a⁻¹) von 3 zu 1. Der Bestand reagiert auf den erhöhten N-Eintrag mit einem Massenzuwachs, der sich in einer relativen Erhöhung des Stammholz-Pools niederschlägt. Eine vollständige Abpufferung des gestiegenen N-Eintrags durch die Vegetation bzw. eine Abpufferung durch den Boden, ist an diesem Standort nicht zu beobachten und bei der sandigen

Textur auch nicht zu erwarten. Allerdings zeigt sich nach Reduzierung des N-Eintrags und der abschließenden Erholungsphase eine Normalisierung der N-Austragssituation. Die NO-Emissionen verweilen für den gesamten Simulationszeitraum auf einem relativ konstanten Niveau, während die N₂O-Emissionen deutlicher dem Muster des Nitrataustrags folgen. Dies hängt damit zusammen, dass das N₂O in den vorliegenden Simulationen überwiegend nitrifikatorisch gebildet wurden und die Nitrifikationsleistung am Standort positiv mit dem N-Eintragsgeschehen gekoppelt war (Abbildung 72).

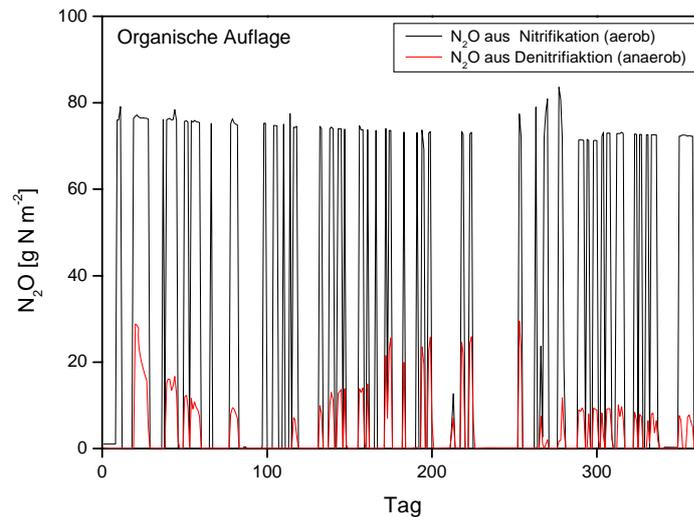


Abbildung 72: Quelle des am Standort Altdorf simulierten N₂O in der organischen Auflage. Schwarz: nitrifikatorisch gebildetes N₂O. Dargestellt ist ein Simulationsjahr. (Rot: denitrifikatorisch gebildetes N₂O des Anaerobic Balloons).

Denitrifikatorisch gebildetes N₂O macht aufgrund des gut durchlüfteten Bodens und des relativ gemäßigten Niederschlags (750-850 mm a⁻¹) einen nur sehr geringen Anteil von 3.8 % an der Gesamtemission des N₂O aus²².

Die fehlende Dynamik des Nitrataustrags am Standort Flossenbürg (Deposition 29.2 kg N ha⁻¹ a⁻¹), im Vergleich zum Standort Altdorf (21.4 N ha⁻¹ a⁻¹), dürfte vor allem mit dem weniger durchlässigen Boden zusammenhängen (mittlerer Tongehalt am Standort Flossenbürg: 13.2%, am Standort Altdorf: 1%. Mittlere Feldkapazität/Welkepunkt am Standort Flossenbürg: 312/194 mm m⁻³, am Standort Altdorf: 180/60 mm m⁻³). Der ansteigende relative Anteil des Stickstoffs im Stammholz-Pool zeigt, dass der zusätzliche Stickstoff von Beginn an zu einem Biomassenzuwachs führt, der bis zum Ende des Simulationszeitraums anhält (N-Pool Stammholz, Abb. 50). Berücksichtigt man allerdings die relativ hohen N-Einträge, sowie die Tatsache, dass auch an Fichtenstandorten eine gestiegene Zuwachsleistung in Folge von verbesserter Nährstoffversorgungen durch erhöhten N-Eintrag beobachtet wird (ROSENGREEN-BRINCK und NIHLGARD, 1995), erscheint dieser Massenzuwachs als durchaus realistisch.

Die niedrigen Spurengasemissionen am Standort Freising deuten darauf hin, dass verhältnismäßig wenig mikrobiell verfügbarer Stickstoff im Boden vorhanden ist (im Mittel: 1408 kg N ha⁻¹, im Gegensatz dazu Flossenbürg mit einem Mittel von 10059 kg N ha⁻¹). Dies zeigt sich auch an dem relativ niedrigeren Anteil des Stickstoffs im Boden-Pool, der mit ca. 70 % deutlich unter dem der Standorte Altdorf (ca. 86 %) und Flossenbürg (ca. 91 %) liegt. Am Standort Freising puffert die Vegetation einen Großteil des gestiegenen N-Eintrags ab. Der daraus resultierende relative

²² Bezogen auf die maximal in Excel darstellbare Datenmenge: 12 Jahre * 16 Schichten * 365 Tage = 65536 Zeilen. Das Klima wird über den Simulationszeitraum von 70 Jahren konstant gehalten.

Massenzuwachs des Stammholzes fällt allerdings nicht so stark ins Gewicht wie am Standort Flossenbürg. Die zeitliche Verzögerung der Reaktion des Ökosystems am Standort Freising auf den gestiegenen N-Eintrag zeigt sich auch beim zeitlichen Verlauf des Nitrataustrags. Dieser tritt erst zum Ende der Simulationsphase mit der maximalen Deposition im Jahr 2038 auf. Aber selbst hier bleiben die Nitratausträge auf einem niedrigen Niveau von $0.2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Das plötzliche Einsetzen des N-Austrags kann als der in der Literatur beschriebene Nitratdurchbruch bzw. Sättigungszustand des Ökosystems (GUNDERSEN et al., 1989 und 1991) interpretiert werden. Das dieser Durchbruch zeitverzögert stattfindet - hier z.B. erst mit dem Rückgang der N-Deposition - hängt damit zusammen, dass der Abbau des Stickstoffs in den jeweiligen Pools sowie die Tiefenverlagerung zeitlich determinierte Prozesse sind. Das bedeutet, dass mit steigender N-Verfügbarkeit, induziert durch steigende N-Depositionen, zunächst mehr von Pflanzen und Mikroorganismen immobilisiert wird. Ist das N-Angebot irgendwann höher als die Immobilisation kann es zu einem sprunghaften Anstieg der N-Austräge kommen.

Diese Simulationsergebnisse stehen im Einklang mit den in der Literatur beschriebenen Zusammenhängen zwischen Nitrataustrag und sich ändernder N-Deposition (MACDONALD, 2002; GUNDERSEN, 2006). Sie folgen somit auch der von GUNDERSEN (1989, 1991) beschriebenen Hypothese der Reaktion von Ökosystemen auf gestiegenen N-Eintrag, wie sie in Abbildung 73 dargestellt ist.

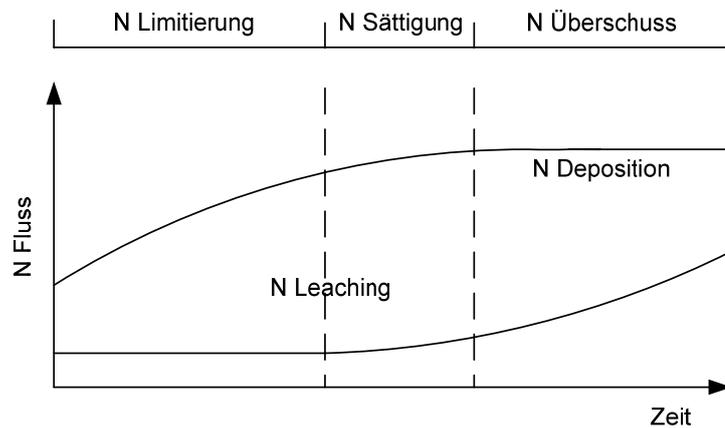


Abbildung 73: Hypothese der Reaktion von bewirtschafteten Waldökosystemen auf gestiegene N-Einträge nach GUNDERSEN (2006).

Der unmittelbare Anstieg des Nitrataustrags am Standort Altdorf infolge des gestiegenen N-Eintrags, deckt sich mit den Beobachtungen, die beispielsweise im Rahmen des NITREX-Projektes (Nitrogen Saturation Experiments) an europäischen Waldstandorten gemacht wurden. So zeigen die NITREX-Standorte mit sandigen Böden (z.B. Speulderbos: *Pseudotsuga menziesii* auf Podsol; Ysselsteyn: *Pinus sylvestris* auf humosem Eisenhumus-Podsol) bei den N-Sättigungsexperimenten vergleichbare Reaktionen auf den gestiegenen und reduzierten N-Eintrag (WRIGHT et al., 1995). Im Rahmen der NITREX-Feldstudien zeigt sich aber auch an manchen Standorten eine weniger deutliche bzw. deutlich gehemmtere Reaktion des Nitrataustrags auf den gestiegenen N-Eintrag. (Abbildung 3 in WRIGHT et al., 1995). Diese gedämpften und verzögerten Reaktionen des Nitrataustrags auf steigenden N-Eintrag wurden auch im Rahmen der Depositionsszenarien an den Standorten Flossenbürg und Freising beobachtet. Somit sind die Ergebnisse der Standorte Flossenbürg und Freising ebenso wie der von Beginn an existierende NO_3^- -Austrag auf dem sehr durchlässigen sandigen Boden des Standort Altdorf, realistische Szenarien. Dass der Standort Altdorf (Podsol) dabei den höchsten Nitrataustrag aufweist und am deutlichsten auf die veränderten Eintragsbedingungen reagiert, steht im Einklang mit den Experimenten von GAINES et al. (1994), die den Einfluss der Textur auf die Nitratverlagerung untersucht hat. So zeigte sich bei GAINES et al., (1994) in einem sandigen Boden ein verringertes Rückhaltevermögen von Nitrat, im Vergleich zu Böden mit der Textur eines lehmigen Sands bzw. eines sandigen Tons.

Was die prozentualen N-Anteile der einzelnen Pflanzen- und Boden-Pools anbelangt, so zeigen sich an den Standorten Altdorf und Freising durchaus realistische Trends. So stellt sich bei der Kiefer am Standort Altdorf nach ca. 40 Simulationsjahren (Baumalter von ca. 130-150 Jahre) ein Zustand ein, in dem kein Massenzuwachs mehr zu beobachten ist. Damit folgt die Kiefer an diesem Standort deutlich den in dem Ertragstafeln von SCHOBER (1977) beschriebenen Abklingen des Zuwachs bei starker Durchforstung und einem Bestandesalter von über 120 Jahren. Zwar gelten die Ertragstafeln aufgrund der veränderten Umweltbedingungen und der vielerorts verbesserten Nährstoffversorgung als veraltet (PRETZSCH, 1992; SCHÖPFER et al., 1994, 1997; MOOSMAYER et al., 1996), da jedoch der nährstoffarme sandige Standort Altdorf den Großteil seines gestiegenen N-Inputs wieder in Form von Nitrat ausgibt, erscheint eine konservative Abschätzung der Zuwachsrate als realistisch. Der Bestandszuwachs macht sich in einem Rückgang des Boden-Stickstoffpools bemerkbar, aus dem die Vegetation ihren Bedarf deckt (Abb. 45).

Am Standort Freising zeigt sich im Laufe des Szenarios kein deutlicher Massenzuwachs mehr (Anteil des Stammholz-Pools; Abb. 51). Dies hängt damit zusammen, dass der Buchenbestand zu Beginn der Simulation bereits ein Alter von 120-130 Jahren hat und somit bereits in seiner Baumgröße und Dichte nahezu ein standortspezifisches Maximum erreicht. Mit steigendem N-Eintrag kommt es in Folge dessen nur noch zu einer leichten Zunahme des Anteils des Wurzel-Pools sowie des Reserve-Pools aufgrund der höheren N-Konzentration. Dieser ist später mit Abnahme der N-Depositionen ebenfalls wieder rückläufig.

5.3.2 Klimaänderung und N-Austräge

Um die Auswirkungen von veränderten Klimabedingungen auf den Stickstoffkreislauf von Waldökosystemen zu untersuchen, wurden zwei Zeitreihen simuliert. Eine Zeitreihe reicht von 1991 bis 1999, die andere von 2031 bis 2039. Die für die Simulation benötigten Eingangsdaten basieren auf den zuvor berechneten Klimaszenarien des gekoppelten Klima-Chemie-Modells MCCM (Multiscale and Chemistry Modell, GRELL et al. 2000). Die Simulationsergebnisse wurden anschließend miteinander verglichen und die Veränderung der N-Austräge (Jetztzeit zu Zukunft) berechnet.

Die Reaktion der N-Austräge auf die veränderten Klimabedingungen weisen einen deutlichen Trend auf. Die Modellsimulation zeigen, dass die prognostizierten Klimaveränderungen für den Zeitraum 2031-2039 zu einer weiteren Erhöhung der N-Spurengasemissionen aus Deutschlands Wäldern führen könnten. Hierbei waren im Vergleich zum Jetztzeitklima unter veränderten Klimarahmenbedingungen die NO-Emissionen um +11.9% und die N₂O Emissionen sogar um +22% erhöht. Ein gegenläufiger Trend wurde für den Nitrataustrag sichtbar. Hier reduzierten sich die Nitratausträge unter Wald unter zukünftigen Klimabedingungen im Vergleich zu derzeitigen Klimabedingungen um -18 %.

Betrachtet man die in Tabelle 18 aufgeführten absoluten und relativen Veränderungen der N-Austräge und die der wichtigsten Klimaparameter (Temperatur und Niederschlag) auf Basis der Jahreszeiten, zeigt sich, dass die Modellsimulationen in genereller Übereinstimmung mit früheren, bereits publizierten Arbeiten sind (siehe Literatur im weiteren Verlauf dieses Kapitels).

Der Nitrataustrag korreliert positiv mit den Veränderungen des Niederschlags in den einzelnen Jahreszeiten. So bewirkt die Zunahme des Niederschlags im Winter eine Erhöhung der Sickerwassermengen und des Nitrataustrags. Der Rückgang des Niederschlags im Frühling, Sommer und Herbst hingegen, führt zu einer deutlichen Abnahme der Sickerwasserspende und der an diesen gekoppelten NO₃⁻-Austrägen (Frühling = -42.9 %, Sommer -19.1 %, Herbst = -8.4 %). Die Bedeutung des Niederschlags für die Nitratkonzentration und somit für den Nitrataustrag wurde auch in zahlreichen Feldstudien untersucht und belegt (CALLESEN, 1999; STODDARD, 1994). So zeigt sich an Waldstandorten in Europa, dass die Nitratkonzentrationen im Winter signifikant ($p < 0.011$) niedriger sind als im Sommer (KRISTENSEN et al., 2004), was u.a. auf einen Verdünnungseffekt in Folge höherer Bodenwassergehalte als Folge höherer Niederschläge zurückzuführen ist. Zusätzlich zum höheren Niederschlag sinkt im Winter, bedingt durch die geringere Sonneneinstrahlung und die niedrigeren Temperaturen auch die Evapotranspiration des

Bestands und damit die Wasserentnahme. Dieser generelle jahreszeitliche Effekt wird im Fall der Szenarien noch durch die Klimaveränderung verstärkt, die von einer Zunahme der Winterniederschläge ausgeht (Tabelle 18). Da die Menge des ausgetragenen Nitrats aber wesentlich von dem Produkt aus Stoffmenge und Wassermenge abhängt, spielt auch die jahreszeitlich bedingte Reduzierung der Nitratimmobilisierung durch Vegetation und Mikroorganismen eine wichtige Rolle. So ist im Winter aufgrund der reduzierten biologischen Aktivität mit einer verringerten Nährstoffaufnahme zu rechnen. Dies führt zu einer relativen Anreicherung, die ihrerseits wiederum den Nitrataustrag ansteigen lässt. Bei den für die Szenarien verwendeten Klimadaten kommt es deshalb im Winter (Tabelle 18) zu einer deutlichen Zunahme der Nitratverluste.

Die N-Spurengasemissionen reagieren deutlich auf die insgesamt in allen Jahreszeiten signifikante Zunahme der Temperatur. Dies steht im Einklang mit zahlreichen Labor und Feldstudien, in denen ein stimulierender Effekt der Temperatur auf die NO und N₂O -Emissionen festgestellt wurde (z.B. GRANLI und BÖCKMANN, 1994; BRUMME, 1995; PAPEN und BUTTERBACH-BAHL, 1999). Die größte Zunahme der N-Spurengasemissionen ist daher auch im Winter und Frühjahr zu verzeichnen, also in den Jahreszeiten, in denen auch der Temperaturanstieg (Winter = + 1.2° C; Frühling = + 1.5° C) für das Zukunftsklima am stärksten ausgeprägt ist. Die Niederschlagsveränderungen haben in zweierlei Hinsicht Auswirkungen auf die N-Spurengasemissionen. Zum einen werden durch den Rückgang des Niederschlags im Frühling, Sommer und Winter die Böden tendenziell trockener und es herrschen zunehmend aerobe Bedingungen, was wiederum die Bildung von nitrifikatorischen NO und N₂O begünstigt. Zum anderen steigt durch die Zunahme des Niederschlags im Winter (im Mittel um +59mm a⁻¹) die Bodenfeuchte, was zu vermehrt anaeroben Bedingung in den Wintermonaten und damit erhöhter denitrifikatorischer N₂O Bildung führen kann. Zunehmend anaerobe Bedingungen werden vom Modell aber auch als Reaktion einer erhöhten, durch Temperaturzunahme bedingter Wurzelatmung (= Sauerstoffkonsumtion) simuliert. Diese Zusammenhänge stehen im Einklang mit Laborstudien zu NO und N₂O Emissionen (z.B. NOMMIK, 1956; KEENEY et al., 1979).

Sollte sich also die Veränderung des Klimas in Deutschland im Rahmen der von den Szenarien beschriebenen Grenzen bewegen, dürfte es in vielen Waldgebieten Deutschlands zu einem Rückgang der Gesamtjahressickerwasserspende und – auch bei gleich bleibenden N-Depositionswerten – einer Abnahme des Nitrataustrags kommen. Letztlich müssen diese Ergebnisse jedoch noch als vorläufig betrachtet werden, da der Simulationszeitraum jeweils nur 10 Jahre betrug. Für eine besser abgesicherte Aussage wäre die Nutzung von transienten Klimasimulationen notwendig gewesen, d.h. die konitnuierliche Modellierung von Jetztzeitbedingungen bis zu zukünftigen Klimabedingungen. Da diese Antriebsdaten jedoch nicht vorlagen, konnten solche Simulationen nicht durchgeführt werden.

5.4 Stoff- und Massenbilanzen der Wälder Deutschlands

Nitataustrag

Für die Waldgebiete Deutschlands wurde im Jahr 2000 ein Nitrataustrag von 44.2kt berechnet. Daraus ergibt sich ein mittlerer Nitrataustrag von 4.5 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

Betrachtet man das regionale Verteilungsmuster (Abb. 52), wird deutlich, dass der Nitrataustrag dem Muster der Deposition (Abb. 54) und des Niederschlags (Abb. 53) folgt. Dies kann man bei der direkten Gegenüberstellung von N-Eintrag und N-Austrag deutlich erkennen (Abb. 74). Jedoch weisen die Daten eine deutliche Variabilität auf, die auf den unterschiedlichen N-Status der Standorte hindeutet. Es zeigt sich beispielsweise eine vollständige Retention bis zu Einträgen von ca. 37 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Insgesamt erklärt die Deposition zu 43 % die Variabilität des Nitrataustrags. Zu einem vergleichbaren Ergebnis ist GUNDERSEN et al. (2006) bei der Untersuchung der Nitratusträge von 78 europäischen Waldstandorten gekommen (R² = 0.49).

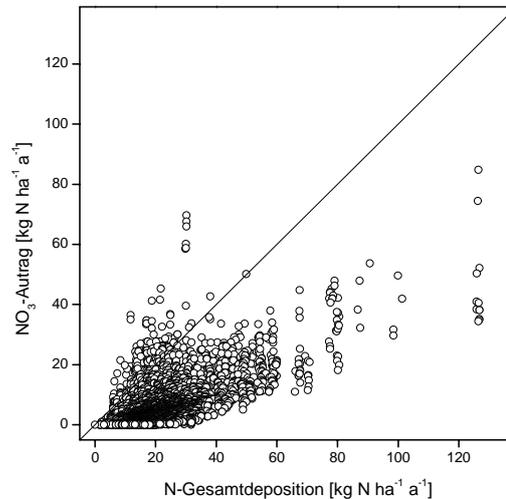


Abbildung 74: Zusammenhang zwischen N-Gesamtdeposition und Nitrataustrag. $\text{NO}_3\text{-Austrag} = 0.24 * \text{Deposition}$ ($R^2 = 0.43$ ($p < 0.001$, $n = 19501$)). Simulationsergebnisse mit dem Forest-DNDC für das Jahr 2000.

Die deutliche Abhängigkeit des Nitrataustrags von der N-Deposition zeigt sich auch bei genauerer statistischer Analyse der Daten. Eine Multiple lineare Regression über den NO_3^- -Austrag für das Jahr 2000, mit den Einflussvariablen Deposition, Niederschlag, Corg-Gehalt, Tongehalt, Temperatur, pH-Wert und Lagerungsdichte liefert ein Regressionsmodell mit den aufgenommenen Variablen der Deposition, des Niederschlags, des Kohlenstoffgehalts sowie des Tongehalts mit einem korrigierten R^2 von 0.63. Zudem hat sich im Zuge der Sensitivitätsanalyse (Kapitel 4.4) herausgestellt, dass der Niederschlag der sensitivste Faktor für den Nitrataustrag ist. In Anbetracht dieser Zusammenhänge ist es plausibel, dass vor allem die Bereiche der Mittelgebirge (Bayerischer Wald, Schwarzwald, Odenwald, Spessart, Thüringer Wald, Erzgebirge, Rhön, Harz und Rheinisches Schiefergebirge) sowie des Alpenrands, in denen die höchsten Niederschläge zu verzeichnen sind, auch erhöhte Nitratausträge aufweisen (Abb. 52). Hinzu kommt, dass z.B. im Alpenvorland überwiegend durchlässige Böden (Rendzinen, Pararendzinen) vorherrschen, die eine schnelle Perkolations des Bodenwassers ermöglichen und so ihrerseits das Austragsrisiko erhöhen (Abb. 26). Die Bereiche hoher Nitratausträge im Nordwesten Deutschlands sind vor allem auf die dort vorherrschenden hohen N-Depositionen (Abb. 54) sowie die überwiegend durchlässigen Böden (Podsole) zurückzuführen (Abb. 26). Die in den Mittelgebirgen vorherrschenden Braunerden (Abb. 26) stellen aufgrund ihrer Eigenschaften mit SOC-Gehalten von 0.4 - 3.5 %, pH-Werten von 3.7 - 7.7 und Tongehalten von 5 - 30 % keine eindeutige Gruppe dar. Bei niedrigen pH-Werten können sie jedoch durchaus ein erhöhtes Austragsrisiko aufweisen.

Letztlich spielt die Vegetation eine große Rolle. Zahlreiche Untersuchungen haben gezeigt, dass Fichtenstandorte ein deutlich höheres Nitrataustragsrisiko aufweisen als vergleichbare Standorte mit Laubbäumen (z.B. ROTHE, 2002). Zu dem gleichen Ergebnis kommt die Nitratinventur Bayern (MELLERT *et al.*, 2005), in der das Risiko des Nitrataustrags für Laubbölzer als gering, für Mischbestände als mittel und für reine Fichtenbestände als hoch angegeben wird. Da große Gebiete der Mittelgebirge und des Alpenvorlands von Fichten dominiert werden (BMELF, 1997), scheint die Bestandszusammensetzung einen Einfluss auf die Höhe des modellierten Nitrataustrags zu haben und trägt so zum oben beschriebene Verteilungsmuster des Nitrataustrags bei.

Sickerwasser

Das in Abbildung 55 dargestellte regionale Verteilungsmuster der simulierten Sickerwasserspende weist eine gute Übereinstimmung mit den Angaben und der regionalen Verteilung der Sickerwasserate aus dem Hydrologischen Atlas Deutschlands (HAD) auf. Forest-DNDC simuliert

für das Jahr 2000 eine Sickerwasserspende unterhalb der Wurzelzone von im Mittel 280 mm a^{-1} . Der Schwankungsbereich, der auf $0\text{-}2100 \text{ mm a}^{-1}$ berechnet wird, ist somit nahezu identisch mit dem, der im Hydrologischen Atlas (BMU, 2003) für die mittleren jährlichen Sickerwasserraten ($0\text{-}2000 \text{ mm a}^{-1}$ bzw. $0\text{-}2400 \text{ mm a}^{-1}$) aus Böden Deutschlands angegeben wird.

Nitratkonzentration

Aufgrund der positiven Erfahrung bezüglich der Güte der mit Forest-DNDC simulierten Wasserhaushaltskomponenten, wie beispielsweise des Bodenwassergehalts und der Sickerwassermenge, wurde aus den simulierten jährlichen Sickerwasserraten und Nitratausträgen die mittlere jährliche Nitratkonzentration (in mg N l^{-1}) in der Bodenlösung berechnet. Die regionale Darstellung in Abbildung 56 sowie die statistische Auswertung der Daten hat gezeigt, dass die N-Belastung der Waldökosysteme unter Umständen als deutlich kritischer betrachtet werden muss als es die Darstellung der regionalen Nitratkonzentrationen auf den ersten Blick vermuten läßt. Dabei gelten die von der UN und dem ECE herausgegebenen Grenzwerte für die Stickstoffkonzentration in der Bodenlösung als Maßstab. Hierbei sind, wie bereits in der Einleitung erwähnt, vor allem die Grenzwerte für das Auftreten von Ungleichgewichten bei der Nährstoffversorgung (0.2 mg N l^{-1} für Nadelbäume und 0.4 mg N l^{-1} für Laubbäume) zu nennen. Oberhalb dieser Grenzwerte ist der Annahme nach die Verfügbarkeit von basischen Kationen wie Ca, Mg und K und nicht der Stickstoff der limitierende Faktor für das Pflanzenwachstum. Auch der durch Alterra und dem Coordination Centre for Effects (DE VRIES et al., 2007) erarbeitete Grenzwert der N-Konzentration in der Bodenlösung, oberhalb dessen es verstärkt zu Vegetationsveränderungen (3 mg N l^{-1}) kommen kann, bietet sich für eine kritische Betrachtung der Simulationsergebnisse an.

Die Häufigkeitsverteilung der simulierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unter Wald zeigt, dass lediglich 25% der Standorte unter dem Grenzwert von 0.4 mg N l^{-1} und nur 12% unter dem von 0.2 mg N l^{-1} liegen. Dies bedeutet, dass 75% der Standorte im Jahr 2000 den Grenzwert von 0.4 mg N l^{-1} überschreiten und somit eine potentielle Gefährdung für ein Ungleichgewicht bei der Nährstoffversorgung aufweisen. Überprüft man die N-Konzentrationen hinsichtlich des Grenzwertes für Biodiversität von 3 mg N l^{-1} zeigt sich, dass immer noch ca. 10% der Standorte diesen überschreiten.

Auf der Basis der Simulationen für das Jahr 2000 lässt sich für die Waldgebiete Deutschlands sagen, dass keiner der Standorte im Sickerwasser eine Nitratkonzentration aufweist, die den nationalen Grenzwert für Trinkwasser von $25 \text{ mg NO}_3 \text{ l}^{-1}$ überschreitet. Da Brunnen zur Trinkwassergewinnung unter Wald in der Regel tiefer gründen als 1 m, kann davon ausgegangen werden, dass sich die Nitratkonzentration des Sickerwassers auf dem Weg von der ungesättigten in die gesättigte Zone (Aquifer) durch Verdünnung und durch den Prozess der Denitrifikation noch deutlich reduzieren wird. Dies zeigt sich auch an der Tatsache, dass der überwiegende Anteil von unter Wald gewonnenem Trinkwasser, sehr geringe Belastungen aufweist und ohne größere Aufbereitung direkt genutzt werden kann.

N-Spurengasemissionen

Die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Berechnungen zu den N-Austrägen der Waldgebiete der Bundesrepublik bewegen sich für die N_2O -Emissionen (Forest-DNDC: $1.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) in dem Bereich dessen, was von KESIK et al., 2005 mit PnET-N-DNDC für die Wälder der Bundesrepublik Deutschland ($0.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) simuliert wurde. Die vom Forest-DNDC modellierten durchschnittlichen NO -Emissionen liegen mit $0.9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ jedoch unter denen des PnET-N-DNDC mit $1.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Tabelle 21).

Tabelle 21: Vergleich der Simulationsergebnisse des Forest-DNDC und des PnET-N-DNDC für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000.

	Forest-DNDC		PnET-N-DNDC*	
Jahr	2000		2000	
Fläche	9921		11785	
	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kt]	[kg N ha ⁻¹ a ⁻¹]	[kt]
NO-Emissionen	0.9	8.8	1.3	15.3
N ₂ O-Emissionen	1.0	9.7	0.8	9.1

* (Kesik et al., 2005)

Die Abweichungen bei den N-Emissionen hängen hauptsächlich damit zusammen, dass sich die Eingangsdaten der beiden Modelle unterscheiden. Das von Kesik et al. (2005) berechnete Kataster basiert auf einem 50x50 km EMEP- Raster (European Monitoring and Evaluation Program). Die Standortinformationen stammen von der Soil Geographical Data Base of Europe (SGDBE)²³. Die meteorologischen Daten für das Jahr 2000 in täglicher Auflösung kommen aus dem EMEP MSC-W Oxidant Model (SANDNES-LENSCHOW and TSYRO, 2000; SIMPSON et al., 2003) und beinhalten Informationen zur durchschnittlichen Lufttemperatur, dem Niederschlag sowie zur photosynthetisch aktiven Strahlung (PAR).

Bei den vom Forest-DNDC verwendeten Daten handelt es sich um Vektordaten. Die Informationen zur Beschreibung des Bodens basieren auf der Beschreibung der 72 Leitbodenarten der BÜCK (Bodenübersichtskarte, Kapitel 3.7.1). Die meteorologischen Daten stammen vom Deutschen Wetterdienst. Es werden ca. 1500 der Klimastationen als nächst gelegene Station für die Waldflächen der Bundesrepublik Deutschland genutzt.

Die Eingangsdaten beider Modelle unterscheiden sich somit in ihrer Struktur, der räumlichen Auflösung und dem Inhalt deutlich voneinander, so dass Abweichungen bei den Ergebnisse der Modellapplikationen nicht überraschen. Welchen Einfluss die Eingangsdaten auf die Simulationsergebnisse des Forest-DNDC haben, zeigt sich, wenn man die Einflussvariablen für die NO und N₂O-Emissionen mit Hilfe einer multiplen linearen Regressionsanalyse untersucht. Für NO sind es der pH-Wert, der Corg-Gehalt und Lagerungsdichte, die zusammen ein Regressionsmodell mit einem R² von 0.57 (Tabelle 22) ergeben. Für die N₂O Emissionen liefert ein Regressionsmodell mit den Einflussvariablen Tongehalt, Corg-Gehalt, Temperatur, pH-Wert und Deposition ein R² von 0.78.

Tabelle 22: Gütemaße der Regressionsmodelle für NO und N₂O- Emissionen des Forest-DNDC für das Jahr 2000.

	R*	R ²	Einflussvariablen
NO	0.75	0.57	pH**, Corg**, Lagerungsdichte**
N ₂ O	0.88	0.78	Tongehalt**, Corg**, Temperatur**, pH**, Deposition**

*Korrelationskoeffizient nach Pearson

Einflussvariablen: Ton, Corg, Temperatur, pH, Deposition, Niederschlag, Lagerungsdichte

** Die Korrelation der abhängigen Variablen (NO, N₂O) zu den Einflussvariablen ist auf einem Niveau von 0.000 signifikant.

Der Zusammenhang zwischen den N-Spurengasemissionen und den pedologischen und klimatischen Einflussfaktoren, steht im Einklang mit den Feldstudien. So wurde bei Untersuchungen auf Standortebeine herausgefunden, dass die Variabilität von N₂O-Emissionen maßgeblich von Bodeneigenschaften wie SOC-Gehalt, pH-Wert und N-Deposition beeinflusst wird

²³ Die Soil Geographical Data Base of Europe (SGDBE), ist ein Bestandteil der European Soil Data Base des Joint Research Centre (JRC) in Ispra, Italien und des International Food Policy Research Institute (IFRI) sowie des International Soil Reference und Information Centre (ISRIC) in Wageningen, Holland (<http://www.isric.org>).

(PAPEN und BUTTERBACH-BAHL, 1999; BRUMME et al., 1999, ZECHMEISTER-BOLTENSTERN et al., 2002, JUNGKUNST et al., 2004).

N-Retention

Die regionale Darstellung der N-Retention der Waldgebiete Deutschlands (Abb. 60 zeigt dass an den Standorten, an denen die N-Deposition kleiner $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (12% der Standorte) ist, die Nitratausträge unbedeutend sind (Mittelwert: $1.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Insgesamt weisen 28% der Standorte einen Nitrataustrag kleiner $1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Für die Standorte mit einer Deposition von $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (56% der Standorte) beträgt der mittlere Nitrataustrag $2.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ab einer N-Deposition von größer $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (32% der Standorte) beträgt der mittlere Nitrataustrag bereits $7.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für die Standorte mit einer N-Deposition größer $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ bedeutet dies ist einen überdurchschnittlichen Anstieg um das dreifache. Dieser deutliche Anstieg ab Schwellenwert größer $20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, könnte ein Anzeichen für eine weitestgehende Stickstoffsättigung der Waldökosysteme aufgrund von chronischer atmogener N-Deposition sein, wie es in der Literatur beschrieben wird (DISE und WRIGHT, 1995; RENNINGBERG et al., 1998; MELLERT, 2005).

Eine Zusammenstellung von N-Input-Output-Untersuchungen in temperaten Wäldern Europas z.B. im Rahmen des EU geförderten Vorhabens NITREX wies darauf hin, dass atmogene N-Einträge von über $10 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ im Freilandniederschlag zu erhöhten Nitratausträgen unterhalb der Wurzelzone führen können (DISE und WRIGHT, 1995; GUNDERSEN 1995). Dies gilt insbesondere für Standorte, in denen die C-N Verhältnisse der organischen Substanz im Auflagehorizont oder im obersten Mineralboden Werte kleiner 25 aufweisen (MACDONALD, et al 2002; BORKEN und MATZNER, 2004). In der Bundesrepublik Deutschland konnte dies insbesondere durch Studien z.B. im Bayerischen Wald, im Erzgebirge sowie im tertiären Hügelland nachgewiesen werden. Dabei wurde zudem ein signifikanter Baumarteneffekt beobachtet. Während unter Fichte sehr hohe Nitratausträge festzustellen waren (z.B. ROTHE et al., 1999; MACDONALD et al., 2002), war der Nitrataustrag unter Buchenbeständen eher gering (z.B. ROTHE et al., 2002). Bei Betrachtung der simulierten NO_3 -Austräge nach Depositionsklassen (Abb. 75) zeigt sich ein vergleichbares Muster wie es GUNDERSEN et al. (2002) für europäische, oder ABER et al. (2003) für nordamerikanische Waldstandorte herausgefunden haben.

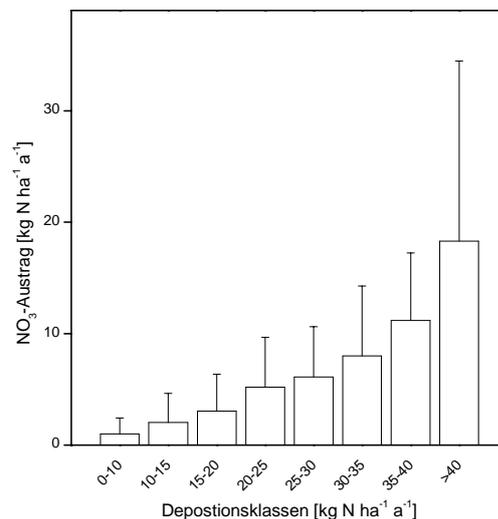


Abbildung 75: Mittlerer Nitrataustrag verschiedener Depositionsklassen (Simulationsjahr 2000) sowie deren Standartabweichung. Die Nitratausträge der einzelnen Depositionsklassen unterscheiden sich signifikant voneinander ($p < 0.001$).

Dass die Ergebnisse des Forest-DNDC in realistischen Größenordnungen liegen, zeigt ein Vergleich von Modellergebnissen mit den Ergebnissen der Nitratinventur (NI) in Bayern (Abb. 76 und 77) (MELLERT, 2005). Bei der bayerischen Nitratinventur (NI) wurde von September 2001 bis Dezember 2002 an 399 Standorten der Nitrataustrag unterhalb des Hauptwurzelraums mittels der Nitratkonzentration und der Feldkapazität abgeschätzt. Diese Methode stellt nach MELLERT (2003) eine gute Grundlage für die konservative Schätzung von Nitratausträgen dar.

Für ca. 31% der im Rahmen der Nitratinventur (NI) untersuchten Standorte wurden Konzentrationen von weniger als 2.5 mg N l⁻¹ gemessen. In etwa 15 % der Standorte wurde der ehemalige Richtwert für Trinkwasser von 25 mg l⁻¹ überschritten. Ca. 8% überschritten den Grenzwert des gesetzlichen Trinkwasserwertes von 50 mg l⁻¹.

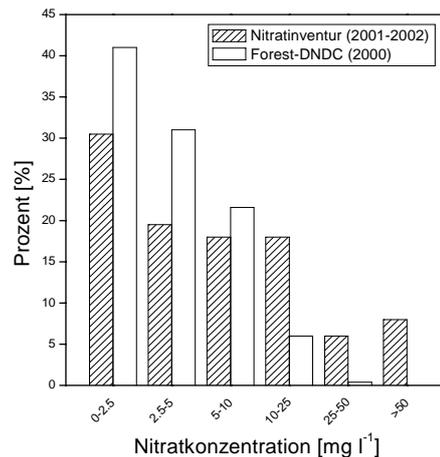


Abbildung 76: Vergleich der Nitratkonzentration²⁴ aus der Nitratinventur 2001-2002 (MELLERT, 2005) (n = 373) mit den Modellergebnissen für die bayerischen Waldgebiete Jahr 2000 (n = 5112).

Die Ergebnisse des Forest-DNDC für das Jahr 2000 liegen bei den niedrigen Konzentrationsklassen 0-2.5 mg l⁻¹ und 2.5-5.0 mg l⁻¹ über den Ergebnissen der Nitratinventur. Das Modell simuliert für ca. 41% der Standorte eine Konzentration von 0-2.5 mg l⁻¹ und für ca. 31% eine Konzentration von 2.5-5.0 mg l⁻¹. Sowohl das Forest-DNDC, als auch die NI sehen ca. ein Fünftel der Standorte in der Klasse von 5-10 mg l⁻¹. Bei der Konzentrationsklasse von 25-50 mg l⁻¹ liegt das Forest-DNDC mit einem Anteil von ca. 0.4% der Standorte (NI ca. 6%) deutlich unter den Ergebnissen der Nitratinventur. Das Modell simuliert für keinen der bayerischen Waldstandorte eine Konzentration über dem Grenzwert für Trinkwasser von 50 mg l⁻¹. Detailliert betrachtet zeigt sich auf Basis der Modellergebnisse, dass ca. 34% der Standorte den von der UN/ECE (2004) (in: DE VRIES et al., 2007) festgelegten Richtwert von 1.8 mg l⁻¹ unterschreiten, unterhalb dessen es noch nicht zu einem Ungleichgewicht in der Nährstoffversorgung kommt (DE VRIES et al., 2007).

Der Vergleich der modellierten Nitratausträge zu den abgeschätzten Austrägen der Nitratinventur (Abb. 77) zeigt eine gute Übereinstimmung für die Austragsklassen 0-5 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Die Nitratinventur hat ergeben, dass ca. 66% der Standorte unterhalb des Schwellenwertes von 5 kg N ha⁻¹ a⁻¹ liegen. Beim Forest-DNDC sind es ca. 74 % der Standorte. Sowohl die Nitratinventur als auch das Forest-DNDC sehen 20% der Standorte in der Austragsklasse 5-15 kg N ha⁻¹ a⁻¹.

²⁴ * Für den Vergleich mit den Konzentrationsklassen aus der Nitratinventur Bayern, wurden die simulierten Nitratkonzentrationen von NO₃-N auf NO₃ [mg l⁻¹] umgerechnet.

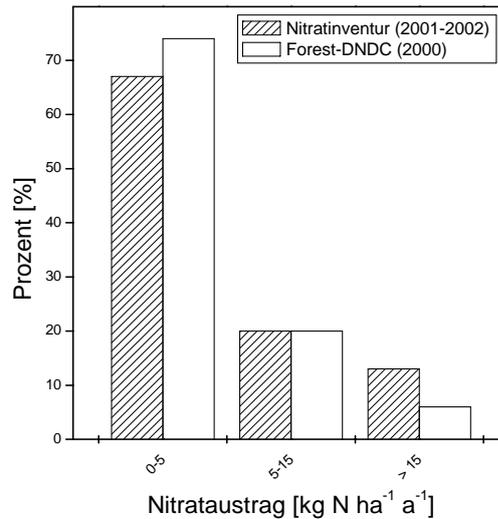


Abbildung 77: Vergleich des bestimmten Nitrataustrags aus der Nitratinventur 2001-2002 (MELLERT, 2005) (n = 373) mit den Modellergebnissen für die bayerischen Waldgebiete im Jahr 2000 (n = 5112).

Der direkte Vergleich der Modellergebnisse mit denen der Nitratinventur ist äußerst schwierig. Dies hängt damit zusammen, dass die Ergebnisse aus der Inventur auf Punktmessungen an Standorten basieren, wohingegen die Modellergebnisse aus den Mittelwerten der einzelnen Teilflächen eines Polygons berechnet werden. Hinzu kommt, dass die Niederschlagsmengen, die sowohl für die Simulation der Nitratkonzentration als auch für die des Nitrataustrags sensitiv sind, sich deutlich von den tatsächlichen Niederschlagsmengen am Standort unterscheiden können. Vor diesem Hintergrund ist es umso bemerkenswerter, dass sich mit dem Forest-DNDC so gute Ergebnisse, besonders für den Nitrataustrag erzielen lassen.

6 Zusammenfassung

- *Modellentwicklung*

Die strukturelle Veränderung des PnET-N-DNDC zum modularisierten Forest-DNDC im MOBILE-Framework kann, wie diese Arbeit zeigt, als abgeschlossen und getestet gelten. Vor allem die Möglichkeit der schichtspezifischen Parametrisierung des Bodenprofils hat maßgeblich zur Verbesserung des modellierten Wasserhaushalts und der biogeochemischen Prozesse im durchwurzelten Bodenporenraum beigetragen. Zudem hat die Implementierung von Routinen zur Beschreibung der quantitativen Verteilung und der qualitativen Veränderung des organischen Kohlenstoffs mit der Tiefe für eine erhöhte Flexibilität in der regionalen Anwendung des Modells geführt.

Eine Verbesserung der Initialisierung könnte erzielt werden, wenn neben dem organischen Kohlenstoff auch dessen C/N-Verhältnis, das für die Modellierung von C- und N-Umsetzungsprozessen und –austragen von großer Bedeutung ist, schichtspezifisch initialisiert werden könnte. Bezüglich der verwendeten Triebkraftdaten ist darauf hinzuweisen, dass zur Zeit im Modell angenommen wird, dass alle Deposition als feuchte Deposition niedergeht. Da dies vor allem die Dynamik der Deposition nur ungenau widerspiegelt (z.B. Einträge nur bei Regen, keine Akkumulationseffekte nach längerer Trockenheit) wäre es wünschenswert, wenn man einen Ansatz zur Berechnung der Trockendeposition implementieren könnte. Dieser sollte die vom Bestand abhängigen Auskämm- und Akkumulationseffekte berücksichtigen.

Die Beschreibung von Umsetzungsprozessen auf verschiedenste Umweltbedingungen wurde in dieser Arbeit nicht analysiert sondern diese wurden als gegebene und evaluierte Modellkomponenten akzeptiert. Es ist aber zu vermuten, dass die Breite der Standortbedingungen die hier betrachtet worden sind, über den Bereich der Evaluierung der meisten Prozesse hinausgeht. Daher sind weitere Evaluierungen von Einzelprozessen über möglichst weite Umweltbedingungen wünschenswert. Dabei ist zu berücksichtigen, dass manche Parameter an Messungen angepasst (gefittet) worden sind, die im Modell als Zusammenspiel verschiedener Prozesse beschrieben werden. Bei einer Veränderung nur eines der beeinflussenden Prozesse ist in der Regel eine Neu-Kalibrierung der beteiligten Parameter notwendig. Da dies aufwendig ist aber unter Umständen häufig vorkommen kann, wäre es hilfreich, wenn automatische Kalibrierungsverfahren (z.B. Bayesian Calibration) zum Einsatz kommen könnten. Erste Versuche hierzu wurden bereits erfolgreich im Rahmen von anderen Projekten am IMK-IFU durchgeführt.

- *Datengrundlage und Datenverfügbarkeit*

Als großes Problem für die Evaluierung des Modells, erwies sich die Heterogenität und Qualität der vorhandenen Messdaten und Standortparameter sowie eine Abschätzung der Messfehler bzw. der kleinräumlichen Variabilität von Eingangsdaten. Auch das Fehlen von Klimadaten erschwerte den Einsatz des Modells und führte von vorneherein zu Ungenauigkeiten, was sich vor allem bei den Simulationen der Nitratkonzentration bemerkbar machte. Im Falle der Level-II-Standorte hängt das vor allem mit der dezentralen Zuständigkeit verschiedener Behörden/Forschungseinrichtungen für die einzelnen Messstandorte zusammen. So wurden beispielsweise die gemessenen Bodenwassergehalte an vielen Standorten von Länderseite nicht zur Verfügung gestellt, obwohl dies im Rahmen dieses Projektes versprochen worden war. Letztendlich wäre diese Arbeit aber nicht durchzuführen gewesen, wenn nicht doch eine ausreichende Menge brauchbarer Daten zur Verfügung gestanden wäre.

- *Modellvalidierung*

Zur Validierung des Modells wurden die Simulationsergebnisse des Bodenwassergehalt, der N₂O und NO-Emissionen, der Nitratkonzentration mit Freilandmessungen verschiedener deutscher Waldstandorte verglichen. Die gemessenen Bodenwassergehalte wiesen an den

einzelnen Standorten und Tiefen im Mittel Werte von $7.6 - 41.5 \text{ mm m}^{-3}$ auf. Die simulierten Wassergehalte schwankten im Mittel zwischen $6.6 - 47.2 \text{ mm m}^{-3}$. Insgesamt konnte das Modell 60 % der Varianz des Bodenwassergehalts an allen Standorten und über alle Bodenschichten erklären. Für die Validierung der Sickerwassermenge und anderer Wasserhaushaltsflüsse standen nur abgeschätzte Daten zur Verfügung. Dennoch konnte ein relativ gutes Bestimmtheitsmaß von 0.6 erreicht werden. Ein zusätzlich durchgeführter Modellvergleich mit dem Modell BROOK90 hat ebenfalls ergeben, dass Forest-DNDC plausible Ergebnisse für die Wasserhaushaltsgrößen Interzeption, Evaporation, Transpiration, Oberflächenabfluss und Versickerung liefert.

Im Falle des Nitrataustrags erwiesen sich die vorhandenen lokalen Vergleichsdaten aufgrund von Problemen bei der Methodik der Abschätzung als nicht sehr verlässlich. Auf regionaler Ebene wurden aber gute Übereinstimmungen zwischen Simulation und den Ergebnissen der Nitratinventur erzielt. Der Vergleich der simulierten mit den gemessenen N-Spurengasemissionen zeigte auch, dass Forest-DNDC in der Lage ist, die Unterschiede zwischen N_2O und NO-Emissionen von verschiedenen Standorten in Abhängigkeit von Vegetation, Boden und Klima abzubilden. Das Modell unterschätzte allerdings die mittleren täglichen N_2O -Emissionen um 39% und die NO-Emissionen um 26%.

- ***Sensitivität des Nitrataustrages auf Standortsbedingungen***

Eine Sensitivitätsanalyse für den Nitrataustrag hat den pH-Wert und den Corg-Gehalt als die stärksten beeinflussenden Initialgrößen ergeben. Dies steht im Einklang mit den Ergebnissen, die im Rahmen von Feldstudien erzielt wurden, und ist damit gleichzeitig eine indirekte Bestätigung für die korrekte Implementierung der C- und N-Umsetzungsprozesse im Boden.

Die Langzeitsimulationen mit den N-Depositionsszenarien haben gezeigt, dass Forest-DNDC auch über längere Zeiträume stabil läuft und dabei realistische Ergebnisse für die N-Spurengase und den Nitrataustrag sowie für die Entwicklung der verschiedenen N-Poolgrößen liefert. Dabei erwies sich die N-Deposition als wichtige bestimmende Größe für die Stickstoffverluste aus den Ökosystemen, wenn auch Ein- und Austragsgrößen zeitlich nicht immer eng korreliert waren.

Von den klimatischen Randbedingungen war die Niederschlagsmenge der wichtigste Einflussfaktor. Dies zeigt sich vor allem beim Vergleich der Nitratausträge unter jetzigem und zukünftigem Klima. Durch eine deutliche Verminderung des Niederschlags im Frühling, Sommer und Herbst der Jahre 2031-2039 im Vergleich zum Zeitraum 1990-1999 ergaben sich Rückgänge bei den regionalen N-Austrägen um insgesamt -23.1%. Die Simulation der Stickstoff-Emissionen hingegen ergab in Folge der Veränderung von Temperatur und Niederschlag eine Erhöhung der Werte um im Mittel insgesamt +20.5% (N_2O) beziehungsweise +12.8% (NO).

- ***Regionalisierung***

Die regionalen Simulationen ergaben einen mittleren Nitrataustrag für die Waldgebiete der Bundesrepublik Deutschland im Jahr 2000 von etwa $4.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die Abschätzung der mittleren N_2O -Emissionen auf Waldflächen belaufen sich auf $0.98 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, die der NO-Emissionen auf $0.89 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Die räumliche Verteilung der N-Austräge folgt dabei den in der Literatur beschriebenen Abhängigkeiten und Mustern wie sie die Sensitivitätsanalyse erwarten lässt.

- ***Arbeitshypothese***

„Das prozessorientierte Modell Forest-DNDC lässt sich, nach der Weiterentwicklung und Validierung auf lokaler und regionaler Ebene, zur Vorhersage der ökosystemaren Wirkung von erhöhten N-Depositionen auf Wälder – insbesondere für die Vorhersage von Nitratausträgen – einsetzen“.

Diese zu Beginn der Arbeit formulierte Hypothese darf nach der erfolgreichen Validierung des Modells, der Betrachtung der umfangreichen Anwendungsergebnisse sowie der ausführlichen Diskussion als akzeptiert gelten.

Dass Forest-DNDC sich für die Vorhersage der ökosystemaren Wirkung von erhöhten N-Depositionen einsetzen lässt und damit auch seine Anwendbarkeit zur Abschätzung von Gefährdungspotentialen für Waldökosysteme bewiesen hat, zeigt sich vor allem bei der Betrachtung der N-Retentions-, Nitrataustrags- und Nitratkonzentrationskarten. Diese Karten stellen die regionalen Unterschiede deutlich dar und lassen damit auch eine räumlich differenzierte Aussage zum Gefährdungspotential von Wäldern bezüglich eines erhöhten N-Eintrags zu. Auch auf Standortebene und bei der Validierung des Modells hat sich gezeigt, dass sich das Forest-DNDC zur Vorhersage von Stoffflüssen sowie für den Einsatz von Szenarien eignet.

Ein Problem bei der Betrachtung der regionalen Anwendung ist allerdings die Tatsache, dass es sich bei den flächenhaft dargestellten Werten nur um Momentaufnahmen handelt. Besonders die zeitliche Komponente spielt jedoch bei der Anwendung von Modellen die komplexe Stoffkreisläufe, wie beispielsweise die des Stickstoffs simulieren, eine große Rolle. Um die langfristige Auswirkung von erhöhten N-Einträgen (Stickstoffsättigung) auch auf regionaler Ebene verlässlich abbilden zu können, müssen auch hier Langzeitsimulationen durchgeführt werden. Dies hat allerdings einen extrem hohen Rechenaufwand zur Folge, was wiederum den Einsatz von Großrechnern bzw. Cluster-Systemen bedingt.

Vor allem was den zukünftigen Nitrataustrag und die damit verbundene Frage nach der Trinkwasserqualität anbelangt, wäre eine solcher Einsatz des Modells wünschenswert. Denn die N-Eintragssituation in die Waldökosysteme Deutschlands wird auch in Zukunft nicht zurückgehen, sondern auf einem hohen Niveau verweilen und damit die Problematik des Stickstoffverlusts aus Waldökosystemen bedingt durch N-Sättigung eher verschärfen.

7 Literaturverzeichnis

- ABER J.D., FEDERER C.A. (1992): A generalized, lumped parameter model of photosynthesis, evaporation and net primary production in temperate and boreal forest ecosystems; *Oecologia*; Vol. 92, S. 463-474.
- ABER J.D., OLLINGER S.V., FEDERER C.A., REICH P.B., GOULDEN M.L., KICKLIGHTER D.W., MELILLO J.M., LATHROP R.J. Jr. (1995): Predicting the effects of climate change on water yield and forest production in the northeastern United States; *Climatic Research*; Vol. 5, S. 207-222.
- ABER J.D., GOODALE C.L., OLLINGER S.V., SMITH M.L., MAGILL A.H., MARTIN M.E., HALLET R.A., STODDARD J.L. (2003): Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests?; *Bioscience*; Vol. 53, S. 375-389.
- ADDISCOTT T.M. (1996): Measuring and modelling nitrogen leaching: parallel problems; *Plant and Soil*; Vol. 181, S. 1-6.
- ANDERS S., HOFMAN G. (1998): Vielfalt in der Vegetation von Wäldern und Forsten; *Schriftenreihe BML*; Reihe A; 465: S. 94-108.
- ANDERS S., BECK W., BOLTE A., HOFMAN G., JENSSEN M., KRAKAU U., MÜLLER J. (2002): Ökologie und Vegetation der Wälder Nordostdeutschlands; *Verlag Dr. Kessel* (www.forstbuch.de); 283 S.
- BAYERISCHES STAATSMINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (2002): Waldzustandsbericht 2002; Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten; München.
- BADOCCHI D.D., WILSON K.B., GU L. (2002): How the environment, canopy structure and canopy physiological functioning influence carbon, water and energy fluxes of temperate broad-leaved deciduous forest – an assessment with the biophysical model CANOAK; *Tree Physiology*; Vol.: 22, S. 1065-1077.
- BALL J.T., WOODROW I.E., BERRY J.A. (1987): A model predicting stomata conductance and its contribution to the control of photosynthesis under different environmental conditions; In: BIGGINS J., ed. *Progress in photosynthesis research Dordrecht, The Netherlands: Martinus-Nijhoff Publishers*; S. 221-224.
- BECK W. (1996): Veränderungen im Wachstumsverhalten von Kiefer und Buche im nordostdeutschen Tiefland in Abhängigkeit von Fremdstoffeintrag und Witterung; *Mitteilungen Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft*; Vol. 185, S. 73-96.
- BEIER C., RASMUSSEN L., PILEGAARRD K., AMBUS P., MIKKELSEN T., JENSEN NO., KJOLLER A., PRIEME A., LADERKARL UL. (2001): Fluxes of NO_3^- , NH_4^+ , NO, NO_2 , and N_2O in an old danish beech forest; *Water, Air, and Soil Pollution*; Focus 1, S. 187-195.
- BEISECKER R. (1994): Einfluss langjährig unterschiedlicher Bodenbearbeitungssysteme auf das Bodengefüge, die Wasserinfiltration und die Sauerstoffverlagerung eines Löß- und eines Sandboden; *Bodenökologie und Bodengenese*; Vol. 12, S. 1-195.
- BENESTAD R.E. (2005): Climate change scenarios for northern Europe from multi-model IPCC AR4 climate simulations; *Geophysical Research Letters*; Vol. 32 (17), L17704.
- BEUDT J. (1999): Präventiver Grundwasser- und Bodenschutz; *Springer-Verlag Berlin Heidelberg*; ISBN: 3-5406-5508-5.
- BEYER L., Blume H.P. (1990): Eigenschaften und Entstehung der Humuskörper typischer Wald- und Ackerböden Schleswig-Holsteins; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*; Vol. 153, S. 61-68.

- BEYER L. (1993a): Formation and properties of organic matter in a forest soil, as revealed by its biological activity, wet chemical analysis, CPMAS ¹³C-NMR Spectroscopy and pyrolysis-field ionization mass spectrometry; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 25/5, S. 587-596.
- BEYER L. (1993b): Studies on the composition and formation of soil organic matter in terrestrial soils by wet-chemical methods and pyrolysis-field ionization mass spectrometry; *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*; Vol. 27, S. 169-185.
- BEYER L. (1994): Die chemische Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz unterschiedlicher Humusformen in den Waldböden Schleswig Holsteins; *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*; Vol. 74; S. 53-56.
- BLOCK J., EICHHORN J., GEHRMANN J., KÖLLING C., MATZNER E., MEIWES K.J., v. WILPERT K., WOLFF B. (2000): Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen; Arbeitskreis C der Bund-Länder Arbeitsgruppe Level II; *Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (BMELF), Referat 533*.
- BLUME H.P. (1965): Die Charakterisierung von Humuskörpern durch Streu- und Humus-Stoffgruppenanalysen unter Berücksichtigung ihrer morphologischen Eigenschaften; *Zeitschrift für Pflanzenernährung, Düngung und Bodenkunde*; Vol. 111; S. 95-114.
- BMU (2003): Hydrologischer Atlas Deutschland; Hrsg.: *Bundesministerium für Umwelt Naturschutz und Reaktorsicherheit*; ISBN: 3-00-005624-6.
- BOBBINK R., HORNING M., ROELOFS J.G. (1996): Empirical nitrogen critical loads for natural and semi-natural ecosystems: In: Manual on Methodologies and Criteria for Mapping Critical Levels/ Loads and Geographical Areas where they are Exceeded, UN ECE Convention on Long-Range Transboundary air pollution; *Umweltbundesamt, Berlin*.
- BOHNE K., ZACHARIAS S. (1995): Berechnung neuer Richtwerte des kapillaren Wasseraufstiegs und der Feldkapazität für verallgemeinerte Bodenarten auf der Grundlage von Parametern des Van Genuchten-Modells; *Bericht im Auftrag des DVWK-Fachausschusses 4.1* (unveröffentlicht).
- BORKEN W., MATZNER E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany; *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*; Vol. 167, S. 277-283.
- BOUWMAN A. (1998): Nitrogen oxides and tropical agriculture; *Nature*; Vol. 392, S. 886-887.
- BREMMER J.M. (1997): Sources of nitrous oxide in soils; *Nutrient Cycles in Agroecosystems*; Vol. 49, S. 7-16.
- BREUER L. (2000): N₂O-Freisetzung aus tropischen Waldböden Australiens - Anteil von Nitrifikation und Denitrifikation; *Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung*; Vol. 64-2000, 145 S.
- BRUMME R. (1995): Mechanisms of carbon and nutrient release and retention in beech forest gaps: 3. Environmental-regulation of soil respiration and nitrous-oxide emissions along a microclimatic gradient; *Plant and Soil*; Vol. 169; S. 593-600.
- BRUMME R., BORKEN W., FINKE S. (1999): Hierarchical control on nitrous oxide emission in forest ecosystems; *Global Biogeochemistry Cycles*; Vol. 13, S. 1137-1148.
- BUSCHMANN C., BILKE S., LÄNGLE T., LICHTENTHALER H.K. (1999): Einfluss von Trockenstress auf die Photosyntheseaktivität verschiedener Ökotypen der Buche (*Fagus sylvatica* L.); Abschlussbericht; Baden-Württemberg-Projekträgerchaft „Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherheit“ (BW-PLUS); (Hrsg.) *Botanisches Institut, Universität Karlsruhe*; 79 S.
- BUTTERBACH-BAHL K. (2006): NOFRETETE – Nitrogen oxides emissions from European forest ecosystems; In European Research on Climate Change, 69-72, *Office for Official*

Publications of the European Communities, ISBN 92-79-01713-6.

- BUTTERBACH-BAHL K., KESIK M., MIEHLE P., PAPEN H., LI C. (2004): Quantifying the regional source strength of N-trace gases across agricultural and forest ecosystems with process based models; *Plant and Soil*; Vol. 240, S. 311-329.
- BUTTERBACH-BAHL K., STANGE F., PAPEN H., LI C. (2001): Regional inventory of nitric oxide and nitrous oxide emissions for forest soils of Southeast Germany using the biogeochemical model PnET-N-DNDC; *Journal of Geophysical Research*; Vol.: 106, S. 34155-34166.
- BURGER M., JACKSON L.E. (2003): Microbial immobilization of ammonium and nitrate in relation to ammonification and nitrification rates in organic and conventional cropping systems; *Global Biogeochemistry Cycles*; Vol. 13, S. 1137-1148.
- CHEN F., DUDHIA J. (2001): Coupling an Advanced Land Surface-Hydrology Model with the Penn State-NCAR MM5 Modeling System. Part I: Model Implementation and Sensitivity; *Monthly Weather Review*; Vol.: 129, S. 569-585.
- CONRAD R. (1996): Soil microorganisms as controllers of atmospheric trace gases (H₂, CO, CH₄, OCS, N₂O and NO); *Microbiological Reviews*; Vol. 13, S. 287-298.
- CORRE M.D., BEESE F.O., BRUMME R. (2003): Soil nitrogen cycle in high nitrogen deposition forest: Changes under nitrogen saturation and liming; *Ecological Applications*; Vol. 13, S. 287-298.
- CORRE M.D., LAMERSDORF N.P. (2004): Reversal of nitrogen saturation after long-term deposition reduction: impact on soil nitrogen cycling; *Ecology*; Vol. 85 (11), S. 3090-3104.
- DANNENMANN M., GASCHER R., LEDEBUHR A., PAPEN H. (2006): Effects of forest management on soil N cycling in beech forests stocking on calcareous soils; *Plant and Soil*; Vol. 287 (1-2), S. 279-300.
- DAVIDSON E.A. (1992): Sources of nitric oxide and nitrous oxide following wetting of dry soil; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 56: S. 95-102.
- DE SCHRIJVER A., VAN HOYDONCK, G., NACHTERGALE, L., DE KEERSMAEKER, L., MUSSCHE, S., LUST, N. (2000): Comparison of nitrate leaching under Silver Birch (*Betula Pendula*) and Corsican Pine (*Pinus nigra* ssp. *Laricio*) in Flanders (Belgium); *Water Air And Soil Pollution*; Vol. 122: S. 77-91.
- DE VRIES W. KROS H., et al. (2007): Developments in deriving critical limits and modelling critical loads of nitrogen for terrestrial ecosystems in Europe; *Alterra-rapport 1382*; Alterra, Wageningen and CCE, Bilthoven; ISSN: 1566-7197; 206 S.
- DISE N.B., WRIGHT R.F. (1995): Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition; *Forest Ecology and Management*; Vol. 71: S. 153-161.
- DISE N.B., MATZNER E. GUNDERSEN P. (1998a): Evaluation of organic horizon C/N ratio as an indicator of nitrate leaching in conifer forests across Europe; *Environmental Pollution*; Vol. 102: S. 453-456.
- DISE N.B., MATZNER E. GUNDERSEN P. (1998b): Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems; *Water, Air and Soil Pollution*; Vol. 105: S. 143-154.
- DUYZER J., PILEGAARD K., SIMPSON D., WESTRATE H., WALTON S. (2005): A simple model to estimate exchange rates of nitrogen dioxide between the atmosphere and forests; *Biogeosciences Discussions*; Vol. 2, S. 1033-1065.
- FARQUHAR G.D., VON CAEMMERER S., BERRY J.A. (1980): A biochemical model of photosynthetic CO₂ assimilation in leaves of C₃ species; *Planta*; Vol. 149, S. 78-90.
- FARQUHAR G.D., VON CAEMMERER S. (1982): Modelling of photosynthetic response to environmental conditions; In: *Physiological Plant Ecology; II. Water relations and carbon*

- assimilation*; LANGE O.L., NOBEL P.S. OSMOND C.B., ZIEGLER H. (ed.); Berlin: Springer, S. 549-587.
- FEDERER C.A., VÖRRÖSMARTY C., FEKETE B. (2003): Sensitivity of annual evaporation to soil and root properties in two models of contrasting complexity; *Journal of Hydrometeorology*; Vol. 4, S. 549-587.
- FIRESTONE M.K., DAVIDSON E.A. (1989): Microbiological basis of NO and N₂O production and consumption in soil; In: ANDREAE M.O., and SCHIMEL D.S.: Exchange of Trace Gases between Terrestrial Ecosystems and the Atmosphere; *Wiley*; Chichester; S. 7-21.
- FRIEDMANN L., ROSENWIRTH W., MEIER D. (2001): Nitratbericht Bayern, Berichtsjahr 1996-1999; *Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft*; 35 S.
- FRIEND A.D., SCHUGART H.H., RUNNING S.W. (1993): A Physiology-based GAP model of forest dynamics; *Ecology*; Vol. 74: S. 792-797.
- GAUGER Th., ANSHELM F., SCHUSTER H., DRAAIJERS G.P.J., BLEEKER A., ERISMAN J.W., VERMEULEN A.T., NAGEL H.-D. (2002): Mapping of ecosystem specific long-term trends in deposition loads and concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with Critical Loads and Critical Levels. Part 1: Deposition Loads 1990-1999; Im Auftrag für das Umweltbundesamt Berlin (BMU/UBA, FE Nr. 299 42 210); *Institute of Navigation, Stuttgart University*; 207 S.
- GAUGER T., KÖBLE R., ANSELM F. (1999): Kritische Luftschadstoffkonzentrationen und Eintragsraten und ihre Überschreitung für Wald- und Agrarökosysteme sowie naturnahe waldfreie Ökosysteme; *BMU/UBA-Forschungsvorhaben 10803079*. Universität Stuttgart.
- GEORGE E., MARSCHNER H. (1995): Nutrient and water uptake by roots of forest trees; *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*; Vol. 159: S. 11-21.
- GESSLER A., SCHNEIDER S., VON SENGBUSCH B., WEBER P. HANEMANN U. HUBER C. ROTHE A. KREUTZER K. AND RENNENBERG H. (1998): Field and laboratory experiments on net uptake of nitrate and ammonium by the roots of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) trees; *New Phytology*; Vol. 138: S. 275-285.
- GESSLER A., KREUZWIESER J., DOPATHKA T., RENNENBERG H. (2002): Diurnal courses of ammonium net uptake by the roots of adult beech (*Fagus sylvatica*) and spruce (*Picea abies*) trees; *Plant and Soil*; Vol. 240: S. 23-32.
- GIORGI F., BI X.Q., PAL J. (2004): Mean, interannual variability and trends in a regional climate change experiment over Europe. II: climate change scenarios (2071-2100); *Climate Dynamics*; Vol. 23 (7-8): S.839-858.
- GRANLI T., BØCKMANN O.C. (1994): Nitrous oxide from Agriculture; *Norwegian Journal of Agricultural Science*; suppl. 12, 128 S.
- GRELL G., EMEIS S., STOCKWELL W.R., SCHOENEMEYER T., FORKEL R., MICHALAKES J., KNOCH R. & SEIDL W. (2000a): Application of a multiscale, coupled MM5/chemistry model to the complex terrain of the VOTALP valley campaign; *Atmospheric Environment*; Vol. 34: S. 1435-1453.
- GRELL G., SCE L., KNOCH R., PFEIFFER A. and EGGER J. (2000b): Nonhydrostatic climate simulations of precipitation over complex terrain; *Journal of Geophysical Research*; Vol. 105: S. 29595-29608.
- GROTE R., PRETZSCH H. (2002): A Model for Individual Tree Development Based on Physiological Processes; *Plant Biology*; Vol. 4: S. 167-180.
- GROTE R. (2003): Estimation of crown radii and crown projection area from stem size and tree position; *Annals of Forest Science.*; Vol. 60: S. 393-402.

- GROTE R., REITER I.M. (2004): Competition-dependent modelling of foliage biomass in forest stands; *Trees*; Vol. 18: S. 596-607.
- GUENTHER A., ZIMMERMANN P., HALEY P., MONSON R., FALL R. (1993): Isopren and Monoterpene Emission Rate Variability: Model Evaluations and Sensitivity Analysis; *Journal of Geophysical Research*; Vol. 98 (D7), S. 12609-12617.
- GUNDERSEN, P. (1989): Air pollution with nitrogen compounds: effects in coniferous forest; Ph.D. Thesis, *Technical University of Denmark* (in Danish) S. 292.
- GUNDERSEN, P. (1991): Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification; *Forest Ecology and Management*; Vol. 44: S. 15-28.
- GUNDERSEN, P. (1995): Nitrogen deposition and leaching in European forests - Preliminary results from a data compilation; *Water Air and Soil Pollution*, 85: 1179-1184.
- GUNDERSEN, P. (1999): Nitrogen status and impact of nitrogen input forests – indicators and their possible use in critical load assessment; *Critical Loads Copenhagen; International Conference and workshop*; S. 22-27; (<http://www2.dmu.dk/TerrestrialEcology/Clc99/Abstracts.pdf>)
- GUNDERSEN, P., SCHMIDT K., RAULUND-RASMUSSEN K. (2006): Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management; *Environmental Review*; Vol. 14, S. 1-57.
- HÄRDITL W., FOTTNER S., NIEMEYER T., SIEBER M., MOHAMMED A. (2004): Nährelementaustausch aus Heideökosystemen durch verschiedene Pflegeverfahren – eine integrierende Betrachtung; *NNA (Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz) Berichte*; Vol. 17, S. 123-125.
- HAMMEL K., KENNEL M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BRROK90; *Forstliche Forschungsberichte München*; Schriftenreihe des Wissenschaftszentrums Weihenstephan für Ernährung, Landnutzung und Umwelt der Technischen Univ. München und der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft.
- HATCH D.J., JARVIS S. C., PARKINSON R.J., LOVELL R.D. (2000): Combining field incubations with nitrogen-15 labelling to examine nitrogen transformations in low to high intensity grassland management systems; *Biology and Fertility of Soils*; Vol. 30; S. 492-499.
- HAUßMANN T., LUX W. (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, Level II; *Bundesministerium für Ernährung Landwirtschaft und Forsten (BMELF)*.
- HERMAN F., SMIDT S., BUTTERBACH-BAHL K. ET AL (2007): Modeling of nitrogen dynamics in an Austrian alpine ecosystem on calcareous soils: A scenario-based risk assessment under changing environmental conditions; *The Scientific World Journal*; Vol. 7; S. 159-165.
- HOFMANN G., (1996): Vegetationswandel in den Wäldern des nordostdeutschen Tieflandes; *Mitteilungen Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft*; Vol. 185, S. 45-72.
- HOFMANN G., JENSSEN M. (1997): Laubmassen und ihre Entwicklung in mitteleuropäischen Rotbuchenwäldern; *Beiträge für Forstwissenschaft und Landschaftsökologie*; Vol. 31: S. 97-103.
- HOUGHTON J., JENKINS G., EPHRAUMS J. (1990): IPCC 1990: Climate Change: The IPCC Scientific Assessment; *Cambridge University Press, Cambridge, UK*.
- JARVIS P.G. (1976): The interpretation of leaf water potential and stomatal conductance found in canopies in the field; *Philosophical Transactions of the Royal Society of London*; Series B 273, S. 593-610.
- JENSSEN M., HOFMAN G. (2005): Einfluss atmosphärischer Stickstoffeinträge auf die Vielfalt der Vegetation in Wäldern Nordostdeutschlands; *Beiträge zur Forstwirtschaft und Landschaftsökologie*; Vol. 39, S. 132-141.

- JUNGKUNST H. F., FIEDLER S., STAHR K. (2004): N₂O emissions of a mature Norway spruce (*Picea abies*) stand in the Black Forest (southwest Germany) as differentiated by soil pattern; *Journal Geophysical Research*; Vol. 109; D07302..
- JURY W.A., GARDNER W.R., GARDNER W.H. (1991): Soil Physics; *John Wiley & Sons*; New York; Vol. 5.
- KEENEY D.R., FILLERY I.R., MARX G.P. (1979): Effect of temperature on the gaseous nitrogen products of denitrification in a silt loam soil; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 43, S. 1124-1128.
- KESIK M., AMBUS P., BARITZ R., BRÜGGEMANN N., BUTTERBACH-BAHL K., DAMM M., DUYZER J., HORVÁTH L., KIESE R., KITZLER B., LEIP A., LI C., PIHLATIE M., PILEGAARD K., SEUFERT G., SIMPSON D., SKIBA U., SMIATEK G., VESALA T. UND ZECHMEISTER-BOLTENSTERN (2005): Inventories of N₂O and NO emissions from European forest soils, *Biogeosciences*; Vol. 2, S. 353-375.
- KESIK M., BRÜGGEMANN N., FORKEL R., KIESE R., KNOCH, R., LI Ch., SEUFERT G., SIMPSON D., BUTTERBACH-BAHL K. (2006): Future scenarios of N₂O and NO emissions from European forest soils; *Journal of the Geophysical Research*; Vol. 111, 14 S.
- KJELLSTROM E. (2004): Recent and future signatures of climate change in Europe; *Ambio*; Vol. 33 (4-5), S. 193-198.
- KRISTENSEN H.L., GUNDERSEN P., CALLESEN I., REINDS G.J. (2004): Throughfall Nitrogen Deposition Has Different Impacts on Soil Solution Nitrate Concentration in European Coniferous and Deciduous Forests; *Ecosystems*; Vol. 7, S. 180-192.
- KREUTZER K., BEIER C., BREDEMEIER M., BLANCK K., CUMMIS T., FARRELL E.P., LAMMERSDORF N., RASMUSSEN L., ROTHE A., DE VISSER P.H.B., WEIS W., WEIß T. XU Y.-J. (1998): Atmospheric deposition and soil acidification in five coniferous forest ecosystems: a comparison of the control plots of the EXMAN sites; *Forest Ecology and Management*; Vol. 101, S. 125-142.
- KUNTZE H., ROESCHMANN G., SCHWERDTFEGER G. (1994): Bodenkunde; 5. Aufl.; 424 S.; *Ulmer-Verlag, Stuttgart*.
- LALIC B., MIHAILOVIC D.T. (2002): A new approach in parameterisation of momentum transport inside and above forest canopy under neutral conditions: Integrated Assessment and Decision Support, Proceedings of the First Biennial Meeting of the International environmental Modelling and Software Society; *iEMSs*; Mano Switzerland; S. 436-441.
- LANGUSCH J.-J., MATZNER E. (2002): N fluxes in two nitrogen saturated forested catchments in Germany: dynamics and modelling with INCA; *Hydrology and Earth System Sciences*; Vol. 6(3), S. 383-394.
- LI C., FROLKING S., FROLKING T. A. (1992): A model of nitrous oxide evolution from soil driven by rainfall events: 1. Model structure and sensitivity; *Journal of Geophysical Research*; Vol. 47, S. 9759-9776.
- LI C., ABER J.D., STANGE F. BUTTERBACH-BAHL K., PAPEN H. (2000): A process oriented model of N₂O and NO emissions from forest soils: 1. Model Development; *Journal of Geophysical Research*; Vol. 105, S. 4369-4384.
- LI C., FARAHBAKHSHAZAD, JAYNES D.B. (2006): Modeling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa; *Ecological Modelling*; Vol. 196 (1-2), S. 116-130.
- LEHNING A., ZIMMER I., STEINBRECHER R., BRÜGGEMANN N., SCHNITZLER J. P. (1999): Isoprene synthase activity and its relation to isoprene emission in *Quercus robur* L. leaves; *Plant, Cell and Environment*; Vol. 22, S. 495-504.

- MAAG M. UND VINTHER F.P. (1996): Nitrous oxide emissions by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperature. *Applied Soil Ecology*; Vol. 4, S. 5-14.
- MACDONALD J.A., DISE N.B., MATZNER E., ARMBRUSTER M., GUNDERSEN P., FORSIUS M. (2002): Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*; Vol. 8, S. 1028-1033.
- MAGILL A. H., ABER J. D. (2000): Dissolved organic carbon and nitrogen relationships in forest litter as affected by nitrogen deposition; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 32, S. 603-613.
- MARACCHI G., SIROTENKO O., BINDI M. (2005): Impacts of present future climate variability on agriculture and forestry in the temperate regions: Europe; *Climatic Change*; Vol. 70 (1-2), S. 689-700.
- MARTIN M.J., STIRLING C.M., HUMPHRIES S.W., LONG S.P. (2000): A process-based model to predict the effects of climatic change on leaf isoprene emission rates; *Ecological Modelling*; Vol. 131, S. 161-174.
- MANDERSCHIED B., MATZNER E. (1995): Spatial and temporal variability of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil in a mature Norway Spruce (*Picea abies* (L.) Karst) stand; *Biogeochemistry*; Vol. 30, S. 99-114.
- MATSON P., LOHSE K.A., HALL S.J. (2002): The globalisation of Nitrogen exposition: Consequences for terrestrial ecosystems; *Ambio*, Vol. 31, S. 113-119.
- MAYROLD D.D., TIEDJE J.M. (1986): Simultaneous estimation of several nitrogen cycles using ¹⁵N: Theory and application; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 18, S. 559-568.
- MELLERT K.H., GENSIOR A., KÖLLING C. (2005): Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns - Ergebnisse der Nitratinventur; *Forstarchiv*; Vol. 76, S. 35-43.
- MELLERT K.H., GENSIOR A., KÖLLING C. (2005a): Verbreitete Nitratbelastung des Waldsickerwassers; *AFZ Der Wald*; Vol. 4, S. 168-171.
- MOLINA J.A.E., CLAPP C.E., SCHAFFER M.J., CHICHESTER F.W., LARSON E. (1983): NCSOIL, a model of nitrogen and carbon transformation in soil: description, calibration, and behaviour; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 47, S. 85-91.
- MOOSMAYER H.U., SCHÖPFER W., MÜHLHÄUSER G., KUBLIN E., BURGER H.U.(1996): Schätzfunktionen zur Ermittlung der standortstypischen Wuchsleistung von Fichten und Buchen; *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*; Vol. 167 (5), S. 95-103.
- MYROLD D.D., TIEDJE J.M. (1986): Simultaneous estimation of several nitrogen cycles using ¹⁵N: Theory and application; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 18, S. 559-568.
- NIINEMETS Ü, TENHUNEN J.D., HARLEY P.C., STEINBRECHER R. (1999): A model of isoprene emission on energetic requirements for isoprene synthesis and leaf photosynthetic properties for *Liquidambar* and *Quercus*; *Plant, Cell and Environment*; Vol. 22, S. 1319-1335.
- NOMMIK H. (1956): Investigations of denitrification in soil; *Acta Agriculturae Scandinavica*; Vol. 6, S. 195-228.
- PAPEN H., BUTTERBACH-BAHL K. (1999): A 3 year continuous record of nitrogen trace gas fluxes from untreated and limed soil of a N-saturated spruce and beech forest ecosystem in Germany: 1. N₂O -Emissions, *Journal of Geophysical Research*; Vol. 104 (D15), S. 18487-18503.
- PAUL E.A., Clark F.E. (1996): Soil Microbiology and Biochemistry; *Academic Press San Diego*; 188 S.
- PAUL K.I., POLGLASE P.J., O'CONNELL A.M., CARLYLE J.C., SMETHURST P.J., KHANNA P.K., WORLEDGE D. (2003): Soil water under forests (SWUF): a model of water flow and soil

- water content under a range of forest types; *Forest Ecology and Management*; Vol. 182, S. 195-211.
- PENMAN H.L. (1948): Natural evaporation from open water, bare soil and grass; *Proc. R. Society London*; Vol. 193A, S. 120-145.
- PIETSCH S.A., HASENAUER H., THORNTON P.E. (2005): BGC-model parameters for tree species growing in central European forests; *Forest Ecology and Management*; Vol. 121, S. 264-295.
- PILEGAARD K., SKIBA U., AMBUS P., BEIER C., BRÜGGEMANN N., BUTTERBACH-BAHL K., DICK J., DORSEY J., DUYZER J., GALLAGHER M., GASCHER R., HORVATH L., KITZLER B., LEIP A., PIHLATIE M.K., ROSENKRANZ P., SEUFERT G., VESALA T., WESTRATE H., ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S. (2006): Factors controlling regional differences in forest soil emission of nitrogen oxides (NO and N₂O); *Biogeosciences*; Vol. 3, S. 615-661.
- PRETZSCH H. (1992): Konzeption und Konstruktion von Wuchsmodellen für Rein- und Mischbestände; *Forstliche Forschungsberichte München*, Vol. 115, 358 S.
- RÄISÄNEN J., HANSSON U., ULLERSTIG A., DOSCHER R., GRAHAM L.P., JONES C., MEIER H.E., SAMUELSSON P., WILLEN U. (2004): European climate in the late twenty-first century: regional simulations with two driving global models and two forcing scenarios; *Climate Dynamics*; Vol. 22 (1), S. 13-31.
- RENAULT P., SIERRA J. (1994): Modelling oxygen diffusion in aggregated soils; II. Anaerobiosis in topsoil layers; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 58, S. 1023-1030.
- RENNENBERG H., KREUTZER K., PAPAN H., WEBER P. (1998): Consequences of high loads of nitrogen for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forests; *New Phytologist*; Vol. 139, S. 71-86.
- RICHTER O., DIEKKRÜGER B., UND NÖRTERSHEUSER P. (1996): Environmental fate modelling of pesticides: from laboratory to the field scale; *Verlag Chemie, Weinheim*; 281 S.
- ROBERTSON G. (1989): Nitrification and denitrification in humid tropical ecosystems: potential controls on nitrogen retention; in: PROCTER J. (Hg.): Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems; *Blackwell Scientific*, Oxford, UK.
- ROTHER A., BRAND S., HURLER R. (1999): Waldbewirtschaftung und Nitratbelastung des Grundwassers am Beispiel des Eurasburger Forstes; *AFZ/Der Wald 10*; S. 531-533.
- ROTHER A., ENGLSCHALL M., HURLER R., WITTFOTH J., BUTTERBACH-BAHL K. (2000): Nitratverlagerung in tieferen Bodenschichten eines süddeutschen Waldgebietes; *Wasser und Boden*; Vol. 52, S. 52-56.
- ROTHER A., KREUTZER K., KÜCHENHOFF H. (2002): Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany; *Plant and Soil*; Vol. 240, S. 47-56.
- ROTHER A., HUBER C., KREUTZER K., WEIS W. (2002): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European beech: results from the Höglwald research in comparison with other European case studies; *Plant and Soil*; Vol. 240, S. 33-45.
- RUDOLPH J., ROTHFUSS F., CONRAD R. (1996): Flux between soil and atmosphere, vertical concentration profiles in soil, and turnover of nitric oxide; 1. Measurements on a model soil core; *Journal of Atmospheric Chemistry*; Vol. 23, S. 275-300.
- RUNNING S.W., COUGHLAN J.C., (1988): A general model of forest ecosystem processes for regional applications I. Hydrological balance, canopy gas exchange and primary production processes; *Ecological Modelling*; Vol. 42, S. 125-154

- RUTTER A.J., KERSHAW K.A., ROBINS P.C., MORTON A.J. (1971): A predictive model of rainfall interception in forests, 1. Derivation of the model from observations in a plantation of corsican pine; *Agricultural Meteorology*, Vol. 9, S. 367-384.
- SALLADE Y.E., SIMS J.T. (1993): Nitrate leaching in an atlantic coastal plain soil amended with poultry manure or urea-ammonium nitrate: Influence of Thiosulfate; *Water, Air and Soil Pollution*; Vol. 78, S. 307-316.
- SANDNES-LENSCHOW H., TSYRO, S. (2000): Meteorological input data for EMAP/MSW air pollution models; *EMEP MSC-W Note 2/2000*; Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.
- SAXTON K.E., RAWLS W.J., ROMBERGER J.S. & PAPENDICK R.I. (1986): Estimating generalized soil-water characteristics from texture; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 50, S. 1031-1036.
- SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1992): Lehrbuch der Bodenkunde; 13. Aufl; 491 S.; *Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart*.
- SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (2002): Lehrbuch der Bodenkunde; 15. Aufl; 593 S.; *Spektrum Akademischer Verlag Heidelberg, Berlin*.
- SCHLUTOW A., HUEBNER P. (2004): The BERN Model: Bioindication for Ecosystem Regeneration towards Natural conditions; *UBA-Texte 22/04*. 50 S.
- SCHOBER R. (1977): Ertragstabellen wichtiger Baumarten bei verschiedener Durchforstung; *J.D. Sauerländer's Verlag, Frankfurt a. M.*; 154 S.
- SCHÖPFER W., HRADEZKY J., KUBLIN E. (1994): Wachstumsänderung der Fichte in Baden-Württemberg; *Forst und Holz*; Vol. 49 (21), S. 633-644.
- SCHÖPFER W., HRADEZKY J., KUBLIN E. (1997): Wachstumsvergleich von Fichte und Tanne in Baden-Württemberg; *Forst und Holz*; Vol. 52 (16), S. 443-448.
- SHUTTLEWORTH W.J., WALLACE J.S. (1985): Evaporation from sparse crops – An energy combination theory; *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*; Vol. 111, S. 839-855.
- SILVER W. L., HERRMAN D. J., FIRESTONE M. K. (2001): Dissimilatory nitrate reduction to ammonium in upland tropical forest soils; *Ecology*; Vol. 82, S. 2410-2416.
- SIMPSON D., FAGERLI H., JONSON J.E., TSYRO S., WIND P., TUOVINEN J.P. (2003): The EMEP Unified Eulerian Model; Model Description; *EMEP MSC-W Report 1/2003*, The Norwegian Meteorological Institute, Oslo, Norway.
- SMITH K.A. (1980): A model of the extent of anaerobic zones in aggregated soils, and its potential application to estimates of denitrification; *Journal of Soil Science*; Vol. 31, S. 263-277.
- SMITH K.A. (1997): The potential for feedback effects induced by global warming on emissions of nitrous oxide by soils; *Global Change Biology*; Vol. 3 (4), S. 327-338.
- STANGE C.F., DIEKKRÜGER B., NORDMEYER H., (1998): Measurement and simulation of herbicide transport in macroporous soils; *Pesticide Science*; Vol. 52, S. 241-250.
- STANGE C.F. (2001): Entwicklung und Anwendung eines prozessorientierten Modells zur Beschreibung der N₂O – und NO-Emissionen aus Böden temperater Wälder; *Schriftenreihe des Fraunhofer Instituts für Atmosphärische Umweltforschung*; Vol. 69-2001. 134 S.
- STARK J.M., FIRESTONE M.K. (1996): Kinetic characteristic of ammonium-oxidizer communities in a California oak woodland – annual grassland; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 28, S. 1307-1317.
- STARK J.M., HART S.C. (1997): High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests; *Nature*; Vol. 385, S. 61-64

- STE-MARIE C., PARE D. (1999): Soil, pH and N availability effects on net nitrification in the forest floor of a range of boreal forest stands; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 31, S. 1579-1589.
- STRUWE S. und KJØLLER A. (1994): Potential for N₂O production from beech (*Fagus sylvatica*) forest soils with varying pH, *Soil Biology and Biochemistry*, Vol. 26, S. 1003-1009.
- STODDARD J.L. (1994): Long-term changes in watershed retention of nitrogen: its causes and aquatic consequences; In: Baker L.A., Ed.; Environmental chemistry of lakes and reservoirs Washington (DC); *American Chemistry Society*; S. 223-284.
- TAMM C.O., ARONSSON A., POPOVIC B. (1995): Nitrogen saturation in a long-term forest experiment with annual additions of nitrogen; *Water Air and Soil Pollution*; Vol. 85, S. 1683-1688.
- THOM A.S. (1975): Momentum, mass and heat exchange; In: MONTEITH J.L. (Hrsg.); *Vegetation and the Atmosphere*; Band 1, Kapitel 3, S. 57-109; Academic Press London.
- TIEDJE J.M., SORENSEN J., CHANG Y.-Y.L. (1981): Assimilatory and dissimilatory nitrate reduction: Perspectives and methodology for simultaneous measurement of several nitrogen cycle processes; In CLARK F.E., ROSSWALL T., (eds.): Terrestrial Nitrogen Cycles; *Ecological Bulletins*; Vol. 33, Stockholm; S. 331-342.
- THORNTHWAITE C.W. (1948): An approach toward a Rational Classification of Climate. *Geographical Review*, Vol. 38, S. 55-94.
- VAN GENUCHTEN M.T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils; *Soil Science Society of America Journal*; Vol. 44, S. 892-898.
- VAN WIJK M.T. AND BOUTEN W. (2001): Towards understanding tree root profiles: simulating hydrologically optimal strategies for root distribution; *Hydrology and Earth System Sciences*; Vol. 5 (4), S. 629-644.
- VOGT K.A., GRIER C.C., VOGT D.J. (1986): Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests; *Adv. Ecol. Res.*; Vol. 15: S. 303-377.
- VERVAET F.J.M., LAANBROEK H.J., WOLDENDORP J.W. (2004): Competition for ammonium between plant roots and nitrifying and heterotrophic bacteria and the effects of protozoan grazing; *Plant and Soil*; Vol. 170, S. 241-250.
- WADE A.J., DURAND P., BEAUJOUAN V., WESSEL W.W., RAAT K.J., WHITEHEAD P.G., BUTTERFIELD D., RANKINEN K., LEPISTO A. (2002): A nitrogen model for European catchments: INCA, new model structure and equations; *Hydrology and Earth System Sciences*; Vol. 6, S. 559-582.
- WATANABE T., OSADA T., YOH M., TSURUTA H. (1997): N₂O and NO-Emissions from grassland soils after application of cattle and swine excreta; *Nutrient Cycle and Agroecosystems*; Vol. 49, S. 35-39.
- WELL R, HOPER H, MEHRANFAR O, MEYER K. (2005): Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils-laboratory measurement, regulating factors and stochastic modelling; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 37, S. 1822-1836.
- WERNER C. (2003): Erstellung eines N-Spuren-gas-Emissionskatasters für landwirtschaftlich genutzte Böden der Bundesrepublik Deutschland, Prozessorientierte Modellierung und GIS-gestützte Analyse; Diplomarbeit am Lehrstuhl für Geowissenschaften des Instituts für Geographie an der Bayerischen Julius-Maximilians-Universität Würzburg; Durchgeführt am: *Forschungszentrum Karlsruhe, Institut für Meteorologie und Klimaforschung Atmosphärische Umweltforschung (IMK-IFU), Garmisch-Partenkirchen*; 129 S.
- WRIGHT R.F., ROELOFS J.G.M., BREDEMEIER M., BLANCK K., BOXMAN A.W., EMMETT B.A., GUNDERSEN P., HULTBERG H., KJØNAAS O.J., MOLDAN F., TIETEMA A., VAN BREEMEN N., VAN DIJK H.F.G. (1995): NITREX: responses of coniferous forest ecosystems to

- experimentally changed deposition of nitrogen; *Forest Ecology And Management*; Vol. 71, S. 163-169.
- XU J., SHUTTLEWORTH W.J., GAO X., SOROOSHIAN S., SMALL E. E., (2004): Soil moisture-precipitation feedback on the North American monsoon system in the MM5-OSU model; *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*; Vol. 130, S. 2873-2890.
- YAMULKI S., HARRISON R.M. GOULDING K.W.T., WEBSTER C.P. (1997): N₂O, NO, NO₂ fluxes from a grassland; *Soil Biology And Biochemistry*; Vol. 29, S. 1199-1208.
- YU G.-R., ZHUANG J., NAKAYAMA K. (2007): Root water uptake and profile soil water as affected by vertical root distribution; *Plant Ecology*; Vol. 189, S. 15-30.
- ZECHMEISTER-BOLTENSTERN S., HAHN M., MEGER, S., JANDL R. (2002): Nitrous oxide emissions and nitrate leaching in relation to microbial biomass dynamics in a beech forest soil; *Soil Biology and Biochemistry*; Vol. 34, S. 823-832.
- ZIMMER W., BRÜGGEMANN N., EMEIS S., GIERSCH C., LEHNING A., STEINBRECHER R, SCHNITZLER J. P. (2000): Process-based modelling of isoprene emission by oak leaves; *Plant, Cell and Environment*; Vol. 23, S. 585-595.

8 Danksagung

Zuerst möchte ich mich beim Institutsleiter des IMK-IFU, Herrn Prof. Dr. Seiler, für die Bereitstellung des Arbeitsplatzes bedanken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Heinz Rennenberg vom Institut für Forstbotanik und Baumphysiologie an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau und Herrn Prof. Dr. Helmut Mayer vom Meteorologisches Institut der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg im Breisgau für das Interesse an dem Thema sowie die Begutachtung meiner Dissertation.

Einen ganz herzlichen Dank an Priv. Doz. Dr. Klaus Butterbach-Bahl für die Betreuung der Doktorarbeit und dafür, dass er trotz zahlreicher Termine stets die Zeit für ein persönliches Gespräch fand. Vielen Dank für die konstruktive Kritik und die guten Ratschläge.

Bei Dr. Ralf Kiese möchte ich mich ganz besonders für sein persönliches Engagement, die fachliche Unterstützung und seine Hilfsbereitschaft bedanken.

Vielen Dank auch an Dr. Rüdiger Grote und Prof. Dr. Changsheng Li für die Unterstützung bei der Weiterentwicklung des Modells sowie zahlreiche fachliche Ratschläge.

Bei Herrn Dr. Wolfgang Lux von der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, Institut für Forstökologie und Walderfassung (BFH) in Eberswald sowie bei der Bayerischen Landesanstalt für Wald und Forstwirtschaft in Freising (LWF), möchte ich mich für die Bereitstellung umfangreicher Standortdaten des Level-II-Programms bedanken, die eine große Hilfe bei der Evaluierung des Modells waren.

Dem Umweltbundesamt danke ich für die finanzielle Unterstützung des Projektes, in dem diese Arbeit angesiedelt war.

Besten Dank an Christian Werner vom IMK-IFU, ohne den ich:

- wahrscheinlich nie nach Garmisch-Partenkirchen gekommen,
- vermutlich nie an die Scriptsprache PYTHON geraten wäre und
- auf dessen fachliche Kompetenz in Sachen GIS immer Verlass war.

Einen ganz herzlichen Dank an Edwin Haas, der über alle Arbeitsgruppen-Grenzen hinweg stets unbürokratischen und schnellen Support in Sachen Cluster-Anwendung lieferte.

Ein ganz großes Dankeschön an alle Bekannten und Freunde am IFU und die mittlerweile ehemaligen IFU-ler für die tolle Atmosphäre und die schönen Berg-, und Skitouren sowie die vielen geselligen Abende in den letzten dreieinhalb Jahren. Mein besonderer Dank gilt dabei Dr. Nicolas Brüggemann, Andreas Heckl, Christian Brümmer, Boris Matejek, Michael Dannenmann, Markus Mast, Andreas Marx, David Andrés-Montaner, Dr. Anette Bachl, Philip Rosenkranz, Dr. Sabine Mayrhofer, Stefan Schmid, Edgar Flores-Jardines, Lisa Zumbusch, Georg Willibald, Maaria Loivamäki, Sandrine Louis, Sandra Wochele, Sven Wagner, Patrick Laux.

Der „Ugly Chicken Fahrradtruppe“ vielen Dank für die wunderschönen und unfallfreien Mountainbiketouren.

Einen herzlichen Dank an meinen Bürogenossen Jirko Holst, der immer ein offenes Ohr für fachliche Fragen aller Art hatte und dessen unerschütterlicher Optimismus stets für gute Laune sorgte.

Kulinarischen Dank auch an die Mitglieder der Deluxe-Kochgruppe: Magda Kahl, Edwin Haas und Christian Werner.

Meinen aller herzlichsten Dank möchte ich meinen Eltern und Schwiegereltern aussprechen, die mich stets tatkräftig von nah und fern unterstützt haben.

Meinem Sohn Vincent danke ich dafür, dass er mir durch seine Anwesenheit und durch sein Lachen über manch schwierige Phase hinweggeholfen hat.

Zu guter Letzt möchte ich aus ganzem Herzen meiner Frau Katja für die wunderschöne Zeit in Garmisch-Partenkirchen und die tolle Unterstützung in allen Bereichen danken. Vielen Dank auch für die vielen Entbehrungen und die zahlreichen geopferten Wochenenden.

**Eternity is very long, especially towards the end.
(Woody Allen)**

9 Abstract

Temperate forest ecosystems and their N-cycle have been strongly influenced by increased atmospheric N-inputs in the last decades. Increased and prolonged atmospheric N-input can lead to saturation of N in naturally N-limited forest ecosystems. In the status of saturation the supply of nitrogen exceeds the capability of plants and soil-microorganisms to compensate or absorb for this macro nutrient, with the consequence of increased ecosystem N-losses in form of environmental important N-trace gases (N_2O , NO) to the atmosphere and/or nitrate to the hydrosphere. The latter playing a key role in eutrophication of aquatic systems as well as a pollutant in the context of drinking water quality. This is especially true for Germany since the predominant part of drinking water is gained from groundwater under forests.

In this thesis, the process oriented model PnET-N-DNDC was further developed and validated to allowing the prediction of nitrate-leaching from forest ecosystems in Germany. By improving the PnET-N-DNDC (**Photosynthesis-Evapotranspiration-Nitrification-Denitrification-Decomposition-Modell**) a new model version, the Forest-DNDC, was developed. Afterwards the model was evaluated on a large number of sites by simulating and testing the soil biogeochemical processes, the plant growth and the water balance including associated matter fluxes of nitrate out of the rooting zone. In a next step, the model was coupled with a GIS-database holding the relevant information for initialising and driving the model on a regional scale in order to calculate ecosystem N-losses (N-trace gases and N leaching) from forests in Germany. Finally, extensive sensitivity-analysis and scenarios (influence of climate change and N-deposition on nitrate-leaching) on plot and regional scale were accomplished.

Model testing e.g. showed that the average measured soil water content on all sites and depths (max. 140 cm) matched the observations with a variance of 60%. The validation of seepage water (mm a^{-1}) from 252 sites and years, produced a R^2 of 0.6. A comparison of simulated nitrate leaching ($\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$) with the estimated (Chlorid-Mass-Balance) nitrate leaching on 48 Level-II-sites showed for 44 of 48 plots an R^2 of 0.51 and for 41 of 48 sites an R^2 of 0.71. In the frame of a regional sensitivity study using 1000 randomly selected plots could be shown that precipitation is the most sensitive parameter for predicting nitrate leaching, followed by N deposition and the pH-Value, the organic carbon content and the soil texture.

Forest-DNDC underestimated the average measured daily N-trace gas emissions at the sites of the NOFRETETE-project by 39% for the N_2O -emissions and by 26% for the NO -emissions.

Applying the model GIS framework on forests ecosystems of entire Germany resulted in an average nitrate leaching of $4.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Simulation for N trace gases revealed average losses of $1.1 \text{ kg N}_2\text{O-N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ and $0.7 \text{ kg NO-N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$.

A comparison of the regional simulations of nitrate leaching for Bavarian forests ($n = 5112$) with the results of the "Nitrat-Inventur" (NI) ($n = 373$) showed a good agreement for the different categories of nitrate-leaching (0-5, 5-15, $>15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$). 66% of the plots which were examined in the NI had an amount of 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ of leached nitrate, whereas the Forest-DNDC simulated for 74% of the plots an amount of 0-5 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Both the NI and the model had 20% of the plots in the range of 5-15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$. Nitrate leaching above 15 $\text{kg N ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ occurred on 14% of the NI plots and on 6% of the simulated plots.

The impact of climate change on ecosystem N losses from German forests were based on a comparison of the actual climate (1991-1999) and the predicted climate conditions for the year

2031-2039. The results showed that nitrate leaching from forest ecosystems in Germany will decrease by approximately 23% whereas N₂O-emissions from forest ecosystems will increase by 21% and the NO-emissions by approx. 13%.

10 Anhang

10.1 Python-Script zur Erstellung der SITE-Files

```
# -*- coding: cp1252 -*-

# -----
# SCRIPT ZUR ERSTELLUNG EINES INPUT-FILES FÜR DNDC 2
# Nach Eingabe eines Bodentyps anhand einer eindeutigen ID werden aus der "Boden-Datenbank"
# die zum Standort/Bodentyp dazugehoerigen Bodenparameter ausgelesen und in ein
# File geschrieben.
# Falls noetig finden auch Berechnungen statt: Z.B Ableitung der Feldkapazitaet und des
# Welkepunktes anhand der Textur
#
# Developer: christoph.heinzeller@imk.fzk.de
#
# Last changes: 25.10.2005
# -----

import string
import sys
import logging
import os
from math import *
import random
import shutil
from win32com.client import *                #import win32com.client
from optparse import OptionParser

# option line parser-----<START>
usage = "usage: %prog bodenID"
parser = OptionParser(usage)
(options, args) = parser.parse_args()
# option line parser-----<END>
locD = os.getcwd()                          # Return the current
working or local directory
## -----
# Funktion zur Berechnung der organischen Auflage.
# Der Quellcode stammt aus: PnET-N-DNDC Vers. 370 (C:\ForestDNDC370_NOFRETETE_neu)
# Basierend auf der Geographischen Breite, der Hauptbaumart, dem Niederschlag und dem Alter
# wird in einer Zeitschleife (1 bis b_alter) der Streufall berechnet aus dem sich die
# Auflage bildet.
# Dieses Modul wir vom Modul/Programm "Data_by_Id" aufgerufen und liefert die berechneten
# Werte an dieses zurueck.
## -----
def calc_OrgLayer(HBA, jahrMax, latitude, J_RainN, HumusType):
    rno3 = 2.5                                # ppm im Niederschlag
    RootCNR = 45.0                            # C/N Verhaeltnis der Wurzelbiomasse
    RootAllocA = 0.0                          # Koeffizient fuer die Funktion zur Berechnung der
Wurzel-Aufteilung
    RootAllocB = 2.0                          # Koeffizientfuer die Funktion zur Berechnung der
Wurzel-Aufteilung
    FolNConRange = 0.6                        # Stickstoffgehalt des Blatts (leaf N range)
    WoodTurnover = 0.025                      # Jaehrliche Holz-Umsatz, als ein Anteil der
Holzmasse
```

```

RootTurnoverA = 0.789          # Koeffizient zur Berechnung des Wurzel-Umsatzes
durch die N-Mineralisation
RootTurnoverB = 0.191          # Koeffizient zur Berechnung des Wurzel-Umsatzes
durch die N-Mineralisation #phase out
RootTurnoverC = 0.0211        # Koeffizient zur Berechnung des Wurzel-Umsatzes
durch die N-Mineralisation

organicLayerLVL_C = 0.0        # Very Label: Initialisierung der verschiedenen
Kompartimente
organicLayerLL_C = 0.0         # Label
organicLayerLR_C = 0.0         # Resistant
organicLayerBio_C = 0.0        # ???
organicLayerHum_C = 0.0        # ???

fertility = 7.0 / (rno3 + 2.1)
fertile = fertility

# --- vegetationsspezifische Parameter
if HBA == 'PINE' or HBA == 'PISY':
    FolCNR = 35
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.9
elif HBA == 'SPRUCE':
    FolCNR = 37
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.9
elif HBA == 'PIAB':
    FolCNR = 37
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.9
elif HBA == 'HEMLOCK':
    FolCNR = 42
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.9
elif HBA == 'FIR':
    FolCNR = 43
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.9
elif HBA == 'HARDWOODS':
    FolCNR = 23
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.8

elif HBA == 'OAK' or HBA == 'QURO':
    FolCNR = 30
    WoodCNR = 150
    WoodMaxGrow = 0.7
elif HBA == 'BIRCH' or HBA == 'BEPE':
    FolCNR = 21
    WoodCNR = 180
    WoodMaxGrow = 0.7
elif HBA == 'BEECH':
    FolCNR = 18
    WoodCNR = 200
    WoodMaxGrow = 0.8
elif HBA == 'FASY':
    FolCNR = 18
    WoodCNR = 200

```

```

        WoodMaxGrow = 0.8
    elif HBA == 'SLASH_PINE':
        FolCNR = 35
        WoodCNR = 200
        WoodMaxGrow = 1
    elif HBA == 'CYPRESS':
        FolCNR = 35
        WoodCNR = 200
        WoodMaxGrow = 1
    elif HBA == 'LARCH':
        FolCNR = 100
        WoodCNR = 200
        WoodMaxGrow = 0.9

Fsoil = 1.23 - 0.087 * fertility - 0.014 * fertility * fertility

RootCNR = 18 + FolCNR                # //2.0 * FolCNR

    #// Calculate litter mass in forest floor based on forest age and latitude ////////////////
    #//----- Partition floor C-----
    -----
    BioAkt = 1.0 - Fsoil * pow(0.15, (FolCNR / 18))
    xyz = log(FolCNR,e)
    PBfloor = 0.25 * Fsoil * (log(FolCNR,e) * 0.4343)
    PHfloor = 0.1 * (log(FolCNR,e) * 0.4343) / Fsoil           #//      ' of humas in forest
floor, FLO
    PLfloor = 1 - (PBfloor + PHfloor)                          #//      ' Initial portion of
litter, FLO
    RCNrVL = 24
    RCNrR = 240
    RCNrL = 2 * RCNrVL * RCNrR / (RCNrVL + RCNrR)
    SoDeFa = 1 - 1.75 * 0.2
    ALP = 4600 - 60 * latitude
    AFolP = 0.7 * ALP
    Halftime = pow(10, (-0.89 + 0.035 * latitude))              #//          'Olson 1963
    RtimeVL = 1 / (1 - pow(0.5, (1.5 / Halftime)))              #//          'FLO
    RtimeRL = 1 / (1 - pow(0.5, (0.75 / Halftime)))             #//          'FLO
    RtimeRR = 1 / (1 - pow(0.5, (0.25 / Halftime)))             #//          'FLO
    RtimeM = 1 / (1 - pow(0.5, (2.5 / Halftime)))               #//
    SRtimeVL = 1 / (1 - pow(0.5, (1.5 * SoDeFa / Halftime)))    #//          'FLO
    SRtimeRL = 1 / (1 - pow(0.5, (0.75 * SoDeFa / Halftime)))  #//          'FLO
    SRtimeRR = 1 / (1 - pow(0.5, (0.25 * SoDeFa / Halftime)))  #//          'FLO
    SRtimeM = 1 / (1 - pow(0.5, (2.5 * SoDeFa / Halftime)))    #//
    mineralSoilLVL_C = 0.0
    mineralSoilLL_C = 0.0
    mineralSoilLR_C = 0.0
    mineralSoilBIO = 0.0
    mineralSoilHuM = 0.0
    WoodMass = 0.0
    aktJahr = 0
    jahrMax
    while aktJahr < jahrMax:
        aktJahr = aktJahr + 1
        Fage = (0.3305 - 0.001443 * latitude) * log(aktJahr,e) + (0.3637 - 0.00426 *
latitude)
        if Fage < 0.0:
            Fage = 0.0
        if Fage > 1.0:

```

```

    Fage = 1.0
    FolLit = AFolP * Fage * Fsoil                                     //# leaf litter, kg
C/ha/yr
# --- wood production -----
WoodProd = 100000 * Fage * Fsoil * WoodMaxGrow / latitude        //# 'FLO
WoodLit = WoodMass * 0.01                                         //# wood litter, kg
C/ha/yr  FLO

#WoodLit *= TropicalFactor -----
WoodMass += (WoodProd - WoodLit)                                  //#kg C/ha

# --- litter production -----

LitP = WoodLit + FolLit
# --- diviation of foliar litter in 3 pools vl ( AddC1) rl (AddC2) and rr (AddC3)
AddC = PLfloor * FolLit
AddCN = FolCNR * (1.0 + fertile)
if AddCN <= RCNrVL:
    AddC1 = AddC
    AddC2 = 0
    AddC3 = 0

if AddCN > RCNrVL and AddCN <= RCNrL:
    RCNC2C3 = 2 * RCNrL * RCNrR / (RCNrL + RCNrR)
    Add = (AddC * (RCNC2C3 - AddCN) / (RCNC2C3 - RCNrVL) * RCNrVL / AddCN)
    AddC2 = (AddC - Add)
    AddC3 = (AddC - Add) / 4
    AddC1 = 1.25 * Add - AddC / 4

if AddCN > RCNrL and AddCN <= RCNrR:
    RCNC1C2 = 2 * RCNrVL * RCNrL / (RCNrVL + RCNrL)
    Add = (AddC * (RCNC1C2 - AddCN) / (RCNC1C2 - RCNrR) * RCNrR / AddCN)
    AddC2 = (AddC - Add)
    AddC1 = (AddC - Add) / 4
    AddC3 = 1.25 * Add - AddC / 4

if AddCN > RCNrR:
    AddC1 = 0
    AddC2 = 0
    AddC3 = AddC

#//***** diviation of wood litter in 3 pools vl ( AddCW1) rl (AddCW2) and rr
(AddCW3)
AddC = PLfloor * WoodLit
AddCN = WoodCNR

if AddCN <= RCNrVL:
    AddCW1 = AddC
    AddCW2 = 0
    AddCW3 = 0

if AddCN > RCNrVL and AddCN <= RCNrL:
    RCNC2C3 = 2 * RCNrL * RCNrR / (RCNrL + RCNrR)
    Add = (AddC * (RCNC2C3 - AddCN) / (RCNC2C3 - RCNrVL) * RCNrVL / AddCN)
    AddCW2 = (AddC - Add)
    AddCW3 = (AddC - Add) / 4
    AddCW1 = 1.25 * Add - AddC / 4

```

```

if AddCN > RCNrL and AddCN <= RCNrR:
    RCNC1C2 = 2 * RCNrVL * RCNrL / (RCNrVL + RCNrL)
    Add = (AddC * (RCNC1C2 - AddCN) / (RCNC1C2 - RCNrR) * RCNrR / AddCN)
    AddCW2 = (AddC - Add)
    AddCW1 = (AddC - Add) / 4
    AddCW3 = 1.25 * Add - AddC / 4

if AddCN > RCNrR:
    AddCW1 = 0
    AddCW2 = 0
    AddCW3 = AddC

if RtimeVL > 1.0:
    AddC1 = AddC1 + AddCW1 - organicLayerLVL_C / RtimeVL
else:
    AddC1 = 0.0
    organicLayerLVL_C = AddC1 + AddCW1

if RtimeRL > 1.0:
    AddC2 = AddC2 + AddCW2 - organicLayerLL_C / RtimeRL
else:
    AddC2 = 0.0
    organicLayerLL_C = AddC2 + AddCW2

if RtimeRR > 1.0:
    AddC3 = AddC3 + AddCW3 - organicLayerLR_C / RtimeRR
else:
    AddC3 = 0.0
    organicLayerLR_C = AddC3 + AddCW3                                     ///< 'FLO

if RtimeM >= 1.0:
    netLCBIO = PBfloor * LitP - organicLayerBio_C / RtimeM
else:
    netLCBIO = 0.0
    organicLayerBio_C = PBfloor * LitP                                     ///< 'FL

netLCHUM = PHfloor * LitP                                               ///< FLO

organicLayerLVL_C = BioAkt * organicLayerLVL_C + AddC1
organicLayerLL_C = BioAkt * organicLayerLL_C + AddC2
organicLayerLR_C = BioAkt * organicLayerLR_C + AddC3
organicLayerBio_C = BioAkt * organicLayerBio_C + netLCBIO
organicLayerHum_C = BioAkt * organicLayerHum_C + netLCHUM
#//***** diviation of fine root litter in 3 pools vl ( AddC1) rl (AddC2) and
rr (AddC3)
RootLit = FolLit
AddC = PLfloor * RootLit
AddCN = RootCNR + 4.0 * fertile

if AddCN <= RCNrVL:
    AddC1 = AddC
    AddC2 = 0.0
    AddC3 = 0.0

if AddCN > RCNrVL and AddCN <= RCNrL:
    RCNC2C3 = 2 * RCNrL * RCNrR / (RCNrL + RCNrR)
    Add = (AddC * (RCNC2C3 - AddCN) / (RCNC2C3 - RCNrVL) * RCNrVL / AddCN)
    AddC2 = (AddC - Add)

```

```

AddC3 = (AddC - Add) / 4
AddC1 = 1.25 * Add - AddC / 4

if AddCN > RCNrL and AddCN <= RCNrR:
    RCNC1C2 = 2 * RCNrVL * RCNrL / (RCNrVL + RCNrL)
    Add = (AddC * (RCNC1C2 - AddCN) / (RCNC1C2 - RCNrR) * RCNrR / AddCN)
    AddC2 = (AddC - Add)
    AddC1 = (AddC - Add) / 4
    AddC3 = 1.25 * Add - AddC / 4

if AddCN > RCNrR:
    AddC1 = 0.0
    AddC2 = 0.0
    AddC3 = AddC

if SRtimeVL > 1.0:
    AddC1 = AddC1 + (1 - BioAkt) * (organicLayerLVL_C) - mineralSoilLVL_C /
SRtimeVL
else:
    AddC1 = 0.0
    mineralSoilLVL_C = AddC1

if SRtimeRL > 1.0:
    AddC2 = AddC2 + (1 - BioAkt) * (organicLayerLL_C) - mineralSoiLL_C / SRtimeRL
else:
    AddC2 = 0.0
    mineralSoiLL_C = AddC2

if SRtimeRR > 1.0:
    AddC3 = AddC3 + (1 - BioAkt) * (organicLayerLR_C) - mineralSoilLR_C / SRtimeRR
else:
    AddC3 = 0.0
    mineralSoilLR_C = AddC3
//# 'FLO

if SRtimeM >= 1.0:
    AddCSBIO = PBfloor * RootLit + (1 - BioAkt) * (organicLayerBio_C) -
mineralSoilBIO / SRtimeM
else:
    AddCSBIO = 0.0
    mineralSoilBIO = PBfloor * RootLit + (1 - BioAkt) * (organicLayerHum_C)
//# 'FLO

AddCSHUM = PBfloor * RootLit
//# 'FLO

mineralSoilLVL_C = mineralSoilLVL_C + AddC1
mineralSoiLL_C = mineralSoiLL_C + AddC2
mineralSoilLR_C = mineralSoilLR_C + AddC3
mineralSoilBIO = mineralSoilBIO + AddCSBIO
mineralSoilHuM = mineralSoilHuM + AddCSHUM
//#end of forest age loop

# --- Aufsummierung der einzelnen Komponenten
organicLayerC = organicLayerLVL_C + organicLayerLL_C + organicLayerLR_C +
organicLayerBio_C + organicLayerHum_C
mineralSoil = mineralSoilLVL_C + mineralSoiLL_C + mineralSoilLR_C + mineralSoilBIO +
mineralSoilHuM

```

```

# ---- Berechnung der Maechtigkeit der org. Auflage-----
organicLayerUnitC = 0.54 - 0.12 * HumusType # 'FLO Handbuch
Bodenkunde 2.2.1 s.11
organicLayerOM = 2 * organicLayerUnitC;
organicLayerDensity = 1.34 * 0.17 / (organicLayerOM * 1.34 + (1 - organicLayerOM) *
0.17) # 'FLO
organicLayerPorosity = 1 - (organicLayerDensity / 1.34) # 'FLO wert 1.34
aus Scheffer/Schachtschabel
organicLayerThickness = (organicLayerC / (organicLayerUnitC * organicLayerDensity *
10000.0)) / 1000.0
organicLayerThickness = organicLayerThickness * 1000 # Umrechnung m --> mm
organicLayerThickness = round(organicLayerThickness,0)

return organicLayerThickness, organicLayerC, mineralSoil, organicLayerDensity

def calc_FieldcapWiltpt(bodenart):
## -----##
# VAN GENUCHTEN (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic #
# conductivity of unsaturated soils.- Soil Sci. Soc. Am.J., 44: 892-898 #
# # #
#BOHNE & ZACHARIAS (1995): Berechnung neuer Richtwerte des kapillaren Wasser- #
# aufstiegs und der Feldkapazität für allgemeinerte Bodenarten auf #
# der Grundlage von Parametern des Van Genuchten-Modells. -Bericht #
# im Auftrag des DVWK-Fachausschusses 4.1[unveröffentl.]. #
## -----##

BODENARTEN = [['Ss',0.166063685, 0.048122816], ['mS',0.154494649, 0.019669364],
['mSgs',0.151965603, 0.045727315],['mSfs', 0.179526833, 0.052328718],
['fS', 0.228130361, 0.023604225],['fSms', 0.205832293, 0.033875837],
['Sl2', 0.245119426, 0.05775378],['Sl3', 0.27623314, 0.084452309 ],
['Sl4', 0.275355317, 0.107385161],['Slu', 0.336474701, 0.103963384],
['St2', 0.24000071, 0.069383867],['St3', 0.28752142, 0.150355667],
['Su2', 0.223509845, 0.066452987],['Su3', 0.289569295, 0.066450951],
['Su4', 0.321912647, 0.080638171],['Uu', 0.4093652, 0.106384483],
['Uls', 0.363341422, 0.128881177],['Us', 0.386203099, 0.119908984],
['Ut2', 0.382498558, 0.121040533],['Ut3', 0.373933257, 0.132431032],
['Ut4', 0.376545389, 0.167750852],['Ls2', 0.351677774, 0.18229401],
['Ls3', 0.314214314, 0.170848272],['Ls4', 0.294638839, 0.159404105],
['Lt2', 0.389879332, 0.238968805],['Lt3', 0.420003949, 0.287826029],
['Lts', 0.358694003, 0.232924711],['Lu', 0.394907526, 0.214325224],
['Tt', 0.537333097, 0.375638176],['Tl', 0.469439517, 0.339537289],
['Tu2', 0.480817479, 0.33560275],['Tu3', 0.433123423, 0.286242915],
['Tu4', 0.390408864, 0.229873638]]

#
Bodenarten = BODENARTEN[:]
for j in range(len(Bodenarten)):

    b = str(bodenart)
    c = Bodenarten[j][0]

    if c == b:
        feldkap_intern = Bodenarten[j][1]
        welkpkt_intern = Bodenarten[j][2]
        # Umrechnung in mm/m³ sowie Rundung durch Umwandlung in Integer

```

```

        feldkap_intern = int(round(feldkap_intern * 1000.0,0))
        welkpkt_intern = int(round(welkpkt_intern * 1000.0,0))
        break
    else:
        continue

return feldkap_intern, welkpkt_intern

def calcTextur(bodenart):
## -----##
# Funktion zur Abschaetzung der Textur anhand der Bodenart #
# Literatur: Kuntze et al (1994): Bodenkunde. -424 S., 5. Aufl., Ulmer Verlag (S. 91) #
# # #
# [Ton, Schluff, Sand]... Einheit: [%] #
## -----##
BODENARTEN_TEXTUR = [['Ss', 2.5, 5, 92.5], ['S12', 6.5, 17.5, 80],
                    ['S14', 14.5, 25.0, 60.5], ['S1u', 12.5, 30.0, 66.0],
                    ['St2', 11.0, 5.0, 84.0], ['St3', 21.0, 15.0, 64.0],
                    ['Su2', 2.5, 17.5, 80.0], ['Su3', 4.0, 32.5, 63.5],
                    ['Su4', 4.0, 30.0, 66.0], ['Uu', 2.5, 90, 7.5],
                    ['U1s', 12.5, 57.5, 30.0], ['Us', 2.5, 65.0, 32.5],
                    ['Ut2', 10.0, 80.0, 10.0], ['Ut3', 14.5, 82.5, 3.0],
                    ['Ut4', 21.0, 75.0, 4.0], ['Ls2', 21.0, 36.0, 43.0],
                    ['Ls3', 21.0, 35.0, 44.0], ['Ls4', 21.0, 22.5, 56.5],
                    ['Lt2', 30.0, 40.0, 30.0], ['Lt3', 40.0, 40.0, 20.0],
                    ['Lts', 35.0, 22.5, 42.5], ['Lu', 23.5, 57.5, 19.0],
                    ['Tt', 82.5, 17.5, 0.0], ['T1', 55.0, 22.5, 22.5],
                    ['Tu2', 55.0, 44.0, 1.0], ['Tu3', 37.5, 57.5, 5.0],
                    ['Tu4', 29.0, 70.0, 1.0], ['S13', 10.0, 25.0, 65.0]]

Bodenarten_Textur = BODENARTEN_TEXTUR[:]
ton_intern = -99.99
schluff_intern = -99.99
sand_intern = -99.99
for j in range (len(Bodenarten_Textur)):

    b = str(bodenart)
    c = Bodenarten_Textur[j][0]
    if c == b:
        ton_intern = Bodenarten_Textur[j][1]
        schluff_intern = Bodenarten_Textur[j][2]
        sand_intern = Bodenarten_Textur[j][3]
    else:
        continue
    ton_intern = -99.99
    schluff_intern = -99.99
    sand_intern = -99.99

return ton_intern, schluff_intern, sand_intern

def calcSKS(bodenart, l_dichte, tongehalt, sandgehalt):
## -----##
# Funktion zur Berechnung der SKS (Saturated Hydraulic Conductivity) #

```

```

# Die SKS wird entweder mit Hilfe der u.g. Gleichung berechnet, oder #
# falls keine Angaben zur Textur vorhanden sind, direkt aus der Tabelle #
# # #
# Literatur: SAXTON et al. (1986) #
# # #
# Angaben von Tongehalt und Sandgehalt in [Gew.-%] #
# SKS in [cm/d] #
## -----##
    if tongehalt == -99.99 or sandgehalt == -99.99: # Falls keine
Angaben zur Textur

        if bodenart == -99.99 and sks == -99.99:
            sks = -99.99
        else:
            # -----
            -----
            # Mittelwerte der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit in Abhängigkeit von
Bodenart
            # und Lagerungsdichte nach Merkblatt 129 (1977) DVWK. aus: Handbuch der
Bodenkunde 2.6.2.4
            # LD = Lagerungsdichte [g/cm³]
            # ['Bodenart' | LD > 1.25g/cm³ | 1.25 < LD < 1.50 g/cm³ | LD > 1.50 g/cm³]
            #print 'DEBUGGPOSITION: CALC_SKS!'
            SKS_TAB = [['Ss', 335, 230, 200], ['S12', 126, 66, 43], ['S13', 51, 42, 17],
                ['S14', 46, 21, 12], ['Slu', 47, 15, 8], ['St2', 106, 65, 49],
                ['St3', 22, 16, 12], ['Su2', 155, 126, 64], ['Su3', 92, 51, 19],
                ['Su4', 92, 51, 19], ['Ls2', 22, 19, 11], ['Ls3', 11, 7, 6],
                ['Ls4', 13, 12, 6], ['Lt2', 9, 7, 4 ], ['Lt3', 9, 9, 3],
                ['Lts', 8, 5, 5], ['Lu', 25, 12, 5], ['Uu', 17, 10, 0],
                ['Uls', 49, 17, 6], ['Us', 27, 13, 0], ['Ut2', 44, 9, 3],
                ['Ut3', 45, 8, 3], ['Ut4', 32, 8, 5], ['Tt', 4, 2, 0],
                ['Tl', 2, 1, 0], ['Tu2', 5, 4, 1], ['Tu3', 15, 10, 2],
                ['Tu4', 35, 16, 0], ['mS', 0, 593, 311], ['mSgs', 0, 512, 230],
                ['mSfs', 344, 191, 177], ['fS', 273, 166, 57], ['fSms', 262, 194,
141]]

            sks_tab = SKS_TAB[:]
            for j in range(len(sks_tab)):
                b = bodenart
                c = sks_tab[j][0]

                if b == c:
                    # Unterteilung in die 3 Klassen der Lagerungsdichte
                    if l_dichte <= 1.25 and l_dichte > 0:
                        sks = sks_tab[j][1]
                    if l_dichte > 1.25 and l_dichte <= 1.5:
                        sks = sks_tab[j][2]
                    if l_dichte > 1.5:
                        sks = sks_tab[j][3]
                    if l_dichte == -99.99:
                        sks = (sks_tab[j][1] + sks_tab[j][2] + sks_tab[j][3])/3.0
                if sks == 0:
                    sks = -99.99
            else:
                sks = sks /1440 # Umrechnung von cm/d --> cm/min
                sks = round(sks,5)
        else:
            if tongehalt == 0:
                tongehalt = 0.1 # fängt Nullwerte ab

```

```

        if tongehalt < 0.02:          # Werte kleiner 2% ergeben keine sinnvollen Werte mehr
            tongehalt = 0.02
        a = (12.012 - 7.55 * 0.01 * sandgehalt + ((-3.895 + 3.671 * 0.01 * sandgehalt -
0.1103
                                                    * tongehalt + 8.7546 * 0.0001 *
tongehalt**2) /
                                                    (0.332 - 7.251 * 0.0001 * sandgehalt +
0.1276 *
                                                    log10(tongehalt))))
        sks_calc = 24 * exp(a)
        sks = sks_calc / 1440
        sks = round(sks,5)
    return sks

#-----
# Erstellt Input-File fuer das DNDC2 (PLOT-Nummern: 101, 301, ..., 1606)
# -----
def readLevelIII_Allgemein(select_plot, locD):

    cnt_sl_ges = 0                                # Anzahl der gesamten
Bodenschichten
    spalte = 1                                    # setzt Spalte konstant
    cnt3 = 2                                       # ueberliest den Header
    # -----
    # Excel-Objekt wird erzeugt und geoeffnet
    xlApp = Dispatch("Excel.Application")
    xlApp.Workbooks.Open(os.path.join(locD, bodenDB + '.xls'))
    rw2 = xlApp.Sheets(1)
    rows2 = rw2.UsedRange.Rows.Count
    new_filename = 'SITE' + str(select_plot)
    fout2 = open(os.path.join(locD, new_filename + '.txt'), 'w')
    org_simuliert = 0                             # Flag für Ausgabe Info Org. Auflage
    realeAuflage = 0
    auflage1 = 0
    auflage2 = 0
    auflage3 = 0
    mineral = 0
    cnt_mineral = 0
    cnt_realeAuflage = 0
    cnt_auflagecalc = 0
    out_auflageCalc = 0
    cnt_zeilen = 0
    auflageCalc = 0
    dickeAuflage_gesamt = 0
    out_schichtInfoGesamt = []
    out_realeAuflage_gesamt1 = []
    out_realeAuflage_gesamt2 = []
    out_realeAuflage_gesamt3 = []
    out_realeAuflage_gesamt4 = []
    dicke_realeAuflage_gesamt = 0
    cnt_orgAuflage = 0
    cnt_mineralBoden = 0
    rest = 0
    bodentyp1 = '-99.99'
    realeAuflage11 = 0

```

```

realeAuflage12 = 0
realeAuflage13 = 0
while cnt3 != rows2:
    cnt3 = cnt3 + 1
    plot = rw2.Cells(cnt3,spalte).Value
    h_nr = rw2.Cells(cnt3,9).Value

    if plot != '#':

        # PLOT-Daten werden horizontweise eingelesen'

        if select_plot == plot:
            cnt_zeilen = cnt_zeilen + 1
            if h_nr < 0:
                cnt_mineralBoden = cnt_mineralBoden + 1

            plot = int(rw2.Cells(cnt3,1).Value)
            # id = int(rw2.Cells(cnt3,2).Value)
            name = str(rw2.Cells(cnt2,3).Value)
            bodentyp = str(rw2.Cells(cnt3,4).Value)
            boden_wrb = str(rw2.Cells(cnt3,5).Value)
            humusform = int(rw2.Cells(cnt3,6).Value)
            bodenart = str(rw2.Cells(cnt3,7).Value)
            horizont_bez = str(rw2.Cells(cnt3,8).Value)
            horizont_nr = int(rw2.Cells(cnt3,9).Value)
            hoehe_minSL = 2
            o_tiefe = float(rw2.Cells(cnt3,11).Value)
            u_tiefe = float(rw2.Cells(cnt3,12).Value)
            sandgehalt = float(rw2.Cells(cnt3,13).Value)
            schluffgehalt = float(rw2.Cells(cnt3,14).Value)
            tongehalt = float(rw2.Cells(cnt3,15).Value)
            humusgehalt = float(rw2.Cells(cnt3,16).Value)
            l_dichte = float(rw2.Cells(cnt3,17).Value)
            skelettgehalt = float(rw2.Cells(cnt3,18).Value)
            lat = float(rw2.Cells(cnt3,19).Value)
            longi = float(rw2.Cells(cnt3,20).Value)
            aus_gestein = str(rw2.Cells(cnt3,21).Value)
            hoehenlage = int(rw2.Cells(cnt3,22).Value)
            hauptbaumart = str(rw2.Cells(cnt3,23).Value)
            w_verteilung = float(rw2.Cells(cnt3,24).Value)
            b_alter = int(rw2.Cells(cnt3,25).Value)
            niederschlag = int(rw2.Cells(cnt3,26).Value)
            durchschnitt_temp = float(rw2.Cells(cnt3,27).Value)
            feldkap = float(rw2.Cells(cnt3,28).Value)
            welkpkt = float(rw2.Cells(cnt3,29).Value)
            pH = round(float(rw2.Cells(cnt3,30).Value), 2)
            corg = float(rw2.Cells(cnt3,31).Value)
            sks = float(rw2.Cells(cnt3,36).Value)
            sks = round(sks,4)
            zone_GMT = -1 # Deutschland
            # -----
            slope = -99.99 # Hangneigung [%]
            aspect = -99.99
            temp_amplitude = -99.99
            rainfall_intensity = -99.99 # (m s-1)
            windspeed = -99.99
            deposition = -99.99
            stonefraction = -99.99

```

```

corg_30 = -99.99
corg_05 = -99.99
# -----
if cnt_zeilen == 1:
    print "Sie haben den Standort", name, "mit der ID", select_plot,
"ausgewaehlt."

if humusform == 1:
    humustype = 'ROHHUMUS'
elif humusform == 2:
    humustype = 'MODER'
elif humusform == 3:
    humustype = 'MULL'
# -----
# Zuweisung des eines Bodentyps nach Tabelle 1-11(Sand-Lehm) über den
Tongehalt.
# Nur Temporär aus dem alten PnET. Hier sollte ein besserer
(wissenschaftlich fundierter) Ansatz
# der zwar auch den Tongehalt zur Hilfe nimmt, aber die Ableitung nicht
rein empirisch vornimmt!!!
#print 'l_dichte', l_dichte
hoehe_minSL = hoehe_minSL * 10
if cnt_mineralBoden == 1 and tongehalt != -99.99:
    tongehalt = tongehalt / 100
    if tongehalt <= 0.045:
        bodentyp = 'SAND'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.58
    elif tongehalt > 0.045 and tongehalt <= 0.075:
        bodentyp = 'LOSA'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.6
    elif tongehalt > 0.075 and tongehalt <= 0.14:
        bodentyp = 'SALO'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.52
    elif tongehalt > 0.13 and tongehalt <= 0.17:
        bodentyp = 'SILO'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.45
    elif tongehalt > 0.17 and tongehalt <= 0.225:
        bodentyp = 'LOAM'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.46
    elif tongehalt > 0.225 and tongehalt <= 0.305:
        bodentyp = 'SNCL'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.41
    elif tongehalt > 0.305 and tongehalt <= 0.375:
        bodentyp = 'SLCL'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:

```

```

        l_dichte = 1.42
    elif tongehalt > 0.375 and tongehalt <= 0.42:
        bodentyp = 'CLLO'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.44
    elif tongehalt > 0.42 and tongehalt <= 0.46:
        bodentyp = 'SACL'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.45
    elif tongehalt > 0.46 and tongehalt <= 0.56:
        bodentyp = 'SICL'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.47
    elif tongehalt > 0.56 and tongehalt <= 0.99:
        bodentyp = 'CLAY'
        bodentyp1 = bodentyp
        if l_dichte < 1.0:
            l_dichte = 1.49
    tongehalt *= 100.0

# Sicherheitsabfrage
if l_dichte > 0.0 and l_dichte < 1.0:
    l_dichte = 1.3
tree_2 = "NONE" # name of vegetation type
tree_3 = "NONE"
tree_4 = "NONE"
tree_5 = "NONE"
max_h_1 = float(rw2.Cells(cnt3,37).Value) # max height of tree-species
max_h_2 = 0.0
max_h_3 = 0.0
max_h_4 = 0.0
max_h_5 = 0.0
min_h_1 = -99.99 # min height of tree-species
min_h_2 = 0.0
min_h_3 = 0.0
min_h_4 = 0.0
min_h_5 = 0.0
dbh_1 = float(rw2.Cells(cnt3,38).Value) # diameter at breast height per
vegetation type [m]
dbh_2 = 0.0
dbh_3 = 0.0
dbh_4 = 0.0
dbh_5 = 0.0
swv_1 = float(rw2.Cells(cnt3,40).Value) # standing wood volume per
vegetation type [m³]
swv_2 = 0.0
swv_3 = 0.0
swv_4 = 0.0
swv_5 = 0.0
rootD_1 = float(rw2.Cells(cnt3,39).Value)
rootD_2 = 0.0 # rooting depth per vegetation
type [m]
rootD_3 = 0.0
rootD_4 = 0.0

```

```

rootD_5 = 0.0
n_fact1 = -99.99
n_fact2 = 0.0
n_fact3 = 0.0
n_fact4 = 0.0
n_fact5 = 0.0

# nur für die organische Auflage: aus PnET-N-DNDC
if horizont_nr > 0:
    if humusform == 1:          #'ROHHUMUS'
        dichteOrg = 0.3
    elif humusform == 2:       #'MODER'
        dichteOrg = 0.25
    elif humusform == 3:       #'MULL'
        dichteOrg = 0.2

    if sks == -99.99:
        if humusform == 1:     #'ROHHUMUS'
            sks = 1.0
        elif humusform == 2:   #'MODER'
            sks = 0.1
        elif humusform == 3:   #'MULL'
            sks = 0.01
# Berechnung der SKS des Mineralbodens
else:
    if sks == -99.99:
        # --- Funktion zur Berechnung der gesättigten hydr. Leitfähigkeit
        sks_out = calcSKS(bodenart, l_dichte, tongehalt, sandgehalt)
        sks = sks_out

sks = round(sks, 4)
# Abschätzung der Feldkapazität und des Welkepunktes für den Mineralboden
if welkpkt == -99.99 or feldkap == -99.99:
    if bodenart != '-99.99':
        # --- Funktion zur Berechnung des Welkepunktes und der
Feldkapazitaet
        bodenart_out = calc_FieldcapWiltpt(bodenart)
        feldkap = int(str(bodenart_out[0]))          # Schnittstelle
        welkpkt = int(str(bodenart_out[1]))         # Schnittstelle
    else:
        feldkap = -99.99
        welkpkt = -99.99
if welkpkt != -99.99:
    welkpkt = round(welkpkt, 1)
    feldkap = round(feldkap, 1)
# Abschätzung der Textur
if horizont_nr < 0:
    # !!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!
    # corg = -99.99          # Zum Testen der Funktion. Setzt allen
Kohlenstoff im Mineralboden auf -99.99
    # !!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!!
    if bodenart != '-99.99':
        if tongehalt == -99.99 or schluffgehalt == -99.99 or sandgehalt ==
-99.99:
            incTextur = calcTextur(bodenart)          # --- Funktion
zu Berechnung der Textur mit Hilfe der Bodenart

            tongehalt = float(incTextur[0])

```

```

        schluffgehalt = float(incTextur[1])
        sandgehalt = float(incTextur[2])
    else:
        print 'Es konnte keine Textur bestimmt werden, da keine Angabe zur
Bodenart existiert!'

# ---Umrechnung und Runden der Einheiten -----
-----

if o_tiefe != -99.99:
    o_tiefe = int(o_tiefe * 10)           # cm in mm
if u_tiefe != -99.99:
    u_tiefe = int(u_tiefe * 10)           # cm in mm
if rootD_1 != -99.99:
    rootD_1 = (rootD_1 / 100)             # cm in m
    rootD_1 = round(rootD_1, 1)
if sandgehalt != -99.99:
    sandgehalt = sandgehalt / 100
    sandgehalt = round(sandgehalt, 3)
if schluffgehalt != -99.99:
    schluffgehalt = schluffgehalt / 100
    schluffgehalt = round(schluffgehalt, 3)
if tongehalt != -99.99:
    tongehalt = tongehalt / 100
    tongehalt = round(tongehalt, 3)
if humusgehalt != -99.99:
    humusgehalt = round(humusgehalt, 1)
if skelettgehalt != -99.99:
    skelettgehalt = round(skelettgehalt, 1)
if pH != -99.99:
    pH = round(pH,1)

# -----Namensaenderung-----
if hauptbaumart == "Pinus pinaster":
    hauptbaumart_kurz = 'PISI'
elif hauptbaumart == "Fagus sylvatica":
    hauptbaumart_kurz = 'FASY'
elif hauptbaumart == 'Picea abies':
    hauptbaumart_kurz = 'PIAB'
elif hauptbaumart == 'Quercus petraea':           # Keine Parameter fuer
Traubeneiche
    hauptbaumart_kurz = 'QURO'
elif hauptbaumart == 'Quercus robur':
    hauptbaumart_kurz = "QURO"
elif hauptbaumart == 'Pinus sylvestris':
    hauptbaumart_kurz = 'PISY'
elif hauptbaumart == 'Larix decidua':
    hauptbaumart_kurz = 'LARCH'                   # Keine Parameter für Laerche
vorhanden!!!!

else:
    hauptbaumart_kurz = hauptbaumart
if cnt_zeilen == 1:
    print "Hauptnbaumart wurde umbenannt in:", hauptbaumart_kurz

# --- Speichern der ersten Eintraege des Input Files "soil type" bis
"number of soil strata"
if cnt_zeilen == 1:
    temp = str(durchschnitt_temp) + ' ' + str(temp_amplitude)

```

```

        rain = str(niederschlag) + ' ' + str(rainfall_intensity)
        vegetation = str(hauptbaumart_kurz) + ' ' + str(tree_2) + ' ' +
str(tree_3) + ' ' + str(tree_4) + ' ' + str(tree_5)
        max_hoehe = str(max_h_1) + ' ' + str(max_h_2) + ' ' + str(max_h_3) +
' ' + str(max_h_4) + ' ' + str(max_h_5)
        min_hoehe = str(min_h_1) + ' ' + str(min_h_2) + ' ' + str(min_h_3) +
' ' + str(min_h_4) + ' ' + str(min_h_5)
        dbh = str(dbh_1) + ' ' + str(dbh_2) + ' ' + str(dbh_3) + ' ' +
str(dbh_4) + ' ' + str(dbh_5)
        holzvolumen = str(swv_1) + ' ' + str(swv_2) + ' ' + str(swv_3) + ' '
+ str(swv_4) + ' ' + str(swv_5)
        wurzelv = str(rootD_1) + ' ' + str(rootD_2) + ' ' + str(rootD_3) +
' ' + str(rootD_4) + ' ' + str(rootD_5)
        n_factor = str(n_fact1) + ' ' + str(n_fact2) + ' ' + str(n_fact3) +
' ' + str(n_fact4) + ' ' + str(n_fact5)

        out_siteInfo1 = [str(lat), str(longi), str(zone_GMT), str(hoehenlage),
str(slope), str(aspect), str(temp), str(rain), str(windspeed), str(deposition)]

        out_siteInfo2 = [str(vegetation), str(max_hoehe), str(min_hoehe),
str(dbh), str(holzvolumen), str(wurzelv), str(n_factor)]

# --- Berechnung der org. Auflage, da 1 Schicht == 1 Schicht des
Mineralbodens, d.h. es fehlt org. Auflage
# 1 DURCHLAUF
if cnt_zeilen == 1 and horizont_nr < 0 and horizont_nr > -50:

    org_simuliert = 1
    try:
        HBA = hauptbaumart_kurz
        jahrMax = int(b_alter)
        HumusType = int(humusform)
        J_RainN = int(niederschlag)
        latitude = int(lat)
        test = calc_OrgLayer(HBA, jahrMax, latitude, J_RainN, HumusType)
        dickeAuflage_gesamt = round(float(test[0]),1)
        organicLayerC = test[1]
        mineralSoil = test[2]
        dichteOrg = test[3]
        dichteOrg = round(dichteOrg,3)
        # Unterteilung in verschiedenen Aufлагeschichten. Alle Schichten
erhalten die selben Werte!
        if dickeAuflage_gesamt <= 40:

            cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 1
            schichtdicke_Auflage = dickeAuflage_gesamt

            orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
str(sks), str(corg), str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
            out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1]

            auflageCalc = auflageCalc + 1
        if dickeAuflage_gesamt > 40 and dickeAuflage_gesamt<= 60:
            cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 2
            schichtdicke_Auflage = round(float(dickeAuflage_gesamt / 2),1)

```

```

        orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
        str(sks), str(corg), str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1]
        auflageCalc = auflageCalc + 1

        if dickeAuflage_gesamt > 60:
            cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 3
            schichtdicke_Auflage = int(dickeAuflage_gesamt / 3)
            orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
            out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1]
            auflageCalc = auflageCalc + 1

        out_auflageCalc = 1
    except:
        print "Es gab ein Problem beim Aufruf der Funktion
calc_soil_inventory!"

        # ---> Aufteilung des Bodenabschnitts in Mächtigkeiten die durch die
eingeegebene
        # Höhe der Bodenschichten des Mineralbodens (hoehe_minSL) teilbar sind ----
-----
        if horizont_nr < 0:
            try:
                o_tiefe = o_tiefe + rest
                schichtdicke = o_tiefe - u_tiefe
                # Die durch den Benutzer eingegebene Groesse der Mineral
Bodenschicht (hoehe_minSL)
                # darf nicht größer als die angegebene Schichtdicke in der
Datenbank sein

                # da sonst die Information des Horizontes verloren geht !!!!!
                if hoehe_minSL > schichtdicke:
                    hoehe_minSL = schichtdicke
                anzSL_abschnitt = schichtdicke / hoehe_minSL
                anzSL_abschnitt = int(anzSL_abschnitt)
                schichtdicke_neu = anzSL_abschnitt * hoehe_minSL
                rest = schichtdicke - schichtdicke_neu
                schichtdicke = schichtdicke_neu

            except:
                print "Es gab einen Fehler bei der Neu-Berechnung der
Bodenhorizonte" # --- Berechnung der org. Auflage, da keine Angaben zur Dicke vorhanden --
-----

        # Berechnung erfolgt nur einmal!!! Falls 2 Schichten kartiert und für beide
keine Angabe,
        # wird in der nächsten Zeile/if-Abfrage "auflage2Calc = 1" ... abgefragt
und nur der Output-String
        # "out_orgAuflage1" übergeben.
        if horizont_nr == 1 and o_tiefe == -99.99:
            realeAuflage1 = 0
            realeAuflage2 = 0
            realeAuflage3 = 0
            realeAuflage2 = 0
            org_simuliert = 1
            # --- Mächtigkeit der Auflage wird berechnet und event. verteilt

```

```

try:
    HBA = hauptbaumart_kurz
    jahrMax = int(b_alter)
    HumusType = int(humusform)
    J_RainN = int(niederschlag)
    latitude = int(lat)
    test = calc_OrgLayer(HBA, jahrMax, latitude, J_RainN, HumusType)
    dickeAuflage_gesamt = test[0]
    organicLayerC = test[1]
    mineralSoil = test[2]
    dichteOrg = test[3]
    dichteOrg = round(dichteOrg,3)

    if dickeAuflage_gesamt <= 20:
        cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 1
        schichtdicke_Auflage = dickeAuflage_gesamt
        orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1]
        auflageCalc = auflageCalc + 1
        auflage1Calc = 1

    if dickeAuflage_gesamt > 20 and dickeAuflage_gesamt<= 60:
        cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 2
        schichtdicke_Auflage = round(float(dickeAuflage_gesamt / 2),1)
        orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        orgAuflage_2 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1, orgAuflage_2]
        auflageCalc = auflageCalc + 2

        auflage2Calc = 1

    if dickeAuflage_gesamt > 60:
        cnt_auflagecalc = cnt_auflagecalc + 3
        schichtdicke_Auflage = int(dickeAuflage_gesamt / 3)
        orgAuflage_1 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        orgAuflage_2 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        orgAuflage_3 = [str(schichtdicke_Auflage),
str(schichtdicke_Auflage), str(pH), str(stonefraction),str(dichteOrg),
                                str(sks),          str(corg),          str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_orgAuflage1 = [orgAuflage_1, orgAuflage_2, orgAuflage_3]
        auflageCalc = auflageCalc + 3

```

```

        auflage3Calc = 1

        #out_auflageCalc = 1

    except:
        print "Es gab ein Problem beim Aufruf der Funktion
calc_soil_inventory!"

# --- Organische Auflage und Daten sind vorhanden -----
-----
# Zaehler fuer die organische Auflage!!!!
if horizont_nr > 0 and o_tiefe != -99.99:
    realeAuflage = 1
    schichtdicke_realeAuflage = o_tiefe - u_tiefe
    dickeAuflage_gesamt = dickeAuflage_gesamt + schichtdicke_realeAuflage

    if schichtdicke_realeAuflage <= 40:
        if horizont_nr == 1:
            realeAuflage2 = 0
            cnt_realeAuflage = cnt_realeAuflage + 1
            schichtdicke_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
            tiefe_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
            out_realeAuflage_gesamt11 = [str(tiefe_realeAuflage),
str(schichtdicke_realeAuflage),str(pH),str(stonefraction),
str(dichteOrg), str(sks),
str(corg), str(tongehalt), str(feldkap), str(welkpkt)]
            realeAuflage11 = 1

            realeAuflage12 = 0
            if horizont_nr == 2:
                cnt_realeAuflage = cnt_realeAuflage + 1
                schichtdicke_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
                tiefe_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
                out_realeAuflage_gesamt12 = [str(tiefe_realeAuflage),
str(schichtdicke_realeAuflage),str(pH),str(stonefraction),
str(dichteOrg), str(sks),
str(corg), str(tongehalt), str(feldkap), str(welkpkt)]
                realeAuflage12 = 1
            realeAuflage13 = 0
            if horizont_nr == 3:
                cnt_realeAuflage = cnt_realeAuflage + 1
                schichtdicke_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
                tiefe_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
                out_realeAuflage_gesamt13 = [str(tiefe_realeAuflage),
str(schichtdicke_realeAuflage),str(pH),str(stonefraction),
str(dichteOrg), str(sks),
str(corg), str(tongehalt), str(feldkap), str(welkpkt)]
                realeAuflage13 = 1

            if schichtdicke_realeAuflage > 40 and schichtdicke_realeAuflage <= 90:
                #print 'AKTUELLE POSITION!'
                realeAuflage11 = 0
                realeAuflage12 = 0
                realeAuflage13 = 0
                cnt_realeAuflage = cnt_realeAuflage + 2
                schichtdicke_realeAuflage =
round(((float(schichtdicke_realeAuflage)) / 2),1)
                tiefe_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage

```

```

        rest_org = schichtdicke_realeAuflage
        out_rest_org = [str(rest_org), str(rest_org), str(pH),
str(stonefraction), str(dichteOrg),
                                str(sks), str(corg), str(tongehalt), str(feldkap),
str(welkpkt)]
        out_realeAuflage = [str(tiefe_realeAuflage),
str(schichtdicke_realeAuflage), str(pH), str(stonefraction),
                                str(dichteOrg), str(sks), str(corg),
str(tongehalt), str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_realeAuflage_gesamt2 = [out_realeAuflage, out_rest_org]
        realeAuflage2 = 2

    if schichtdicke_realeAuflage > 90:
        realeAuflage11 = 0
        realeAuflage12 = 0
        realeAuflage13 = 0
        realeAuflage2 = 0
        cnt_realeAuflage = cnt_realeAuflage + 3
        schichtdicke_realeAuflage =
round(((float(schichtdicke_realeAuflage)) / 3),2)
        tiefe_realeAuflage = schichtdicke_realeAuflage
        rest_org1 = schichtdicke_realeAuflage
        rest_org2 = schichtdicke_realeAuflage
        out_rest_org1 = [str(rest_org1), str(rest_org1), str(pH),
str(stonefraction), str(dichteOrg),
                                str(sks), str(corg), str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_rest_org2 = [str(rest_org2), str(rest_org2), str(pH),
str(stonefraction), str(dichteOrg),
                                str(sks), str(corg), str(tongehalt),
str(feldkap), str(welkpkt)]
        out_realeAuflage = [str(tiefe_realeAuflage),
str(schichtdicke_realeAuflage), str(pH),str(stonefraction),
                                str(dichteOrg), str(sks), str(corg),
str(tongehalt), str(feldkap), str(welkpkt)]

        out_realeAuflage_gesamt3 = [out_realeAuflage, out_rest_org2,
out_rest_org1]
        realeAuflage = 3

    if horizont_nr < 0:
        mineral = 1
        out_schichtInfo3 = [str(corg_05), str(corg_30)]
        if o_tiefe > 0:
            o_tiefe = o_tiefe
        elif o_tiefe < 0:
            o_tiefe = -(o_tiefe)
        print "H O R I Z O N T N U M M E R: ", horizont_nr
        if mineral == 1:
            cnt_mineral = cnt_mineral + 1
            out_schichtInfo4 = [str(schichtdicke), str(hoehe_minSL), str(pH),
str(stonefraction),str(l_dichte),
                                str(sks), str(corg), str(tongehalt), str(feldkap),
str(welkpkt)]
            out_schichtInfoGesamt.append(out_schichtInfo4)
        else:
            continue

```

```

        else:
            if plot == None:                                     # bricht ab, wenn Ende
erreicht                                                    erreicht
                break

            if plot > select_plot:
                print "Anzahl der Durchlaeufer:", cnt_zeilen
                if org_simuliert ==1:
                    print "Die Maechtigkeit der simulierten Organischen Auflage betraegt:
", dickeAuflage_gesamt, 'mm'
                else:
                    print "Die Maechtigkeit der Organischen Auflage betraegt: ",
dickeAuflage_gesamt, 'mm'
                break

# -----
# -----
# O U T P U T O U T P U T O U T P U T O U T P U T O U T P U T O U T P U T O U T P U T O U
T P U T O U T P U T
# -----
# -----

# Ausgabe der Groeßen "Dicke der organ. Auflage" sowie der Bodenparameter pro Schicht
# dies muss außerhalb der Schleife passieren
#????? cnt_orgAuflage

#print 'org_simuliert', org_simuliert

if org_simuliert == 1:
    nmb_of_soilStrata = cnt_auflagecalc + cnt_mineralBoden
else:
    nmb_of_soilStrata = cnt_realeAuflage + cnt_mineralBoden
# -----1- B L O C K-----
for levelII_item1 in out_siteInfo1:
    fout2.write(levelII_item1 + '\n')                               # fuegt nach jedem Eintrag eine
Leerzeile ein
    fout2.write('\n')

# -----2- B L O C K-----
for levelII_item2 in out_siteInfo2:
    fout2.write(levelII_item2 + '\n')                               # fuegt nach jedem Eintrag eine
Leerzeile ein
    fout2.write('\n')

# -----3- B L O C K-----
fout2.write(str(bodentyp1)+'\n')
fout2.write(str(humustype)+'\n')
fout2.write(str(int(dickeAuflage_gesamt))+ '\n')                   # fuegt nach jedem Eintrag eine
Leerzeile ein

for levelII_item3 in out_schichtInfo3:
    fout2.write(levelII_item3 + '\n')

fout2.write(str(nmb_of_soilStrata)+ '\n')
fout2.write('\n')
# Ausgabe der gemessenen Auflage
if realeAuflage11 == 1:
    for item9 in out_realeAuflage_gesamt11:
        fout2.write(str(item9) + '\n')

```

```
fout2.write('\n')
else:
    pass

# Ausgabe der in zwei Schichten unterteilten org. Auflage die 20< <=90mm
if realeAuflage2 == 2:
    #print 'AUSGABE realeAuflage2 == 2', realeAuflage2
    p = 0
    q = cnt_realeAuflage - 1      #q = cnt_realeAuflage - 1
    while p <= q:
        for levelII_item8 in out_realeAuflage_gesamt2[p]:
            fout2.write(str(levelII_item8) + '\n')
        fout2.write('\n')
        p = p + 1
else:
    pass

if realeAuflage12 == 1:
    for item10 in out_realeAuflage_gesamt12:
        fout2.write(str(item10) + '\n')
    fout2.write('\n')
else:
    pass

if realeAuflage == 3:
    p = 0
    q = cnt_realeAuflage - 1
    while p <= q:
        for levelII_item11 in out_realeAuflage_gesamt3[p]:
            fout2.write(str(levelII_item11) + '\n')
        fout2.write('\n')
        p = p + 1
else:
    pass

if realeAuflage13 == 1:
    for item13 in out_realeAuflage_gesamt13:
        fout2.write(str(item13) + '\n')
    fout2.write('\n')
else:
    pass

if realeAuflage == 4:
    p = 0
    q = cnt_realeAuflage - 1
    while p <= q:
        for item10 in out_realeAuflage_gesamt4[p]:
            fout2.write(item10 + '\n')
        fout2.write('\n')
        p = p + 1
# Ausgabe der 1 Schicht der berechneten Auflage
if org_simuliert == 1:
    p = 0

    q = auflageCalc - 1
    while p <= q:
```

```

        for levelII_item5 in out_orgAuflage1[p]:
            fout2.write(levelII_item5 + '\n')
        fout2.write('\n')
        p = p + 1
# -----nter- B L O C K-----
i = 0
j = cnt_mineral - 1
while i <= j:
    for levelII_item4 in out_schichtInfoGesamt[i]:
        fout2.write(str(levelII_item4) + '\n')           # fuegt nach jedem Eintrag
eine Leerzeile ein
        fout2.write('\n')
        i = i+1

xlApp.Quit()
del xlApp
return (new_filename)

#-----
# -----H A U P T R O U T I N E-----
#-----
# Namensbezeichnungen der einzelnen Tabellenblaetter
#sheet1 = 'BUEK'
#sheet2 = 'LevelII_ALLGEMEIN'
#sheet3 = 'Temp'
bodenDB = 'Boden-DatenbankNEU'
# -----raw input-----
# Input einlesen und Entscheidung treffen, ob BÜK oder andere Datentabelle
print "" "Dieses Programm erstellt eine Steuerdatei (Input-File) fuer das DNDC2
Das Input File beinhaltet alle wichtigen Standort-Parameter sowie klimatische
Grundinformationen (Temp, Nied.)
""
if len(args) != 1:
    select_plot = int(raw_input("Bitte geben sie eine Plotnummer ein!"))
else:
    select_plot = int(args[0])

# -----F U N K T I O N S A U F R U F - B U E K-----
if select_plot <= 71:
    xlApp = Dispatch("Excel.Application")
    xlApp.Workbooks.Open(os.path.join(locD, bodenDB + '.xls'))
    rw = xlApp.Sheets(1)
    anzahl_Zeilen1 = rw.UsedRange.Rows.Count
    anzahl_Spalten1 = rw.UsedRange.Columns.Count
    print "Es existieren", anzahl_Zeilen1, "Zeilen und", anzahl_Spalten1, "Spalten"
# -----
# Berechnung der Anzahl der IDs sowie deren Namen
# --> als Kontrolle fuer den Benutzer bei der Eingabe
cnt1 = 2           # ueberliest den Header
x1 = 1           # setzt Spalte konstant
a = 'FALSE'

while cnt1 <= anzahl_Zeilen:
    cnt1 += 1
    b1 = rw.Cells(cnt1,x1).Value
    if b1 != None:
        sum_id = int(b1)
        print sum_id

```

```

        else:
            break
    xlApp.Quit()
    del xlApp
    print "Daten geprueft! Es existiert/en", sum_id,"Bodentypen"
    readBuek(locD, select_plot)

# -----FUNKTIONSAUFRUF - LEVEL II-----
elif select_plot > 100:

    # erzeugen eines Excel-Objekts
    xlApp = Dispatch("Excel.Application")
    xlApp.Workbooks.Open(locD + '/' + bodenDB + '.xls')
    rw2 = xlApp.Sheets(1)
    anzahl_Zeilen2 = rw2.UsedRange.Rows.Count
    #print "Die Anzahl der genutzten Zeilen belaeuft sich auf: ", anzahl_Zeilen2
    #-----
    # Berechnung der Anzahl der PLOTS sowie deren Namen
    # --> als Kontrolle fuer den Benutzer bei der Eingabe
    cnt2 = 2                # ueberliest den Header
    x2 = 1                  # setzt Spalte konstant
    a = 'FALSE'
    while cnt2 <= anzahl_Zeilen2:
        cnt2 += 1
        plot = rw2.Cells(cnt2,x2).Value
        if plot == select_plot:
            a = 'TRUE'
            break
        else:
            continue
    if a == 'TRUE':
        print "Die Eingegebene PLOT-Nummer", int(plot), "existiert!"
    else:
        print "" "Die eingegebene Plot-Nummer existiert nicht!
        Bitte ueberpruefen sie die Nummer und starten sie das Programm
        noch einmal!""

    xlApp.Quit()
    del xlApp
    readLevelIII_Allgemein(select_plot, locD)

print 'FEDDDISCH'
```

10.2 Python-Script zur Erstellung der SETUP-Files

```
# -*- coding: cp1252 -*-
# -----
# Script erstellt dynamisch fuer alle Standort ein Setup-File, dass als Steuerdatei
# für das Forest-DNDC benötigt wird.
# Das File wird dynamisch aus den Informationen der einzelnen Ordner erstellt.
#
# Developer: christoph.heinzeller@imk.fzk.de
# Last changes: 27.04.2006
# -----

import string
import os                # Zugriff auf Verzeichnisse und Dateien
import shutil            # kopieren von Verzeichnissen und Dateien
from optparse import OptionParser

locD = os.getcwd()
basispfad = locD
# option line parser-----<START>
usage = "usage: %prog plot"
parser = OptionParser(usage)
(options, args) = parser.parse_args()
# option line parser-----<STOP>
# -----
# In dieser Version ist das Programm statisch.
# D.h. der Benutzer muss die Einstellungen innerhalb des Quellcodes vornehmen.
# Denkbar ist auch ein Version, die durch die Funktion Raw-Input eine
# Eingabe durch den Benutzer verlangt. Dieser kann z.B. die Simulationsdauer durch
# Eingabe der zu simulierenden Jahre bestimmen.

if len(args) == 1:
    plot = args[0]
else:
    plot_in = int(raw_input("Bitte geben sie eine ID_lang ein!"))
    plot = str(plot_in)
```

```

new_filename = 'SETUP' + str(plot)
new_klimaSTname = 'DRI1' + str(plot) + '_90_01.txt'
setup_out = open(os.path.join(basispfad, new_filename + '.txt'),'w')

# --- Struktur Setup-File-----
SITEname = 'LevelIII/SITE' + plot + '.txt'           # file with site initials
INI1name = 'NOINI1'                                 # file with vegetation initials
INI2name = 'NOINI2'                                 # file with soil initials
DRI1name = 'LevelIII/' + new_klimaSTname             # file with daily climat record
DRI2name = 'LevelIII/' + 'DRI2' + plot + '_90_01.txt' # file with daily air chemistry
record
#DRI2name = 'NODRI2'
DRI3name = 'NODRI3'                                 # file with event-describing record
DRI4name = 'NODRI4'                                 # file with water table record
MCL1name = 'NOMCL1'                                 # file with sub-daily climate record
MCL2name = 'NOMCL2'                                 # file with sub-daily air chemistry record

tsMax = '24'                                         # number of subdaily timesteps
nnd = '2922'                                         # 4381 = Simulation 2001 -2002 # 3652 1993 - 2002
ndStart = '1'                                        # start day of the simulation
nyStart = '1994'                                     # start year of the simulation

runMC = '13'                                         # 20-29 = CANOAK, 11/21 = +OSU, 10-19 = SIMPLE+DNDC
runWC = '1'                                         # 1=DNDC, 2=SWUF, 3=BROOK90, 4=OSU, other=without
watercycle
runPH = '11'                                         # 11=PNET, 20-29 = PSIM, other = without
physiology
runSC = '1'                                         # 1=DNDC, 2= DNDC2, other=without soil chemistry
runAC = '0'                                         # any = without air chemistry
runBV = '0'                                         # 1=BIM, 2=Guenther model, other=without BVOC
emission from canopy

outVS = '0'                                         # output of vegetation structure (0=false)
outMC = '0'                                         # output of micro climate(0=false)
outWC = '1'                                         # output of watercycle (0=false)
outPH = '1'                                         # output of physilogy (0=false)
outSC = '1'                                         # output of soil chemistry (0=false)
outAC = '0'                                         # output of air chemistry (0=false)
outBV = '0'                                         # output of canopy emission (0=false)

```

```
outINI = '0' # output of new initialisation after simulation
ends (0=false)

firstout = '0' # first day of subdaily output
lastout = '0' # last day of subdaily output
oneLeaf = '0' # canopy is considered as a single leaf
resetInit = '0' # initial soil and vegetation values are reset
after each year (0=false)

# ---- Formatierung Ausgabe Setup-File-----
s_out1 = [SITEname, INI1name, INI2name, DRI1name, DRI2name, DRI3name, DRI4name,
          MCL1name, MCL2name]
s_out2 = [tsMax, nnd, ndStart, nyStart]
s_out3 = [runMC, runWC, runPH, runSC, runAC, runBV]
s_out4 = [outVS, outMC, outWC, outPH, outSC, outAC, outBV, outINI, firstout, lastout]
s_out5 = [oneLeaf, resetInit]

for z1 in s_out1:
    out = z1 + '\n'
    setup_out.write(out)
setup_out.write('\n')
for z2 in s_out2:
    out = z2 + '\n'
    setup_out.write(out)
setup_out.write('\n')
for z3 in s_out3:
    out = z3 + '\n'
    setup_out.write(out)
setup_out.write('\n')
for z4 in s_out4:
    out = z4 + '\n'
    setup_out.write(out)
setup_out.write('\n')
for z5 in s_out5:
    out = z5 + '\n'
    setup_out.write(out)

setup_out.close()

print 'fertilifertig'
```