

**Prozessbasierte und räumlich verteilte Modellierung
der Bodenstickstoffflüsse zur Abschätzung der Auswirkungen
des Klimawandels auf Stickstoffverfügbarkeit und
Nitratauswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau**

Entwicklung, Validierung und Anwendung einer Komponente des integrativen
Entscheidungsunterstützungssystems DANUBIA

Inaugural-Dissertation

zur

Erlangung des Doktorgrades

der Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät

der Universität zu Köln

vorgelegt von

Christian Wilhelm Klar

aus Köln

2009

Berichterstatter: Prof. Dr. Karl Schneider
Prof. Dr. Georg Bareth

Tag der mündlichen Prüfung: 2. Juli 2009

Kurzzusammenfassung

Vor dem Hintergrund des Globalen Wandels sind räumliche und zeitliche Informationen über die Stickstoffverfügbarkeit im Boden und die Nitratauswaschung von entscheidender Bedeutung für die Entwicklung von Maßnahmen zur integrierten Bewirtschaftung der (Grund-)Wasserressourcen. Im Rahmen des Projekts GLOWA-Danube untersucht diese Arbeit die Reaktionen des Bodenstickstoffhaushalts auf Klimaänderungen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Als Komponente des integrativen Entscheidungsunterstützungssystems DANUBIA wurde das objektorientierte und prozessbasierte Bodenstickstoffmodell *SNT* auf der Grundlage des Modells CERES Maize 2.0 entwickelt. *SNT* bildet die wichtigsten Prozesse (Mineralisierung/Immobilisierung, Denitrifizierung, Nitrifizierung, Harnstoffhydrolyse und Nitratverlagerung) und die Dynamik von zwei mineralischen (Nitrat und Ammonium) sowie zwei organischen (frische Biomasse und Humus) Stickstoffreserven im Boden ab. Die Validierung des Modells erfolgte durch einen multikriteriellen und skalenübergreifenden Vergleich mit Messreihen, die ein breites Spektrum pedologischer und meteorologischer Bedingungen in Deutschland abdeckten. In einer Sensitivitätsanalyse wurde die Reaktivität des Modells gegenüber Eingabedaten und physikochemischen Bodenparametern bestimmt. Um das Modellverhalten auf der Makroskala abzuschätzen, wurde eine Unsicherheitsstudie durchgeführt. Für die regionale Modellierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau war die Übertragung des Modells von der Feldskala auf die Makroskala erforderlich. Daher wurde die Eignung des subskaligen Skalierungsverfahrens Geokomplexe für die regionale Bodenstickstoffmodellierung evaluiert. Zur Abschätzung der Klimaeffekte wurden die meteorologischen Trends des IPCC A1B-Emissionsszenarios bei der regionalen Modellierung unterstellt. Um die Auswirkungen der Klimaänderungen auf den Bodenstickstoffhaushalt räumlich differenziert zu quantifizieren, wurden die Szenarioergebnisse mit Referenzwerten verglichen. Die Ergebnisse zeigen die Fähigkeit des Modells, die räumliche und zeitliche Dynamik des Bodenstickstoffhaushalts unter den aktuellen klimatischen Bedingungen realistisch abzubilden und auf Klimaeffekte treffend zu reagieren. *SNT* hat sich für die Abbildung der Stickstoffverfügbarkeit und der Nitratauswaschung unter den Bedingungen des Globalen Wandels bewährt. Als Teil von DANUBIA wird *SNT* dazu beitragen, wirkungsvolle Maßnahmen für einen nachhaltigen Umgang mit den Wasserressourcen im Einzugsgebiet der Oberen Donau zu entwickeln.

Abstract

Against the background of Global Change, spatial and temporal data about soil nitrogen availability and nitrate leaching are of key importance for the development of an integrated (ground)water resources management. Within the GLOWA-Danube project, this study investigates the response of soil nitrogen dynamics to climatic changes in the Upper Danube basin. As a component of the integrated Global Change decision support system DANUBIA, the object-oriented and process-based soil nitrogen transformation model *SNT* was developed based on the CERES Maize 2.0 model approach. It simulates the most important soil nitrogen processes such as mineralisation/immobilisation, denitrification, nitrification, urea hydrolysis and nitrate leaching as well as the dynamics of two mineral nitrogen (nitrate and ammonium) and two organic nitrogen pools (fresh organic matter and humus). Applying a cross-scale and multi-criteria validation strategy, *SNT* was tested by comparing modelling results with measurements (covering a wide range of pedological and meteorological conditions in Germany). A sensitivity analysis was conducted to identify critical parameters and input data. Furthermore, in an uncertainty analysis, the influence of spatial resolution and regional data quality on model performance was assessed. Model application in the Upper Danube basin required upscaling from the microscale to the macroscale. Thus, the subscale modelling approach Geocomplexes was successfully tested and used for nitrogen modelling on the macroscale. Climate change impacts on soil nitrogen dynamics in the Upper Danube basin were quantified by comparing reference (1996 - 2000) and scenario results (2051 - 2055) assuming the meteorological trends of the IPCC-A1B scenario. Modelling results showed the suitability of *SNT* to reflect soil nitrogen dynamics under actual and future climate conditions. Therefore, *SNT* as part of DANUBIA will contribute to the development of effective strategies for a sustainable (ground)water resources management in the Upper Danube basin.

Danksagung

Die vorliegende Dissertation wurde im Rahmen des durch das Bundesministerium für Bildung und Forschung finanzierten Projekts GLOWA-Danube angefertigt.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. Karl Schneider für die Bereitstellung des Themas, seine fachliche Betreuung sowie seine vielfältigen Anregungen und kritischen Diskussionen, die wesentlich zur Entstehung dieser Arbeit beitrugen.

Des Weiteren danke ich dem Zweitgutachter Herrn Prof. Dr. Georg Bareth herzlich.

Ebenso möchte ich meinen Kollegen Dr. Victoria Lenz-Wiedemann, Dr. Tim Reichenau, Dr. Peter Fiener, Marius Schmidt, Wolfgang Korres, Verena Dlugoss und Christian Koyama für die exzellente Zusammenarbeit bedanken. Die offene und inspirierende, aber vor allen Dingen freundschaftliche Arbeitsatmosphäre wirkte stets motivierend.

Gleichermaßen gilt mein Dank den studentischen Hilfskräften Peter Neuhaus, Hanno Wendt, Norman Barth, Markus Kreye, Tobias Frank und Dahlia Strecker für die zuverlässige und die oft über das normale Maß hinausgehende Hilfe bei der Programmierung sowie den Feld- und Laborarbeiten.

Dank gilt auch allen Kollegen von GLOWA-Danube für die gute Zusammenarbeit.

Weiterhin danke ich den Landwirten Georg Schulte-Eickhoff und Alfred Trimborn für die Möglichkeit, umfangreiche Feldmessungen durchzuführen und für den Einblick in die landwirtschaftliche Praxis.

Für den fortwährenden Optimismus und die Unterstützung meiner Familie, insbesondere meiner Frau Susanne, und ihren unerschütterlichen Glauben an mich, bin ich zutiefst dankbar.

Gliederung

Abbildungsverzeichnis	IV
Tabellenverzeichnis.....	VIII
Abkürzungsverzeichnis	X
1 Einleitung	1
1.1 Modellierung von Stickstoffflüssen im Kontext des Globalen Wandels	1
1.2 Aufbau und Ziele der Arbeit	4
2 Grundlagen der Bodenstickstoffmodellierung	7
2.1 Definition der Skalenbereiche	7
2.2 Stand der Forschung.....	8
2.3 Erforderliche Basisdaten und verfügbare Datenquellen.....	12
2.3.1 Bodeninformationen.....	13
2.3.2 Landnutzungsverteilung	14
2.3.3 Meteorologische Zustandsgrößen	15
2.3.4 Landbauliche Klimaregionen	17
3 Untersuchungsgebiete	19
3.1 Einzugsgebiet der Oberen Donau.....	19
3.1.1 Administrative und naturräumliche Gegebenheiten.....	20
3.1.2 Geologie und Geomorphologie	20
3.1.3 Klima.....	21
3.1.4 Böden	22
3.1.5 Landnutzung.....	25
3.2 Einzugsgebiet der Rott	26
4 Bodenstickstoffmodellierung in DANUBIA.....	29
4.1 Integrative Entwicklungsplattform DANUBIA	29
4.1.1 Ziele, Aufgaben und Eigenschaften	29
4.1.2 Modellverbund <i>LANDSURFACE-AtmoStations</i>	31
4.2 Modellentwicklung in DANUBIA	32
4.2.1 Grundlagen der objektorientierten Modellierung.....	32
4.2.2 Modellstruktur von <i>SNT</i>	34
4.3 Modellbeschreibung von <i>SNT</i>	36
4.3.1 Schnittstellen und Modellantrieb	38
4.3.2 Bodenstickstoffhaushalt	50

4.3.3	Initialisierung und Parametrisierung	60
5	Modellierung der Bodenstickstoffdynamik unter heutigen Bedingungen	62
5.1	Erhebung eigener Validierungsdaten auf der Feldskala.....	62
5.1.1	Durchführung der Feldmessungen	63
5.1.2	Laboranalytik	66
5.2	Validierungsdaten auf der Feldskala	67
5.2.1	Winterweizen	67
5.2.2	Mais	69
5.2.3	Zuckerrüben	71
5.2.4	Externe Feldmessungen.....	74
5.3	Feldbezogene Modellvalidierung	75
5.3.1	Validierung der modellierten Wasser- und N_{\min} -Dynamik	75
5.3.2	Ergebnisse der feldbezogenen Modellvalidierung	76
5.3.3	Diskussion der Ergebnisse	86
5.4	Flächenintegrierende Modellvalidierung	87
5.4.1	Validierung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser	88
5.4.2	Ergebnisse der flächenintegrierenden Modellvalidierung.....	92
5.4.3	Diskussion der Ergebnisse	97
5.5	Analyse der Modellsensitivität.....	98
5.5.1	Einfluss der Parametrisierung, Eingabedaten und Initialisierung	98
5.5.2	Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse.....	102
5.5.3	Diskussion der Ergebnisse	108
5.6	Analyse der Modellunsicherheit.....	111
5.6.1	Abschätzung der Modellunsicherheit.....	111
5.6.2	Ergebnisse der Unsicherheitsstudie.....	115
5.6.3	Diskussion der Ergebnisse	124
6	Skalierung mit Geokomplexen.....	128
6.1	Grundlagen der Skalierung.....	128
6.2	Subskalige Modellierung mit Geokomplexen.....	129
6.3	Multiskalige Evaluierung des Skalierungsverfahrens Geokomplexe.....	133
6.3.1	Modellierung mit Geokomplexen	133
6.3.2	Ergebnisse der subskaligen Modellierung.....	134
6.3.3	Diskussion der Ergebnisse	139

7 Modellierung der Bodenstickstoffdynamik im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den Bedingungen des Klimawandels.....	142
7.1 Modellapplikation auf der Makroskala	142
7.1.1 Modellkonfiguration.....	142
7.1.2 IPCC-Emissionsszenario A1B	143
7.1.3 Regionale Klimaänderungen	145
7.2 Ergebnisse der Szenariomodellierung	146
7.2.1 Variabilität des Bodenstickstoffhaushalts	147
7.2.2 N-Mineralisierung	149
7.2.3 N-Auswaschung	153
7.2.4 N-Konzentration im Sickerwasser	156
7.3 Diskussion der Szenarioergebnisse	159
8 Analyse von Anpassungsoptionen an den Klimawandel	163
9 Fazit und Ausblick	168
10 Quellenverzeichnis	170

ANHANG

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1	Schematischer Aufbau der Arbeit	5
Abb. 2	Bedeckung des Untersuchungsraums durch die BÜK 1000	13
Abb. 3	Lage der landbaulichen Klimaregionen im Einzugsgebiet der Oberen Donau	17
Abb. 4	Lage und Abgrenzung der Untersuchungsgebiete	19
Abb. 5	Relief und Gewässer im Einzugsgebiet der Oberen Donau.....	21
Abb. 6	Räumliche Verteilung der Bodentypen im Einzugsgebiet der Oberen Donau	22
Abb. 7	Räumliche Verteilung der DANUBIA-Bodenartenklassen im Einzugsgebiet der Oberen Donau	23
Abb. 8	Verteilung des organischen Kohlenstoffanteils im Oberboden im Einzugsgebiet der Oberen Donau	24
Abb. 9	Räumliche Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet der Oberen Donau	26
Abb. 10	Räumliche Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet der Rott.....	27
Abb. 11	Paketdiagramm der integrativen Entwicklungsplattform DANUBIA.....	30
Abb. 12	Schema der rasterbasierten Modellierung mit dem Proxel-Konzept	31
Abb. 13	Objektorientierte Modellstruktur von <i>SNT</i>	35
Abb. 14	Darstellung der Wechselwirkungen des Landschaftsstoffhaushalts in der <i>LANDSURFACE</i> -Komponente von DANUBIA	37
Abb. 15	Schematische Darstellung der hydrologischen Modellierung in <i>Soil</i>	39
Abb. 16	Schematische Darstellung der Bodenstickstoffmodellierung in <i>SNT</i>	51
Abb. 17	Lage der Testfelder in Feienberg im Einzugsgebiet der Sieg	63
Abb. 18	Gemessene Niederschlagsdynamik in Feienberg zwischen Oktober 2004 und Dezember 2005.....	67
Abb. 19	Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats unter Winterweizen in Feienberg 2005	68
Abb. 20	Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats unter Mais in Feienberg 2005	69
Abb. 21	Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften im Feienberger Maisfeld am 6. April 2005	71
Abb. 22	Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats unter Zuckerrüben in Feienberg 2005	72
Abb. 23	Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften im Feienberger Zuckerrübenfeld am 6. April 2005	73

Abb. 24	Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- und N _{min} -Dynamik unter Winterweizen in Feienberg.....	77
Abb. 25	Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- und N _{min} -Dynamik unter Mais in Feienberg	79
Abb. 26	Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- und N _{min} -Dynamik unter Zuckerrüben in Feienberg.....	81
Abb. 27	Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- und N _{min} -Dynamik unter Winterweizen in Neuenkirchen	83
Abb. 28	Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- und N _{min} -Dynamik unter Sommergerste in Nienwohlde.....	85
Abb. 29	Hydrogeologische Raumgliederung im Einzugsgebiet der Oberen Donau.....	90
Abb. 30	Modell einer GW-Messstelle für die Validierung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser	91
Abb. 31	Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser von BBR 1, Sinningen, für den Zeitraum von 1991 bis 1998	93
Abb. 32	Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser von BBR 1, Taennelesa, im Zeitraum von 1986 bis 2000.....	94
Abb. 33	Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser von der Quelle 3, Kaufering, im Zeitraum vom 1990 bis 1999.....	95
Abb. 34	Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser von BBR IV, Pocking, im Zeitraum vom 1983 bis 2000	96
Abb. 35	Gegenüberstellung der modellierten Flächenanteile der Nitratbelastungsklassen und den Angaben aus dem Nitratbericht für den Regierungsbezirk Oberbayern im Jahr 2000.....	98
Abb. 36	Relative Abweichung der modellierten N-Auswaschung vom modellierten Referenzwert (ohne Wechselwirkungen mit der Vegetation)	105
Abb. 37	Relative Abweichung der modellierten N-Auswaschung vom modellierten Referenzwert (mit Wechselwirkungen mit der Vegetation)	107
Abb. 38	Sensitivität der modellierten N-Auswaschung ausgedrückt als Sensitivitätsindex	109
Abb. 39	Abbildung räumlicher Heterogenität innerhalb eines Proxels bei der mikroskaligen Modellierung und der makroskaligen Modellierung.....	112
Abb. 40	Lage der standortkundlichen Bodenkarte (Weilheim i. Ob) im Einzugsgebiet der Oberen Donau und Lage der Testflächen 14 und 22	113
Abb. 41	Vergleich der N-Auswaschung zwischen der makroskaligen Modellierung und der mikroskaligen Modellierung.....	116

Abb. 42	Vergleich der N-Mineralisierung zwischen der makroskaligen Modellierung und der mikroskaligen Modellierung.....	117
Abb. 43	Vergleich der makroskaligen Modellierung mit der mikroskaligen Modellierung am Beispiel der täglichen N-Auswaschung und N-Mineralisierung im Jahr 1992 für Testfläche 22	118
Abb. 44	Anteil der Landnutzungs-Bodenkombinationen an der Gesamtfläche sowie der N-Auswaschung und der N-Mineralisierung von Testfläche 14.....	119
Abb. 45	Vergleich der makroskaligen Modellierung mit der mikroskaligen Modellierung am Beispiel der täglichen N-Auswaschung und N-Mineralisierung im Jahr 1992 für Testfläche 22	120
Abb. 46	Anteil der Landnutzungs-Bodenkombinationen an der Gesamtfläche sowie der N-Auswaschung und der N-Mineralisierung von Testfläche 22.....	121
Abb. 47	Modellierte Variabilität der N-Auswaschung unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg 2005.....	122
Abb. 48	Modellierte Variabilität der N-Mineralisierung unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg 2005.....	123
Abb. 49	Schematische Darstellung der Landoberflächeneigenschaften innerhalb eines Proxels bei der makroskaligen Modellierung, der mikroskaligen Modellierung und der subskaligen Modellierung in DANUBIA	132
Abb. 50	Verteilung der Anzahl der Landnutzungen auf einem Proxel im Einzugsgebiet der Oberen Donau	133
Abb. 51	Lage der Proxel mit mehr als zehn Landnutzungen im Einzugsgebiet der Rott.....	134
Abb. 52	Mikroskalige Modellergebnisse der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Rott und relative Abweichungen der Geokomplex-Ergebnisse von den mikroskaligen Ergebnissen.....	135
Abb. 53	Mikroskalige Modellergebnisse der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Rott und relative Abweichungen der Geokomplex-Ergebnisse von den mikroskaligen Ergebnissen.....	136
Abb. 54	Vergleich der N-Auswaschung zwischen der Geokomplex-Modellierung und der mikroskaligen Modellierung.....	137
Abb. 55	Vergleich der N-Mineralisierung zwischen der Geokomplex-Modellierung und der mikroskaligen Modellierung.....	138
Abb. 56	Projektion der globalen Mitteltemperaturen für die SRES-Szenarien.....	143
Abb. 57	Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen und der Jahresmitteltemperatur im Einzugsgebiet der Oberen Donau bis zum Jahr 2060	146
Abb. 58	Räumliche Variabilität der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den heutigen Klimabedingungen	150
Abb. 59	Relative Änderungen der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation	152

Abb. 60	Räumliche Variabilität der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den heutigen Klimabedingungen	154
Abb. 61	Relative Änderungen der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation	155
Abb. 62	Räumliche Variabilität der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen Klimabedingungen.....	157
Abb. 63	Relative Änderungen der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation	158

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Skalenbereiche in der hydrologischen Modellierung.....	7
Tabelle 2	Schema der Landnutzungsklassifikation.....	15
Tabelle 3	Schnittstellen von <i>SNT</i> und <i>Soil</i> zu anderen Modellen und Komponenten von DANUBIA	38
Tabelle 4	Bewirtschaftungsangaben für die Testfelder in Feienberg.....	64
Tabelle 5	Schichtspezifische Übersicht der Bodenarten sowie der Lagerungs- dichte, des organischen Kohlenstoffanteils und des C/N-Verhältnisses unter Winterweizen in Feienberg am 6. April 2005	69
Tabelle 6	Schichtspezifische Übersicht der Bodenarten sowie der Lagerungs- dichte, des organischen Kohlenstoffanteils und des C/N-Verhältnisses unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg am 6. April 2005	70
Tabelle 7	Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsangaben der Testfelder in Nienwohlde und Neuenkirchen	74
Tabelle 8	Modellierte jährliche Wasserbilanz für die Testfelder in Feienberg	78
Tabelle 9	Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Bodenwassergehalts unter Winterweizen, Mais und Zuckerrüben in Feienberg	78
Tabelle 10	Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten N_{\min} -Gehalts unter Winterweizen, Mais und Zuckerrüben in Feienberg	80
Tabelle 11	Modellierte jährliche N-Bilanz für die Testfelder in Feienberg	82
Tabelle 12	Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Boden- wassergehalts und des N_{\min} -Gehalts für Winterweizen in Neuenkirchen und Sommergerste in Nienwohlde	82
Tabelle 13	Modellierte jährliche Wasserbilanz für die Testfelder in Neuenkirchen und Nienwohlde	83
Tabelle 14	Modellierte jährliche N-Bilanz für die Testfelder in Neuenkirchen und Nienwohlde.....	84
Tabelle 15	Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Bodenwassergehalts und des N_{\min} -Gehalts über alle Testfelder.....	87
Tabelle 16	Faktoren für die N-Auswaschung aus der ungesättigten Bodenzone	89
Tabelle 17	Eigenschaften der Messstelleneinzugsgebiete für die Validierung	92
Tabelle 18	Gegenüberstellung der modellierten mittleren N-Konzentration im Sickerwasser mit GW-Messungen.....	94
Tabelle 19	Gegenüberstellung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser ausgewählter Messstellen mit Literaturangaben.....	97
Tabelle 20	Bodenartspezifische Minimum-, Referenz- und Maximalwerte des Bodenwassergehalts bei Variation der Feldkapazität und der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit	99

Tabelle 21	Minimum-, Referenz- und Maximalwerte der Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt, organischer Kohlenstoff, Humusabbaurate, Abweichung der Bodentemperatur, Niederschlagsmenge sowie Abweichung der Niederschlagsmenge der Extremereignisse.....	100
Tabelle 22	Minimum-, Referenz- und Maximalwerte der Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt, organischer Kohlenstoffgehalt, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Niederschlagsmenge, Düngungsmenge, Düngungstermin und Saattermin	102
Tabelle 23	Modellfehler der makroskaligen Modellierung für die Testflächen 14 und 22.....	119
Tabelle 24	Statistische Auswertung der Variabilität der Bodenstickstofffüsse auf den Testfeldern	123
Tabelle 25	Modellierte N-Bilanzen für die Einzelmesspunkte und das Standardmodell.....	124
Tabelle 26	Mittlere relative Abweichung der mikroskaligen Modellierung von der Geokomplex-Modellierung und maximaler Modellfehler.....	125
Tabelle 27	Schichtspezifische Werte für den N_{\min} -Gehalt, den C_{org} -Anteil und das C/N-Verhältnis für beide Testfelder in Feienberg auf Basis von Feldmessungen und der BÜK 1000.....	126
Tabelle 28	Modellierte jährliche N-Bilanz für das Einzugsgebiet der Rott	137
Tabelle 29	Projizierte globale mittlere Erwärmung der Erdoberfläche am Ende des 21. Jahrhunderts für unterschiedliche Szenarien	145
Tabelle 30	Lufttemperatur, Gesamtniederschlag, Sommerniederschlag, Winterniederschlag, Niederschlagsindex und CO_2 -Konzentration der Atmosphäre im Einzugsgebiet der Oberen Donau für den Referenz- und den Szenariozeitraum.....	146
Tabelle 31	Statistische Merkmale der berechneten N-Flüsse und der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau für die Referenzsituation	147
Tabelle 32	Anteil der N-Klassen an der Gesamtfläche des Einzugsgebiets der Oberen Donau in der Referenzsituation und im Szenariofall.....	148
Tabelle 33	Modellierte mittlere jährliche N-Bilanz für das Einzugsgebiet der Oberen Donau in der Referenzsituation und im Szenariofall.....	149
Tabelle 34	Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau	151
Tabelle 35	Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau	156
Tabelle 36	Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau.....	159
Tabelle 37	Auswirkungen des Klimawandels auf meteorologische Parameter und die Wachstumsbedingungen von Nutzpflanzen.....	163

Abkürzungsverzeichnis

AHL	Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung
BBR	Beobachtungsbrunnen
BÜK 1000	Bodenübersichtskarte 1:1000000
DGM	Digitales Geländemodell
EZG	Einzugsgebiet
GIS	Geographisches Informationssystem
GK	Geokomplex
GLOWA	Globaler Wasserkreislauf
GW	Grundwasser
GWRL	Grundwasserrichtlinie
HRU	Hydrological Response Unit
IA	Index of Agreement
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
KAS	Kalkammonsalpeter
MF	Modellfehler
MSP	Messpunkt
N	Stickstoff
N _{min}	Mineralischer Stickstoff
OOAD	Objektorientierte Analyse und Design
OOP	Objektorientierte Programmierung
RMSE	Root Mean Square Error (Wurzel des mittleren quadrierten Fehlers)
RRMSE	Relative Root Mean Square Error
SI	Sensitivitätsindex
SNT	Soil Nitrogen Transformations
SRES	Special Report on Emission Scenarios
UML	Unified Modelling Language
WRRL	Wasserrahmenrichtlinie

1 Einleitung

1.1 Modellierung von Stickstoffflüssen im Kontext des Globalen Wandels

Als Folge der industriellen und intensiven landwirtschaftlichen Nutzung ist es zu einer Erhöhung des in Atmosphäre und Biosphäre zirkulierenden reaktiven Stickstoffs (N) gekommen (WOLFE & PATZ, 2002). Besonders durch die industrielle Umformung atmosphärischen Stickstoffs für die Erzeugung von Dünger, greift der Mensch massiv in den natürlichen N-Kreislauf ein. Heute wird ca. 60 % des biologisch verfügbaren Stickstoffs aus anthropogenen Quellen bereitgestellt (VITOUSEK *et al.*, 1997). Diffuse Einträge aus der Landwirtschaft gelten als größte Quelle für die zunehmende Belastung der Wasserqualität durch Stickstoff. Als Folge der erhöhten N-Verfügbarkeit im Boden kommt es durch vertikale und laterale Verlagerung von Stickstoff in das Grundwasser oder in die Vorfluter zu einer Verschlechterung der Wasserqualität mit unerwünschten Folgen (FREDE & DABBERT, 1998; ALMASRI & KALUARACHCHI, 2007; LEDOUX *et al.*, 2007; GOODAY, ANTHONY & FAWCETT, 2008).

Diffuse Direkteinträge erfolgen beim Ausbringen von Düngemitteln in Gewässernähe, durch nicht an den Pflanzenbedarf angepasste Düngung, durch Einträge von Sickerwasser, durch den oberflächlichen Abfluss von Wirtschaftsdüngern oder durch nicht kanalisierte Abwässer (FREDE & DABBERT, 1998). Wegen seiner großen Mobilität im Boden gelangt dabei besonders Nitrat (NO_3) ins Grundwasser. Dies schädigt die komplexen Ökosysteme mit nachteiligen Auswirkungen auf ihre Funktionen wie z.B. der Bereitstellung von sauberem Trinkwasser (HOWARTH, 2004). Dennoch gibt es bislang kein einheitliches Konzept für das N-Management an der Landoberfläche. Fast alle Ökosysteme (insbesondere Agrarökosysteme) befinden sich daher mittlerweile in einem Ungleichgewicht zwischen N-Einträgen und N-Austrägen (SCHLESINGER *et al.*, 2006).

Neben den Umweltschäden durch die Eutrophierung der Oberflächengewässer kann es als Folge einer zu hohen Trinkwasserbelastung mit Nitrat zu gravierenden gesundheitlichen Schäden kommen. Dabei sind zwei Wirkungspfade zu unterscheiden: (1) durch die Bildung von Methämoglobin und (2) durch die Entstehung von cancerogenen N-Verbindungen. Nitrit-Ionen (NO_2) bewirken, insbesondere bei Kleinkindern, die Inaktivierung des Hämoglobins, wodurch der Sauerstofftransport im Blut gestört wird. Bei Säuglingen kann die als „Blausucht“ bekannte Krankheit lebensbedrohliche Folgen haben. Nitrosamine, die durch die

Reduktion von Nitrat zu Nitrit und die Nitrosierung entstehen, gelten als krebserregend (FREDE & DABBERT, 1998; WEYER, 2001).

Aufgrund der skizzierten gesundheitlichen Folgen und der Struktur der Trinkwasserversorgung in der BRD – die zu 74 % aus Grundwasservorkommen erfolgt (BMU, 2006) – hat der Grundwasserschutz in Deutschland eine sehr hohe Priorität. Auch die Politik hat die Wichtigkeit eines schonenden Umgangs mit den natürlichen Wasserressourcen erkannt. In einer Fülle von deutschen und europäischen Gesetzen, Verordnungen und Richtlinien spiegelt sich das Bemühen um die Erhaltung einer guten Wasserqualität wider. Viele politische Maßnahmen dienen dem Schutz der menschlichen Gesundheit und regeln die Überwachung der Wasserqualität, z.B. durch die Einführung von Belastungsgrenzen. In § 6 Nr.1 der deutschen Trinkwasserverordnung (TRINKWV, 2001) heisst es: *“Im Wasser für den menschlichen Gebrauch dürfen chemische Stoffe nicht in Konzentrationen enthalten sein, die eine Schädigung der menschlichen Gesundheit besorgen lassen“*. In der Trinkwasserrichtlinie (EU, 1998) wird als Ziel definiert: *“...die menschliche Gesundheit vor den nachteiligen Einflüssen, die sich aus der Verunreinigung von für den menschlichen Gebrauch bestimmtem Wasser ergeben, durch Gewährleistung seiner Genusstauglichkeit und Reinheit zu schützen“*. Sowohl in der Trinkwasserverordnung als auch in der EU-Nitratrichtlinie (EU, 1991) wird die für die menschliche Gesundheit kritische Nitratkonzentration bei einem Grenzwert von 50 mg/l angegeben.

Die Vielzahl von gesetzlichen Regelungen wurde durch die Harmonisierung der europäischen Gewässerschutzpolitik abgelöst. Seitdem am 22. Dezember 2000 die Europäische Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) (EU, 2000) in Kraft getreten ist, existiert ein einheitlicher Ordnungsrahmen für eine harmonisierte Gewässerschutzpolitik in der EU. Die WRRL basiert auf einer integrierten Betrachtung der Gewässer und regelt die koordinierte Bewirtschaftung auf der Ebene von (auch transnationalen) Flusseinzugsgebieten. Damit dienen erstmals auch in der Bundesrepublik Flusseinzugsgebiete als Planungsräume für ein nachhaltiges Wasser- und Umweltmanagement. Einige ausgewählte Ziele der WRRL, die bis 2015 erreicht werden sollen, sind (1) die Erreichung eines „guten ökologischen Zustands“ der Gewässer, (2) der Schutz und die Verbesserung des Zustands aquatischer Ökosysteme und des Grundwassers, (3) die Förderung einer nachhaltigen Nutzung der Wasserressourcen und (4) die Reduzierung der Verschmutzung des Grundwassers. Die besondere Schutzbedürftigkeit des Grundwassers wird durch die Grundwasserrichtlinie (GWRL) (EU, 2006) deutlich, die am 16. Januar 2007 in Kraft getreten ist und die Ziele der WRRL bezogen auf das Grundwasser konkretisiert. Beim Grundwasserschutz stehen die Umkehr von Belastungstrends und die Verhinderung von

Schadstoffeinträgen sowie die Verbesserung des Grundwasserzustandes im Zentrum der Maßnahmen. Die Grundwasserrichtlinie konkretisiert den Begriff des „guten“ chemischen Zustands anhand von EU-einheitlichen Qualitätsnormen und national festzulegenden Grenzwerten. In der GWRL ist festgelegt, dass bei einer Gefährdung der Grundwasserfunktionen oder bei einem Anstieg der Schadstofftrends Maßnahmen zur Reduzierung der Grundwasserbelastungen ergriffen werden müssen.

Die Umsetzung der WRRL, insbesondere unter den Bedingungen des Klimawandels, erfordert daher die Entwicklung von Methoden zur Erreichung der festgeschriebenen Zielsetzungen und Grenzwerte (REFSGAARD *et al.*, 2005a). Eine flächendeckende Bewertung der oberflächennahen Grundwasserqualität ist wegen der geringen Dichte der Messstellen nicht möglich und ein flächenhaftes Monitoring der Grundwasserqualität erscheint wegen der Kosten ausgeschlossen (FUEST, 2000). Messungen bleiben also standortbezogen und Bilanzierungsverfahren liefern nur eine unsichere Schätzung ohne hohe räumliche Differenzierung. Für eine flächendetaillierte Abschätzung der Grundwasserbelastung durch diffuse N-Einträge eignen sich solche Verfahren nur sehr bedingt. Die klimatischen Effekte auf den N-Haushalt an der Landoberfläche können auf diese Weise nicht abgebildet werden. Daraus ergibt sich ein Forschungsbedarf, um die Entwicklung der N-Konzentration im Grundwasser unter den Bedingungen des Klimawandels abschätzen zu können.

Im Einzugsgebiet der Oberen Donau ist neben der Landwirtschaft auch die Wasserwirtschaft wegen ihrer Klimaabhängigkeit von den Änderungen besonders betroffen. Für die Wasserwirtschaft sind Quantitätsaspekte und insbesondere die Erhaltung einer hohen (Grund-)Wasserqualität die Hauptziele. Es werden daher Handlungsalternativen benötigt, um die konkurrierenden Ziele der Wasserwirtschaft (Schutz der Grundwasserqualität) und der Landwirtschaft (Sicherung der Agrarproduktion) auch unter den zukünftigen geänderten Klimabedingungen zu vereinbaren. In diesem Kontext liefern Szenariostudien wichtige Anhaltspunkte für die Ableitung regional angepasster und integrierter Adaptionstrategien im Rahmen eines nachhaltigen N-Managementkonzepts.

Hierfür stellen prozessbasierte, räumlich verteilte ökohydrologische Modelle ein geeignetes Instrumentarium dar. Sie bieten als einziges Instrument die Möglichkeit, die komplexen Zusammenhänge zwischen Stickstoff- und Wasserverfügbarkeit zu beschreiben. Solche Modelle liefern flächendeckend wichtige Informationen über die Stoffflüsse (H₂O, C und N) im System Pflanze-Boden-Grundwasser. Neben der Beschreibung des *Ist*-Zustands sind solche Modelle ein geeignetes Werkzeug, um die Systemreaktionen auf zukünftige (natürliche

oder anthropogene) Änderungen der Randbedingungen (z.B. Klima, Landmanagement) zu analysieren (NEWHAM *et al.*, 2004; VAN DER KEUR *et al.*, 2008). Gerade weil globale Klimaänderungen lokal variierende Auswirkungen auf den N-Haushalt an der Landoberfläche zur Folge haben, eignen sich Modelle zur Identifizierung besonders kritischer Regionen für die N-Belastung. Ungewollte, aber wahrscheinliche Einflüsse z.B. auf die N-Verfügbarkeit oder die N-Auswaschung können auf diese Weise bereits frühzeitig abgeschätzt werden. Damit gewinnen Modelle oder sog. Entscheidungsunterstützungssysteme als Planungswerkzeuge zunehmend an Bedeutung, insbesondere auf der Skala von Flusseinzugsgebieten.

Die vorliegende Arbeit wurde im Rahmen des BMBF-Projekts GLOWA-Danube angefertigt. In GLOWA-Danube wird eine gesamtheitliche Betrachtung der quantitativen und qualitativen Effekte des Globalen Wandels auf den Wasserhaushalt im Einzugsgebiet der Oberen Donau angestrebt. Das innerhalb des Verbundprojekts entwickelte Entscheidungsunterstützungssystem DANUBIA wurde daher so konzipiert, dass neben der Klimasensitivität auch die Reaktivität auf anthropogene Einflüsse (z.B. agrarökonomische Änderungen) abgebildet wird (MAUSER & LUDWIG, 2002; LUDWIG *et al.*, 2003; BARTH *et al.*, 2003). Dafür wurden natürliche und sozioökonomische Modelle in DANUBIA dynamisch miteinander gekoppelt.

Zur integrierten Bewirtschaftung und zum Schutz der (Grund-)Wasserressourcen vor einer übermäßigen N-Belastung im Einzugsgebiet der Donau werden räumlich hoch aufgelöste Informationen über die Verteilung der Bodenstickstoffdynamik benötigt. Diese können auf der Grundlage der räumlich und zeitlich dynamischen Modellierung in DANUBIA flächendeckend abgeschätzt werden. Damit steht ein Werkzeug für die Entwicklung regional angepasster Managementoptionen unter den Bedingungen des Globalen Wandels zur Verfügung.

1.2 Aufbau und Ziele der Arbeit

In Abbildung 1 ist der Aufbau der vorliegenden Arbeit schematisch dargestellt. Die Arbeit ist in vier thematische Blöcke mit unterschiedlichen Teilzielen untergliedert:

- (1) Modellentwicklung
- (2) Modellvalidierung
- (3) Skalierung des Modells von der Mikroskala auf die Makroskala

(4) Modellanwendung im Kontext des Globalen Wandels

Die Größeneinteilung der Skalen (Mikroskala, Makroskala) sind in Abschnitt 2.1 *Definition der Skalenbereiche* dargestellt.

Zu (1): Ziel ist die Entwicklung des Bodenstickstoffmodells *SNT (Soil Nitrogen Transformation)* für DANUBIA. Grundlage dafür ist die Implementierung eines prozessbasierten Modellansatzes, der die wichtigsten Umsätze und Flüsse des Bodenstickstoffhaushalts abbildet. Um die Effekte des Globalen Wandels auf die N-Dynamik zu modellieren, sollten die Prozesse als Funktion natürlicher (z.B. Bodenwassergehalt) und anthropogener (z.B. Landmanagement) Einflussfaktoren abgebildet werden. Für die Modellierung auf der Makroskala ist ein Ansatz erforderlich, der durch einen geringen Parameterbedarf gekennzeichnet ist. Eine weitere Voraussetzung für die Modellierung besteht in der Aufbereitung amtlicher Daten zur Erzeugung flächendeckender Basisinformationen (z.B. Anteil organischer Bodensubstanz).

Zu (2): Ziel der Validierung ist es, die Funktionalität von *SNT* durch einen multikriteriellen und skalenübergreifenden Vergleich der Modellergebnisse mit Messungen (z.B. N_{\min} -Gehalt) zu evaluieren und gleichzeitig die räumliche Übertragbarkeit (d.h. die Modellierung ohne gebietsspezifische Kalibrierung) zu demonstrieren. Sensitivitäts- und Unsicherheitsstudien dienen der besseren Einschätzung der Modellanwendbarkeit bzw. des Modellfehlers auf Änderungen der Randbedingungen (z.B. Parametrisierung).

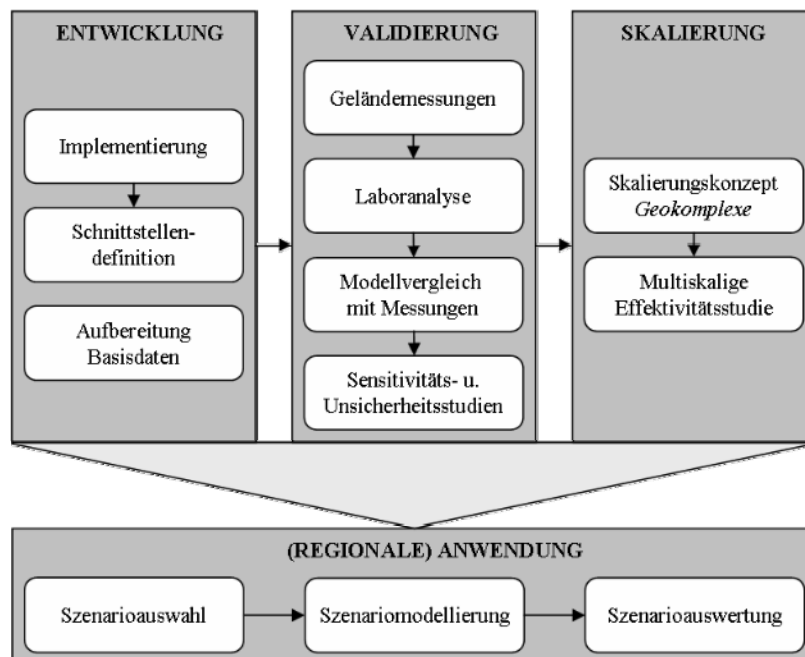


Abb. 1. Schematischer Aufbau der Arbeit.

Zu (3): Ziel der Skalierung ist die Übertragung des Bodenstickstoffmodells *SNT* von der Mikro- auf die Makroskala. Für den Modelltransfer wird das für die hydrologische Modellierung entwickelte und in DANUBIA implementierte subskalige Verfahren der Geokomplexe genutzt. Durch die Anwendung der Geokomplexe auf unterschiedlichen Skalen wird die Wirksamkeit des Verfahrens für die Bodenstickstoffmodellierung (N-Modellierung) getestet. Ergänzend wurde untersucht, mit welchen Fehlern bei der Modellierung mit Geokomplexen zu rechnen ist.

Zu (4): Im Anschluss an die vorangegangenen Arbeitsschritte steht die Modellanwendung auf der Makroskala im Vordergrund. Ziel ist die räumlich verteilte Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts im Einzugsgebiet der Oberen Donau (a) unter aktuellen Bedingungen und (b) in der Zukunft. Die zentralen Fragestellungen dabei lauten:

- Welchen Effekt hat der Klimawandel auf den Bodenstickstoffhaushalt?
- Wie entwickelt sich die N-Auswaschung unter den zukünftigen klimatischen Bedingungen?
- Welche Auswirkungen haben die Klimaänderungen auf die N-Verfügbarkeit?
- In welchen Regionen ist mit einer höheren N-Auswaschung zu rechnen?
- Welche Anpassungsoptionen für den Schutz der Wasserressourcen sind erforderlich?

2 Grundlagen der Bodenstickstoffmodellierung

Nach der Definition der Skalenbereiche wird der Stand der Forschung auf dem Gebiet der N-Modellierung sowie der Skalierung beschrieben. Es folgt eine Beschreibung der erforderlichen Eingabedaten sowie der Datengrundlage für die N-Modellierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau.

2.1 Definition der Skalenbereiche

Innerhalb dieser Arbeit spielen Skalen eine wichtige Rolle. Bei der Modellierung werden Skalen in Bezug auf die räumliche Auflösung und die Größe des Untersuchungsraums unterschieden (TURNER, DALE & GARDNER, 1989). Mit zunehmender Größe des Untersuchungsraums verringert sich in der Regel - wegen der limitierenden Rechenkapazitäten - die räumliche Auflösung.

Mikroskalige Modelle sind durch eine räumliche Auflösung bis zu 100 m gekennzeichnet (Tabelle 1). Sie werden für die Modellierung z.B. von landwirtschaftlichen Nutzflächen verwendet. Makroskalige Modelle haben eine räumliche Auflösung ab 1000 m und werden z.B. für die Abbildung von Flusseinzugsgebieten eingesetzt.

Tabelle 1. Skalenbereiche in der hydrologischen Modellierung (verändert, nach KLEEBERG, 1999).

	Mikroskala	Mesoskala	Makroskala
Räumliche Auflösung	≤ 100 m	> 100 bis 1000 m	> 1000 m
Räumliche Ausdehnung	< 0,01 km ²	0,01 bis 100 km ²	> 100 km ²

Die Differenzierung erfolgt nach der räumlichen Auflösung sowie der Größe der Untersuchungsregion.

Üblicherweise wird bei der rasterbasierten Modellierung keinerlei innerräumliche Variabilität in einem Rasterelement unterstellt. Innerhalb dieser Arbeit werden bei der mikroskaligen bzw. bei der makroskaligen Modellierung die Eigenschaften eines Rasterelements nach dem Majoritätsprinzip festgelegt, d.h. die dominanten Eigenschaften eines Rasterelements bestimmen den Charakter des Rasterelements.

Eine weitere Art der Modellierung ist die subskalige Modellierung. Sie bezieht sich weder auf die räumliche Auflösung eines Modells noch auf die Größe des Untersuchungsgebiets. Bei der subskaligen Modellierung wird ein Rasterelement z.B. durch mehrere Landnutzungen und Böden charakterisiert, die zu Klassen zusammengefasst werden und innerhalb eines Rasterelements unverortet sind.

2.2 Stand der Forschung

Die Erforschung der Auswirkungen des Globalen Wandels auf der Skala von Einzugsgebieten setzt einerseits die Validierbarkeit der Modelle auf der Mikroskala (z.B. durch den Vergleich der Modellausgaben mit Feldmessungen) voraus, andererseits besteht die Notwendigkeit, dass das Modell auch auf der Makroskala ausreichend prozessnah arbeitet und die Effekte des Globalen Wandels angemessen abbildet.

Im Folgenden wird der Stand der Forschung in Bezug auf die N-Modellierung kurz skizziert und anschließend werden am Beispiel aktueller Skalierungsverfahren, Optionen für die Modellübertragung von der Mikroskala auf die Makroskala vorgestellt.

(1) N-Modellierung

In den letzten beiden Jahrzehnten kam zu einer Verdrängung empirischer Modelle zugunsten mechanistischer Modellierungsansätze. Simple statistische oder konzeptionelle Verfahren, die meist nur den funktionalen Zusammenhang durch die statistische Analyse der Beobachtungen abbildeten, wurden durch prozessbasierte dynamische Verfahren ersetzt. Letztere eignen sich für die Abbildung nicht-linearer Wechselwirkungen und für die Aufklärung von Ursache-Wirkungsprinzipien, die durch reine Beobachtung nur schwer nachvollziehbar sind.

Im Kontext des Globalen Wandels wuchs der Bedarf an solchen klimasensitiven Modellen, die für die Abschätzung der zukünftigen N-Verfügbarkeit und -auswaschung eingesetzt werden können (WENKEL & MIRSCHEL, 1995). Auch durch politische Verfügungen änderte sich der Schwerpunkt der Modellentwicklung: Forderungen nach einer umweltschonenden Landbewirtschaftung und nach dem Schutz der natürlichen Ressourcen waren durch einen gesetzlichen Rahmen (z.B. Nitratrichtlinie) verbindlich und erforderten für ihre Umsetzung eine fundierte wissenschaftliche Basis.

Im Zuge dessen entstand eine Vielzahl von Modellen wie z.B. CENTURY (PARTON *et al.*, 1983), ANIMO (BERGHUIJS, 1985), CERES (JONES, 1986), HERMES (KERSEBAUM, 1995), DAISY (SVENDSEN, 1995), CANDY (FRANKO, 1996), SOILN (ECKERSTEN & JANSSON, 1996), ECOSYS (GRANT, 1995), LEACHN (JOHNSON, 1999), EXPERT-N (PRIESSACK, 2001) oder APSIM (KEATING *et al.*, 2003). Die meisten wurden seitdem kontinuierlich weiterentwickelt und werden bis heute für unterschiedlichste Fragestellungen eingesetzt (KERSEBAUM *et al.*, 2007). Wie KERSEBAUM *et al.* (2006) herausstellen, haben Modelle wie z.B. HERMES oder CERES ihre Nutzbarkeit für die Optimierung des N-Düngungsmanagements, die Ertragsprognose oder die Verhinderung von N-Verlagerung

ins Grundwasser auf der Feldskala demonstriert (KERSEBAUM, 2007; KROES & ROELSMA, 2007).

Im Unterschied zu den vorstehend genannten Modellen war bei der Entwicklung neuer Modelle ab Mitte der 1990er Jahre eine Verschiebung von mikroskaligen zu makroskaligen Anwendungsbereichen zu beobachten. Oftmals wurden für die Mikroskala konzipierte Modelle auf die Makroskala übertragen. Heute werden für die Abbildung und Bilanzierung der N-Flüsse eingesetzt z.B.: WASMOD/STOMOD (REICHE, 1994), HBV-N (BERGSTRÖM, 1995), MIKE-SHE/Daisy (KRYSAKOVA *et al.*, 2007; REFSGAARD, 1999; STYCZEN, 1993), MAGPIE (LORD & ANTHONY, 2000), SHETRAN (BIRKINSHAW, 2000), INCA (WADE *et al.*, 2002), SWIM (KRYSAKOVA *et al.*, 2002; KRYSAKOVA *et al.*, 2007), PROMET-V (SCHNEIDER, 2003), STONE (WOLF *et al.*, 2005) oder SWAT-N (POHLERT *et al.*, 2007). Solche Modelle haben ihre Tauglichkeit zur Abbildung des N-Haushalts auf der Skala von Einzugsgebieten demonstriert (z.B. REFSGAARD *et al.*, 1999; HABERLANDT, KRYSAKOVA & BÁRDOSSY, 2002) und ermöglichen zudem die zeitliche Extrapolation durch die Modellierung von Zukunftsszenarien (KRYSAKOVA *et al.*, 2007).

Prozessbasierte Modelle lassen sich nach ihrem räumlichen Diskretisierungsgrad klassifizieren. Weil Maße zur Bestimmung der Komplexität - wie z.B. hinsichtlich der Anzahl der Zustandsvariablen oder der physikalischen Bedeutung der Flussvariablen - mit der räumlichen Diskretisierung eines Modells korrelieren, ist eine Einteilung in (1) homogene oder eindimensionale, (2) halb verteilte und (3) verteilte Modelle sinnvoll (BREUER *et al.*, 2008). Eindimensionale Modelle zeichnen sich durch einen sehr geringen Parameterbedarf aus. Mit steigender räumlicher Diskretisierung nimmt der Parameterbedarf überproportional zu.

Derzeit überwiegen noch halb verteilte Modelle, weil in vielen Fällen die Datenverfügbarkeit für die Nutzung verteilter Modelle auf der Makroskala unzureichend ist und die Prozessparametrisierung dadurch limitiert wird. Zusätzlich stellen die großen Rechenzeitanforderungen nach wie vor ein Hindernis dar. Allerdings ermöglichen verteilte Modelle die Abschätzung der Effekte des Globalen Wandels auf lokaler Ebene und damit die Ableitung regional angepasster Anpassungsmaßnahmen.

Obwohl prozessbasierte ökohydrologische Modelle geeignete Werkzeuge darstellen, werden die Auswirkungen des Klimawandels auf die Wasserqualität bislang nicht so intensiv untersucht wie die Effekte auf die landwirtschaftliche Produktion (DE JONG, QIAN & YANG, 2004). Gerade die Verlagerung von Nitrat ins Grundwasser stellt eine kritische

Umweltbelastung dar, deren mögliche zukünftige Entwicklung durch die dynamische, klimasensitive Modellierung abgeschätzt werden kann. Ohne geeignete Ökohydrologiemodelle ist die Abschätzung der zukünftigen Wasserqualität, die vor allem aus dem kombinierten Klimaeffekt im System Boden-Pflanze resultiert, wegen der komplexen Wechselwirkungen nicht möglich. In letzter Zeit rücken daher zunehmend die Fragen nach den Klimaeffekten auf die Bodenstickstoffdynamik in den Vordergrund der Modellierung (z.B. MARTÍN-OLMEDO, REES & GRACE, 2002; DE JONG, QIAN & YANG, 2004; HART, 2006; ZWEIMÜLLER, ZESSNER & HEIN, 2008; JENSEN & VEIHE, 2009).

(2) Skalierung von Modellen

Seitdem in den damit befassten Disziplinen sich die Überzeugung verbreitet hat, dass für die Lösung globaler Umweltprobleme das Verständnis regionaler Muster und Prozesse sowie deren Interaktion mit der Mikroskala erforderlich ist, gewinnt die Erforschung der Skalierungsproblematik in der Modellierung disziplinübergreifend an Bedeutung (CURRRAN, FOODY & VAN GARDINGEN, 1997; WU & QI, 2000; WU & LI, 2006).

Ziel ist oftmals die Entwicklung von Verfahren zur Übertragung der mikroskaligen Modelle auf die Makroskala. Entscheidend ist dabei, dass die auf der Mikroskala validierbaren Modelle auch auf der Makroskala anwendbar sind. Gerade für die Abschätzung der Auswirkungen des Globlen Wandels werden prozessbasierte, klimasensitive und räumliche übertragbare Modellansätze benötigt.

Ökohydrologische Modelle existieren für alle Skalen zwischen der Makropore bis zu globalen Wasserhaushaltsmodellen. Dadurch treten zwangsläufig Unterschiede hinsichtlich ihrer Komplexität und Methodologie auf. Die Übertragung von Erkenntnissen, Prozessen und Konzepten von einem Modell auf das andere scheitert oftmals an deren Skalenabhängigkeit. Daraus ergibt sich ein akuter Bedarf an Methoden zur räumlichen Übertragung von einer Skala auf die andere.

In einigen Publikationen z.B. von BLÖSCHL & SIVAPALAN (1995), BLÖSCHL (1999), KLEEBERG (1999) und WU *et al.* (2006), die sich ausführlich mit der Skalenproblematik beschäftigen, wird jeweils eine Übersicht unterschiedlicher Skalierungsverfahren präsentiert. Ergänzende Überlegungen hinsichtlich der Skalierungsproblematik werden in Abschnitt 6.1 *Grundlagen der Skalierung* ausgeführt.

Anhand von drei Beispielen, die stellvertretend für die unterschiedlichen Skalierungskonzepte ausgewählt wurden, soll nachfolgend nur ein charakteristischer Teil des Verfahrensspektrums dargestellt werden.

Eine oft genutzte Möglichkeit zur Übertragung ökohydrologischer Modelle auf die regionale Skala bietet die Verwendung **effektiver Parameter**. In diversen Studien, so z.B. von BOULET *et al.* (1999), VÁZQUEZ *et al.* (2002) oder HANSEN *et al.* (2007) wurde die Eignung effektiver Parameter für die regionale Modellierung des Wasserhaushalts evaluiert. Bei der Nutzung effektiver Parameter wird das hydrologische Verhalten einer Fläche durch einen einzelnen effektiven Parameterwert ohne physikalische Bedeutung beschrieben. Bedingung für die Existenz eines effektiven Parameterwerts ist, dass die Modellergebnisse für die Fläche auf Basis des homogenen Parameterfeldes mit denen des heterogenen Parameterfeldes übereinstimmen (MACKAY & RILEY, 1991). Mittels analytischer oder stochastischer Ansätze, Monte-Carlo Simulationen oder aus Messungen lassen sich Beziehungen zwischen dem effektiven Parameterwert und der zugrunde liegenden Verteilung der Parameterwerte ableiten (BLÖSCHL & SIVAPALAN, 1995). Aufgrund der Existenz nicht-linearer Abhängigkeiten ergeben sich für die Ableitung und für die Verwendung effektiver Parameter Schwierigkeiten und Restriktionen, insbesondere für die regionale Modellierung. BEVEN (1995) weist zusätzlich darauf hin, dass auch bei linearen Systemen effektive Parameter skalenabhängig sein können. Im Hinblick auf die Abschätzung der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die N-Modellierung sind effektive Parameter ungeeignet, weil sie aus einer konkreten Konstellation nicht näher aufgelöster Prozesse abgeleitet werden. Diese Konstellation kann sich in der Zukunft ändern und zu anderen Parameterwerten führen.

Das Konzept der **HRU (*Hydrological Response Units*)** von LEAVESLEY & STANNARD (1984) ist eines der am weitesten verbreiteten Skalierungsverfahren (z.B. FLÜGEL, 1995; KRYSANOVA, MÜLLER-WOHLFEIL & BECKER, 1998). Dabei wird das Untersuchungsgebiet räumlich diskretisiert. Die HRU (oder Subregionen) sind durch ein intern einheitliches hydrologisches Verhalten sowie durch Homogenität hinsichtlich ihrer Eigenschaften charakterisiert. Es wird davon ausgegangen, dass ein lokal messbarer Parametersatz für die gesamte HRU Gültigkeit besitzt. Markante Diskontinuitäten bestehen zu benachbarten Klassen. Das Verfahren eignet sich für vektor- als auch für rasterbasierte Modelle. Bei ersteren kann das natürliche Landschaftsmosaik direkt abgebildet werden. Jede Landschaftseinheit mit einheitlichem oder ähnlichem hydrologischen Verhalten kann aus den Basisdaten (z.B. pedo-topographische Eigenschaften, Vegetation) abgeleitet und unabhängig von Größe, Form und räumlichem Muster separat modelliert werden (BECKER & BRAUN,

1999). Es wird angenommen, dass keine Interaktion zwischen den Subregionen besteht. Für die Modellierung ergibt sich daraus die Notwendigkeit, solche Flächen bei der Modellierung vertikaler Prozesse getrennt voneinander zu berechnen (BECKER & BRAUN, 1999). Größe und Anzahl der HRU richten sich nach den Einzugsgebietseigenschaften. Das HRU-Verfahren ist aufgrund der Aggregation der räumlichen Diversität weniger rechenbetont und eignet sich zur Bilanzierung der Wasser- und Stoffflüsse auf der Makroskala. Restriktionen für die Modellierung, insbesondere auf der Makroskala, ergeben sich aus der z.T. relativ geringen räumlichen Auflösung und der Annahme homogener meteorologischer Bedingungen innerhalb einer Subregion. Flächendetaillierte Aussagen sind nur auf der Skala von HRU möglich.

KOUWEN *et al.* (1993) und KITE (1995) beschreiben ein subskaliges Verfahren zur verteilten Modellierung mit **GRU** (*Grouped Response Units*), das eine Erweiterung des HRU-Konzepts beinhaltet und für die regionale Modellierung genutzt wird (DIBIKE & COULIBALY, 2007). Ein GRU setzt sich aus mehreren HRU zusammen. Die räumliche Verortung einer HRU ist nicht entscheidend, sondern ihr Anteil an der GRU-Gesamtfläche. Für jede HRU wird das hydrologische Verhalten separat modelliert und mit dem Flächenanteil zu einem GRU-Wert aggregiert. Die hydrologische Parametrisierung einer HRU ist innerhalb des Einzugsgebiets identisch. Es wird davon ausgegangen, dass die Steuerungsfunktion der Landbedeckung den Einfluss der Bodeneigenschaften bei weitem überwiegt (ROO *et al.*, 1992). Die Größe einer GRU ist an die Voraussetzung homogener meteorologischer Bedingungen geknüpft, eine bestimmte Form ist nicht vorgegeben. Die Eigenschaften der subskaligen Modellierung liefern eine vielversprechende Grundlage für die Modellierung auf der Makroskala.

2.2 Erforderliche Basisdaten und verfügbare Datenquellen

Für die N-Modellierung auf der Makroskala werden flächendeckende Bodeninformationen sowie Angaben über die Landnutzung und die Bewirtschaftungsformen benötigt. Innerhalb dieser Arbeit basiert die regional spezifische Ableitung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsentscheidungen auf Angaben über die Verbreitung landbaulicher Klimaregionen. Eine weitere Voraussetzung ist die Verfügbarkeit zeitlich und räumlich hoch aufgelöster bodennaher meteorologischer Parameter.

2.2.1 Bodeninformationen

Für die Modellierung der N-Dynamik im Boden werden schichtspezifische Startwerte für (1) den C_{org} -Gehalt, (2) das C/N-Verhältnis und (3) den N_{min} -Gehalt benötigt. Zusätzlich sind Informationen über die räumliche Verteilung der Bodenarten erforderlich. Auf Basis der Bodenart werden die Bodenparameter (Sprudeldruck, Pore Size Distribution Index, effektive Porosität, gesättigte hydraulische Leitfähigkeit, Feldkapazität, Sättigungswassergehalt, Welkepunkt und Lagerungsdichte) bestimmt (s. 4.3.4 *Initialisierung und Parametrisierung*).

Für den deutschen Teil des Einzugsgebiets der Oberen Donau dient die Bodenübersichtskarte 1:1000000 (BÜK 1000) (BGR, 1995) als Basisdatensatz (Abb. 2). Die BÜK 1000 stellt Informationen auf der Basis von Leitbodenassoziationen zur Verfügung. Letztere wurden aus Böden zusammengefasst, die einen ähnlichen profilmorphologischen Aufbau aufweisen oder regelhaft miteinander vergesellschaftet sind. Die Aggregation der Bodeneigenschaften erfolgte aus den Angaben großmaßstäbiger Karten. Aufgrund des kleinen Maßstabs der BÜK 1000 wurde die kleinräumliche Variabilität der Bodentypen nicht erfasst. Dennoch liefert die BÜK 1000 unter Berücksichtigung des Maßstabs mit hoher räumlicher Auflösung flächendeckend und horizontspezifisch Angaben über die Verteilung der physikochemischen Bodeneigenschaften.

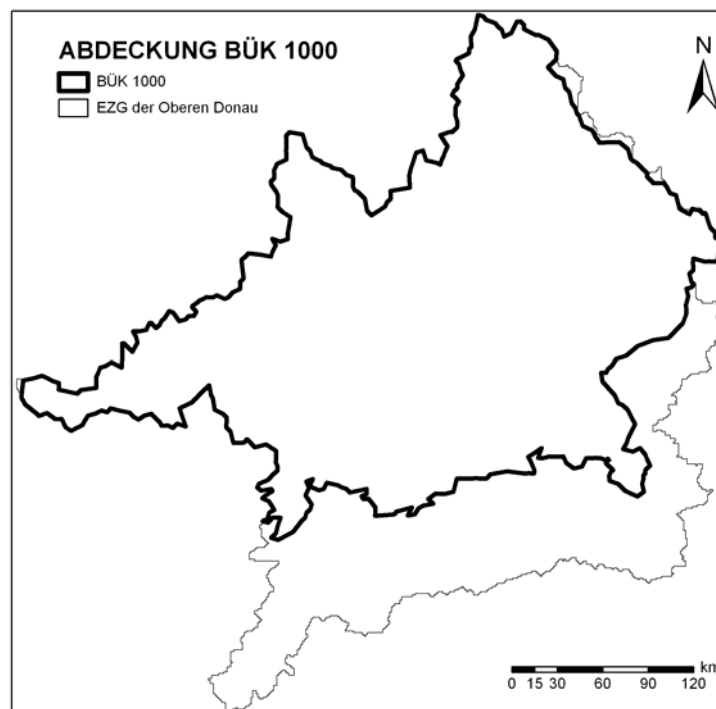


Abb. 2. Bedeckung des Untersuchungsraums durch die BÜK 1000.

Für die N-Modellierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau war die Extrapolation der BÜK 1000-Angaben auf die nicht-deutschen Gebiete erforderlich. Die Extrapolation beruht auf einem regelbasierten Ansatz, in dem zuerst auf Basis eines DGM eine Beziehung zwischen Bodentyp und Geländehöhe für die südlichen Gebiete der BÜK 1000 ermittelt wurde. Durch statistische Auswertung wurden charakteristische Höhenbereiche für einzelne Bodentypen bestimmt. Im nächsten Schritt wurden die Bodentypen dann auf Basis der Höhenangaben und des DGM nach dem Majoritätsprinzip auf die nicht-deutschen Teile extrapoliert.

Mikroskalige Bodendaten sind für das Einzugsgebiet der Oberen Donau nur für Teilbereiche verfügbar. Regional begrenzt liefert die standortkundliche Bodenkarte von Bayern (STOBK) (Blatt Nr. L8132 Weilheim i. Oberbayern) (FETZER *et al.*, 1986) horizontspezifische Angaben über die Bodeneigenschaften in einer Auflösung von 30 m.

2.2.2 Landnutzungsverteilung

Eine Karte der Landnutzungsverteilung wurde vom GLOWA-Danube-Teilprojekt *Hydrologie/Fernerkundung* bereitgestellt. Die Landnutzungskarte basiert auf einer wissensbasierten Klassifikation acht unterschiedlicher Satellitenaufnahmen des Jahres 1995 (STOLZ, 1997).

Um die wahrscheinlichste Landnutzung zu bestimmen, wurden bei dem Verfahren zusätzlich zu den spektralen Eigenschaften, Geofaktoren (Höhe, Hangneigung, Boden, Niederschlag) durch die Ableitung von Fuzzy-Logic-Regeln verwendet. Weil das Pflanzenwachstumsmodell nicht alle klassifizierten Landnutzungen abbildet, wurden die Landnutzungen der Originalkarte in 22 Klassen zusammengefasst (Tabelle 2). Die Verwendung einer Landnutzungskarte mit ortstreuen Informationen ist wegen der Abhängigkeit der N-Dynamik von den Landnutzungs-Bodenkombinationen besonders wichtig.

Die ursprüngliche räumliche Auflösung der Landnutzungskarte von 30 m wurde für die Modellierung nach dem Majoritätsprinzip, also durch Zuweisung der Landnutzung mit dem höchsten Flächenanteil, auf eine Kantenlänge von 100 m skaliert. Randbereiche des Untersuchungsraums wurden durch das Mosaik aus TM-Satellitenaufnahmen nicht erfasst. Dort wurden Daten der CORINE Land Cover-Klassifikation (ECC, 1992) verwendet.

Tabelle 2. Schema der Landnutzungsklassifikation

Landwirtschaft	
Ackerland	
	Winterweizen
	Wintergerste
	Roggen
	Sommergerste
	Sommerweizen
	Hafer
	Mais
	Zuckerrüben
	Kartoffeln
	Winterraps
	Futterpflanzen
Grünland	
	Intensive Wirtschaftswiesen (3 Schnitte)
	Extensive Wirtschaftswiesen (2 Schnitte)
Natürliche Vegetation	
	Unbewirtschaftete Wiesen
	Alpine Vegetation
	Feuchtwiesen
Wald	
	Laubwald
	Nadelwald
Siedlung	
Felsen	
Wasser	
Gletscher	

2.2.3 Meteorologische Zustandsgrößen

Räumliche und zeitliche Interpolation meteorologischer Parameter

Für die ökohydrologische Modellierung ist die Verfügbarkeit meteorologischer Parameter erforderlich. Der DWD (Deutscher Wetterdienst) und die ZAMG (Zentralanstalt für Meteorologie und Geodynamik, Österreich) liefern für das Einzugsgebiet der Oberen Donau u.a. punktuelle Stationsdaten meteorologischer Zustandsgrößen mit einer hohen räumlichen Dichte und über einen langen Zeitraum, deren zeitliche Auflösung („Mannheimer Stunden“) allerdings für eine detaillierte Prozessmodellierung nicht ausreichend ist. Daher müssen sowohl zeitliche als auch räumliche Interpolationsverfahren angewandt werden, um für jeden Zeitschritt und jedes Proxel diskrete Werte zu erhalten, die als Antriebsdaten für die Modellierung eingesetzt werden können (MAUSER & REITER, 2008).

Zur flächendeckenden Modellierung wurde von der GLOWA-Danube-Arbeitsgruppe *Hydrologie/Fernerkundung* ein recheneffizientes und genaues Interpolationsverfahren entwickelt, das in der Lage ist, die erforderlichen Eingabedaten zu generieren sowie die im Einzugsgebiet der Oberen Donau vorherrschenden großen topographischen und klimatischen Gradienten zu berücksichtigen (MAUSER & REITER, 2008). Bis auf die Strahlungswerte

stammen die Daten aus der zeitlichen und räumlichen Interpolation, für die Strahlungswerte wurde ein Modell nach MÖSER & RASCHKE (1983) verwendet, das aus dem Bedeckungsgrad und astronomischen Werten die Einstrahlung berechnet. Folgende meteorologischen Parameter wurden stündlich in einem km²-Raster flächendeckend berechnet:

- Niederschlagshöhe (mm)
- Lufttemperatur (°C)
- Luftfeuchtigkeit (%)
- Luftdruck (hPa)
- Windgeschwindigkeit (m/s)
- Direkte und diffuse kurzwellige Einstrahlung (W/m²)
- Langwellige Gegenstrahlung (W/m²)

Für eine ausführliche Beschreibung der Interpolationsverfahren siehe STRASSER (1998), LUDWIG (2000) und MAUSER & REITER (2008).

Generierung meteorologischer Szenariodaten

Für die Modellierung der Auswirkungen von Klimaänderungen wurden meteorologische Daten, die den Trend eines definierten Klimaszenarios folgen, mit einem stochastischen Wettergenerator erzeugt. Das Verfahren basiert auf der Neuordnung historischer Wettermessungen (MAUSER, PRASCH & STRASSER, 2007).

Ähnlich wie WGEN (RICHARDSON, 1981) oder LARS-WG (RACSO *et al.*, 1991, SEMENOV *et al.*, 1998) ist das Verfahren für Regionen mit geringer Datenverfügbarkeit gut geeignet, um plausible Realisationen der zukünftigen Wetterabläufe zu generieren (MAUSER, PRASCH & STRASSER, 2007).

Das Verfahren beruht auf der Annahme, dass sich der jährliche Witterungsverlauf in einzelne Wochen zerlegen lässt. Für jede Woche werden dann die statistischen Parameter Mittelwert, Korrelation und Kovarianz zwischen Temperatur und Niederschlag berechnet. Im nächsten Schritt wird durch zufällige Selektion für jede Woche des Szenariozeitraums eine Abweichung von der mittleren Temperatur und dem mittleren Niederschlag ermittelt. Abweichung und Trend werden zur mittleren Temperatur überlagert. Die Korrelation zwischen Temperatur und Niederschlag dient dazu, den neuen zu erwartenden mittleren

Niederschlag für die neue Temperatur zu bestimmen. Dann wird die Abweichung des Niederschlags addiert.

Mit Hilfe dieser beiden zufälligen, trendbehafteten Werte für Temperatur und Niederschlag einer Woche des Szenarios wird die Woche aus den Messungen extrahiert, die im Mittel der betrachteten Woche am ähnlichsten ist.

2.2.4 Landbauliche Klimaregionen

Für die N-Modellierung werden Angaben über die Bewirtschaftungspraxis landwirtschaftlicher Nutzflächen (z.B. Saat- und Düngungstermine) benötigt. Um bei der Modellierung die regionalen Unterschiede bei der Bewirtschaftung zu berücksichtigen, wurde das Einzugsgebiet der Oberen Donau in Gebiete mit homogener Landwirtschaftspraxis unterteilt.

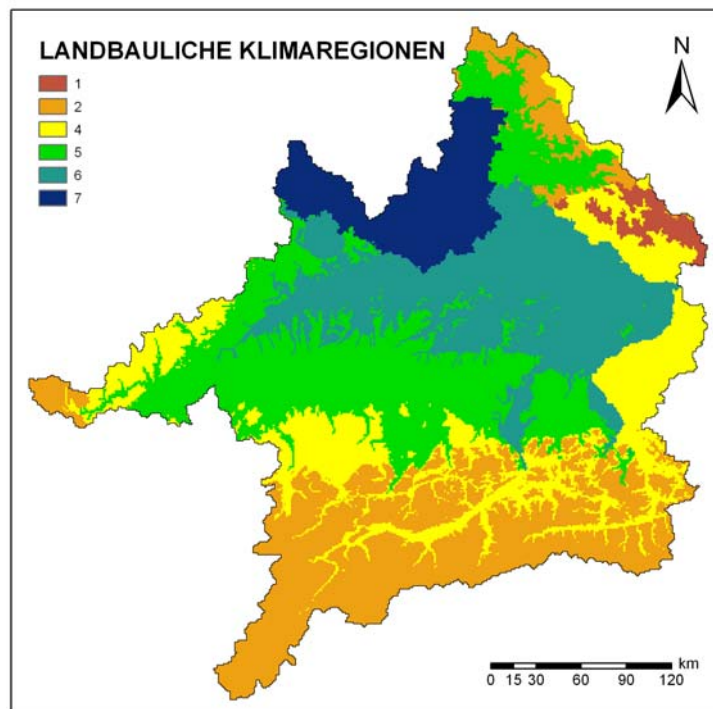


Abb. 3. Lage der landbaulichen Klimaregionen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Die genauen Bewirtschaftungstermine in den einzelnen landbaulichen Klimaregionen sind in Anhang C1 zusammengefasst. Datengrundlage: KTBL (2002).

Diese sog. landbaulichen Klimaregionen wurden nach einem Ansatz von AUGTER (1991) abgeleitet und durch die GLOWA-Danube-Arbeitsgruppe *Agrarökonomie* zur Verfügung gestellt (Abb. 3). Als wichtigstes Kriterium für die Bestimmung der landbaulichen Klimaregionen diente die Anzahl verfügbarer Feldarbeitstage.

Insgesamt wurden Daten von über 400 Klimastationen ausgewertet. Dabei stecken alle Klimastationen, deren Verteilungen nutzbarer Feldarbeitstage zu derselben Grundgesamtheit gehören, ein Gebiet mit homogenen Arbeitsbedingungen ab. Für jede landbauliche Klimaregion wurde auf Basis der guten fachlichen Praxis und Literaturangaben (KTBL, 2005) fruchtspezifische Saat-, Ernte- und Düngungstermine abgeleitet (s. Anhang C1).

3 Untersuchungsgebiete

In GLOWA-Danube werden die Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Wasserressourcen im Einzugsgebiet der Oberen Donau untersucht (Abb. 4). Aus Rechenzeitgründen wurde innerhalb dieser Arbeit der Test des Skalierungsverfahrens in Einzugsgebiet der Rott durchgeführt. Daher werden für das Einzugsgebiet der Rott anders als für das Einzugsgebiet der Oberen Donau nur die für die N-Modellierung besonders wichtigen Aspekte der Landnutzungs- und Bodenverteilung beschrieben.

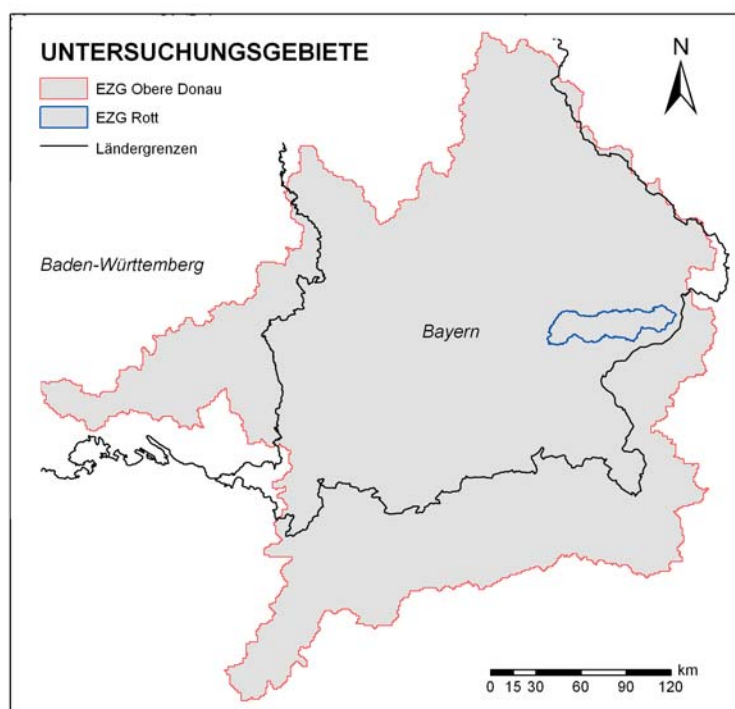


Abb. 4. Lage und Abgrenzung der Untersuchungsgebiete.

3.1 Einzugsgebiet der Oberen Donau

Aufgrund seiner heterogenen natürlichen und sozioökonomischen Eigenschaften ist das Einzugsgebiet der Oberen Donau besonders sensitiv gegenüber Klimaänderungen und daher hervorragend geeignet, um die Auswirkungen des Globalen Wandels auf den Wasserkreislauf in Gebirgs-Vorland Regionen zu untersuchen (MAUSER, 2003). Wichtige Merkmale sind (1) die Einzugsgebietsgröße sowie seine vielfältige administrative Struktur, (2) die starken räumlichen Gradienten aller beteiligten Größen (z.B. Wasser, Stickstoff), die für starke räumliche Wechselwirkungen sorgen (3) die erhöhte Klimasensitivität aufgrund des Höhengradienten und (4) die sehr gute Datengrundlage (MAUSER, 2003). Aus der großen

Reliefenergie resultieren starke physiogeographische und meteorologische Gradienten, die durch komplexe räumliche Wechselwirkungen in Form lateraler Ströme eine besondere Reaktivität natürlicher und anthropogener Systeme bewirkt (z.B. Veränderung der natürlichen Vegetation bzw. der landwirtschaftlichen Struktur). Dazu erschwert die naturräumliche Heterogenität innerhalb des Untersuchungsraumes (z.B. Tertiärhügelland, Bayerischer Wald) und die damit verbundene räumliche und zeitliche Differenzierung hinsichtlich des Abflussverhaltens und der Wasserqualität ein nachhaltiges Management der Wasserressourcen.

3.1.1 Administrative und naturräumliche Gegebenheiten

Das Einzugsgebiet der Oberen Donau besitzt eine Größe von ca. 80000 km². Von der Quelle (bei Donaueschingen im Schwarzwald) (1080 m ü. NN) bis zum Pegel Achleiten (287 m ü. NN) in der Nähe von Passau und den Flussmündungen von Inn und Ilz beträgt die Fließstrecke 580 km. Administrativ gehört das Untersuchungsgebiet mehrheitlich zur Deutschland, wobei Bayern 64 % und Baden-Württemberg 11 % Anteil an der Gesamtfläche haben. Der Rest verteilt sich auf Österreich (24 %), die Schweiz, Italien und die Tschechische Republik.

Der Schwarzwald sowie die Schwäbische und die Fränkische Alb bedecken den Westen bzw. Norden. Im Osten und Süden rahmen die Mittelgebirgsregionen Bayerischer Wald, Böhmerwald, Fichtelgebirge und Oberpfälzer Wald sowie die Alpen einen tiefer gelegenen Bereich ein. Dort befinden sich das Tertiärhügelland, die Iller-Lechplatte, das Donautal sowie in Richtung Süden die Moränenlandschaften und die Münchner Schotterebene. Das Flussbett der Donau verläuft südlich der Schwäbischen bzw. Fränkischen Alb, bevor es im Osten südlich des Bayerischen Walds den Untersuchungsraum verlässt.

3.1.2 Geologie und Geomorphologie

In den Zentralalpen dominieren kristalline Schiefer und Granit das anstehende Gestein. Die nördlichen Alpenränder bestehen aus kalksteinhaltigen Karstformationen. Im Übergangsbereich zum Alpenvorland sind klastische Flyschsedimente und kleinere Vorkommen der helvetischen Decken verbreitet. Gefaltete Molassesedimente formen das südliche Alpenvorland, das mehrheitlich von quartären Ablagerungen und in Teilen durch Lösssedimente aus dem Würmglazial bedeckt wird. Im Verlauf des Eistrückzugs entstanden die typischen geomorphologischen Landschaftsformen der fluviatilen bzw. fluvioglazialen

Serie (z.B. Ammersee, Starnbergersee). Nördlich der Endmoränenwälle beginnt das Tertiärhügelland, das weite Teile des Molassebeckens einnimmt.

Die höchsten Bereiche der Alpen erreichen bis zu 4000 m ü. NN. In Richtung Norden nehmen die Höhen bis 250 m ü. NN ab. Die Albhochflächen sind durch Höhen von bis zu 800 m ü. NN geprägt (Abb. 5).

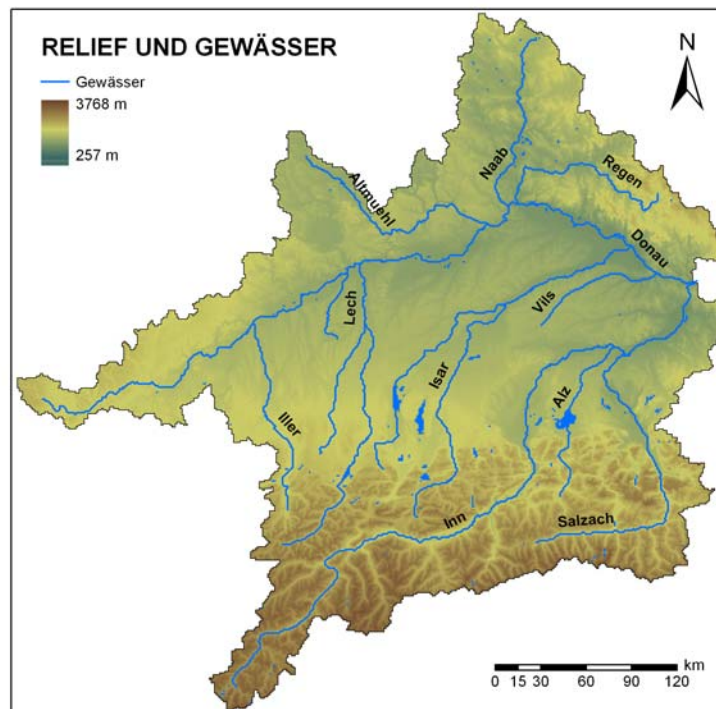


Abb. 5. Relief und Gewässer im Einzugsgebiet der Oberen Donau (verändert, COLGAN & LUDWIG, 2006).

3.1.3 Klima

Das Einzugsgebiet der Oberen Donau liegt in den nördlichen warmgemäßigten Mittelbreiten im Bereich der Westwindzone. Die Jahresmitteltemperaturen variieren wegen der besonderen orografischen Situation erheblich. Zwischen Standorten im Alpenvorland (7 - 8° C) und begünstigten Regionen entlang der Donau oder in den Flussniederungen (8 - 10° C) kommt es zu Unterschieden von 2 bis 3° C im Jahresmittel. Im Juli treten mit 16 bis 18° C die höchsten Monatmitteltemperaturen auf. Dagegen werden im Januar Mittelwerte deutlich unter dem Gefrierpunkt gemessen. Auch die Niederschlagsmengen sind durch eine große Variabilität mit Jahressummen von 700 mm im Donautal bis zu 1500 mm am Alpennordrand und Schwarzwald gekennzeichnet. Die Mittelgebirgsregionen der Schwäbischen und Fränkischen Alb erhalten um 1000 mm. Spitzenwerte von über 2000 mm kommen auf den höchsten

Alpengipfeln vor. Am trockensten sind die Beckenlandschaften um Altmühl und Naab sowie das Nördlinger Ries (BMU, 2000).

3.1.4 Böden

Bodentypen und Bodenarten

Das Einzugsgebiet der Oberen Donau ist durch eine große Bodenheterogenität gekennzeichnet. Wegen der deutlichen regionalen Unterschiede in Ausgangsgestein, Relief, Klima, Vegetation und Bodenbildungsdauer entwickelten sich dabei Bodentypen von Syrosemen (Rohböden) in den Gebirgsarealen bis zu fruchtbaren Parabraunerden auf Löss. Im Untersuchungsgebiet kommt fast das gesamte Korngrößenspektrum vor. Die Hauptbodenarten reichen von lehmigem Ton bis Grobsand. Abbildung 6 zeigt die Verteilung der Bodentypen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Für die Modellierung in DANUBIA wurden die Bodenarten der BÜK 1000 in zwölf Hauptbodenartenklassen zusammengefasst (Abb. 7).

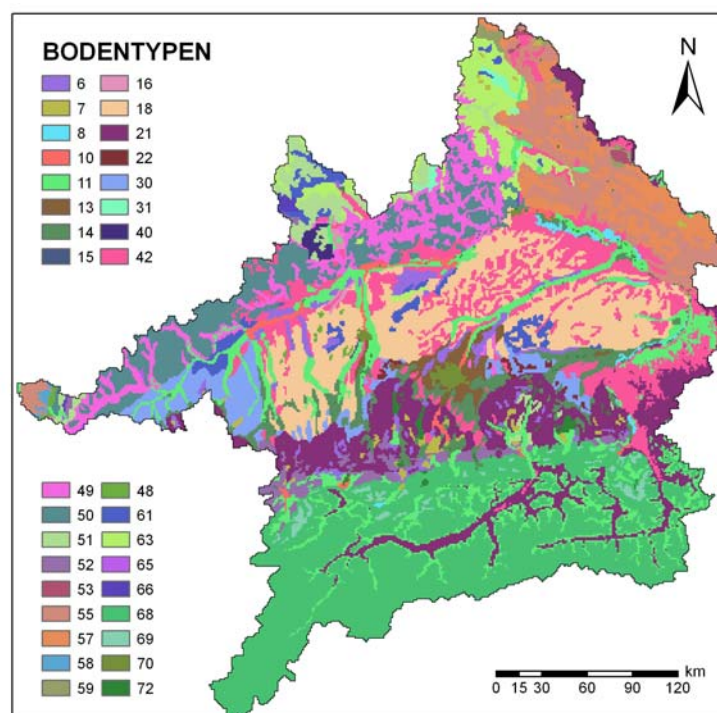


Abb. 6. Räumliche Verteilung der Bodentypen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Die genaue Bodentypenbezeichnung und die Profileigenschaften sind in Anhang E2 dargestellt. Datengrundlage: BÜK 1000 (BGR, 1995).

Auf den Berghängen der Alpen befinden sich Rohböden, während entlang der bewaldeten Höhenstufen A/C-Böden (Ranker, Regosol, Pararendzina, Rendzina) vorkommen. Auf Carbonatgestein entstanden Braunerden bzw. auf kristallinen Ausgangsgesteinen flachgründige Böden und Parabraunerden. Besonders in den Tälern sind stauwasserbeeinflusste Parabraunerden und Gleyböden zu finden. Am nördlichen Alpenrand entstanden nach dem Gletscherrückgang weitläufige Moore und Sumpflandschaften mit unterschiedlichsten Korngrößen-zusammensetzungen. Im Alpenvorland sind auf den durchlässigen kiesigen Ebenen und Moränen Parabraunerden verbreitet. Der Bereich ist nur durch geringe Änderungen der Bodenart gekennzeichnet. Von Süd nach Nord variiert die Bodenart nur wenig zwischen tonigem und sandigem Lehm. Das Tertiärhügelland wird von Parabraunerden und Braunerden bedeckt, die aus Lösssedimenten hervorgegangen sind. In Abhängigkeit von Flurabstand und Deckschicht sind (teilweise vergleyte) Parabraunerden und Gleye zu finden. In den Talauen und Flussniederungen haben sich Auenböden ausgebildet. Je nach Lössauflage schwankt die Bodenart zwischen schluffigem Lehm und tonigem Schluff.

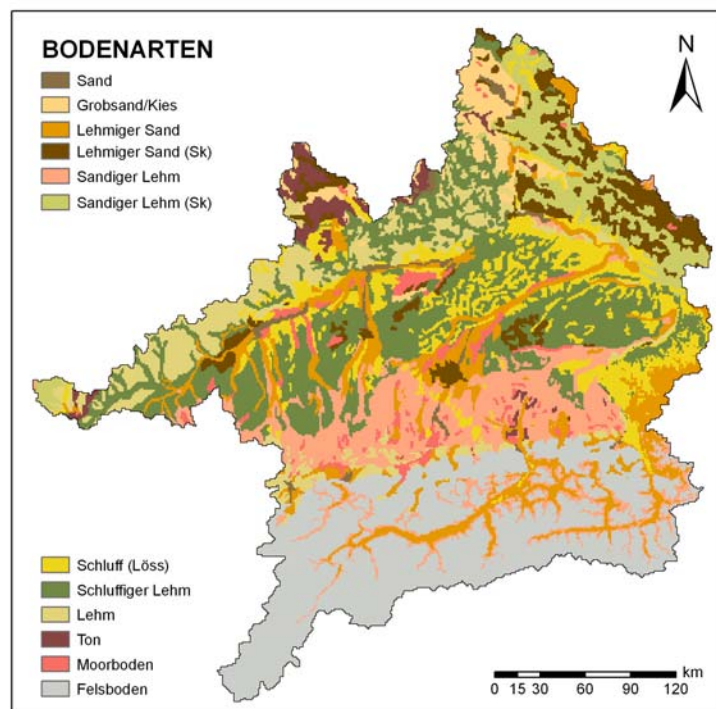


Abb. 7. Räumliche Verteilung der DANUBIA-Bodenartenklassen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Sk kennzeichnet einen Skelettanteil von mehr als 10 %. Datengrundlage: BÜK 1000 (BGR, 1995).

Die jurassischen Mittelgebirgsregionen der Schwäbischen und Fränkischen Alb sind durch Rendzinen und Terrae Fuscae auf Malmkalk mit durchweg lehmig-toniger Bodenart gekennzeichnet, während in den Formationen des unteren Jura Tonböden (Pelosole) und

Parabraunerden vorherrschen. Im Sandsteinbereich des Keupers sind Ranker, Braunerden und Podsole mit sandigen Bodenarten verbreitet. Auf den kristallinen Gesteinen des Böhmisches und Bayerischen Walds bzw. Schwarzwalds wechseln sich podsolige und fruchtbare Braunerden ab (KUNTZE *et al.*, 1994; HINTERMEIER-ERHARD & ZECH, 1997).

Organische Kohlenstoffanteile im Oberboden

Wegen der Bedeutung der organischen Bodenbestandteile für die natürliche N-Nachlieferung ist eine Beschreibung der räumlichen Verteilung des Kohlenstoffanteils (C_{org}) sinnvoll. In Abbildung 8 ist der C_{org} -Anteil im Oberboden (0 - 20 cm) dargestellt. Für die bessere Lesbarkeit wurden die Böden in Abhängigkeit vom C_{org} -Anteil zu Klassen zusammengefasst.

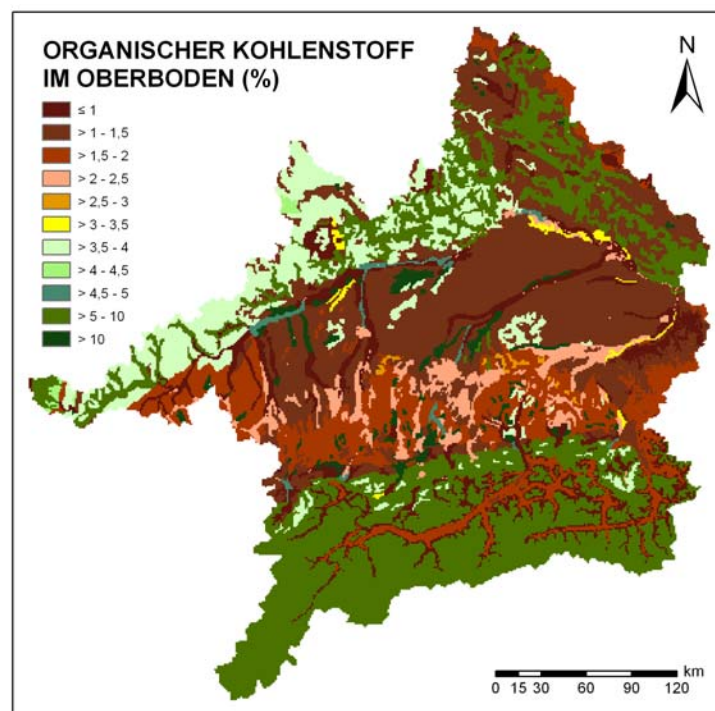


Abb. 8. Verteilung des organischen Kohlenstoffanteils im Oberboden (0 – 20 cm) im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Datengrundlage: BÜK 1000 (BGR, 1995).

Die geringmächtigen Gebirgsböden der Alpen sind durch einen C_{org} -Anteil über 5 % gekennzeichnet. Dort wird die natürliche N-Freisetzung durch die geringe Profilmächtigkeit begrenzt. Eine Ausnahme stellen die Böden der Alpentäler (z.B. Inntal) dar, die durch deutlich geringere Kohlenstoffanteile gekennzeichnet sind. Für die Parabraunerden der würmeiszeitlichen Jungmoränenlandschaft sind C_{org} -Anteile um 2 % typisch, während die Rendzinen-Vorkommen der Münchner Schotterebene etwas geringere C_{org} -Anteile enthalten (1,2 %). Die Parabraunerden, Braunerden und Pseudogleye der Altmoränenlandschaft sowie

des Tertiärhügellands sind durch Kohlenstoffanteile zwischen 1 und 2 % geprägt (WITTMANN, 1991). Dort werden die Böden teilweise intensiv ackerbaulich genutzt. Aufgrund der relativ geringen C_{org} -Anteile ist die N-Verfügbarkeit jedoch begrenzt und nicht immer ausreichend, um den N-Bedarf landwirtschaftlicher Nutzpflanzen vollständig zu decken. In den Böden der Niederungen und Talauen befinden sich weniger organische Bestandteile. Dagegen akkumulierte in Becken mit hohem Grundwasserstand und in Überflutungsgebieten organisches Material (20 %). Diese Flächen sind mit dem Vorkommen von Niedermooren assoziiert und lassen sich deutlich von ihrem Umland abgrenzen. Dasselbe gilt für die am nördlichen Alpenrand verbreiteten Übergangs- und Hochmoore. An diesen Standorten wird sehr viel Stickstoff aus der organischen Substanz freigesetzt, was wiederum eine große N-Verfügbarkeit für die Pflanzen sowie eine beträchtliche Nitratverlagerung ins Grundwasser zur Folge haben kann. Auf der Schwäbischen und Fränkischen Alb findet man überwiegend Rendzinen und lössbeeinflusste *Terrae fuscae* auf Malmkalk mit hohen C_{org} -Anteilen. Die basischen Magmatite in den östlichen Mittelgebirgsregionen sind durch hohe C_{org} -Anteile gekennzeichnet (5,8 %). Geringere C_{org} -Anteile sind dort mit den teilweise podsolierten Braunerden auf Graniten und Gneisen assoziiert.

3.1.5 Landnutzung

Die Landnutzungsverteilung ist das Ergebnis aus den Wechselwirkungen der klimatischen, geologischen, geomorphologischen und anthropogenen Einflussfaktoren. In den Alpen gliedert sich die Landschaft nach den klimatischen Höhenstufen. Ackerbau, Gründland- und Forstwirtschaft prägen die Landnutzung im Einzugsgebiet der Oberen Donau (Abb. 9). Acker- und Grünlandflächen sind vor allem im Tertiärhügelland und im Donautal (80 - 90 %) mit seinen weit ausgeräumten Beckenlandschaften verbreitet. Grünlandwirtschaft wird zudem an den Rändern der Mittelgebirge betrieben. In den Alpen und im südlichen Alpenvorland sind Alm- und Grünlandnutzung wegen der hohen Niederschlagssummen begünstigt. Dort überwiegt die Milchviehhaltung vor dem Ackerbau, der nur vereinzelt zur Futtermittelerzeugung betrieben wird. In Richtung Norden nimmt die Ackernutzung wegen der besseren Anbaubedingungen zu. Mit bis zu 60 % dominieren Wintergetreide, Mais und Hackfrüchte die Anbauarten. Eine Besonderheit ist die intensive Silomaiszerzeugung zur Futtererzeugung für die Mastviehhaltung in der Gegend um Passau. Zuckerrüben werden auf den fruchtbaren Böden der Gäulandschaften (Dungau) kultiviert. Wälder sind auf landwirtschaftliche Ungunsträume mit widrigen Klima- und Bodenverhältnissen zurückgedrängt worden. Es dominieren wegen der kommerziellen Nutzbarkeit, insbesondere

im Alpenvorland, Nadelbäume. Größere Vorkommen von Laub- und Mischwäldern sind überwiegend auf der Schwäbischen und der Fränkischen Alb sowie in der Alpenregion verbreitet.

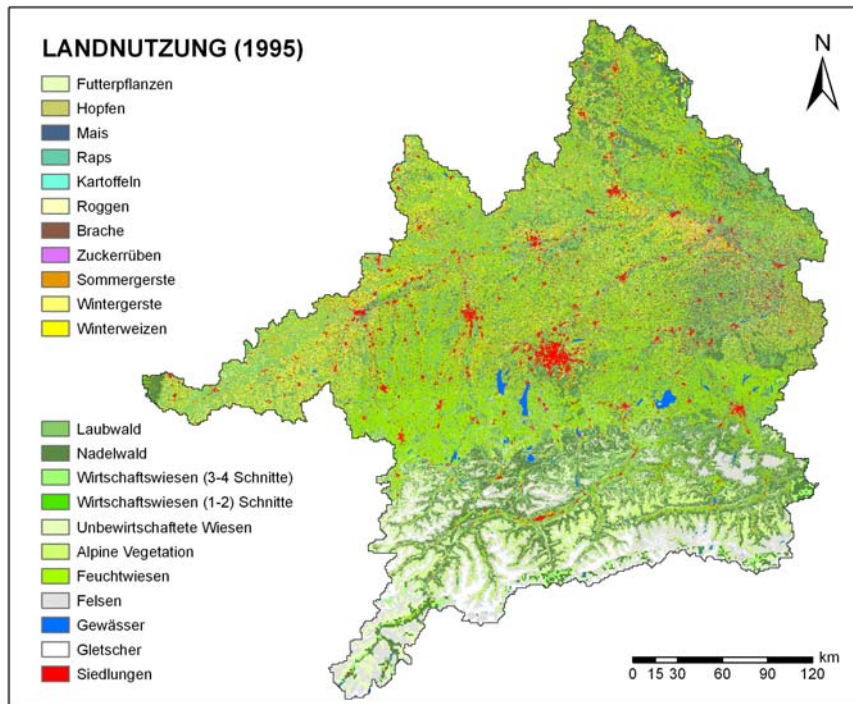


Abb. 9. Räumliche Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Dargestellt ist die Situation des Jahres 1995 in einem 30 x 30 m-Raster. Datengrundlage: TM-Klassifikation (STOLZ, 1997).

3.2 Einzugsgebiet der Rott

Das Einzugsgebiet der Rott (Abb. 4) eignet sich als Testregion für die flächenverteilte N-Modellierung in besonderer Weise, weil (1) die Landbedeckung sehr heterogen ist, (2) die landwirtschaftliche Nutzung durch Ackerbau und Grünlandwirtschaft gekennzeichnet ist und (3) die Größe (1056 km²) für schnelle und rechenzeiteffiziente Tests adäquat ist.

Die Rott entspringt bei Wurmsham und durchfließt den Regierungsbezirk Niederbayern in östlicher Richtung, bevor sie nach ca. 130 km bei Schärding südlich des Pegels Neuhaus in den Inn mündet. Der größte Teil des Einzugsgebiets gehört administrativ zum Landkreis Rottal-Inn, kleinere Bereiche reichen in den Landkreis Mühldorf am Inn bzw. Passau. Entsprechend der standortkundlichen Landschaftsgliederung von Bayern (WITTMANN, 1991) lässt sich das Einzugsgebiet der Rott naturräumlich mehrheitlich dem niederbayerischen Tertiärhügelland zuordnen. Kleinere Bereiche im äußersten Osten gehören zum Unteren Rottal.

Die Ausbildung und Differenzierung der Böden hängt im Einzugsgebiet der Rott stark von den morphologischen Verhältnissen ab. Ausgangssubstrat für die Bodenbildung sind tertiäre Sedimente. Löß- und Lößlehmlagerungen mit bis zu 10 dm Mächtigkeit bildeten das Ausgangsmaterial für schluffig-lehmige (teilweise pseudoverleyte) Braun- und Parabraunerden, die gute Bedingungen für die Landwirtschaft liefern. Entlang des Uferbereichs sind Auenböden mit lehmig-sandigen Texturen und Gleye bzw. Quellengleye verbreitet (WITTMANN, 1991). In den Höhenlagen dominieren nährstoffarme, leichte Böden mit hohem Sand- und Kiesanteil.

Im Bereich der Oberen Süßwassermolasse hemmt eine feinsandig-tonige Deckschicht (0 - 30 m) den Transport von Schadstoffen ins Grundwasser. Infolge der intensiven Landwirtschaft ist das Belastungspotential für Stoffeinträge gerade in diesem Bereich hoch (WWA PASSAU, 2004). Eine besondere Grundwassergefährdung besteht entlang des Rotttals, wo quartäre Kiesablagerungen das Wasser speichern. Sie sind nur durch geringmächtige Deckschichten geschützt und bieten der Verlagerung von Schadstoffen ins Grundwasser nur wenig Widerstand (GA PASSAU, 2004).

Die Landnutzung im Einzugsgebiet der Rott zeigt eine Zweiteilung in einen intensiv ackerbaulich genutzten Ostteil (gelbliche Farben) und einen westlichen Bereich, der durch eine Mischung aus natürlicher Vegetation und landwirtschaftlicher Nutzung bestimmt ist (Abb. 10). Durch die flächendeckende ackerbauliche Nutzung ist die kleinräumige Landnutzungsvariabilität im Osten geringer als im Westen.

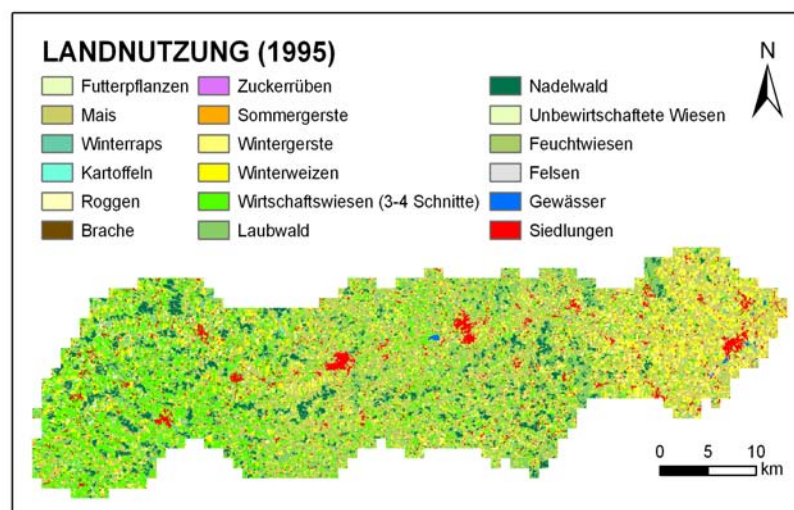


Abb. 10. Räumliche Verteilung der Landnutzung im Einzugsgebiet der Rott. Dargestellt ist die Situation des Jahres 1995 in einem 30 x 30 m-Raster. Datengrundlage: TM-Klassifikation (STOLZ, 1997).

Im Westteil werden die weitläufigen Wald- und Wiesenareale immer wieder durch landwirtschaftliche Nutzflächen unterbrochen, was zu einer größeren Landnutzungsvariabilität führt. Der landwirtschaftlich genutzte Teil wird zu 75 % ackerbaulich bewirtschaftet, der Rest ist Grünland. Die Hauptfruchtarten sind Mais und Wintergetreide. Speziell im Unteren Rottal dominiert der Körnermais die Ackerfläche (LWA PASSAU-ROTTHALMÜNSTER, 2002). Nadelwälder kommen auf gut 20 % des Einzugsgebiets vor, insbesondere auf den Höhenzügen und auf den für die Landwirtschaft ungünstigen Böden (WITTMANN, 1991).

4 Bodenstickstoffmodellierung in DANUBIA

In diesem Abschnitt wird DANUBIA als Entwicklungsplattform kurz vorgestellt und anschließend die objektorientierte Entwicklung von *SNT* beschrieben. Nach der Darstellung des objektorientierten Modellaufbaus folgt die funktionale Beschreibung von *SNT*.

4.1 Integrative Entwicklungsplattform DANUBIA

Die technische Entwicklung von DANUBIA erfolgt durch das GLOWA-Danube-Teilprojekt *Informatik*. DANUBIA wird bis zum Ende der dritten und letzten Förderperiode (2010) kontinuierlich erweitert und anschließend als *Open-Source*-Software verfügbar sein.

4.1.1 Ziele, Aufgaben und Eigenschaften

Zentrales Ziel von GLOWA-Danube ist die Entwicklung innovativer Techniken zur gekoppelten und räumlich expliziten Modellierung, um das Expertenwissen aus den unterschiedlichen beteiligten Disziplinen für die Ableitung eines nachhaltigen Wasserressourcenmanagements zu integrieren. Daher wurde innerhalb von GLOWA-Danube das Entscheidungsunterstützungssystem DANUBIA entwickelt.

DANUBIA ist objektorientiert und wurde in JAVA implementiert. Als komponentenbasierte und integrative Entwicklungsplattform stellt DANUBIA die Funktionalität zur Integration von Modellen und Komponenten zur Verfügung. Dabei sind Komponenten als übergeordnete Programmpakete definiert, die inhaltlich ähnliche bzw. funktional verbundene Modelle kapseln.

Gegenwärtig setzt sich DANUBIA aus fünf Komponenten und 16 Modellen zusammen. Vier Komponenten modellieren natürliche Prozesse (*LANDSURFACE*, *ATMOSPHERE*, *GROUNDWATER*, *RIVERNETWORK*) während das sozioökonomische Verhalten gesellschaftlicher Akteure in einer eigenen Komponente (*ACTORS*) abgebildet wird (Abb. 11) (BARTH *et al.*, 2004).

Komponenten und Modelle sind über eindeutig definierte Schnittstellen verbunden und interagieren während eines integrativen Modelllaufes dynamisch. DANUBIA besitzt eine *Client-Server*-Architektur, woraus sich die Voraussetzung zur transdisziplinären Abbildung wechselseitig voneinander abhängiger Prozesse ergibt (BARTH *et al.*, 2004). Wechselwirkungen zwischen den Komponenten werden in DANUBIA durch *Controller*-Klassen organisiert (Abb. 11).

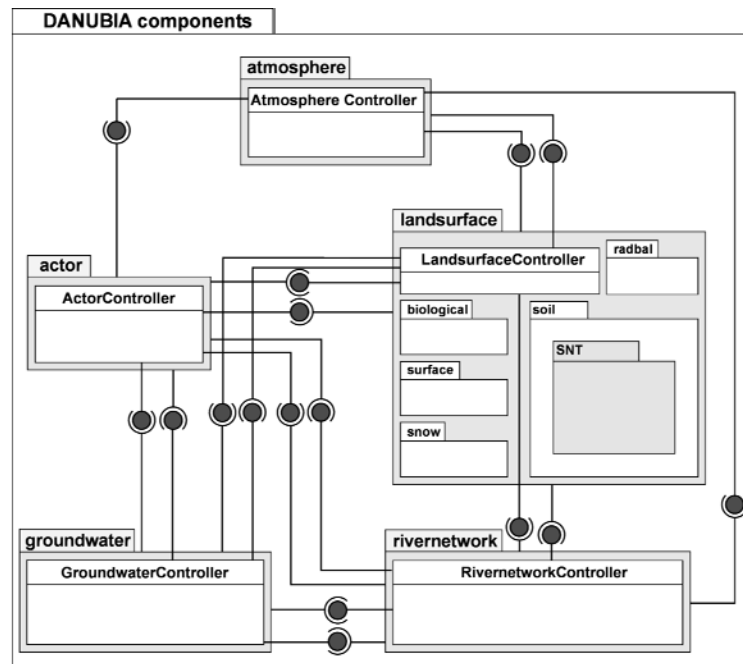


Abb. 11. Paketdiagramm der integrativen Entwicklungsplattform DANUBIA. Komponenten sind grau hinterlegt. Es sind nur die Modelle der *LANDSURFACE*-Komponente dargestellt. Komponentenschnittstellen sind als Kreise gekennzeichnet. Auf die Abbildung der mannigfaltigen Modellschnittstellen wurde aus Gründen der Nachvollziehbarkeit verzichtet.

DANUBIA bietet die Funktionalität, beliebige Teilmengen des Gesamtsystems in unterschiedlichen Untersuchungsräumen mit variabler räumlicher Auflösung zu testen. Per *plug & play* (d.h. durch Ein- oder Ausschalten einzelner Modelle) ist es möglich, je nach Untersuchungsziel verschiedene Modelle in einem Modellverbund dynamisch zu koppeln. Schnittstellen zu nicht gekoppelten Modellen werden durch *Dummy*-Modelle bedient. Solche *Dummy*-Modelle stellen die erforderlichen Daten an den Schnittstellen bereit. Es bestehen allerdings keine dynamischen Wechselwirkungen mit dem Prozessmodell. Dadurch sind Modelltests unter definierten Bedingungen möglich. Die Möglichkeit der problembezogenen Zusammensetzung eines Modellverbunds ist eine wichtige Eigenschaft von DANUBIA. Sie ermöglicht die sektorale Validierung und rechenzeiteffiziente Modellierung in Abhängigkeit vom Untersuchungsziel.

DANUBIA ist rasterbasiert und gehört zu der Gruppe der verteilten Modelle. Rasterelemente sind die räumliche Basiseinheit für die Modellierung aller Prozesse. In DANUBIA werden einfache Rasterelemente durch sog. Proxel (*process pixel*) ersetzt. Proxel sind in einem Koordinatengitter organisiert und durch die Zuweisung geographischer Koordinaten eindeutig verortet (Abb. 12). Das Proxel-Konzept betrachtet Rasterelemente in Form eines Würfels, der bestimmte Eigenschaften (z.B. Landnutzung, Bodenart) besitzt, und in dem die Prozesse ablaufen, die Proxel sind durch Energie-, Wasser- und Stoffflüsse mit benachbarten Proxeln

verbunden (TENHUNEN & KABAT, 1999). Proxel werden nicht als homogene Einheiten betrachtet, sondern in funktionale Subeinheiten aufgeteilt, welche nach dem Konzept der Geokomplexe (s. 6.2 *Subskalige Modellierung mit Geokomplexen*) abgeleitet werden.

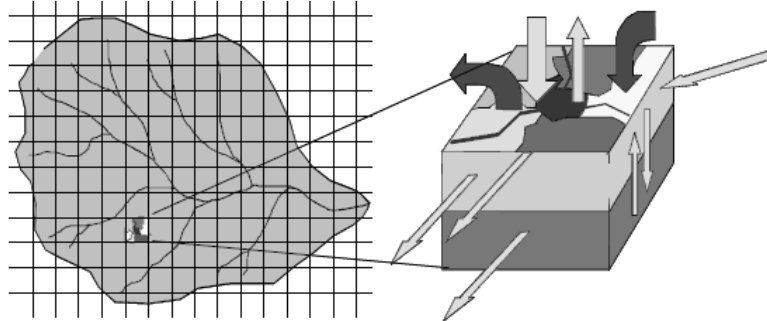


Abb. 12. Schema der rasterbasierten Modellierung mit dem Proxel-Konzept (LUDWIG *et al.*, 2003).

Ein Proxel kann für die Anwendung in unterschiedlichen Skalen in seiner Größe angepasst werden. Für das Einzugsgebiet der Oberen Donau wurde eine Kantenlänge von 1000 m gewählt, um eine flächendifferenzierte und interdisziplinäre Beschreibung der Wechselwirkungen zwischen natürlichen und gesellschaftlichen Prozessen zu gewährleisten (BARTH *et al.*, 2004).

Für ausführlichere Informationen über Technologie und Funktionalität von DANUBIA siehe LUDWIG *et al.* (2003), MAUSER & LUDWIG (2002) und BARTH *et al.* (2004).

4.1.2 Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations*

Zur Modellierung der Bodenstickstoffdynamik als Funktion der Umweltbedingungen (ohne den adaptiven Einfluss von Akteuren) wurde der Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations* verwendet. Es werden in dieser Arbeit daher ausschließlich Ergebnisse präsentiert, die auf Basis des Modellverbunds *LANDSURFACE-AtmoStations* berechnet wurden. Letzterer setzt sich aus der *LANDSURFACE*-Komponente und dem Modell *AtmoStations* zusammen.

In der Komponente *LANDSURFACE* werden die Stoff- und Energieflüsse an der Landoberfläche abgebildet. Sie besteht aus den Modellen *Biological*, *Surface*, *RadiationBalance*, *Snow*, *Soil* und *SNT* (Abb. 11). *Biological* berechnet die Wasser-, Kohlenstoff- und Stickstoffflüsse in der Vegetation sowie die Energiebilanz an den Blättern. Die Energie- und Wasserflüsse an der Landoberfläche werden durch *Surface* abgebildet, während die Schneedeckendynamik von *Snow* berechnet wird. Für die Modellierung der

Strahlungsbilanz sowie der Strahlungsverteilung im Bestand ist *RadiationBalance* zuständig. Die Abbildung der Bodenwasser- und Bodentemperaturdynamik in der durchwurzelten Bodenzone erfolgt in *Soil*. Stickstofftransformationsprozesse sowie die vertikale Verlagerung von Nitrat im Bodenprofil bzw. ins Grundwasser werden durch *SNT* modelliert. In *AtmoStations* erfolgt die zeitliche und räumliche Interpolation der meteorologischen Parameter.

Alle Modelle sind prozessbasiert und bilden die Prozesse mechanistisch ab. In Einzelfällen wird eine vereinfachte empirische Beschreibung verwendet (z.B. wenn kein Bedarf an einer rechenaufwendigen Prozessbeschreibung besteht).

Mit dem Akteursmodell *Farming*, das die Bewirtschaftungsentscheidungen (z.B. Saattermin, Angaben zur N-Düngung) der Landwirte als Funktion des ökonomischen Ertrags und der pflanzenbaulichen Bedingungen in DANUBIA abbildet, fehlt im innerhalb dieser Dissertation genutzten Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations* eine wichtige Komponente des N-Kreislaufs von Agrarflächen. Marktgegebenheiten wie Gewinnerwartungen bzw. verfügbarer Kapitaleinsatz, von denen die Bewirtschaftungsentscheidungen ebenso abhängig sind, werden ohne *Farming* nicht berücksichtigt.

Die Bereitstellung von pflanzenspezifischen Bewirtschaftungsangaben wird im Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations* durch ein *Dummy*-Modell ersetzt.

4.2 Modellentwicklung in DANUBIA

Nach einer kurzen Einführung in die objektorientierte Softwareentwicklung werden die Modellstruktur von *SNT* und die sich daraus ergebenden Vorteile bei der Modellierung beschrieben.

4.2.1 Grundlagen der objektorientierten Modellierung

In einem Sonderband der Zeitschrift *Ecological Modelling* (Vol. 94) wurden bereits 1997 die Vorteile der objektorientierten Softwareentwicklungsmethodik für die Modellierung natürlicher Systeme (z.B. Pflanze-Atmosphäre) vorgestellt (LEMMON & CHUCK, 1997; ACOCK & REDDY, 1997). Objektorientierte Methoden wie Kapselung und Vererbung bieten bei der Modellierung einige Vorteile, die im nächsten Abschnitt am Beispiel der Entwicklung von *SNT* beschrieben werden.

Mit der graphischen Notationssprache UML (*Unified Modelling Language*) (BOOCH *et al.*, 1999) hat sich ein Industriestandard der objektorientierten Softwareentwicklung zur

Darstellung komplexer Systemeigenschaften mit unterschiedlichem Abstraktionsgrad bereits bewährt (BARTH *et al.*, 2004). In diversen Studien (z.B. BARTH *et al.*, 2004; ARGENT, 2004; PAPAJOGEJI, 2004) wurden mit UML verschiedenste Aspekte (z.B. Modellarchitektur, Objektbeziehungen und –abhängigkeiten, Kommunikation oder sequenzielle Abläufe) natürlicher Systeme mit unterschiedlichem Abstraktionsgrad illustriert. Während der Modellentwicklung wurde besonders die Formulierung der Interaktion und Kommunikation zwischen den natürlichen und sozioökonomischen Prozessen durch den Einsatz der UML erleichtert. Zusätzlich ergaben sich durch die Möglichkeit die Funktionalität zu testen und eindeutige Schnittstellen zu definieren weitere Vorteile durch die UML. Daher wurde der gesamte Entwicklungsprozess von *SNT* durch die Formalisierung der Systemeigenschaften mit UML unterstützt.

ARGENT (2004) betont die Notwendigkeit, zu Beginn der Entwicklungsphase eine detaillierte Anforderungs- und Problembeschreibung durchzuführen (OOAD - Objektorientierte Analyse und Design). Für die Entwicklung eines Metamodells von *SNT* wurden die Prinzipien von OOAD (z.B. RIEL, 1996; GAMMA, HELM & JOHNSON, 2001) konsequent angewendet. Dazu gehörte als erster Arbeitsschritt die Identifikation wichtiger Elemente des Problembereichs (Realität) sowie deren Charakteristika und wechselseitige Beziehungen. Diese physischen, räumlichen oder abstrakten Entitäten sowie ihre Eigenschaften und ihr Verhalten wurden anschließend in Form entsprechender Softwareobjekte abstrahiert.

Den in der Anforderungsbeschreibung identifizierten Modellentitäten entsprechend wurde die Funktionalität von *SNT* in Klassen und Objekte aufgeteilt. Erstere enthalten die im Quelltext erstellten „Baupläne“ für Objekte. Dabei handelt es sich um eine Beschreibung der Attribute und Methoden eines Objekts. Objekte sind einzelne Exemplare (Instanzen) einer Klasse, die eine eigene Identität besitzen und deren Attribute unterschiedlich gesetzt sind.

Bei der Implementierung von *SNT* kamen Prinzipien objektorientierter Programmierung (OOP) wie Kapselung und Vererbung zum Einsatz. Kapselung steht für die Zusammenfassung von Attributen und Methoden in Klassen, bei der die Klassenattribute nur über Operationen (Methoden) der Klassen zugänglich sind. Unter Vererbung wird eine hierarchische Spezialisierung verstanden, bei der Subklassen von einer Superklasse Methoden und Attribute „erben“ und der neue Eigenschaften hinzufügt bzw. deren Funktionalität verfeinert werden kann.

4.2.2 Modellstruktur von *SNT*

Ziel des Entwicklungsprozesses war (1) die Erzeugung einer objektorientierten Modellstruktur für *SNT*, (2) die Erhaltung der Datenintegrität, (3) die Optimierung des Datenmanagements und (4) die leichte Erweiterbarkeit.

Bei der technologischen Entwicklung von *SNT* stand die Erzeugung einer objektorientierten Modellstruktur im Vordergrund, um die Vorteile objektorientierter Softwareentwicklungsmethoden für die ökohydrologische Modellierung zu nutzen.

Bei der Implementierung des Bodenstickstoffhaushalts bot sich die Unterteilung in Schichten, Prozesse und Stoffe an. Daher wurden in einem ersten Schritt in *SNT* die räumlichen Teileinheiten einer Berechnungseinheit – in diesem Falle die einzelnen Bodenschichten – identifiziert und auf die Klasse *SNTLayer* abgebildet (Abb. 13). Jedes *SNTLayer*-Objekt kapselt die in der jeweiligen Bodenschicht ablaufenden Prozesse und die daran beteiligten Stoffvorräte. Die eigentliche Modellierung findet in jeder Schicht jedes einzelnen Proxels separat statt.

Auf diese Weise werden funktionale von technischen Programmteilen getrennt, um insbesondere den Datenfluss sowie den Programmablauf transparent und nachvollziehbar zu gestalten.

Innerhalb der *Layer* wurde eine „Separation of Concerns“ vorgenommen, d.h. die Zuständigkeiten wurden durch die Bildung einzelner *Process*-Klassen, in denen die für die Berechnung notwendigen Algorithmen und Variablen gekapselt wurden, genau abgegrenzt. Darüber hinaus gibt es pro Schicht ein gemeinsames Datenobjekt der Klasse *LayerDataPool*, in dem Variablen gehalten werden, die von mehreren Prozessen genutzt werden bzw. in Austauschbeziehungen mit anderen Teileinheiten des Systems (Schichten, Proxel, Modelle) stehen. Im *LayerDataPool* findet zusätzlich eine Aufbereitung der importierten Daten statt (Einheitenkonversionen, Berechnung allgemeiner Faktoren etc.).

Die *Process*-Klassen erben von der Superklasse *Process* die Schnittstellen (d.h. die abstrakten, noch nicht implementierten Methoden) *fetch* und *compute*. Die Methoden *fetch* und *compute* repräsentieren Zustände der Prozesse. Bei einem *fetch* holt sich der Prozess die für den nächsten Rechenschritt benötigten Eingabedaten vom *LayerDataPool*, bei einem *compute* werden die Berechnungen des jeweiligen Zeitschrittes durchgeführt und die Ergebnisse wieder an den *LayerDataPool* zurückgegeben.

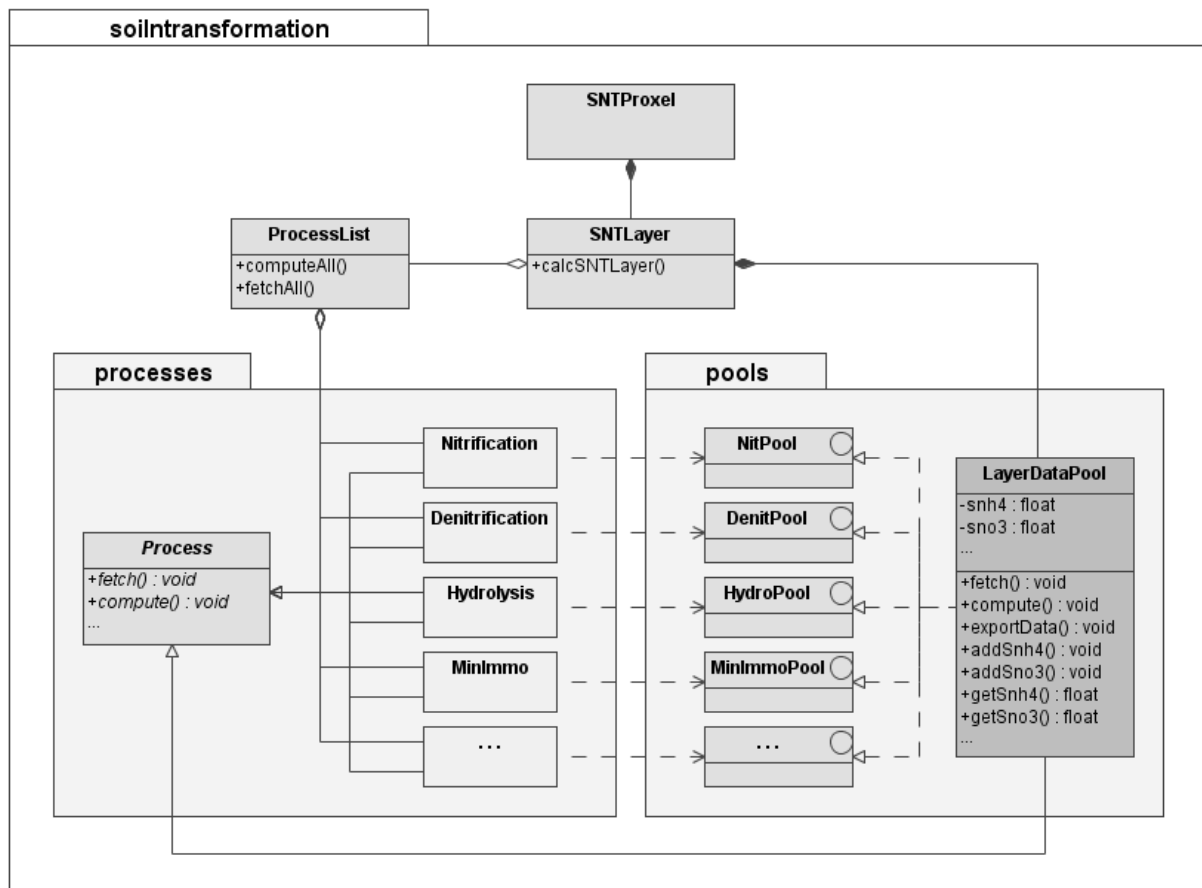


Abb. 13. Objektorientierte Modellstruktur von SNT. Prozesse (*processes*) und Stoffvorräte (*pools*) sind gekapselt und durch eindeutig festgelegte Objektbeziehungen miteinander verbunden.

Über diesen Mechanismus wird eine genaue Prozesskontrolle gewährleistet, d.h. die Zeitpunkte, zu denen sich die Prozesse ihre Daten „holen“ und zu denen sie ihre eigenen Berechnungen durchführen, können für jeden Prozess genau festgelegt werden. Um ein Beispiel zu geben: die Prozesse *Nitrification* und *Denitrification* „lesen“ (durch den Aufruf der Methode *fetch*) beide die Variable SNO_3 (Nitratgehalt im Boden) und verändern unter Umständen in ihren *compute*-Methoden deren Wert. Dadurch, dass beide Prozesse vor der Berechnung ein *fetch* durchführen, ist gewährleistet, dass beide Prozesse mit demselben Ausgangswert rechnen und nicht mit dem von dem zuerst ausgeführten Prozess bereits veränderten Wert für SNO_3 .

In der prozeduralen Programmierung wäre dies nur über Hilfsvariablen möglich, was ebenso fehleranfällig wie unübersichtlich ist. Auf der anderen Seite erbt auch der *LayerDataPool* die *Process*-Schnittstelle und berechnet in seiner *compute*-Methode allgemein benötigte Faktoren. Hier ist es also ausdrücklich erwünscht, dass eine Berechnung stattfindet, bevor die anderen Prozesse auf die Daten zugreifen. Durch die *Process*-Schnittstelle ist diese Kontrolle

über den Zustand und Ablauf aller Prozesse einfach, übersichtlich und zuverlässig zu gewährleisten.

Die Klasse *LayerDataPool* ist, wie bereits erwähnt, für den Austausch und für die Bereitstellung der gemeinsamen Daten zuständig. Die einzelnen Prozesse können jedoch nicht direkt auf diese Variablen zugreifen, sondern nur über sog. *Get*- und *Add*-Methoden (Kapselung). Zum einen erreicht man hierdurch eine Zugangskontrolle, zum anderen wird durch die *Add*-Methoden (z.B. *addSNO3*) sichergestellt, dass die Werte nicht von einzelnen Prozessen überschrieben werden können, sondern nur jeweils um die errechneten Gewinne oder Verluste inkrementiert bzw. dekrementiert werden. Eine weitere Zugangskontrolle wird dadurch erreicht, dass die Prozesse nicht auf alle *Get*- und *Add*-Methoden zugreifen können, sondern nur auf die, die ihnen durch die entsprechende Schnittstelle (z.B. *NitPool*) zur Verfügung gestellt werden. Hierdurch wird eindeutig bestimmt, welche Werte von den einzelnen Prozessen gelesen und welche manipuliert werden dürfen. Es wird also explizit festgelegt, welche Austauschbeziehungen zwischen den einzelnen Prozess-Objekten und dem *LayerDataPool* bestehen.

In *SNT* wurden in der Literatur beschriebene bzw. postulierte objektorientierte Modelleigenschaften (z.B. ACOCK & REDDY, 1997; LEMMON & CHUCK, 1997; BOOCH, 1999; ARGENT, 2004) insbesondere in Bezug auf Funktionalität, Erweiterbarkeit, Datenintegrität und Bedienbarkeit (für Nicht-Entwickler) bei der Entwicklung berücksichtigt. Die objektorientierte Modellstruktur von *SNT* sorgt für einen restriktiven Datentransfer (Datenintegrität) und organisiert das Datenmanagement auf transparente Weise. Daraus ergeben sich funktionale und anwendungsbezogene Vorteile (z.B. Nutzbarkeit, Erweiterbarkeit) bei der Modellierung komplexer (natürlicher) Systeme. Die Modellstruktur von *SNT* organisiert Integration auf prozessualer Ebene und kann auch auf andere Systeme disziplinübergreifend übertragen werden.

4.3 Modellbeschreibung von *SNT*

Die zentrale Aufgabe des folgenden Abschnitts ist die Darstellung der Bodenstickstoffmodellierung in *SNT*. Die Stickstoffflüsse sind einerseits abhängig von der Vegetationsdynamik, andererseits von den Wasserflüssen und nicht zuletzt von den Umsatzprozessen im System Boden-Pflanze. Aufgrund der Abhängigkeit der Stickstoffflüsse vom Bodenwasserhaushalt ist die Darstellung des vom Teilprojekt *Hydrologie/Fernerkundung* entwickelten Bodenwasserhaushaltsmodells *Soil* erforderlich.

Nach der Beschreibung der übrigen Antriebsdaten für *SNT* folgt dann die Darstellung der Modellierung der Stickstofftransformationsprozesse sowie der Nitratverlagerung.

Für die Modellierung der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Stickstoffflüsse ist ein ökohydrologischer Modellansatz erforderlich, der in der Lage ist, die Wechselwirkungen des Landschaftsstoffhaushalts prozessbasiert, klimasensitiv und räumlich verteilt abzubilden. Abbildung 14 zeigt ein Schema der in DANUBIA abgebildeten Wechselwirkungen und Stoffflüsse.

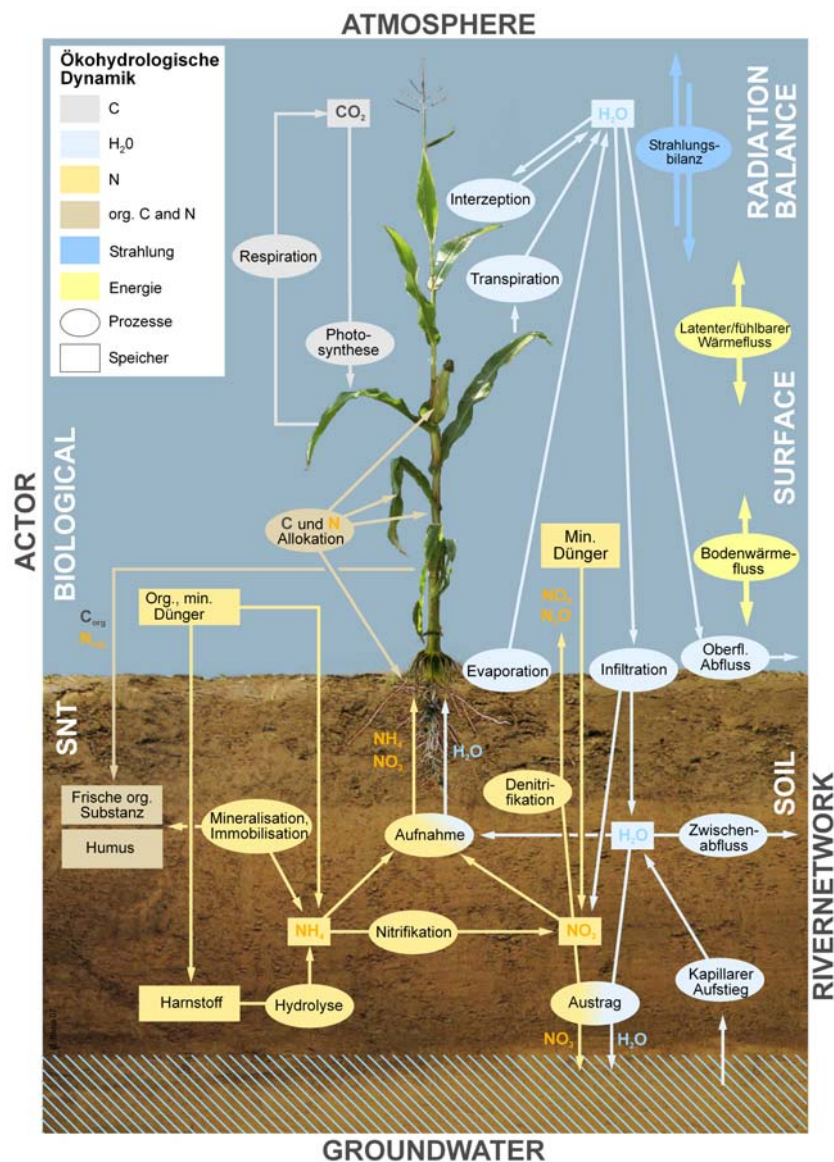


Abb. 14. Darstellung der Wechselwirkungen des Landschaftsstoffhaushalts in der *LANDSURFACE*-Komponente von DANUBIA.

4.3.1 Schnittstellen und Modellantrieb

In DANUBIA werden Daten über eindeutig definierte Schnittstellen ausgetauscht. In Tabelle 3 sind die für die N-Modellierung entscheidenden Schnittstellen zwischen *SNT* und *Soil* und zu anderen Modellen bzw. Komponenten von DANUBIA dargestellt:

Tabelle 3. Schnittstellen von *SNT* und *Soil* zu anderen Modellen und Komponenten von DANUBIA

Modell	Import	Export
<i>Soil</i> (Bodenwasser)	Bodenwassergehalt (cm^3/cm^3) Bodentemperatur ($^{\circ}\text{K}$)	
<i>Biological</i> (Pflanzen- wachstum)	Wurzelbiomasse (kg/m^2)	Nitratgehalt im Boden (kg/ha) Ammoniumgehalt im Boden (kg/ha)
	N-Gehalt der Wurzelbiomasse (kg/m^2)	
	Nitrataufnahme (g/m^2)	
	Ammoniumaufnahme (g/m^2)	
<i>Surface</i> (Energieflüsse)	Wasseraufnahme* ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)	
	Effektiver Niederschlag* ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)	
<i>Groundwater</i> (Grundwasser)	Evaporation* ($\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$)	N-Konzentration des Sickerwassers (mg/l)
<i>Farming</i> (Agrarökonomie)	Mineralischer N-Dünger (kg/m^2)	
	Organischer N-Dünger (kg/m^2)	

* Importparameter für *Soil*

Im Folgenden wird die Modellierung der wichtigsten direkten Antriebsparameter für die N-Modellierung beschrieben.

Bodenwasserhaushalt

Das Bodenwasserhaushaltsmodell *Soil* beruht funktional auf dem Konzept des prozessbasierten Evapotranspirations- und Vegetationsmodells PROMET (MAUSER, 1989) bzw. PROMET-V (SCHNEIDER 1999, 2003). Die vertikale Wasserbewegung im Boden wird dabei nach einem vereinfachten Konzept von EAGLESON (1978) berechnet, das den Wassertransport in der flüssigen Phase beschreibt. Abbildung 15 stellt den Bodenwasserhaushalt in DANUBIA dar. Unter der Annahme folgender Randbedingungen für das gesamte Bodenprofil ist es möglich, die Veränderungen des Bodenwassergehalts (θ) zwischen Oberfläche und Grundwasserspiegel über die drei unabhängigen Variablen PSDI (*pore-size distribution index* = m), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}) und Porenanteil des Bodens (n) abzubilden:

- wasserungesättigte Verhältnisse
- homogene Korngrößenzusammensetzung pro Schicht
- einheitliche Bodenfeuchte zu Beginn jedes Niederschlagsereignisses

- Grundwasserflurabstand unterhalb des Bodenprofils

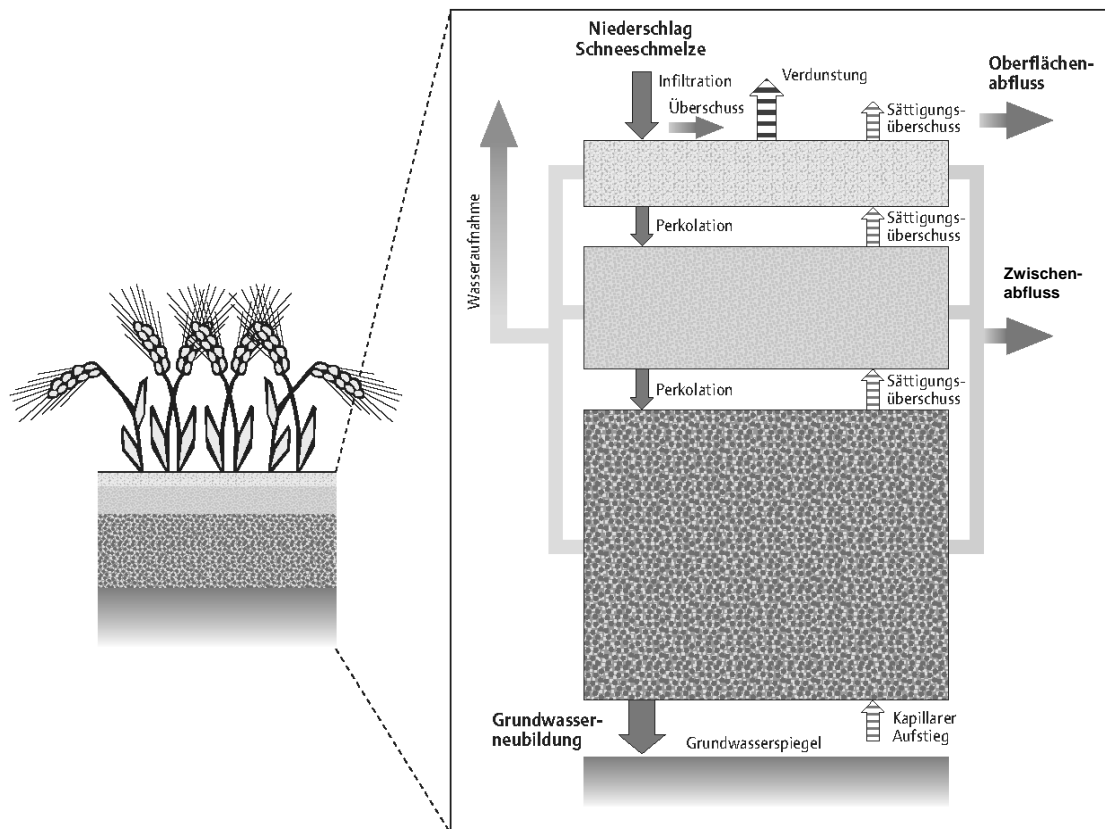


Abb. 15. Schematische Darstellung der hydrologischen Modellierung in *Soil* (verändert, MAUSER & LUDWIG, 2006).

EAGLESON (1978) berechnete mit Hilfe der eindimensionalen Diffusivitätsgleichung (PHILIP, 1960) die Veränderungen des Bodenwassergehalts und des Matrixpotentials (Ψ) (Gl. 1):

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D(\theta) \frac{\partial \theta}{\partial z} \right] - \frac{\partial K(\theta)}{\partial z} \quad (\text{Gl. 1})$$

mit θ : Bodenwassergehalt (cm^3/cm^3)
 $K(\theta)$: Hydraulische Leitfähigkeit (cm/s)
 $D(\theta)$: Diffusivität (cm^2/s)
 z : Tiefe (cm)
 t : Zeit (s)

Die Diffusivität ist hierbei eine Funktion der hydraulischen Leitfähigkeit, des Matrixpotentials und des Bodenwassergehalts (Gl. 2):

$$D(\theta) = K(\theta) \frac{\partial \Psi(\theta)}{\partial \theta} \quad (\text{Gl. 2})$$

mit $\Psi(\theta)$: Matrixpotential bei θ (cm Wassersäule)

EAGLESON unterscheidet vier Prozesse, aus denen sich der Wassertransport im Boden zusammensetzt: (1) Infiltration (Gl. 3), (2) Perkolation (Gl. 4), (3) kapillarer Aufstieg (Gl. 5) und (4) Exfiltration (Gl. 7 - 10). Für die Modellierung dieser voneinander unabhängigen Prozesse werden die Lösungen der einzelnen Gleichungen linear überlagert. Die oberste Bodenschicht steht im Wechsel zwischen Infiltration und Exfiltration, wenn nach einem Niederschlagsereignis wieder Evapotranspiration einsetzt. Aus der Lösung von Gleichung 3 resultiert die Infiltrationskapazität des Bodens. Übersteigt die Intensität des effektiven Niederschlags die Infiltrationsrate, tritt Oberflächenabfluss auf:

$$f_i^*(t, s_0) = \left[(1 - s_0) \left(\frac{5n\psi_{sat} \Phi_i(d, s_0)}{3\pi mt K_{sat}} \right)^{1/2} + \frac{(1 + s_0^c)}{2} - \frac{w}{K_{sat}} \right] K_{sat} \quad (Gl. 3)$$

mit	f_i^*	Infiltrationskapazität	(cm/s)
	s_0	Initiale Sättigung an der Grenzschicht zur Oberfläche	(-)
	n	Effektive Porosität	(cm ³ /cm ³)
	ψ_{sat}	Matrixpotential bei Sättigung	(cm)
	Φ_i	Infiltrationsdiffusivität	(-)
	d	Diffusivitätsindex	(-)
	m	Pore-size distribution index	(-)
	K_{sat}	Gesättigte hydraulische Leitfähigkeit	(cm/s)
	c	Pore disconnectedness index ($c=(2-3m)/m$)	(-)
	w	Kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser	(m/s)
	v	Perkolation	(cm/s)
	z	Tiefe	(cm)
	t	Zeit	(s)

Bei Bodenwassergehalten größer Feldkapazität kommt es infolge der Wasserbewegung durch Perkolation zu Grundwasserneubildung (Gl. 4):

$$v(s_0) = s_0^c K_{sat} - w \quad (Gl. 4)$$

mit v : Perkolation (cm/s)

Der kapillare Aufstieg aus dem Grundwasser (w) in die unterste Bodenschicht wird wie folgt errechnet (Gl. 5):

$$w = K_{sat} \left[1 + \frac{2}{3(mc-1)} \right] \left[\frac{\psi_{sat}}{Z} \right]^{mc} \quad (Gl. 5)$$

mit w : kapillarer Aufstieg aus dem Grundwasser (m/s)

Für die Ableitung von m aus der Beziehung der hydraulischen Leitfähigkeit zum Matrixpotential verwendet EAGLESON den Ansatz von BROOKS & COREY (1964).

Um die Wasserentnahme durch Evapotranspiration den unterschiedlichen Tiefen entsprechend zu berechnen, wurde das gesamte Bodenprofil in DANUBIA in drei Schichten unterteilt (0 - 20, 20 - 80, 80 - 200 cm). Für jede Schicht wird der EAGLESON-Ansatz separat berechnet, wobei die Perkolation aus der oberen Schicht der effektiven Niederschlagsmenge für die untere Schicht entspricht. Während Sättigungsphasen wird ein Teil des perkolierenden Wassers als Zwischenabfluss in Abhängigkeit von der Oberflächenneigung α abgeführt und bildet so den lateralen Fluss im Boden ab (Zwischenabfluss = $v(s_0) \cdot \tan(\alpha)$).

Durch die Annahme nahezu konstanter Bodenfeuchtebedingungen unterhalb der betrachteten Grenzsicht (> 2 m) kann die Perkulationsrate somit direkt zur spezifischen hydraulischen Leitfähigkeit in Beziehung gesetzt werden. Um unrealistische Transferraten zwischen Kapillarsaum und Grundwasser zu vermeiden, wird als Randbedingung ein tief stehender Grundwasserspiegel angenommen. Kapillarer Aufstieg ist auf die unterste Schicht beschränkt. Eine aufwärts gerichtete Wasserbewegung zwischen den Schichten wird von *Soil* nicht abgebildet.

Bodentemperatur

Fast alle biogeochemischen Reaktionen werden durch die Bodentemperatur beeinflusst. Letztere hat daher eine wichtige Steuerungsfunktion bei der Modellierung der N-Dynamik im Boden. Wegen der Abhängigkeit der Stickstoffumsetzungen von der Aktivität der Mikroorganismen sind gerade die thermischen Bodeneigenschaften daher von großer Bedeutung für die N-Modellierung.

Zum derzeitigen Entwicklungsstand von DANUBIA wird die Bodentemperatur auf Basis eines einfachen physikalischen Zusammenhangs berechnet. Das Modell beruht auf der Korrelation von Luft- und Bodentemperatur sowie dem Wärmetransport in Festkörpern. Das Verfahren eignet sich aus mehreren Gründen: (1) Verfügbarkeit flächendeckender und kontinuierlicher Lufttemperaturwerte, (2) hohe Korrelation der Lufttemperatur mit der gemessenen Bodentemperatur ($r^2 > 0,95$), (3) flächendifferenzierter Modellansatz (durch die Abhängigkeit der Lufttemperatur von naturräumlichen Eigenschaften) und (4) klimasensitiver Modellansatz.

Das Verfahren basiert auf einem Ansatz von CAMPBELL & NORMAN (1998). Um die Beziehung zwischen Luft- und Bodentemperatur für die Berechnung der Bodentemperatur zu

nutzen, treffen CAMPBELL & NORMAN drei Annahmen: (1) die mittlere jährliche Bodentemperatur entspricht der mittleren jährlichen Lufttemperatur, (2) die tatsächliche Bodentemperatur oszilliert mit einer täglichen und einer jährlichen Amplitude um die mittlere jährliche Bodentemperatur und (3) die Bodentemperaturkurve ist in Abhängigkeit von der Bodentiefe gegenüber der Lufttemperatur gedämpft und phasenverschoben.

Abweichend vom Ansatz von CAMPBELL & NORMAN wird jedoch kein sinoidaler Temperaturverlauf angenommen, sondern es werden die tatsächlichen Lufttemperaturen benutzt. Statt des sinoidalen Verlaufs der Lufttemperatur (tägliche und jahreszeitliche Variation) um einen Mittelwert wird das Dämpfungsverfahren auf die tatsächlichen durch Hoch- bzw. Tiefpassfilterung gewonnen Tages- und Jahresverläufe der Lufttemperatur angewendet.

Die Faktoren für die Dämpfung der Amplitude sowie der Phasenverschiebung (Dämpfungstiefe) werden wie von WIJK & VAN DE VRIES (1963) und HILLEL (1998) als Funktion der thermischen Bodeneigenschaften (Wärmeleitfähigkeit und -kapazität) berechnet.

Perkolation in die oberste Bodenschicht

Der wichtigste Eingabeparameter für die Modellierung der Bodenwasserdynamik ist die tatsächlich an der Bodenoberfläche ankommende, für die Infiltration und den Oberflächenabfluss verfügbare Wassermenge. Die Perkolation in die oberste Bodenschicht ergibt sich aus dem um die Interzeption (Anteil des Niederschlags, der auf den Blattoberflächen verbleibt) und den Abfluss reduzierten Gesamtniederschlag.

Die Interzeption ist von der Landbedeckung abhängig und wird für bewachsene Landbedeckungen als Funktion der Blattfläche berechnet (Gl. 6) (HOYNINGEN-HUENE, 1983). Während die Vegetation einen variablen Interzeptionsspeicher hat, wird für alle nicht bewachsenen Oberflächen eine maximale Speicherkapazität (0,935 mm) angesetzt. Mit zunehmender Niederschlagsmenge wird der Anteil der Interzeption geringer, während der den Boden erreichende Teil zunimmt.

$$I_{max} = 0,935 + 0,498 \cdot BFI - 0,0575 \cdot BFI^2 \quad (Gl. 6)$$

mit I_{max} : Maximaler Interzeptionsspeicher (mm)
 BFI : Blattflächenindex (-)

Bis zur maximalen Kapazität wird der Niederschlag gespeichert. Wenn der Interzeptionsspeicher gefüllt ist, kann kein weiterer Niederschlag zurückgehalten werden. Eine Entleerung des Interzeptionsspeichers erfolgt durch Verdunstung.

Verdunstung von Boden- und Blattoberflächen

Die Verdunstung von unbedeckten Bodenoberflächen ist auf die oberste Bodenschicht begrenzt, wobei die Verdunstungsmenge nach KONDO *et al.* (1992) durch einen Widerstandsparameter des Bodens (r_{soil}), durch das aktuelle atmosphärische Wasserdefizit und durch einen empirischen Pflanzenbedeckungsfaktor gesteuert wird (Gl. 7).

$$E_p = \Delta_v H \cdot \frac{1}{r_{soil}} \cdot \frac{1}{4} (E - E_{sat}) \cdot (1 - PF) \quad (Gl. 7)$$

mit	E_p :	Evaporation	(W/m^2)
	$\Delta_v H$:	Verdampfungswärme	(W/m^2)
	r_{soil} :	Bodenwiderstand	(s/m)
	E :	Aktueller Wasserdampfdruck	(kg/m^3)
	E_{sat} :	Sättigungsdampfdruck	(kg/m^3)
	PF :	Pflanzenbedeckungsfaktor	(0-1)

PF berücksichtigt die Abnahme der Verdunstung in Abhängigkeit von der Blattflächenausbreitung ($PF = LAI^2 \cdot 0,444$). Wegen des schnellen Rückgangs der Evaporation mit der Bodentiefe wird der Evaporationsspeicher auf den Wassergehalt der obersten fünf Zentimeter (25 %) des Profils beschränkt.

Wasseraufnahme der Pflanzen

Die klimasensitive Abbildung der N-Dynamik im System Boden-Pflanze basiert auf der dynamischen Modellierung der wechselseitigen Beeinflussung von Pflanzenwachstum und N-Verfügbarkeit im Boden. Eine wesentliche Voraussetzung dafür ist die prozessbasierte Modellierung des Pflanzenwachstums, welche die Auswirkungen einer veränderten Wasser- und N-Verfügbarkeit sowie eines geänderten CO_2 -Gehalts und der Lufttemperatur berücksichtigt.

In der GLOWA-Danube-Arbeitsgruppe *Ökosysteme* wurde das Modell *Biological* für die Modellierung des Wachstums von Agrarpflanzen entwickelt. *Biological* bildet das Pflanzenwachstum als Funktion von meteorologischen (Strahlung, Luftdruck, Luftfeuchte, Temperatur, Windgeschwindigkeit und atmosphärischer CO_2 -Gehalt), pedologischen (N_{min} -

Gehalt, Bodenfeuchte und -temperatur) und landwirtschaftlichen (Saat-, Erntetermin) Parametern ab.

Die Modellierung der tatsächlichen Wasseraufnahme in *Biological* basiert auf einem Ansatz, der bereits in den CERES-Modellen (JONES & KINIRY, 1986; RITCHIE & GODWIN, 2000) erfolgreich eingesetzt wurde. Hierzu wird die Wasserabsorption an den Wurzeln in Abhängigkeit von der Wurzellängendichte, vom Wasserangebot im Boden und von der Transpiration bestimmt.

In einem ersten Schritt wird die durch die vorhandenen Wurzeln limitierte maximal mögliche Wasseraufnahme für jede Schicht berechnet. Diese potentielle Wasseraufnahme ist eine Funktion von der Wurzellängendichte und des Wasserangebots und wird für jede Schicht einzeln berechnet (Gl. 8). Bei Unterschreitung des Bodenwassergehalts am Welkepunkt findet keine weitere Aufnahme mehr statt. Die schichtspezifische potentielle Wasseraufnahme ergibt sich aus der Wasseraufnahme pro Wurzellängeneinheit und basiert auf der Schichtmächtigkeit sowie dem Wasserangebot der Schicht (Gl. 9).

$$U_{H_2O,wld} = \frac{0.00267 \cdot \exp(62 \cdot (\theta - \theta_{WP}))}{6.68 - \ln(WLD)} \quad (Gl. 8)$$

$$U_{H_2O,pot} = U_{H_2O,wld} \cdot WLD \cdot z \quad (Gl. 9)$$

mit	$U_{H_2O,wld}$:	Wasseraufnahme pro Wurzellängeneinheit	($cm^3/cm/d$)
	WLD :	Wurzellängendichte	(cm/cm^3)
	θ :	Bodenwassergehalt	(cm^3/cm^3)
	θ_{WP} :	Wassergehalt am Welkepunkt	(cm^3/cm^3)
	$U_{H_2O,pot}$:	Potentielle Wasseraufnahme pro Schicht	(cm/h)
	$UP_{H_2O,pot}$:	Potentielle Wasseraufnahme aus dem gesamten Profil	(cm/h)
	z :	Schichtmächtigkeit	(cm)

Um die tatsächliche Wasseraufnahme zu berechnen, wird die potentielle Wasseraufnahme aus dem gesamten Profil mit der potentiellen Transpiration verglichen (Gl. 10). Die potentielle Transpiration ist dabei die Wassermenge, die von einem Bestand bei den gegebenen meteorologischen Bedingungen und grüner Blattfläche verdunstet, wenn ausreichend Wasser verfügbar ist. Falls letztere geringer ist als die potentielle Wasseraufnahme, wird die tatsächliche Wasseraufnahme schichtweise proportional reduziert, andernfalls entspricht die tatsächliche der potentiellen Wasseraufnahme. Mit der Wasseraufnahme wird entsprechend der N-Konzentration Stickstoff aufgenommen und so dem Boden entzogen.

$$U_{H_2O,akt} = U_{H_2O,pot} \cdot \left(\frac{T_{pot}}{UP_{H_2O,pot}} \right) \quad (Gl. 10)$$

mit	$U_{H_2O,akt}$:	Tatsächliche Wasseraufnahme	(cm/h)
	$U_{H_2O,pot}$:	Potentielle Wasseraufnahme	(cm/h)
	T_{pot} :	Potentielle Transpirationsrate	(mm/s)
	$UP_{H_2O,pot}$:	Potentielle Wasseraufnahme aus dem gesamten Profil	(cm/h)

Die Berechnung der potentiellen Transpirationsrate basiert auf der Penman-Monteith Gleichung (MONTEITH, 1973) und wurde bereits im Pflanzenwachstumsmodell GECROS erfolgreich getestet (YIN & VAN LAAR, 2005). Der Modellansatz nutzt pflanzenspezifische Parameter, um die typische Reaktion unterschiedlicher Pflanzen zu modellieren.

In der gegenwärtigen Entwicklungsstufe von DANUBIA ist die prozessbasierte und dynamische Modellierung der Landnutzungen Winterweizen, Sommergerste, Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln und Wiesen implementiert. Die pflanzenspezifischen Parameter wurden auf Grundlage von Geländemessungen abgeleitet. Allen anderen Nutzpflanzen werden die Werte einer auf diese Weise parametrisierten Pflanze zugeordnet. Die Zuweisung der Parameter erfolgt auf Basis der größten phänologischen Ähnlichkeit. So wird beispielsweise Wintergerste wie Winterweizen behandelt unter Beibehaltung der pflanzenspezifischen Bewirtschaftungspraxis.

Für eine ausführliche Beschreibung des Pflanzenwachstumsmodells *Biological* siehe LENZ (2007).

Stickstoffbedarf der Pflanzen

Biological kombiniert zwei Ansätze für die Modellierung der pflanzlichen N-Versorgung. Auf Basis von GECROS (YIN & VAN LAAR, 2005) wird der N-Bedarf berechnet. Als Grundlage für die N-Aufnahme dient der CERES-Ansatz (JONES & KINIRY, 1986). Innerhalb dieser Arbeit werden die Modelle für die N-Aufnahme und den N-Bedarf nur überblicksartig beschrieben.

Die Modellierung des N-Bedarfs für die Biomassesynthese (Proteine, Chlorophyll, Enzyme) ist Voraussetzung für die Abbildung der N-Aufnahme. GASTAL & LEMAIRE (2002) beschreiben, wie sich in Abhängigkeit von der Onthogenese, der physiologische Stickstoffbedarf mit sich änderndem N-Gehalt und N-Bedarf der Pflanze verändert. Mit fortschreitender Entwicklung wird die Stickstoffkonzentration in der Pflanze mit zunehmender Biomasse geringer. Es besteht daher kein linearer Zusammenhang zwischen Stickstoffgehalt in der Pflanze und Biomasse.

Diesen Zusammenhang berücksichtigt ein dynamischer Modellansatz, der im Modell GECROS bereits erfolgreich eingesetzt wurde (YIN & VAN LAAR, 2005). Dabei wird zwischen einem mangel- (N_{bedD}) und einem zuwachsgesteuerten Bedarf (N_{bedA}) unterschieden, wobei ersterer die Unterschreitung einer kritischen Stickstoffkonzentration (n_{krit}) verhindert. Diese wird als die minimale Stickstoffkonzentration definiert, bei der die maximale Wachstumsrate noch erzielt wird. Je nach N-Versorgungsstatus der Pflanze wird die Wachstumsrate bei Unterschreitung der kritischen N-Konzentration reduziert und bei Überschreitung nicht weiter erhöht.

Aufgrund des abnehmenden N-Bedarfs bei fortschreitender Entwicklung ergeben sich graduell sinkende Werte der kritischen N-Konzentration (GODWIN & SINGH, 1998). Durch die Verwendung pflanzenart- bzw. genotypspezifischer Werte der kritischen N-Konzentration ist der pflanzenspezifische N-Bedarf quantifizierbar (Gl. 11 - 12).

$$N_{bedD} = W_{ob} \cdot (n_{krit} - n_{akt}) (1 + N_{ub} / N_{ob}) / \Delta t \quad (Gl. 11)$$

mit	N_{bedD} :	Mangelgesteuerter Stickstoffbedarf	(g N/m ² /d)
	W_{ob} :	Gewicht der oberirdischen Biomasse	(g/m ²)
	n_{krit} :	Kritische N-Konzentration in der oberirdischen Biomasse	(g N/g)
	n_{akt} :	Aktuelle N-Konzentration in der Pflanze	(g N/g)
	N_{ob} :	Stickstoffgehalt der oberirdischen Biomasse	(g N/m ²)
	N_{ub} :	Stickstoffgehalt der Wurzelbiomasse	(g N/m ²)

Die Modellierung des zuwachsgesteuerten Bedarfs basiert auf der Theorie des funktionalen Gleichgewichts von HILBERT (1990). Sie beschreibt den maximierten Kohlenstoffzuwachs in Relation zu einer optimalen N-Konzentration. Um ein optimales N/C-Verhältnis in der Pflanze herzustellen, wird die Aktivität der Wurzeln und der oberirdischen Pflanzenteile bilanziert. Die Wurzelaktivität beschreibt das Verhältnis von Stickstoffzunahme zum Kohlenstoffgehalt der Wurzeln, während analog dazu das Verhältnis von Kohlenstoffzunahme zum Kohlenstoffgehalt der oberirdischen Pflanzenteile durch die Aktivität der oberirdischen Pflanzenteile ausgedrückt wird. Der N-Zugewinn entspricht der N-Aufnahme, wenn der Kohlenstoffzuwachs der Nettoprimärproduktion entspricht.

$$N_{bedA} = C_r \cdot \sigma_N \quad (Gl. 12)$$

mit	N_{bedA} :	Zuwachsgesteuerter N-Bedarf	(g N/m ² /d)
	C_r :	Kohlenstoffgehalt der Wurzelbiomasse	(g C/m ²)
	σ_N :	Wurzelaktivität	(g N/g C/d)

Der tatsächliche Stickstoffbedarf ergibt sich aus dem Maximum des berechneten mangel- und zuwachsgesteuertem N-Bedarfs (Gl. 13). Eine pflanzenspezifische Stickstoffaufnahme begrenzt den N-Bedarf.

$$N_{bed} = \min \left[U_{N,max}, \max (N_{bedD}, N_{bedA}) \right] \quad (Gl. 13)$$

mit	N_{bed} :	Tatsächlicher Stickstoffbedarf	(g N/m ² /d)
	N_{bedD} :	Zuwachsgesteuerter Stickstoffbedarf	(g N/m ² /d)
	N_{bedA} :	Zuwachsgesteuerter Stickstoffbedarf	(g N/m ² /d)
	$U_{N,max}$:	Maximale Stickstoffaufnahme	(g N/m ² /d)

Stickstoffaufnahme der Pflanzen

Die N-Aufnahme durch die Pflanzen hat während der Vegetationsperiode einen erheblichen Einfluss auf die Bodenstickstoffdynamik. Über die Wurzeln nehmen die Pflanzen den im Bodenwasser gelösten Stickstoff in mineralischer Form auf. Daraus ergibt sich eine enge Verbindung zwischen Pflanzenwachstum und Stickstoffverfügbarkeit im Boden. Analog zur Wasseraufnahme basiert die Modellierung der N-Aufnahme auf dem CERES-Ansatz (JONES & KINIRY 1986; GODWIN & SINGH, 1998; LENZ, 2007).

Die potentielle Aufnahme mineralischen Stickstoffs wird als Funktion des N_{min} -Gehalts im Boden, des Bodenwassergehalts, der Wurzellängendichte und des N-Bedarfs abgebildet. Um die potentielle N-Aufnahme zu bestimmen, werden zwei Verfügbarkeitsfaktoren (F_{NO_3} , F_{NH_4}) (GL. 14 - 15) aus der NO_3^- - bzw. NH_4^+ -Konzentration in der Bodenlösung sowie der Einfluss des Bodenwassergehalts berechnet.

$$F_{NO_3} = 1,0 - \exp \left[-X_{NO_3} \cdot NO_3^- \right] \quad (Gl. 14)$$

$$F_{NH_4} = 1,0 - \exp \left[-X_{NH_4} \cdot NH_4^+ \right] \quad (Gl. 15)$$

mit	F_{NO_3} :	Verfügbarkeitsfaktor für Nitrat	(0-1)
	F_{NH_4} :	Verfügbarkeitsfaktor für Ammonium	(0-1)
	X_{NO_3} :	Verfügbarkeitskoeffizient für Nitrat	(-)
	X_{NH_4} :	Verfügbarkeitskoeffizient für Ammonium	(-)
	NO_3^- :	Nitratgehalt im Boden	(mg N/kg)
	NH_4^+ :	Ammoniumgehalt im Boden	(mg N/kg)

F_{NO_3} und F_{NH_4} beschreiben die potentielle N-Verfügbarkeit als Funktion der pflanzenspezifischen maximalen N-Verfügbarkeit und der NO_3^- - bzw. NH_4^+ -Konzentration der Bodenlösung (Gl. 16 - 17).

Ein Bodenwasserfaktor (F_{H_2O}) dient dazu, die Auswirkungen des Bodenwassergehalts auf die N-Aufnahme zu beschreiben. Zwischen Feldkapazität (θ_{FK}) und Welkepunkt (θ_{WP}) wird die N-Aufnahme zunehmend durch die limitierte Wasserverfügbarkeit reduziert. Durch die Abnahme der Wurzelfunktion infolge anaerober Verhältnisse nimmt $F_{H_2O,N}$ auch jenseits der Feldkapazität bis zum Sättigungswassergehalt (θ_{SAT}) ab.

$$F_{H_2O,N} = \frac{\theta - \theta_{WP}}{\theta_{FK} - \theta_{WP}} \quad \text{für } \theta_{WP} < \theta \leq \theta_{FK} \quad (Gl. 16)$$

$$F_{H_2O,N} = 1 - \frac{\theta - \theta_{FK}}{\theta_{SAT} - \theta_{FK}} \quad \text{für } \theta > \theta_{FK} \quad (Gl. 17)$$

mit	$F_{H_2O,N}$:	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	θ :	Bodenwassergehalt	(cm^3/cm^3)
	θ_{WP} :	Bodenwassergehalt am Welkepunkt	(cm^3/cm^3)
	θ_{FK} :	Bodenwassergehalt bei Feldkapazität	(cm^3/cm^3)
	θ_{SAT} :	Bodenwassergehalt bei Sättigung	(cm^3/cm^3)

Die potentielle NO_3^- - bzw. NH_4^- -Aufnahme wird dann aus den beschriebenen Faktoren, der Wurzellängendichte und der Schichtmächtigkeit, bestimmt (Gl. 18 - 19).

$$U_{NO_3,pot} = WLD \cdot F_{H_2O,N}^2 \cdot z \cdot 100 \cdot F_{NO_3} \cdot U_{N,wle} \quad (Gl. 18)$$

$$U_{NH_4,pot} = WLD \cdot F_{H_2O,N}^2 \cdot z \cdot 100 \cdot F_{NH_4} \cdot U_{N,wle} \quad (Gl. 19)$$

mit	$U_{NO_3,pot}$:	Potentielle NO_3^- -Aufnahmerate	(kg N/ha/d)
	$U_{NH_4,pot}$:	Potentielle NH_4^- -Aufnahmerate	(kg N/ha/d)
	WLD :	Wurzellängendichte	(cm Wurzellänge/ cm^3)
	$F_{H_2O,N}$:	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	z :	Schichtmächtigkeit	(cm)
	F_{NO_3} :	NO_3^- -Verfügbarkeitsfaktor	(0-1)
	F_{NH_4} :	NH_4^- -Verfügbarkeitsfaktor	(0-1)
	$U_{N,wle}$:	Stickstoffaufnahme pro Wurzellängeneinheit	(kg N/ha/d)

Übersteigt der N-Bedarf die potentielle Aufnahmerate, so wird die aktuelle Aufnahme der potentiellen gleichgesetzt. Umgekehrt wird die potentielle Aufnahme der aktuellen angepasst, wenn der Bedarf unter der potentiellen Aufnahme liegt. Der NO_3^- - bzw. NH_4^- -Vorrat wird im Modell um den Pflanzenentzug reduziert.

Stickstoffeinträge in den Boden

Den N-Verlusten durch Pflanzenentzug, Auswaschung und gasförmigen Emissionen stehen Einträge in den Boden gegenüber. Der gesamte N-Eintrag setzt sich in *SNT* aus (1) der atmosphärischen N-Deposition, (2) der N-Mobilisierung aus Ernterückständen und (3) der Applikation mineralischer und organischer N-Düngemittel zusammen.

Die Modellierung der **atmosphärischen N-Deposition** erfolgt nach einem einfachen Konzept als Funktion der Niederschlagsmenge. Dabei wird zwischen trockener und nasser Deposition unterschieden. Unter der Annahme einer durchschnittlichen Variationsbreite der NO_x -Konzentration von 20 - 40 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ in der Umgebungsluft (GAUGER *et al.*, 2002), ergibt sich eine mittlere N-Konzentration im Niederschlagswasser (vorrangig NH_3) von 3 mg/l. Die nasse N-Deposition kann dann in Abhängigkeit des Niederschlags geschätzt werden (BAUMBACH, 1994; ALMASRI & KALUARACHCHI, 2007).

Auf Basis von Daten des NMU (2006) wird die trockene Deposition als Funktion der nassen Deposition und der Landnutzung modelliert. Dabei wird ein konstantes Verhältnis von nasser zu trockener Deposition für unterschiedliche Landnutzungen unterstellt. Die unterschiedlichen Verhältnisse sind auf die Filterfunktion der Bäume zurückzuführen. Aufgrund der Höhe und der Blattfläche haben Bäume intensiven Kontakt mit der Atmosphäre und sind dadurch in der Lage, Feinstäube, Aerosole und Gase aus der Luft herauszufiltern. Zur Bestimmung der trockenen Deposition wird die an den Niederschlag gebundene deponierte N-Menge mit einem landnutzungsspezifischen empirischen Faktor multipliziert (Laubwald = 2,5; Nadelwald = 3 und Offenland = 1,5).

Die Summe aus trockener und nasser Deposition ergibt den gesamten atmosphärischen N-Eintrag. Das Verfahren berücksichtigt keine regionale Differenzierung nach der Höhe der N-Emissionen. Die Flächenverteilung der N-Deposition ist nur an die Niederschlagsmenge und die Landnutzung gebunden. Durch die atmosphärischen N-Einträge erhöht sich der Ammonium-Vorrat im Boden.

Durch den **mikrobiellen Abbau der Ernterückstände** wird der organisch gebundene Stickstoff wieder in pflanzenverfügbare Form überführt. Im Modell wird die Abfuhr der gesamten oberirdischen Pflanzenbestandteile als Erntegut angenommen. Die Wurzelbiomasse wird nach der Ernte oder dem Absterben während der Wachstumsperiode der organischen Bodensubstanz zugerechnet (im Verhältnis 9:1, frische organische Substanz:Humus).

Durch die **Applikation mineralischer und organischer N-Düngemittel** wird Stickstoff zusätzlich in das System eingetragen. Neben den Terminen sind für die Abbildung der N-Düngung Angaben über: (1) die gedüngte N-Menge und (2) die Art bzw. Zusammensetzung des Düngers notwendig. Detaillierte Angaben über die N-Düngung können für einzelne Teilflächen durch Rücksprache mit den Landwirten leicht ermittelt werden. Auf der regionalen Skala stehen solche Informationen allerdings nicht flächendeckend zur Verfügung. Innerhalb des Modellverbunds *LANDSURFACE-AtmosStations* werden die Angaben zur N-Düngung nicht dynamisch modelliert, sondern aus agrarstatistischen Daten und empirischen Angaben abgeleitet.

Von der GLOWA-Danube-Arbeitsgruppe *Agrarökonomie* wurden für das Einzugsgebiet der Oberen Donau Angaben über die ausgebrachte Reinnährstoffmenge aus der Agrarstatistik landkreis- und landnutzungsspezifisch für das Jahr 1995 zur Verfügung gestellt (BSTMLF, 1996).

Die anteilige Zuordnung der so ermittelten Reinnährstoffmenge nach der Düngungsform (mineralisch oder organisch) lässt sich aus den Daten nicht rekonstruieren. Als mineralische Standarddüngungsform wird in *SNT* Ammoniumnitratstofflösung (AHL) und als organische Düngeform Rindergülle angenommen. Für AHL wird ein Verhältnis Ammonium:Nitrat:Harnstoff von 1:1:2 unterstellt (LWK NRW, 2005). In der Rindergülle wird ein organischer N-Anteil von 50 % des Gesamtstickstoffgehalts angenommen (DÖHLER *et al.*, 2005). Der Rest liegt als Ammonium vor. Die Aufteilung der Gesamtstickstoffmenge auf die einzelnen Teilgaben richtet sich nach der guten fachlichen Praxis (KTBL, 2005). Alle Bewirtschaftungsangaben sind in Anhang C1 - C2 zusammengefasst.

4.3.2 Bodenstickstoffhaushalt

Für die prozessbasierte Modellierung der Stickstoffumsätze und -flüsse im Boden wurde in *SNT* ein Ansatz implementiert, der in den CERES-Modellen (JONES & KINIRY, 1986) bereits unter unterschiedlichsten Umweltbedingungen erfolgreich getestet wurde (z.B. ALLSION & ENTENMANN, 1993; JONES *et al.*, 2003; POPOVA & KERCHEVA, 2005; LANGENSIEPEN *et al.*, 2008).

Der Ansatz eignet sich für die Implementierung in DANUBIA aus folgenden Gründen: (1) Abbildung der wichtigsten Prozesse, (2) flächendeckende Verfügbarkeit der Eingabedaten (GODWIN & SINGH, 1998) und (3) Komplexitätsgrad, der für die Kopplung mit dem Pflanzenwachstum notwendig ist.

Im Folgenden werden die Prozessmodelle für die Mineralisierung/Immobilisierung, die Nitrifizierung, die Denitrifizierung und die Harnstoffhydrolyse beschrieben. Die Verdampfung von Ammonium und die Ammoniumfixierung bleiben unberücksichtigt. Beide fallen bei Annahme der guten fachlichen Düngungspraxis sehr gering aus (RITCHIE & GODWIN, 1993). Abbildung 16 zeigt den in *SNT* abgebildeten Bodenstickstoffhaushalt inklusive der Schnittstellen mit der Vegetation, der Atmosphäre und dem Grundwasser.

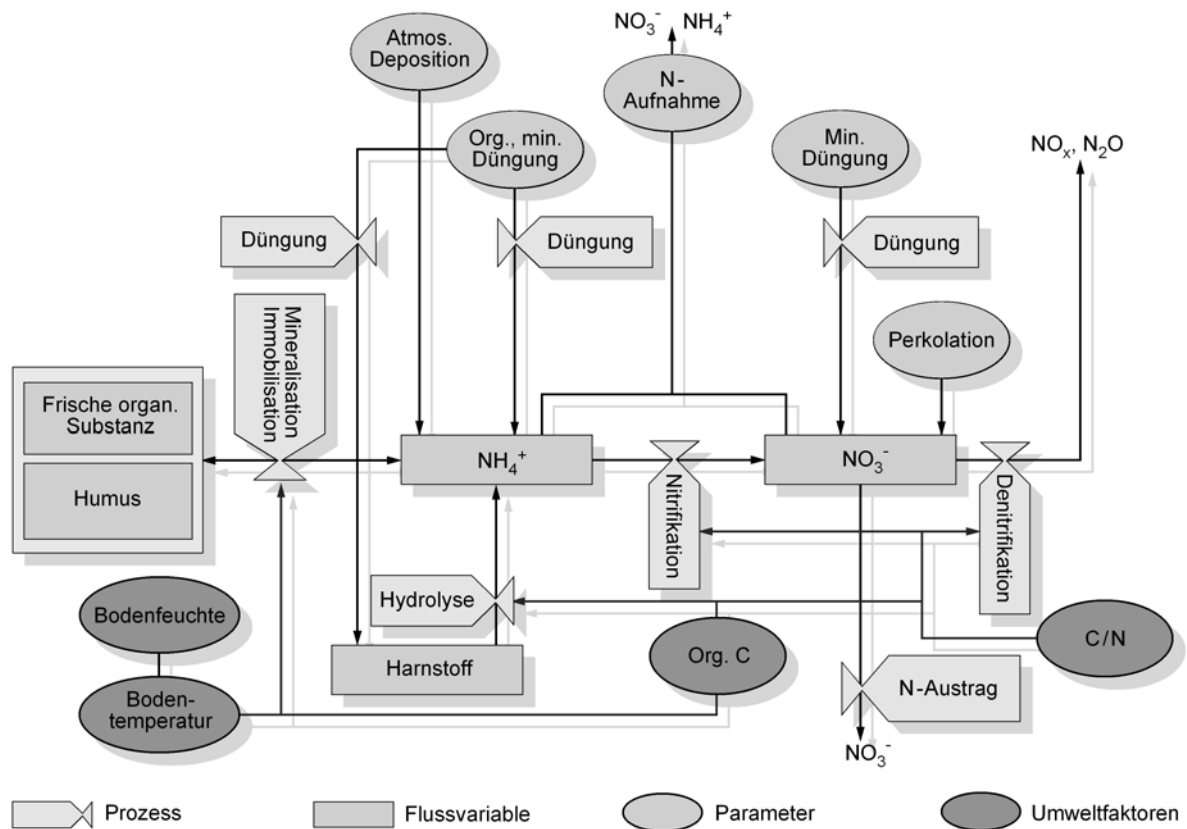


Abb. 16. Schematische Darstellung der Bodenstickstoffmodellierung in *SNT*.

N-Mineralisierung

Mikroorganismen benötigen organisches Material zur Energiegewinnung, um ihren Bedarf an Kohlenstoff und Stickstoff für den Aufbau ihrer Biomasse (Proteine, Nukleinsäuren) zu decken. Während des Verzehrs der organischen Verbindungen werden Makromoleküle zuerst proteolytisch gespalten und anschließend durch Desaminierung NH₄-Ionen freigesetzt (GISI, 1997; PAUL, 2007). Daher wird die Umwandlung von organischen N-Verbindungen in NH₄-Ionen als Mineralisierung oder Ammonifizierung bezeichnet (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Falls der N-Gehalt in der Biomasse zu gering ist, um den

mikrobiellen Bedarf der Mikroorganismen zu decken (kritisches C:N-Verhältnis = 25), inkorporieren die Mikroorganismen zusätzlich Ammonium-Ionen aus der Bodenlösung.

Steigende Bodentemperaturen beschleunigen die N-Mineralisierung. Im Vergleich zur Bodentemperatur ist die N-Mineralisierung von der Bodenfeuchte in einem weiten Bereich unabhängig, steigt aber, wenn auf trockene Perioden feuchte Phasen folgen (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Die Modellierung der N-Mineralisierung aus der organischen Substanz im Boden basiert auf einer modifizierten Version des PAPRAN-Modells von SELIGMANN & VAN KEULEN (1981). Es werden die Abbauraten für zwei unterschiedliche Fraktionen der organischen Substanz berechnet: (1) frische organische Substanz (schneller Zerfall) und (2) humose Bestandteile der organischen Substanz (langsamer Zerfall).

Im Modell wird die Zusammensetzung der frischen organischen Substanz anfänglich mit 20 % Kohlenhydrate, 70 % Zellulose und 10 % Lignin initialisiert. Über die mengenmäßige Initialisierung der unterschiedlichen Biomassefraktionen sowie hinsichtlich der Zusammensetzung (z.B. C/N-Verhältnis) gibt Abschnitt 4.3.3 *Initialisierung und Parametrisierung* Auskunft.

SELIGMANN & VAN KEULEN (1981) geben für die Bestandteile der frischen organischen Substanz potentielle relative tägliche Abbauraten an (0,8 für Kohlenhydrate, 0,05 für Zellulose und 0,0095 für Lignin). Eine Konstante von 0,8 bedeutet – unter nicht limitierten Bedingungen – eine tägliche Reduktion der Kohlenhydrate um 80 %. Solche Bedingungen besitzen eher hypothetischen Charakter, da die Abbaubedingungen durch Temperatur, Feuchtigkeit und der stofflichen Zusammensetzung (C/N-Verhältnis) der Pflanzenrückstände limitiert werden. Um die Limitierung quantifizieren zu können, werden drei Faktoren bestimmt, die sämtliche Werte zwischen 0 und 1 annehmen können. Aus dem Produkt der Faktoren, der potentiellen Abbauraten und dem Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalt wird die tatsächlich abgebaute Kohlenstoff- bzw. Stickstoffmenge bestimmt.

Die Berechnung des Wasserfaktors (Gl. 20 - 21) basiert auf Beobachtungen von MYERS, CAMPBELL & WEIER (1982) und LINN & DORAN (1984), die den Effekt des Bodenwassergehalts auf die Ammonifizierung untersucht haben. Dabei stellten sie fest, dass unter wassergesättigten Bedingungen die Reaktion nur halb so schnell abläuft wie bei Feldkapazität.

$$WF_{min} = 1,2 - 0,5 \frac{\theta - \theta_{WP}}{\theta_{FK} - \theta_{WP}} \quad \text{für } \theta_{WP} < \theta \leq \theta_{FK} \quad (Gl. 20)$$

$$WF_{min} = 0,2 + \frac{\theta - \theta_{FK}}{\theta_{SAT} - \theta_{FK}} \quad \text{für } \theta_{FK} < \theta \leq \theta_{SAT} \quad (Gl. 21)$$

mit	WF_{min} :	Bodenwasserfaktor der Mineralisierung	(0-1)
	θ :	Bodenwassergehalt	(cm^3/cm^3)
	θ_{WP} :	Bodenwassergehalt am Welkepunkt	(cm^3/cm^3)
	θ_{FK} :	Bodenwassergehalt bei Feldkapazität	(cm^3/cm^3)
	θ_{SAT} :	Bodenwassergehalt bei Sättigung	(cm^3/cm^3)

Auswirkungen der Bodentemperatur auf die Ammonifizierung, wie sie von STANFORD *et al.* (1973) und MYERS (1975) beschrieben werden, bildet Gleichung 22 ab. Bei einer Bodentemperatur kleiner als 5° C findet keine Mineralisierung mehr statt ($TF_{min} = 0$) während bei Werten ab 35° C der Bodentemperaturfaktor maximal ist ($TF_{min} = 1$).

$$TF_{min} = \frac{T_{bod} - 5}{30} \quad (Gl. 22)$$

mit	TF_{min} :	Bodentemperaturfaktor der Mineralisierung	(0-1)
	T_{bod} :	Bodentemperatur	(°C)

Ab einem kritischen C/N-Verhältnis von 25 kommt es zu einer Reduktion der mikrobiellen Aktivität im Boden. Diese Tatsache wird durch den C/N-Faktor, der sich aus dem Kohlenstoffgehalt der frischen organischen Substanz sowie dem gesamten für den Abbauprozess verfügbaren Stickstoff (Stickstoff in der frischen organischen Substanz und mineralischer Stickstoff) ableitet, berücksichtigt. In organischem Material mit einem weiten C/N-Verhältnis wirkt der N-Mangel auf die Abbaurate limitierend (Gl. 23).

$$CN_{fom} = \exp\left(-0,693 \frac{CN - 25}{25}\right) \quad (Gl. 23)$$

mit	CN_{fom} :	C/N-Faktor der frischen organ. Substanz	(0-1)
	CN:	C/N-Verhältnis im Boden	(-)

Durch die Multiplikation der drei Faktoren (WF_{min} , BF_{min} , CN_{fom}) mit der spezifischen Abbaurate für Kohlenhydrate, Zellulose und Lignin sowie des Stickstoffgehalts in der frischen Biomasse wird die Bruttomenge des täglich aus der frischen organischen Substanz mineralisierten Stickstoffs ermittelt (Gl. 24). Der C- bzw. N-Gehalt der frischen organischen Substanz wird im Modell entsprechend der Abbaurate reduziert.

$$N_{m-fom} = \left[CN_{fom} \cdot T_{bod} \cdot BF_{min} \cdot (DR_{ko} \cdot DR_{ze} \cdot DR_{li}) \right] \cdot N_{fom} \quad (Gl. 24)$$

mit	N_{m-fom} :	Mineralisierungsrate der frischen organ. Substanz	(kg N/ha/d)
	CN_{fom} :	C/N-Verhältnis i. d. frischen organ. Substanz	(0-1)
	T_{bod} :	Bodentemperaturfaktor	(0-1)
	BF_{min} :	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	$DR_{ko,ze,li}$:	Abbaukonstanten für Kohlenhydrate, Zellulose, Lignin	(1/d)
	N_{fom} :	Stickstoff der frischen organ. Substanz	(kg N/ha)

Die Modellierung der N-Mineralisierung aus den humosen Bestandteilen folgt einem ähnlichen Konzept wie für den Zerfall der frischen Biomasse. Es wird allerdings keine Beeinflussung durch das C/N-Verhältnis abgebildet. Die viel geringere potentielle Abbaurrate ($8,3 \cdot 10^{-5}$) (GODWIN & SINGH, 1998) ist im Modell konstant und spiegelt den langsamen Abbau der Humusfraktion wider. Gleichung 25 zeigt die Berechnung der N-Mineralisierung aus dem Humus.

$$N_{m-hum} = T_{bod} \cdot BF_{min} \cdot DR_{m-hum} \cdot N_{hum} \quad (Gl. 25)$$

mit	N_{m-hum} :	Mineralisierungsrate der humosen organ. Substanz	(kg N/ha/d)
	DR_{m-hum} :	Abbaukonstanten der humosen organ. Substanz	(1/d)
	T_{bod} :	Bodentemperaturfaktor	(0-1)
	BF_{min} :	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	N_{hum} :	Stickstoff der humosen organ. Substanz	(kg N/ha)

20 % des insgesamt freigesetzten Stickstoffs werden direkt dem Stickstoffgehalt der Humusfraktion zugeschlagen (SELIGMANN & VAN KEULEN, 1981).

Die Festlegung von Stickstoff in der mikrobiellen Biomasse ergibt sich aus dem Minimum des mineralischen Stickstoffs sowie des Kohlenstoff- bzw. Stickstoffgehalts der frischen organischen Substanz (Gl. 26).

$$N_{im} = \min \left(N_{min}, R_{fom} \cdot 0,02 \frac{N_{fom}}{FOM} \right) \quad (Gl. 26)$$

mit	N_{im} :	Immobilisationsrate	(kg N/ha/d)
	N_{min} :	Mineralischer Stickstoffgehalt	(kg N _{min} /ha)
	R_{fom} :	Abgebaute frische organ. Substanz	(kg FOM/ha)
	N_{fom} :	Stickstoffgehalt der frischen organ. Substanz	(kg N/ha)
	FOM :	Frische organ. Substanz	(kg/ha)

Der Wert 0,02 beschreibt den täglichen N-Bedarf für den mikrobiellen Abbau einer Einheit der frischen organischen Substanz und ergibt sich aus dem Produkt des Kohlenstoffgehalts

der frischen Biomasse (40 %), der biologischen Effizienz des Kohlenstoffumsatzes durch die mikrobielle Biomasse (40 %) und dem N/C-Verhältnis der mikrobiellen Biomasse (0,125) (GODWIN & JONES, 1991). Es kann maximal der gesamte mineralische Stickstoff durch die Immobilisierung assimiliert werden. Ob netto eine N-Mineralisierung oder Immobilisierung stattfindet, ergibt sich aus der Bilanz. Je nach Ergebnis wird der Ammoniumgehalt im Modell reduziert oder erhöht.

Nitrifizierung

Unter aeroben Bedingungen oxidiert Ammonium durch Nitrifizierung mikrobiell zu Nitrat. Nitrat ist als Anion wesentlich mobiler im Boden, weil es nicht an der Oberfläche organischer Bodenpartikel oder Tonminerale fixiert ist (GISI, 1997; PAUL, 2007). Es besteht daher auch viel eher die Gefahr, dass Nitrat ins Grundwasser ausgewaschen wird.

Für die Modellierung der Nitrifizierung wird zuerst die potentielle tägliche Nitrifizierungsrate berechnet. Diese wird durch eine Michaelis-Menten-Funktion in Abhängigkeit der NH_4 -Konzentration im Boden beschrieben. Sie wird daher als vom Bodentyp unabhängig angenommen (GODWIN & JONES, 1991). Limitierend wirken der Bodenwassergehalt, die Bodentemperatur, der pH-Wert und die Nitrifizierungskapazität (ausgedrückt als die für den Aufbau der mikrobiellen Population erforderliche Zeit). Alle Limitierungsfaktoren sind auf einen Wertebereich zwischen 0 und 1 normiert. Das Minimum dieser Limitierungsfaktoren entspricht der Nitrifizierungskapazität und steuert die Reduktion der potentiellen Nitrifizierung. MCLAREN (1970) modifizierte eine Michaelis-Menten-Funktion derart, dass damit der Anteil des täglich im Boden nitrifizierten Ammoniums berechnet werden kann (Gl. 27). Die Nitrifizierung erhöht den Nitratgehalt. Es wird eine minimale Mindestrestmenge von 0,5 g Ammonium pro kg Boden angenommen.

$$N_{nit} = \frac{NIT_{pot} \cdot 40 \cdot NH_{4,konz}}{NH_{4,konz} + 90 \cdot NH_4} \quad (Gl. 27)$$

mit	N_{nit} :	Nitrifizierungsrate	(kg N/ha/d)
	NIT_{pot} :	Nitrifizierungspotential	(0-1)
	NH_4 :	Ammoniumgehalt	(kg/ha)
	$NH_{4,konz}$:	Ammoniumkonzentration	(μ g N/g Boden)

Denitrifizierung

Die Denitrifizierung beschreibt die Reduktion von Nitrat zu gasförmigen N-Verbindungen (NO, N₂O, N₂). Bei hoher Wassersättigung bzw. bei Sauerstoffmangel im Boden sind einige heterotrophe Bakterien (z.B. *Pseudomonas*, *Alcaligenes*) in der Lage, Nitrat- und Nitritsauerstoff anstelle von elementarem Sauerstoff als Elektronenakzeptor zu verwenden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Voraussetzung für ein hohes Denitrifizierungspotential ist die Verfügbarkeit organischen Kohlenstoffs als Energielieferant.

Um die Denitrifizierung zu modellieren, wurde in CERES eine Gleichung von ROLSTON *et al.* (1980) adaptiert, die auf den Parametern Bodendurchlüftung, Bodentemperatur, wasserlöslicher Kohlenstoff und pH-Wert basiert. Der Prozess der Denitrifizierung wird nur bei folgenden Randbedingungen modelliert:

- Bodentemperatur > 5° C
- Anaerobe Verhältnisse ($\theta > \theta_{FK}$)
- Nitratgehalt > 1 g N/kg Boden

Ab einem Wassergehalt, bei dem 60 % des Gesamtporenvolumens gesättigt sind, setzt die Denitrifikation ein und nimmt linear bis zur vollständigen Sättigung des Bodens zu (PAUL, 2007; LINN & DORAN, 1984). Gleichung 28 beschreibt den Effekt der Erhöhung des Wassergehalts jenseits der Feldkapazität auf die Denitrifizierung.

$$BF_{de} = \frac{1 - (\theta_{SAT} - \theta)}{(\theta_{SAT} - \theta_{FK})} \quad (Gl. 28)$$

mit	BF_{de} :	Bodenwasserfaktor der Denitrifizierung	(0-1)
	θ_{SAT} :	Bodenwassergehalt bei Sättigung	(cm ³ /cm ³)
	θ :	Bodenwassergehalt	(cm ³ /cm ³)
	θ_{FK} :	Bodenwassergehalt bei Feldkapazität	(cm ³ /cm ³)

Der Einfluss der Bodentemperatur auf die Denitrifizierung wird durch einen Temperaturfaktor (Gl. 29) beschrieben:

$$TF_{de} = 0,1 \cdot \exp(0,046 \cdot T_{bod}) \quad (Gl. 29)$$

mit	TF_{de} :	Bodentemperaturfaktor der Denitrifizierung	(0-1)
	T_{bod} :	Bodentemperatur	(°C)

Die Denitrifizierungsrate wird als Funktion der Nitratkonzentration berechnet (Gl. 30) und anschließend in kg N/ha konvertiert. Der Nitratvorrat wird im Modell um die Denitrifizierung verringert.

$$N_{de} = 6 \cdot 10^{-5} \cdot C_w \cdot NO_{3,konz} \cdot BF_{de} \cdot TF_{de} \cdot z \quad (Gl. 30)$$

mit	N_{de} :	Denitrifikationsrate	(kg N/ha/d)
	C_w :	Wasserlöslicher Kohlenstoff der organ. Substanz	(μ g C/g Boden)
	$NO_{3,konz}$:	Nitratkonzentration	(μ g N/g Boden)
	BF_{de} :	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	TF_{de} :	Bodentemperaturfaktor	(0-1)
	z :	Schichtmächtigkeit	(cm)

ROLSTON *et al.* (1980) schätzen die Menge des wasserlöslichen Anteils am organisch gebundenen Kohlenstoff der Humusfraktion mit Hilfe von Gleichung 31. Dabei wird ein Kohlenstoffanteil von 58 % im Humus angenommen.

$$C_w = 24,5 + 0,0031 \cdot C_{tot} \quad (Gl. 31)$$

mit	C_w :	Wasserlöslicher Kohlenstoff der organ. Substanz	(kg C/ha)
	C_{tot} :	Gesamtkohlenstoffgehalt der organ. Substanz	(kg C/ha)

Der in der frischen organischen Substanz gebundene Kohlenstoff gehört ebenfalls zum wasserlöslichen Kohlenstoffgehalt im Boden und wird dementsprechend addiert.

Hydrolyse

Der Umbau von Harnstoff zu Ammonium wird durch den Prozess der Hydrolyse beschrieben. GODWIN (1987) berechnet auf Basis einer Vielzahl von Experimenten (MCGARITY & MYERS, 1967; MYERS & MCGARITY, 1968; TABATABAI & BREMNER, 1972; ZANTUA *et al.*, 1977) die potentielle Hydrolyserate als Funktion des organischen Kohlenstoffgehalts und des pH-Werts (Gl. 32).

$$AK_{pot} = -1,123 + 1,31 \cdot OC_{hum} + 0,203 \cdot pH - 0,155 \cdot OC_{hum} \cdot pH \quad (Gl. 32)$$

mit	AK_{pot} :	Potentielle Hydrolyserate	(kg N/ha/d)
	OC_{hum} :	Kohlenstoffgehalt der organ. Substanz	(kg C/ha)
	pH :	pH-Wert des Bodens	(-)

Die tatsächliche Hydrolyserate (Gl. 34) wird als Produkt der maximalen Rate und dem Minimum aus dem Bodenwasserfaktor (Gl. 20 - 21) und dem Bodentemperaturfaktor (Gl. 33) sowie dem Harnstoffgehalt geschätzt (GODWIN & JONES, 1991). Im Modell wird ein

konstanter pH-Wert des Bodens von sieben angenommen. Der Ammoniumgehalt im Boden erhöht sich um den Betrag des hydrolysierten Harnstoffs.

$$TF_{hyd} = \frac{T_{bod}}{40} + 0,2 \quad (Gl. 33)$$

$$N_{hyd} = N_{hyd,pot} \cdot \min(TF_{hyd}, BF_{hyd}) \cdot CH_4N_2O \quad (Gl. 34)$$

mit	TF_{hyd} :	Bodentemperaturfaktor der Hydrolyse	(0-1)
	T_{bod} :	Bodentemperatur	(°C)
	N_{hyd} :	Hydrolyserate	(kg N/ha/d)
	$N_{hyd,pot}$:	Potentielle Hydrolyserate	(kg N/ha/d)
	BF_{hyd} :	Bodenwasserfaktor	(0-1)
	CH_4N_2O :	Harnstoffgehalt im Boden	(kg N/ha)

Für zusätzliche Informationen über die Modellierung der Stickstofftransformationen im Boden siehe JONES & KINIRY (1986), GODWIN & JONES (1991) sowie GODWIN & SINGH (1998).

Nitratverlagerung

Die Nitratverlagerung ist an die Wasserflüsse gebunden und verhält sich im Modell proportional zur Perkolation. Es wird angenommen, dass Nitrat in jeder Schicht homogen verteilt ist und in gelöster Form vorliegt. Falls sich in einer Schicht Nitrat befindet und Wasser aus dieser Schicht perkoliert, ergibt sich die abwärts verlagerte Nitratmenge aus dem mit diesem Perkolationsanteil multiplizierten Nitratgehalt (Gl. 35) (GODWIN & SINGH, 1998). Der Nitratgehalt der aktuellen Schicht wird um den verlagerten Nitratstickstoff reduziert und dem Nitratgehalt der unteren Schicht zugeschlagen. Die abwärts gerichtete Verlagerung aus der tiefsten Schicht entspricht der Nitratauswaschung. Die Verlagerung von Ammonium und Harnstoff wird nicht modelliert.

$$NO_{3,SW} = NO_3 \cdot \frac{SW}{\theta + SW} \quad (Gl. 35)$$

mit	$NO_{3,SW}$:	Nitratauswaschung	(kg/ha)
	SW :	Sickerwasser	(mm)
	θ :	Wassergehalt	(mm)
	NO_3 :	Nitratgehalt	(kg/ha)

Die dynamische Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts unter Waldstandorten ist in der gegenwärtigen Entwicklungsstufe von DANUBIA nicht möglich, weil die N-Aufnahme der Wälder in der verwendeten Modellversion noch nicht modelliert wird. Grundsätzlich ist *SNT* geeignet, um den Bodenstickstoffhaushalt auch unter Waldstandorten abzubilden. Für die Abschätzung des N-Austrags unter Waldstandorten wird daher ein empirisches Verfahren auf Basis von BLOCK *et al.* (2000) verwendet, das auf Ergebnissen einer Studie über den Stickstoffstatus von Waldökosystemen beruht. Die Schätzung der N-Auswaschung erfolgt dabei als Funktion der N-Konzentration im Sickerwasser und der Sickerwassermenge.

N-Konzentration im Sickerwasser

Die N-Konzentration im Sickerwasser unter Agrarflächen wird als Funktion des Nitratgehalts und der Perkolation dynamisch modelliert (Gl. 36).

$$N_{konz} = \frac{NO_{3,SW} \cdot 100}{SW} \cdot 4,43 \quad (\text{Gl. 36})$$

mit N_{konz} : *N-Konzentration des Sickerwassers* (mg/l)
 4,43: *Umrechnungsfaktor N nach NO₃* (-)

Zur Schätzung der Sickerwasserkonzentration unter Wäldern werden Angaben über die potenzielle N-Auswaschung, den Auswaschungsfaktor und die Perkolation benötigt (Gl. 37).

$$NO_{3,SW} = [(E + M - I - D) \cdot (AF) / SW] \cdot 4,43 \cdot 100 \quad (\text{Gl. 37})$$

mit $NO_{3,SW}$: *N-Konzentration im Sickerwasser* (mg/l)
E: *Emission (diffuser Eintrag)* (kg/ha/a)
M: *Mineralisierung* (kg/ha/a)
I: *Immobilisierung* (kg/ha/a)
D: *Denitrifikation* (kg/ha/a)
AF: *Auswaschungsfaktor* (-)
 4,43: *Umrechnungsfaktor N nach NO₃* (-)

In dem empirischen Verfahren nach FREDE & DABBERT (1998) wird angenommen, dass in Waldböden langfristig ein Gleichgewicht zwischen N-Mineralisierung und –Immobilisierung besteht. Der für die Verlagerung verfügbare Nitratstickstoff ergibt sich daher aus der Bilanz des atmosphärischen N-Eintrags und den Verlusten durch die Denitrifizierung.

Der Auswaschungsfaktor (AF) wird auf Basis der relativen Austauschhäufigkeit (AH) (Gl. 38) bestimmt (AF = AH, falls AH < 100 und AF = 1, falls AH > 100). Die Bestimmung

von AH beschreibt Gleichung 38. Letztere wird nach DIN 19732 aus der Sickerwassermenge und der Feldkapazität im effektiven Wurzelraum berechnet.

Bei $AF \geq 1$ ist davon auszugehen, dass im langjährigen Mittel der potenzielle N-Überschuss im Boden vollständig ausgewaschen wird. Dagegen zeigt $AF < 1$ an, dass der potenzielle N-Überschuss nicht vollständig mit den Winterniederschlägen verlagert wird und sich die tatsächliche gegenüber der potenziellen N-Auswaschung verringert (LBEG, 2007).

$$AH = \frac{SW}{nFK_{eff}} \cdot 100 \quad (Gl. 38)$$

mit AH : *Austauschhäufigkeit* (mg/l)
 nFK_{eff} : *Nutzbare Feldkapazität im effektiven Wurzelraum* (mm/dm)

Um die Auswirkungen anaerober Bedingungen in stau- oder grundwasserbeeinflussten Böden auf die N-Dynamik abzubilden, werden für Moorböden und Gleye unterhalb von 60 cm wassergesättigte Verhältnisse angenommen.

Auf versiegelten Flächen (Siedlungs- und Industrieflächen, Felsen), Gletschern und Gewässern wird keine N-Dynamik modelliert.

4.3.3 Initialisierung und Parametrisierung

(1) Initialisierung

Eine Voraussetzung für die Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts an der Landoberfläche ist die Verfügbarkeit flächendeckender Initialisierungswerte für die Bodeneigenschaften. Es werden für die Berechnung der N-Dynamik im Boden schichtspezifische Initialisierungswerte für (1) den C_{org} -Gehalt, (2) das C/N-Verhältnis, (3) den N_{min} -Gehalt und (4) die Bodenart benötigt.

C_{org} -Anteil und C/N-Verhältnis

Für die Initialisierung der organischen N-Vorräte im Boden werden die Angaben aus der BÜK 1000 verwendet. Dort sind den einzelnen Horizonten Werte für den organischen Kohlenstoffanteil und das C/N-Verhältnis zugeordnet. Daher ist eine Umrechnung der Horizontangaben auf die in DANUBIA verwendeten Bodenschichten (0 - 20, 20 - 80, 80 - 200 cm) erforderlich. Für die Bestimmung der schichtspezifischen Startwerte wurden die Horizontwerte mit dem Anteil an der jeweiligen Bodenschicht gewichtet und zu einem

Schichtwert gemittelt. Analog dazu wurden auch die Werte für das C/N-Verhältnis umgerechnet.

N_{min}-Gehalt

Der N_{min}-Startwert in Böden landwirtschaftlicher Nutzflächen basiert auf Daten der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (LFL, 2006). Im Rahmen des "Düngeberatungssystems Stickstoff" werden im Frühjahr Bodenproben auf pflanzenverfügbaren Stickstoff untersucht. Dabei werden N_{min}-Restmengen je nach Vorfrucht für Bayern ermittelt.

Auf Basis dieser Werte wird jeder Nutzpflanze ein landnutzungsspezifischer N_{min}-Startwert zugewiesen. Die Anfangswerte für die mineralischen N-Vorräte in Böden nicht landwirtschaftlich genutzter Flächen beruhen auf Literaturangaben (z.B. BLOCK *et al.*, 2000) oder Schätzwerten.

Bodenart

Auf Grundlage der BÜK 1000 wurden aus den im Einzugsgebiet der Oberen Donau 33 flächenhaft vertretenen Bodenartenuntergruppen zwölf hydrologisch effektive hydraulische Bodenartenklassen abgeleitet (LUDWIG & MÜRTH, 2006).

(2) Parametrisierung

Die hydrologische Modellierung basiert auf flächendeckenden Informationen über die Bodenart, um daraus die bodenhydraulischen Kenngrößen zu berechnen. Jeder Bodenartenklasse in DANUBIA wird ein Satz hydraulischer Bodenparameter zugeordnet (s. Anhang D). Es erfolgt keine standortspezifische Kalibrierung. Die Parameter Sprudeldruck (BPH = *Bubbling pressure head*) und Pore Size Distribution Index (PSDI) wurden mit Hilfe der Pedotransferfunktionen von RAWLS & BRAKENSIEK (1985) bodenartspezifisch als Funktion von Gesamtporenvolumen, Korngrößenzusammensetzung und Skelettanteil berechnet. Der BPH gibt die Saugspannung, die zur Bodenentwässerung angelegt werden muss an. Der PSDI beschreibt die Verteilung der Porengrößen in der Bodenmatrix. Die effektive Porosität (Porenvolumen, welches eine temporäre Speicherung von Wasser im Boden ermöglicht) wird nach einem Verfahren von BROOKS & COREY (1964) bestimmt. Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit sowie Feldkapazität, Sättigungswassergehalt, Welkepunkt und Lagerungsdichte werden aus Literaturangaben ermittelt (RAWLS *et al.*, 1982; AG BODEN, 1996; MAIDMENT, 1993).

5 Modellierung der Bodenstickstoffdynamik unter heutigen Bedingungen

Vor den Untersuchungen über die Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenstickstoffhaushalt ist eine ausführliche Evaluierung des Modells unter aktuellen Klimabedingungen erforderlich. Daher wurde zuerst eine skalenübergreifende und multikriterielle Validierungsstrategie durchgeführt und anschließend in einer Sensitivitäts- bzw. Unsicherheitsanalyse der Einfluss von Modellparametern, Eingabedaten bzw. Modelleigenschaften auf die Modellergebnisse abgeschätzt.

5.1 Erhebung eigener Validierungsdaten auf der Feldskala

Aufgrund der Komplexität der N-Dynamik im System Boden-Pflanze ist die Validierung der modellierten N-Flüsse notwendig. Am besten gelingt eine Beurteilung der Modellgüte durch den Vergleich mit Feldmessungen. Aus der Entnahme von Boden- und Pflanzenproben ergibt sich die Möglichkeit einer direkten Gegenüberstellung der gemessenen Werte und der Modellergebnisse. Im Falle von *SNT* sind der N_{\min} -Gehalt im Boden und der Bodenwassergehalt die wichtigsten Vergleichsgrößen.

Für einen sinnvollen Vergleich mit den Modellergebnissen sollten alle Daten in vollständiger, konsistenter und nachvollziehbarer Art verfügbar sein. Vollständig hinsichtlich notwendiger Zusatzangaben (Ort, Bewirtschaftung, Zeitraum, Bodeneigenschaften, Wachstumsverlauf etc.), konsistent im Sinne der Auswahl gemessener Parameter und nachvollziehbar bezüglich der Messmethodik (Laboranalytik, Feldmessgeräte).

In der ökohydrologischen Modellierung ist die Validierung auf der Feldskala eine adäquate Methode. Kleinräumliche Variabilitäten unterhalb der Schlaggröße bleiben hierbei unberücksichtigt. Bestands- und Bodeneigenschaften sowie die Bewirtschaftung der Felder werden als homogen angenommen. Es wird eine geringere Parametervariabilität innerhalb eines Feldes als zwischen verschiedenen Feldern vorausgesetzt. Die Größe landwirtschaftlicher Nutzflächen eignet sich in der Regel gut für eine intensive Beprobung.

Die Validierung der Modellergebnisse auf mehreren unterschiedlichen landwirtschaftlichen Testflächen, die ein möglichst breites Spektrum der Stickstoffdynamik in unterschiedlichen Böden unter diversen Nutzpflanzen abdecken, begünstigt die Aussagekraft der Modellvalidierung. Daher wurden fünf Datensätze aus zwei Testgebieten in Deutschland für die Validierung verwendet.

In 2005 wurden eigene Geländemessungen für Winterweizen, Mais und Zuckerrüben bei Feienberg im Einzugsgebiet der Sieg südöstlich von Köln durchgeführt. Ziel der Feldmessungen in Feienberg war (1) die Erzeugung eines Datensatzes zur Validierung der modellierten N-Flüsse im Boden und (2) die Ermittlung der feldbezogenen Variabilität der N-Vorräte im Boden.

5.1.1 Durchführung der Feldmessungen

Testfelder

Durch die Auswertung der digitalen Bodenkarte NRW 1:50000 (GD NRW, 2005) wurde ein geeignetes Gebiet für die Durchführung der Feldmessungen lokalisiert. Aufgrund der angezeigten Homogenität der Testfelder, der Verfügbarkeit meteorologischer Zeitreihen (DWD-Station Köln-Wahn) und der Kooperationsbereitschaft der Landwirte erwies sich der Standort Feienberg bei Köln als gut geeignet zur Durchführung von Geländemessungen (Abb. 17).

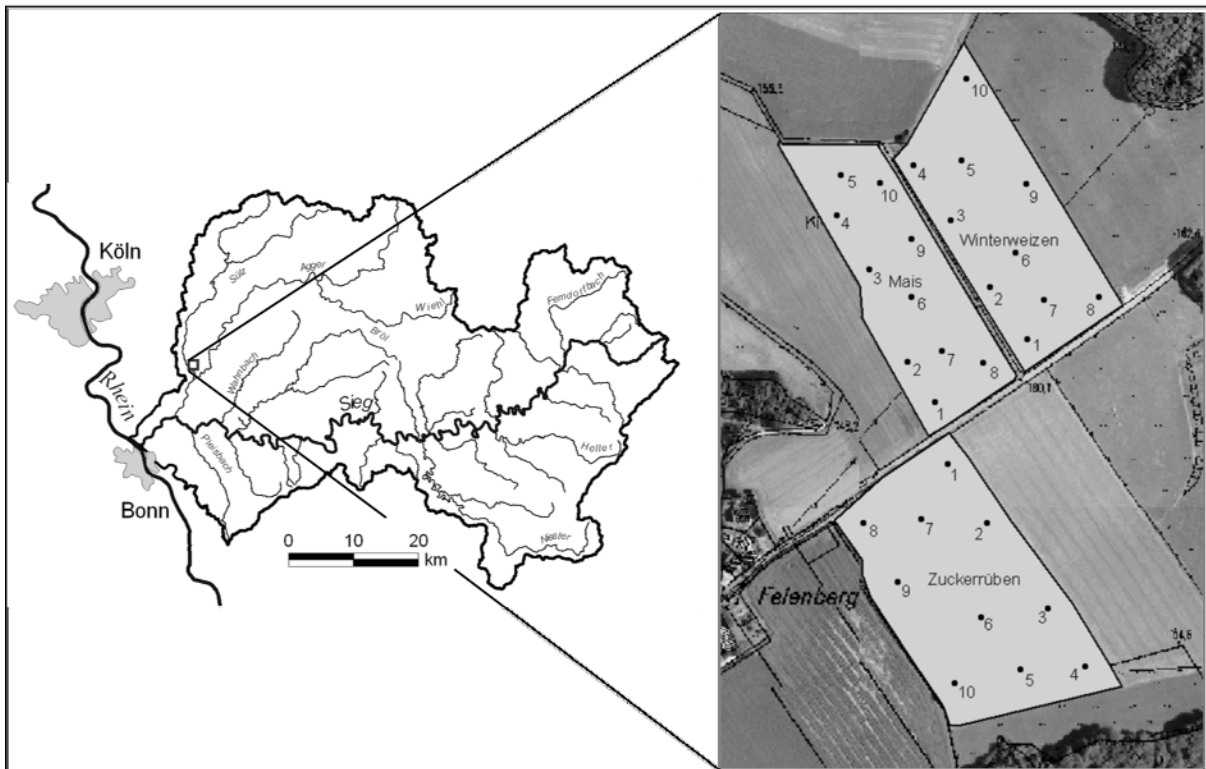


Abb. 17. Lage der Testfelder in Feienberg im Einzugsgebiet der Sieg. In den Testfeldern sind die Extraktionspunkte für die Entnahme der schicht- und messpunktspezifischen Bodenproben dargestellt.

Ziel der Probennahme war die Erfassung der N_{\min} -Dynamik in den Testfeldern sowie die Bestimmung der dynamischen Bodenkenngößen (N_{\min} -Gehalt, Bodenwassergehalt, C_{org} -Anteil, C/N-Verhältnis) und der Bodenart für die Modellvalidierung.

Feienberg liegt etwa 15 km südöstlich von Köln auf der Abbruchkante des Rheinischen Schiefergebirges (50°52'N, 13°00'E) (Abb. 17). Das Testgebiet umfasst drei Felder und befindet sich in einer Höhe von ca. 165 m ü. NN. Mit einem Gefälle von < 1 % ist es nur leicht geneigt.

Auf allen Testfeldern ist eine Parabraunerde über Löss mit schluffig-lehmiger Textur (8 % S, 22 % T, 70 % U) der dominierende Bodentyp. Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,8° C und in mehr als vier Monaten werden Mittelwerte über 10° C erreicht. Beim Jahresgang der Niederschläge liegt der Schwerpunkt während der Sommermonate, der gemessene mittlere Jahresniederschlag wird mit 802 mm angegeben (BÖHM, 1999). Wegen der Fruchtbarkeit, aber auch wegen der Nähe zum Ballungsraum Köln/Bonn befinden sich die Böden traditionell in intensiver landwirtschaftlicher Nutzung. Alle beprobten Flächen werden bereits langjährig ackerwirtschaftlich genutzt. Die typische Fruchtfolge besteht aus Hackfrucht-Wintergetreide-Wintergetreide-Zwischenfrucht und wird auf allen drei Parzellen praktiziert. Ungewöhnlich ist die N-Düngung des Maisfelds, das in regelmäßigen Intervallen mit Hühnertrockenkot unabhängig vom Pflanzenbedarf versorgt wird. Alle Bewirtschaftungsdaten für die Testflächen beruhen auf Angaben der Landwirte (Tabelle 4).

Tabelle 4. Bewirtschaftungsangaben für die Testfelder in Feienberg

Pflanze		Winterweizen		Mais			Zuckerrüben		
Saat		15. Oktober 2004		1. Mai 2005			18. April 2005		
Ernte		2. August 2005		12. Oktober 2005			5. Oktober 2005		
Vorfrucht		Mais		Winterweizen			Winterweizen		
N-Düngung	Tag	Menge (kg N/ha)	Art	Tag	Menge (kg N/ha)	Art	Tag	Menge (kg N/ha)	Art
1.	15.03.	60	KAS ¹	17.04.	50	HTK ²	01.04.	60	RG ⁴
2.	21.04.	60	KAS ¹	25.06.	60	AHL ³	14.04.	100	KAS ¹
3.	15.06.	60	KAS ¹	06.09.	25	HTK ²	-	-	-

¹ Kalkammonsalpeter, ² Hühnertrockenkot, ³ Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung, ⁴ Rindergülle

Feldmessungen

Die räumliche Bodenvariabilität hat großen Einfluss auf die Probenahme, insbesondere auf die Probenanzahl und die räumliche Verteilung der Extraktionspunkte (LORENZ, 2004). Ziel bei Erstellung des Beprobungsrasters war die Erfassung der räumlichen Bodenvariabilität

innerhalb der jeweiligen Parzelle. Aus Gründen der Durchführbarkeit wurden die zwischen 2,5 und 4 ha großen Flächen an jeweils 10 festgelegten Standorten beprobt (Abb. 17). Die Erstellung des Beprobungsrasters wurde für die Entnahme von Mischproben optimiert und entsprach den amtlichen Vorgaben der LUFA NRW (2005).

Für eine verlässliche zeitliche Abschätzung der Verlagerungsprozesse im Boden empfiehlt KÖHLER (2006) Beprobungsabstände zwischen 10 und 20 Tagen. Es wurde für die Probennahme daher ein Wiederholungszeitraum von 14 Tagen gewählt. Die Probennahme fand zwischen April und September 2005 statt.

Zur Ermittlung der vertikalen Verlagerungsprozesse ist es erforderlich, Proben aus mehreren Schichten zu entnehmen. Daher wurden die Vorgaben der LUFA NRW (2005) beachtet, die eine Beprobung in 0 bis 90 cm Tiefe, unterteilt in drei Schichten á 30 cm, empfiehlt (LAD, 1998). Eine maximale Probennahmetiefe von 90 cm wird in der Literatur aufgrund der geringen Durchwurzelung unterhalb dieser Tiefe (< 10 % der gesamten Feinwurzeln) sowie den marginalen organischen bzw. mineralischen C- und N-Gehalten als ausreichend betrachtet. Die Bodenproben wurden schichtspezifisch für jeden Standort entnommen und anschließend zu einer repräsentativen feldspezifischen Mischprobe für die einzelnen Schichten zusammengefasst (LUFA NRW, 2005). Am ersten Beprobungstermin (6. April 2005) wurden die Proben zusätzlich standort- und horizontspezifisch entnommen, um die räumliche Verteilung bzw. Variabilität der Bodeneigenschaften innerhalb einer Parzelle bestimmen zu können.

Die Entnahme der Bodenproben erfolgte mit einem Pürckhauer Bohrstock. Nach einer ersten Homogenisierung und der kontinuierlichen Kühlung seit der Entnahme wurden die Proben im Labor bei -20 °C gelagert, um die Verhältnisse zum Zeitpunkt der Entnahme zu konservieren.

Um den N-Entzug durch die Pflanzen abzuschätzen, wurden während der Messkampagne zahlreiche Pflanzenproben entnommen. Für die Ernte der Biomasse wurden entlang einer über das Feld gedachten Diagonale an drei Standorten alle Pflanzen innerhalb eines Meters geerntet. Zusammen mit der Pflanzendichte dienten sie zur Bestimmung der Trockenbiomasse bzw. des N-Gehalts der Biomasse. Weitere detaillierte Angaben über die Pflanzenmessungen sind in LENZ (2007) nachzulesen.

5.1.2 Laboranalytik

Im Labor wurden der N_{\min} -Gehalt, der C_{org} -Anteil, das C/N-Verhältnis, der Bodenwassergehalt und die Bodenart bestimmt. Im Folgenden wird die verwendete Laboranalytik überblickartig beschrieben.

Die mineralischen Stickstoffverbindungen im Boden (Nitrat und Ammonium) wurden sowohl mit einem Spektrometer (UV2 Spectrometer, *Unicam*) im Labor (DIN 38406; VDLUFA, 1997) als auch mit einem feldtauglichen Instrument, dem *RQflex plus analyser* (RQflex plus Reflektometer, *Merck*, Darmstadt, Deutschland) bestimmt.

Vorteil des *RQflex plus* Analysesystems ist der im Vergleich zur photometrischen Bestimmung wesentlich geringere Chemikalienverbrauch, die kürzere Probenvorbereitungszeit sowie die einfache Handhabbarkeit des Gerätes. Die NO_3^- - und NH_4^+ -Bestimmung mit dem *RQflex plus analyser* läuft nach dem Prinzip der Reflektometrie (Remissionsphotometrie) ab. Dabei wird das an einem Analysestäbchen bzw. das nach Durchgang durch eine Küvette diffus reflektierte Licht exakt vermessen. Wie in der klassischen Photometrie kann dann über die Intensitätsunterschiede von emittierter und reflektierter Strahlung die Konzentration bestimmter Inhaltsstoffe quantitativ gemessen werden.

Beim photometrischen Standardverfahren erfolgt nach dem Auftauen die Bodenextraktion mit KCl-Lösung. Nach einstündigem Schütteln wird das Extrakt des Filtrats dann photometrisch bei 540 nm auf NO_3^- -N und bei 660 auf NH_4^+ -N untersucht (DIN ISO 14256).

Im Rahmen einer Diplomarbeit (FRANK, 2006) wurde ein Verfahrensvergleich durchgeführt, wobei das photometrische Laborverfahren als Referenzverfahren diente. Die ermittelte sehr hohe Übereinstimmung der Messergebnisse basiert auf 144 Parallelmessungen. Es wurde kein statistisch signifikanter Unterschied zwischen den Verfahren festgestellt (F-Test, $p = 0,01$). Auch der Korrelationskoeffizient nach Pearson ($r = 0,99$) zeigte einen sehr starken positiven Zusammenhang zwischen den Ergebnissen beider Verfahren. Wegen der vorgestellten Vorteile wurde der *RQflex plus analyser* für die weitere N_{\min} -Bestimmung eingesetzt.

Direkt im Anschluss an die Feldmessungen wurde ein Teil der Mischproben für die gravimetrische Wassergehaltsbestimmung durch Trocknung bei 105°C entnommen (DIN ISO 10694, VDLUFA, 1997), der Rest bei -20°C für alle weiteren Analysen tiefgefroren.

Mit einem Element-Analysator (Elementar varioEL, *Elementaranalysensysteme GmbH*, Hanau, Deutschland) wurde der gesamte Kohlenstoff- bzw. Stickstoffanteil der Proben bestimmt. Nach der Probenvorbereitung (Trocknung mit anschließender staubfeiner

Zerkleinerung) wurde das Bodenmaterial bei 950° C verascht und der C- bzw. N-Gehalt im Gasstrom photometrisch ermittelt (DIN ISO 13878, 10694). Durch die Substraktion der mineralischen Bestandteile wurde der organische Kohlenstoff- bzw. Stickstoffanteil im Boden bestimmt.

Die Korngrößenzusammensetzung (Textur) wurde mit einem Standardverfahren nach KÖHN (DIN 19683) ermittelt. Nach der Vorbereitung und Vorbehandlung wurden die Proben gesiebt und anschließend eine Pipettanalyse durchgeführt.

5.2 Validierungsdaten auf der Feldskala

Es folgt die Beschreibung der eigenen Messreihen zur Wasser- und N_{min} -Dynamik auf den Feienberger Testfeldern (s. Anhang B1 - B2). Um das Spektrum der Nutzpflanzen und der Bewirtschaftungs- bzw. Umweltbedingungen (z.B. N-Management, Böden) zu ergänzen, wurden externe Validierungsdaten verwendet, die am Ende dieses Abschnitts kurz skizziert werden.

5.2.1 Winterweizen

Wasser- und N_{min} -Dynamik

In der obersten Schicht sinkt der Wassergehalt von Anfang Mai und Ende Juni von 31 auf 14 Vol.-%. Ein außergewöhnliches heftiges Niederschlagsereignis (78 mm/Tag, entspricht nahezu einer 10-jährigen Wiederkehrlichkeit für die Feienberger Region) am 4. Juli sorgt für die Wiederauffüllung des Bodenprofils, die sich bis zu letzten Messung im August fortsetzt. In Abbildung 18 ist die Niederschlagsdynamik in Feienberg zwischen Oktober 2004 und Dezember 2005 dargestellt.

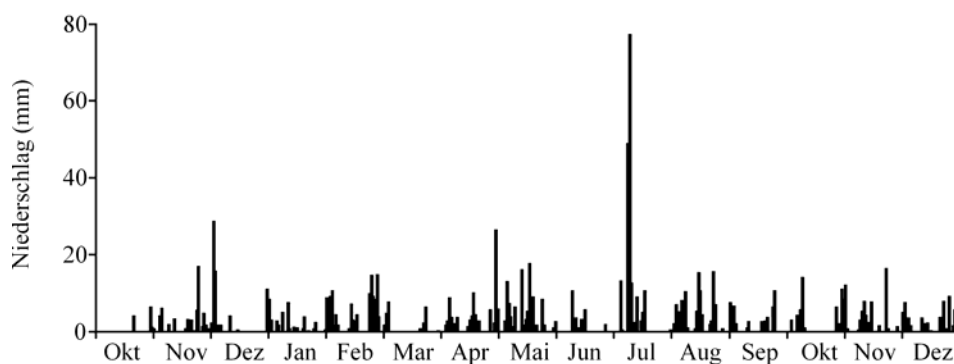


Abb. 18. Gemessene Niederschlagsdynamik in Feienberg zwischen Oktober 2004 und Dezember 2005.

Die gemessene Bodenwasserdynamik spiegelt den typischen Wasserhaushalt einer landwirtschaftlichen Nutzfläche während der Vegetationsperiode wider (Abb. 19). Nach den feuchteren Wintermonaten beginnt ab April eine Abtrocknungsphase infolge der gestiegenen Evapotranspiration. Dieser Prozess ist im gesamten Bodenprofil zu beobachten.

Mit der Tiefe nehmen die N_{\min} -Gehalte ab. Die Messungen zeigen deutliche Mengenunterschiede zwischen Ammonium und Nitrat (Abb. 19). Der Nitratgehalt variiert im gesamten Profil relativ wenig und fällt deutlich geringer aus als der Ammoniumgehalt. Im Gegensatz dazu werden Unterschiede im Ammoniumvorrat in der obersten Schicht zwischen 8 und 98 kg/ha gemessen. Nach den Düngungen ist eine deutliche Erhöhung des Mineralstickstoffs, insbesondere von Ammonium zu erkennen.

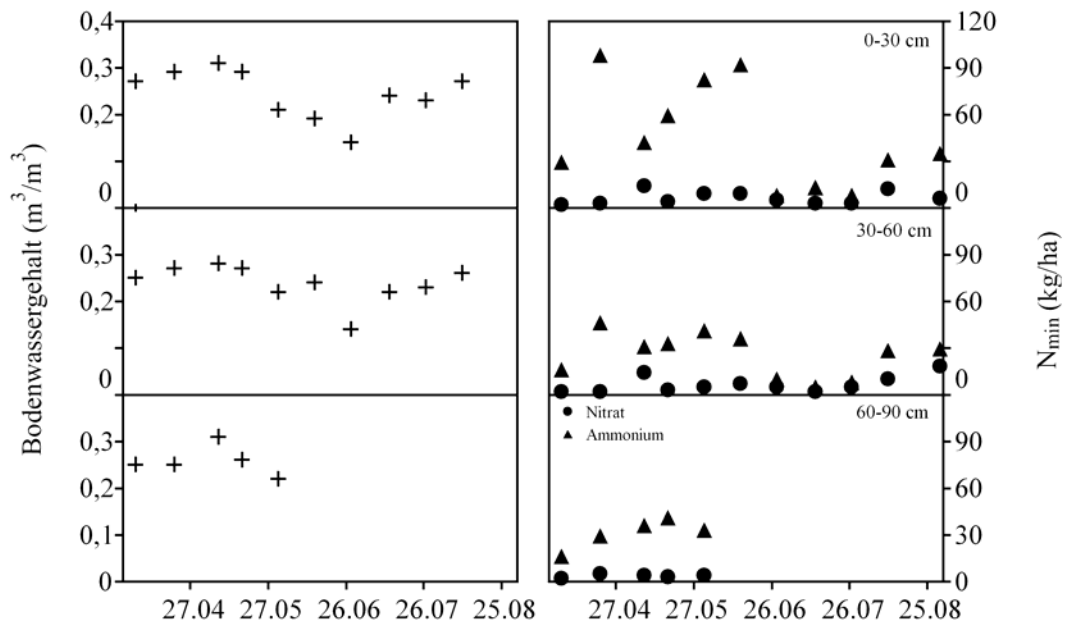


Abb. 19. Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts (links) sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats (rechts) unter Winterweizen in Feienberg 2005.

Im Juni zeigen die Messungen eine sehr schnelle Abnahme des N_{\min} -Gehalts um 100 kg/ha innerhalb von nur 14 Tagen (14./28. Juni). Zeitgleich war auch eine Abnahme des Bodenwassergehalts zu beobachten, was durch einen Entzug durch das Pflanzenwachstum erklärt werden kann. Für die Phase nach der Ernte im August und der anschließenden Bodenbearbeitung zeigen die Messungen einen Anstieg der N_{\min} -Vorräte an, der wahrscheinlich durch den Abbau der abgestorbenen Pflanzenteile verursacht wurde. Die feldspezifischen Mittelwerte für die Bodeneigenschaften des Testfelds sind in Tabelle 5 dargestellt.

Tabelle 5. Schichtspezifische Übersicht der Bodenarten sowie der Lagerungsdichte (D), des organischen Kohlenstoffanteils (C_{org}) und des C/N-Verhältnisses (CN) unter Winterweizen in Feienberg am 6. April 2005

Winterweizen				
Tiefe (cm)	Textur	D (g/cm^3)	C_{org} (%)	CN
00 – 30	uL	1,4 ¹	1,72	9
30 – 60	uL	1,5 ¹	0,52	5
60 – 90	uL	1,5 ¹	0,27	6

¹AG BODEN (1996)

5.2.2 Mais

Wasser- und N_{min} -Dynamik

Die Bodenwasserdynamik ähnelt der unter Winterweizen. Allerdings ist die gemessene Amplitude der Bodenwassergehalte kleiner. Die Phase der Abtrocknung setzt im Vergleich zum Winterweizen etwas später ein (Ende Mai) (Abb. 20), was durch den Saattermin im Frühjahr und aufgrund der erst später einsetzenden Transpiration plausibel ist. Der charakteristische Anstieg des Wassergehalts nach dem Starkregen am 4. Juli ist in den Messwerten deutlich ablesbar. Danach ist keine nennenswerte Dynamik des Bodenwassergehalts mehr zu beobachten.

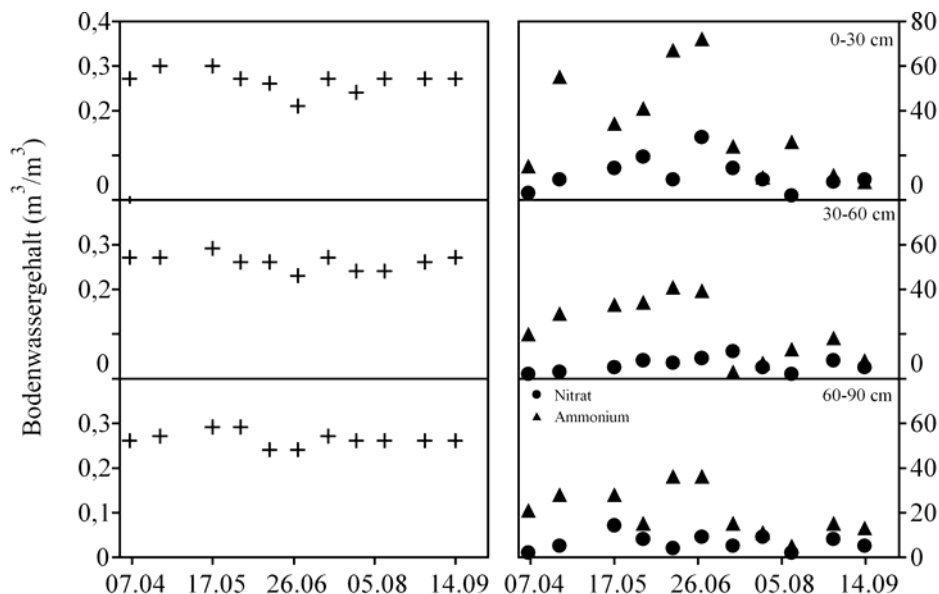


Abb. 20. Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts (links) sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats (rechts) unter Mais in Feienberg 2005.

Der Verlauf des Ammonium- und Nitratgehalts in der obersten Schicht ist sehr dynamisch (Abb. 20). Auch hier ist das Bodenprofil durch eine Abnahme des N_{min} -Gehalts mit der Tiefe

sowie durch geringere Nitrat- als Ammoniumvorräte gekennzeichnet. Deutlich sind die N-Düngungen Mitte April und im Juni durch eine Erhöhung des Ammoniumanteils zu erkennen. Die Messungen zeigen eine Zunahme der Ammoniumvorräte Anfang Juni vor der zweiten Düngung. Möglicherweise hängt dieser Anstieg mit der Mineralisierung des Stickstoffs im Geflügelkot zusammen. In den unteren Schichten steigt der N_{\min} -Gehalt kontinuierlich an (Ausnahme Ende Mai in der untersten Schicht), bevor gegen Ende Juni eine drastische Entleerung des gesamten Bodenprofils in den Messungen (130 kg/ha) zu erkennen ist. Letztere wurde vorrangig durch die N-Aufnahme des Maisbestands verursacht.

Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften

Der N_{\min} -Vorrat schwankte in 0 bis 30 cm Tiefe zwischen 15 und 24 kg/ha. Neben einer leichten Zunahme zeigen die Messungen auch eine Homogenisierung der Vorräte mit der Tiefe an.

Der organische Kohlenstoffgehalt variiert in der obersten Schicht zwischen 1,35 und 1,56 % (Abb. 21). Der mittlere C_{org} -Anteil ist hier geringer als auf dem Nachbarfeld ($1,47 \pm 0,06$ %). Die Messungen spiegeln eine Abnahme des C_{org} -Anteils mit zunehmender Tiefe wider (Tabelle 6).

Tabelle 6. Schichtspezifische Übersicht der Bodenarten sowie der Lagerungsdichte (D), des organischen Kohlenstoffanteils (C_{org}) und des C/N-Verhältnisses (CN) unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg am 6. April 2005

Tiefe (cm)	Textur	Mais			Zuckerrüben			
		D (g/cm ³)	C_{org} (%)	CN	D (g/cm ³)	C_{org} (%)	CN	
00 – 30	uL	1,4 ¹	1,47	9	uL	1,4 ¹	1,34	9
30 – 60	uL	1,5 ¹	0,47	6	uL	1,5 ¹	0,67	8
60 – 90	uL	1,5 ¹	0,23	4	uL	1,5 ¹	0,25	6

¹AG BODEN (1996)

Für das C/N-Verhältnis ergibt sich ein ähnliches Profil wie auf dem Nachbarfeld mit geringen Unterschieden zwischen den Messpunkten und einer Verbesserung der Stickstoffverfügbarkeit mit zunehmender Tiefe.

Die Korngrößenanalyse zeigt ein ausgesprochen homogenes Muster der Bodenartenverteilung innerhalb der Testfläche. Für alle Messpunkte wurde ein 'schluffiger Lehm' bestimmt.

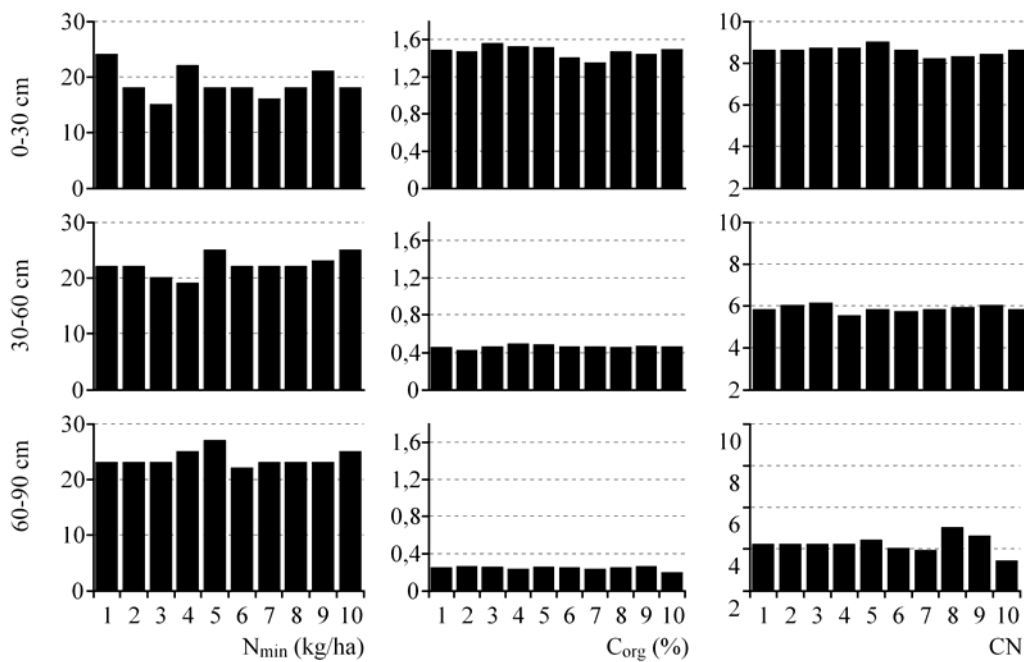


Abb. 21. Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften im Feienberger Maisfeld am 6. April 2005. Dargestellt sind die Messungen für den mineralischen Stickstoffgehalt (N_{min}), den organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) und das CN-Verhältnis (CN).

5.2.3 Zuckerrüben

Wasser- und N_{min} -Dynamik

Die Bodenwasserdynamik unter Zuckerrüben ähnelt den zuvor beschriebenen Parzellen (Abb. 22). Mit der Tiefe nimmt die Dynamik ab. In der untersten Schicht variiert der Bodenwassergehalt nur sehr wenig. Wieder ist im Frühjahr eine Entleerung durch die Zunahme der Evapotranspiration zu beobachten. Die Messungen belegen nach einer kurzen Auffüllung in der obersten Schicht im Juli erneut einen Wechsel aus Abtrocknung und Wiederauffüllung.

Dieser Wechsel dokumentiert das Wechselspiel aus Niederschlägen und Evapotranspiration. Ein Unterschied zu den angrenzenden Parzellen ist der Rückgang des Bodenwassergehalts im September in den unteren Schichten. Als Ursache kommt die Wasseraufnahme der Zuckerrüben in Frage, welche durch die lange Standzeit möglich ist.

Auch unter Zuckerrüben zeigen die Messungen eine größere Dynamik der Ammoniumvorräte gegenüber Nitrat (Abb. 22). Die N-Düngung wurde auf zwei Gaben aufgeteilt (Tabelle 4). Anfang April wurden 60 kg/ha in Form von Rindergülle aufgebracht. 50 % des Gesamtstickstoffs lagen somit in organischer Form vor und wurden erst im Laufe der Zeit

pflanzenverfügbar. Am 14. April erfolgte die zweite Gabe mit 100 kg N/ha, welche auch in den Messungen (82 kg/ha) der obersten Schicht gut zu erkennen ist.

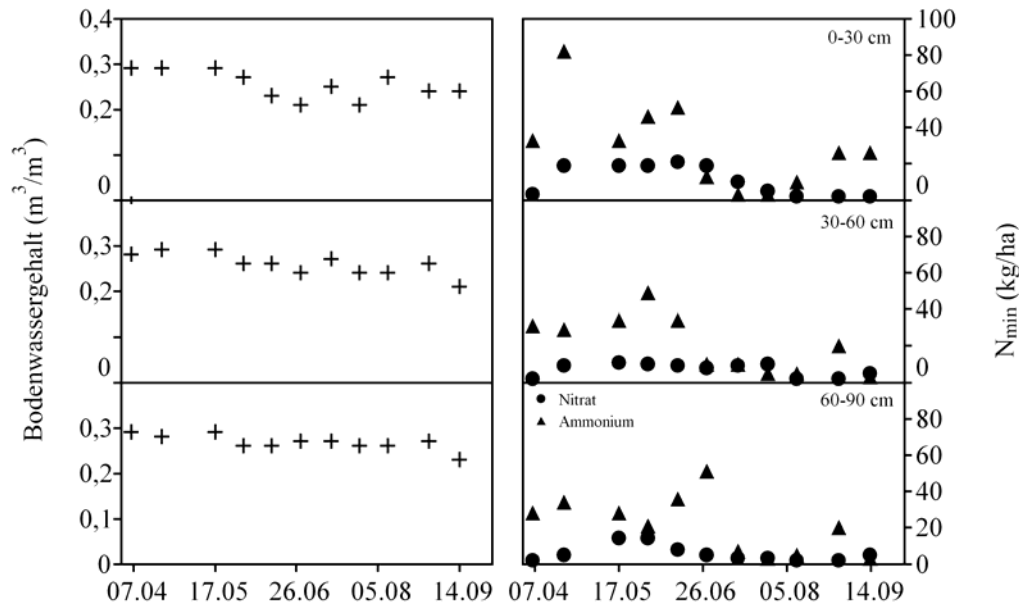


Abb. 22. Gemessene schichtspezifische Dynamik des Bodenwassergehalts (links) sowie des Nitrat- und Ammoniumvorrats (rechts) unter Zuckerrüben in Feienberg 2005.

Im Mai erfolgte eine Zunahme des Ammoniumgehalts, der wahrscheinlich durch die Mobilisierung des organischen Stickstoffs verursacht wurde. Anschließend zeigen die Messungen eine Entleerung der Stickstoffvorräte im gesamten Bodenprofil, die wahrscheinlich durch die N-Aufnahme der Pflanzen verursacht wurde. Die hohen N_{\min} -Vorräte in dieser Tiefe sind ungewöhnlich und vermutlich auf vertikale Verlagerung oder Abbauprozesse zurückzuführen. Die Abnahme der N-Vorräte in den unteren Schichten Mitte September korrespondiert gut mit der beobachteten Abnahme des Bodenwassergehalts in dieser Phase.

Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften

Die N_{\min} -Gehalte der einzelnen Messpunkte variieren in der obersten Schicht sehr stark und sind deutlich höher als in den unteren Bodenschichten (Abb. 23). Der Unterschied zwischen Minimum und Maximum beträgt 73 kg/ha. Mit der Tiefe nimmt der N_{\min} -Vorrat ab, wobei die Unterschiede in 30 bis 90 cm Tiefe nur minimal sind.

Die Höhe der organischen Kohlenstoffvorräte ist unter Zuckerrüben sehr variabel (Abb. 23). Im Mittel beträgt der C_{org} -Anteil in der obersten Schicht 1,34 % und der Variationsbereich

reicht von 0,92 bis 1,65 %. Die Standardabweichung ist mit 0,2 % wesentlich höher als bei den anderen Flächen. Noch deutlicher fallen die Unterschiede in der mittleren Schicht aus (0,31 - 1,14 %). Auffällig sind hier die teilweise recht hohen C_{org} -Werte (> 1 %). Auch in 60 bis 90 cm Tiefe ist die Variabilität unter Zuckerrüben deutlich höher als unter Winterweizen bzw. Mais.

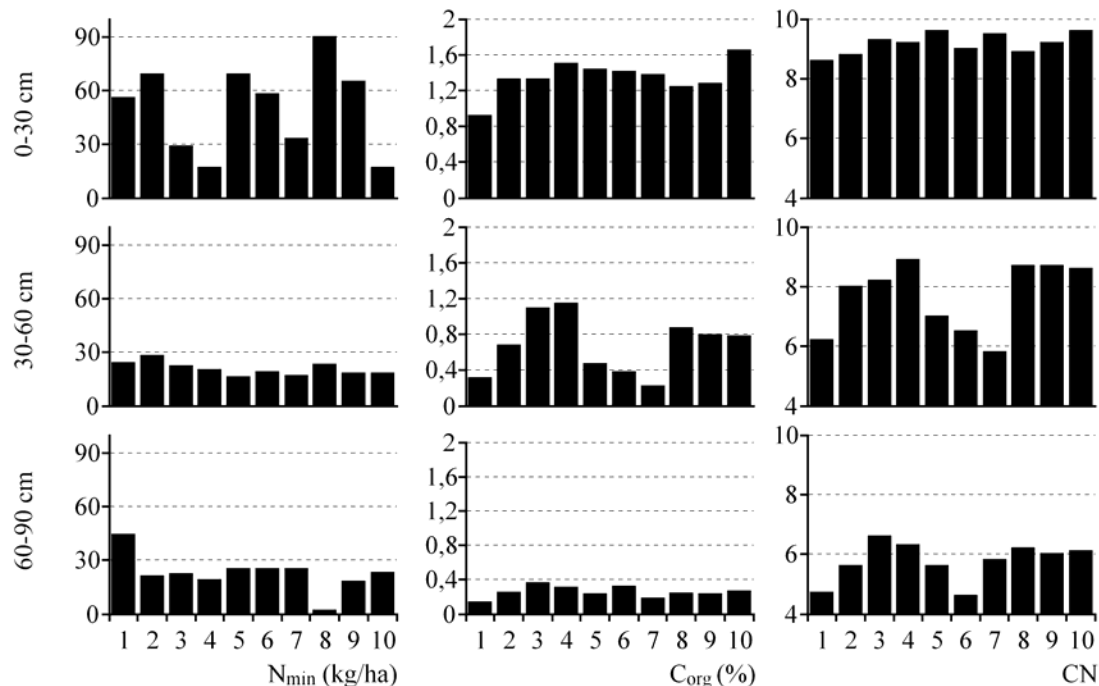


Abb. 23. Feldinterne Variabilität der Bodeneigenschaften im Feienberger Zuckerrübenfeld am 6. April 2005. Dargestellt sind die Messungen für den mineralischen Stickstoffgehalt (N_{min}), den organischen Kohlenstoffgehalt (C_{org}) und das CN-Verhältnis (CN).

Das C/N-Verhältnis nimmt mit zunehmender Tiefe ab, allerdings zeigen die Messungen auch hier eine größere Variabilität als bei Mais. In den unteren Profilschichten zeigt sich ein ähnliches räumliches Muster.

Auch für das Zuckerrübenfeld wurde für alle Messpunkte die Bodenart 'schluffiger Lehm' bestimmt.

Die Feldmessungen liefern zusammen mit den Bewirtschaftungsangaben eine plausible Wasser- und N_{min} -Dynamik in den Testfeldern. Daher stellen die Daten eine geeignete Validierungsgrundlage für die Modellierung der N-Flüsse im System Boden-Pflanze dar. Durch die Messung auf drei unterschiedlichen Feldern mit unterschiedlichen Landnutzungen und Bewirtschaftungspraktiken wurde ein repräsentatives Spektrum landwirtschaftlicher Nutzpflanzen erfasst. Die messpunktspezifische Bestimmung der N-relevanten

Bodeneigenschaften ermöglichte zusätzlich die Untersuchung der Auswirkungen der regionalen Datenqualität auf die feldbezogene N-Modellierung.

5.2.4 Externe Feldmessungen

Feldmessungen für die Validierung der Wasser- und N_{min} -Dynamik im Boden

McVOY *et al.* (1995) publizierten einen Datensatz zur Validierung von Agrarökosystemmodellen. Durch die Datensätze für Sommergerste sowie Winterweizen (ungedüngt) wurde das Spektrum der getesteten Nutzpflanzen bzw. Bewirtschaftung für die Validierung ergänzt. In Tabelle 7 sind die Bodeneigenschaften sowie die erforderlichen Bewirtschaftungsangaben beider Testflächen zusammengefasst.

Tabelle 7. Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungsangaben der Testfelder in Nienwohlde und Neuenkirchen

Nienwohlde (NW)					Neuenkirchen (NK)				
Tiefe (cm)	Textur	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	Lagerungsdichte (g/cm ³)	Tiefe (cm)	Textur	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	Lagerungsdichte (g/cm ³)
0 – 25	IS	1,22	0,07	1,6	00 – 30	uL	1,02	0,12	1,4
25 – 40	IS	0,01	0,006	1,6	30 – 80	uL	0,31	0,05	1,5
40 – 80	S	0,01	0,003	1,6	80 – 90	uL	0,13	0,03	1,6
80 – 220	S	0,00	0,001	1,7	-	-	-	-	-
Pflanze	Sommergerste				Winterweizen				
Saat	20. März 1991				16. November 1990				
Ernte	08. Oktober 1991				26. August 1991				
Vorfrucht	Zuckerrüben				Zuckerrüben				
N-Düngung	Termin	Menge (kg N/ha)		Art	Termin	Menge (kg N/ha)		Art	
1.	21.03.	49		DAP ¹	-	-		-	
2.	06.04.	50		Harnstoff	-	-		-	
3.	26.05.	16		DAP ¹	-	-		-	
4.	30.05.	15		AHL ²	-	-		-	

¹ Diammoniumphosphat, ² Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung

Für die Validierung unter Sommergerste wurden Messungen aus Nienwohlde (52°50'N, 10°35'E) genutzt. Die Testfläche liegt in der pleistozänen Sandebene Norddeutschlands in einer Höhe von 103 m ü. NN und ist leicht geneigt (0 - 1%). Eine Parabraunerde, die sich aus einem sandigen Ausgangsmaterial entwickelt hat, ist der dominierende Bodentyp. Als Relikt der früheren forstwirtschaftlichen Nutzung sind relativ große räumliche Heterogenitäten des Humusgehalts charakteristisch. Für 1991 wurden eine mittlere Lufttemperatur von 9,5° C und eine Niederschlagssumme in Höhe von 590 mm gemessen. Die Düngung wurde in vier einzelne Gaben mit einem Gesamt-N-Gehalt von 130 kg/ha aufgeteilt (Tabelle 7).

Die Testfläche für Winterweizen liegt innerhalb des Einzugsgebiets des Krummbachs in den nördlichen Ausläufern des Harz' (52°01'N, 10°27'E), bei einer leichten Neigung zwischen 0 bis 1 % auf einer Höhe von 151 m ü. NN. Der vorherrschende Bodentyp ist eine Parabraunerde auf Löss und sehr gut für die landwirtschaftliche Nutzung geeignet. Während des modellierten Zeitraums fielen lediglich 500 mm Niederschlag und die mittlere Lufttemperatur betrug 8,3° C. Es wurde keinerlei Stickstoffdünger appliziert (Tabelle 7).

Detaillierte Angaben zu den eingesetzten Messverfahren können in MCVOY *et al.* (1995) und DIECKKRÜGER (1995) nachgelesen werden. Beide Datensätze wurden in diversen Studien zur Modellvalidierung erfolgreich eingesetzt (z.B. GRANT, 1995; KERSEBAUM, 1995; SVENDSEN, 1995).

Grundwassermessungen für die Validierung der N-Konzentration im Sickerwasser

Für die Validierung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser wurden von der GLOWA-Danube Arbeitsgruppe *Grundwasser* Messdaten der Wasserbehörden zur Grundwasserqualität bereitgestellt. Der Datensatz beinhaltet langjährige Zeitreihen über die N-Konzentration im Grundwasser (Nitrat und Ammonium) in Süddeutschland (s. Anhang B3).

5.3 Feldbezogene Modellvalidierung

Für die feldbezogene Bestimmung der Modellgüte wurden Vergleiche von Modellergebnissen mit Feldmessungen durchgeführt und die Abweichungen quantifiziert. Als Vergleichsparameter dienten Messungen des Bodenwasser- und des N_{\min} -Gehalts.

5.3.1 Validierung der modellierten Wasser- und N_{\min} -Dynamik

Durch die Validierung sollte (1) die Modellfunktionalität zur Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts demonstriert und (2) die Güte der Modellergebnisse durch den Vergleich mit Messungen quantifiziert werden. Die Validierung der Modellfunktionalität erfolgte auf Basis statistischer Methoden. Nach ADDISCOTT & WHITMORE (1987) ist für eine zweifelsfreie Quantifizierung der Diskrepanzen zwischen Modellergebnis und Messung der Gebrauch mehrerer statistischer Verfahren erforderlich. Dabei wird zwischen Verfahren unterschieden, die (1) zur Bestimmung der Abweichung zwischen Messung und Modellergebnis dienen und (2) Verfahren, mit denen sich die Übereinstimmung zwischen

gemessenen und modellierten Werten quantifizieren lässt und die den Vergleich zwischen Ergebnissen unterschiedlicher Studien ermöglichen.

Für die Validierung der berechneten Wasser- und N_{\min} -Dynamik wurden daher zwei statistische Verfahren eingesetzt. Die Berechnung der Wurzel des mittleren quadrierten Fehlers (RMSE) zählt zur erstgenannten Gruppe statistischer Methoden. Der RMSE gibt die Differenz zwischen Modell und Messung in der Einheit des Untersuchungsparameters an (Gl. 39). Je kleiner der RMSE ist, desto präziser stimmen die Modellergebnisse mit den Messungen überein. Bei vollständiger Gleichheit ist der RMSE gleich null.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{n}} \quad (Gl. 39)$$

mit $RMSE$: *Mittlere quadratische Abweichung*
 S_i : *Modellergebnis*
 O_i : *Messung*
 n : *Anzahl der Messungen*

WILLMOTT (1982) schlägt als Maß der Übereinstimmung einen Index (IA) vor, durch den die Ergebnisse unterschiedlicher Testflächen vergleichbar sind (Gl. 40). Dazu wird der Modellfehler auf Basis der Variation der Messungen bzw. der Modellergebnisse normalisiert (0 - 1). Je näher IA an eins ist desto größer ist die Übereinstimmung.

$$IA = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (S_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|S_i - \bar{O}| + |O_i - \bar{O}|)^2} \quad (Gl. 40)$$

mit IA : *Index of Agreement*
 \bar{O} : *Mittelwert der Messungen*

Ziel der feldbezogenen Validierung ist die Überprüfung der Eignung des Modells zur Abbildung der Wasser- und N_{\min} -Dynamik auf der Feldskala.

5.3.2 Ergebnisse der feldbezogenen Modellvalidierung

Winterweizen (Feienberg)

Abbildung 24 zeigt auf der linken Seite den Vergleich der gemessenen mit der modellierten Bodenfeuchte für das Winterweizenfeld. Die modellierte Bodenwasserdynamik stimmt sehr gut mit den gemessenen Werten überein. Im Mai treten besonders in den unteren Schichten

Abweichungen (ca. 5 Vol.-%) zwischen den Modellergebnissen und den Messungen auf. Der modellierte Bodenwassergehalt der obersten Schicht reagiert sehr sensitiv auf ein außergewöhnlich starkes Niederschlagsereignis am 4. Juli, was sich in einer sprunghaften Zunahme bis zum Sättigungswassergehalt zeigt. Auch in der mittleren Schicht spiegelt der modellierte Bodenwassergehalt den beobachteten Anstieg sehr gut wider. Der anschließende Trocknungsprozess der obersten Schicht wird vorrangig durch die Wasseraufnahme der Pflanzen gesteuert und im Modell realistisch berechnet.

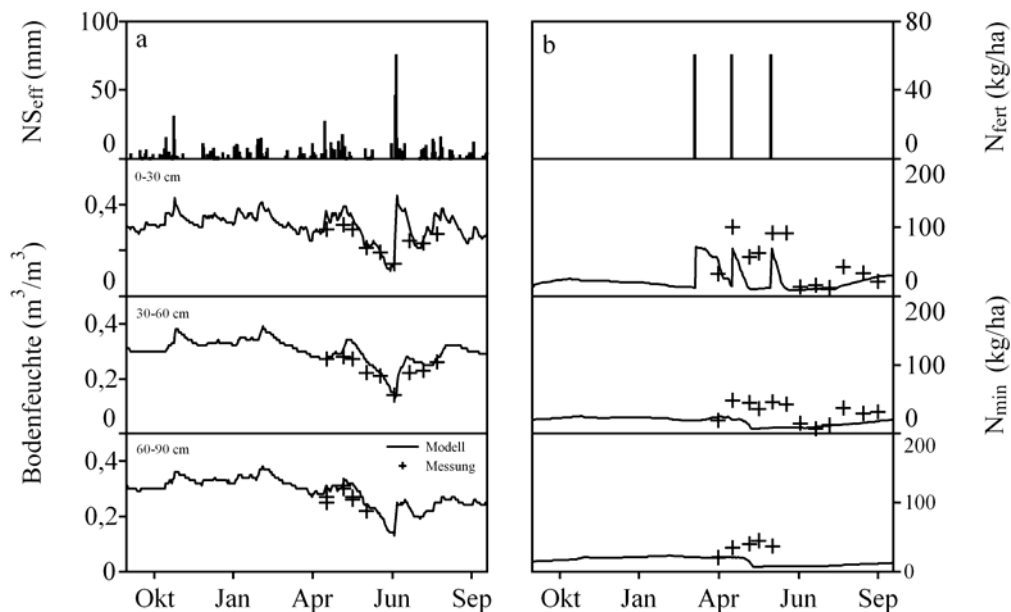


Abb. 24. Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- (a) und N_{\min} -Dynamik (b) unter Winterweizen in Feienberg (1. Oktober 2004 - 30. September 2005). NS_{eff} ist der effektive Niederschlag (Niederschlag-Interzeption) und N_{fert} die N-Düngungsmenge.

Die in Tabelle 8 dargestellten modellierten Jahressummen der Evapotranspiration, des Gesamtabflusses und der Grundwasserneubildung befinden sich in derselben Größenordnung wie die vom BMU (2000) angegebenen langjährigen Mittelwerte für die Testregion. Der IA variiert zwischen 0,69 (60 - 90 cm) bis 0,94 (0 - 30 cm) und der RMSE liegt bei 3 Vol.-% (Tabelle 9). Die modellierte Bodenwasserdynamik erzielt im schichtspezifischen Vergleich mit den Messungen eine hohe Übereinstimmung.

Bei Betrachtung der modellierten N_{\min} -Dynamik fallen Diskrepanzen zu den Messungen auf (Abb. 24). Im gesamten Bodenprofil unterschätzen die berechneten N_{\min} -Werte die Messungen. Die Abnahme des N_{\min} -Gehalts erfolgt im Modell schneller bzw. früher als die Beobachtungen zeigen.

Tabelle 8. Modellerte jährliche Wasserbilanz für die Testfelder in Feienberg (FB)

Feldfrucht	Jahr	Ort	NS _{eff}	=	E _a	+	A _{ges}	+	ΔS	GW	A	BW
Winterweizen	2005	FB	776	=	248	+	560	+	-32	293	267	0
Mais	2005	FB	821	=	226	+	622	+	-27	348	274	0
Zuckerrüben	2005	FB	818	=	257	+	588	+	-27	323	265	0

Dargestellt sind die Jahressummen des effektiven Niederschlags (NS_{eff}), der Evapotranspiration (E_a), des Gesamtabflusses (A_{ges}) und der Speicheränderung (ΔS). Zusätzlich sind die Grundwasserneubildung (GW), der Oberflächenabfluss (A) und die Bewässerung (BW) angegeben. Alle Angaben sind in der Einheit mm.

Die berechnete N-Mineralisierung beträgt 125 kg/ha. Laut Literaturangaben (AID, 2002) liegt dieser Wert in einem für die naturräumlichen Bedingungen in Feienberg realistischen Größenbereich. Einen Hinweis auf eine verstärkte Mineralisierung der Wurzelbiomasse ergibt sich aus der Zunahme des N_{min}-Gehalts am Ende der Vegetationsperiode. Die Modellergebnisse unterschätzen diesen Anstieg, was sehr wahrscheinlich daran liegt, dass Auswirkungen der Bodenbearbeitung im Modell unberücksichtigt bleiben. Auch ein zu geringer N-Gehalt in der Wurzelbiomasse oder der Anbau von Zwischenfrüchten kommen als Ursache für die Abweichung zwischen Modell und Messung in Frage.

Tabelle 9. Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Bodenwassergehalts unter Winterweizen, Mais und Zuckerrüben in Feienberg

Feldfrucht	Winterweizen		Mais		Zuckerrüben	
Tiefe (cm)	RMSE (m ³ /m ³)	IA	RMSE (m ³ /m ³)	IA	RMSE (m ³ /m ³)	IA
00-30	0,03	0,94	0,01	0,83	< 0,01	0,69
30-60	0,03	0,89	0,01	0,77	< 0,01	0,81
60-90	0,03	0,69	0,01	0,56	0,02	0,63

Wie durch die geringe Änderung des N_{min}-Vorrats im Boden (19 kg/ha) am Ende des Simulationszeitraums angezeigt, gleichen sich Stickstoffentzug und –eintrag in etwa aus. Aus der statistischen Analyse wird ersichtlich, dass die größten Abweichungen zwischen Modell und Messung in der tiefsten Schicht vorkommen (IA = 0,23) (Tabelle 10). Allgemein lässt sich eine Abnahme der Modelleffizienz mit zunehmender Tiefe erkennen. Die schwache Modelleffizienz in der tiefsten Schicht kann allerdings auch mit dem geringen Datenumfang zusammenhängen.

Mais

Die Modellergebnisse spiegeln den Verlauf des Bodenwassergehalts insgesamt sehr gut wider (Abb. 25). Modell und Messung zeigen beide eine relativ geringe Dynamik des

Bodenwassergehalts unter Mais an (20 - 35 Vol.-%.). Nach dem Starkregen Anfang Juli steigt in allen Bodenschichten auch der modellierte Bodenwassergehalt sprunghaft an. Die anschließende Abtrocknung des Bodens wird realistisch abgebildet. Die für Mais modellierte Evapotranspiration von 226 mm ist relativ gering (Tabelle 8). Sie korrespondiert allerdings gut mit den während der Feldmessungen beobachteten ungünstigen Witterungsverhältnissen im Frühling. Wegen des trockenen Bodens während der Frühlingsmonate, der zu einer Wassermangelsituation in den Maispflanzen führte, verlief die phänologische Entwicklung verzögert. Pflanzenwachstum und Wasseraufnahme waren im Vergleich mit anderen Jahren geringer.

Die Modelleffizienz schwankt zwischen 0,56 (60 - 90 cm) und 0,83 (0 - 30 cm). Insgesamt ist die Übereinstimmung zwischen Messung und Modell sehr gut. Langjährige Mittelwerte der gemessenen Wasserbilanz (600 - 800 mm) (BMU, 2000) liegen in derselben Größenordnung wie die Modellergebnisse (622 mm) (Tabelle 8).

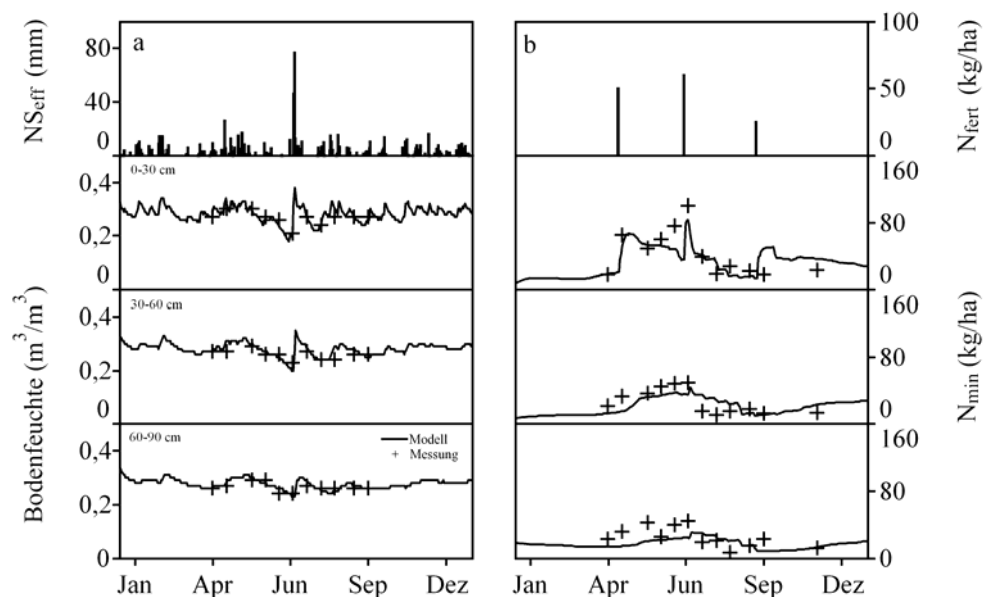


Abb. 25. Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- (a) und N_{min} -Dynamik (b) unter Mais in Feienberg (1. Januar - 31. Dezember 2005). NS_{eff} ist der effektive Niederschlag (Niederschlag-Interzeption) und N_{fert} die N-Düngungsmenge.

Während des Frühjahrs wird die beobachtete N_{min} -Dynamik im Boden, insbesondere in den beiden unteren Schichten, leicht unterschätzt (Abb. 25). Eine deutliche Erhöhung des N_{min} -Gehalts gegen Ende Mai (vor der zweiten Düngung) wird nicht abgebildet. Eine Ursache für den gemessenen N_{min} -Anstieg kann der schnellere Abbau der organischen Bestandteile sein. Mit genaueren Angaben über die Zusammensetzung des Hühnerkots sind bessere Modellergebnisse zu erwarten. Als Folge davon wird der N_{min} -Vorrat im Boden am zweiten

Düngungstermin unterschätzt. Die in den Messungen beobachtbare Abnahme des N_{\min} -Gehalts im Juni wird durch die N-Aufnahme der Pflanzen verursacht und von der Modellierung sehr gut erfasst.

In der mittleren Bodenschicht wird der N-Entzug im Vergleich zu den Messungen etwas unterschätzt. Der Starkniederschlag im Juli hat im Modell eine kurze, aber intensive Nitratverlagerung aus der obersten Schicht zur Folge, was durch eine kleine Spitze im N_{\min} -Verlauf der unteren Schichten sichtbar wird. Trotz der verkürzten Wachstumsperiode kommt es unter Mais wegen der phänologischen Entwicklung und der Bewirtschaftungspraxis oft zu hohen N-Verlusten durch Verlagerung ins Grundwasser. Insgesamt wird eine Nitratauswaschung von 42 kg/ha für diesen Standort berechnet.

Tabelle 10. Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten N_{\min} -Gehalts unter Winterweizen, Mais und Zuckerrüben in Feienberg

Feldfrucht	Winterweizen		Mais		Zuckerrüben	
Tiefe (cm)	RMSE (kg/ha)	IA	RMSE (kg/ha)	IA	RMSE (kg/ha)	IA
00-30	3,3	0,65	9,3	0,87	0,9	0,93
30-60	3,8	0,46	0,5	0,71	0,9	0,85
60-90	25,0	0,23	4,1	0,42	0,7	0,74

Eine Nettomineralisierung von 147 kg/ha (Tabelle 11) ist für die Boden- und Klimabedingungen charakteristisch (AID, 2002). Während des Beobachtungszeitraums liegen die gemessenen Bodenwassergehalte unter der Feldkapazität, sodass durch die aeroben Bedingungen eine geringe Denitrifizierung (1 kg/ha) plausibel erscheint.

Die Modelleffizienz in den jeweiligen Schichten variiert zwischen 0,87 (0 - 30 cm) und 0,42 (60 - 90 cm) (Tabelle 10). Der RMSE beträgt im gesamten Bodenprofil unter 10 kg/ha.

Zuckerrüben

Die Modellierung der Bodenwasserdynamik unter Zuckerrüben spiegelt den beobachteten Verlauf sehr gut wider (Abb. 26). Eine geringe Unterschätzung ist für die oberste Schicht erkennbar. In der tiefsten Schicht wird eine kontinuierliche Abnahme des Wassergehalts ab Juni berechnet. In den Messungen ist eine Reduktion erst ab Ende August sichtbar. Hier treten zwischen August und September Diskrepanzen zwischen Messung und Modell von bis zu 5 Vol.-% auf. Eine Ursache ist vermutlich die modellierte Wasseraufnahme aus dieser Schicht, die im Modell zu früh einsetzt.

Die Modelleffizienz für die Bodenwasserdynamik liegt zwischen 0,63 (60 - 90 cm) und 0,81 (30 - 60 cm) und ist trotz der kurzfristigen Abweichungen für das gesamte Bodenprofil gut. Der geringe RMSE ist ein Indiz für die realistische Modellierung der Bodenwasserdynamik (Tabelle 9).

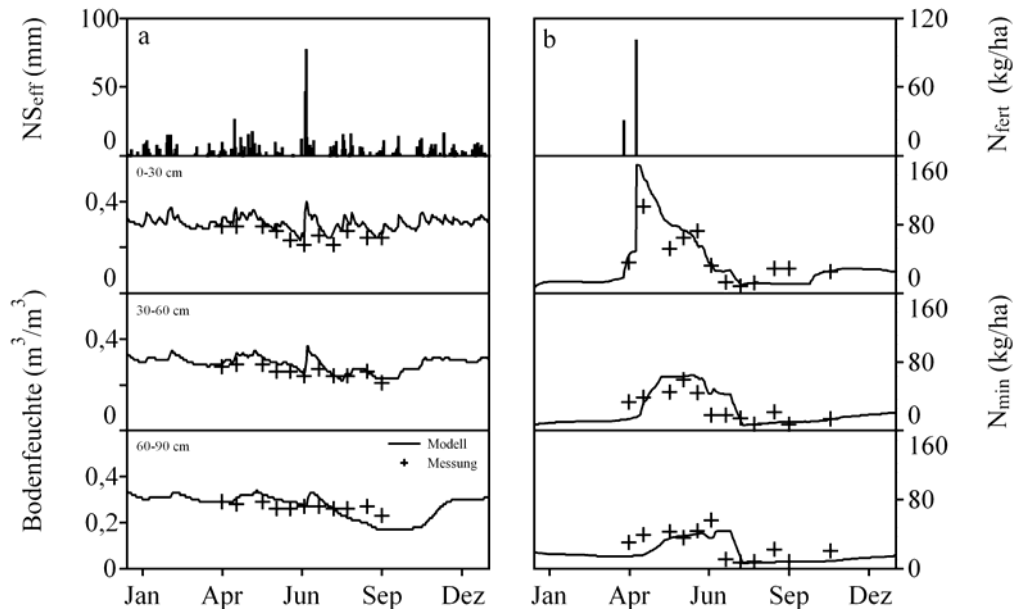


Abb. 26. Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- (a) und N_{\min} -Dynamik (b) unter Zuckerrüben in Feienberg (1. Januar - 31. Dezember 2005). NS_{eff} ist der effektive Niederschlag (Niederschlag-Interzeption) und N_{fert} die N-Düngungsmenge.

Die starke Zunahme des N_{\min} -Gehalts durch zwei Düngungen Anfang April (160 kg/ha) und die rasche Entleerung im Oberboden unmittelbar danach wird sehr realistisch abgebildet (Abb. 26). Der gemessene sehr abrupte Rückgang des N_{\min} -Gehalts wird leicht unterschätzt. Während die Messungen einen kurzzeitigen N-Anstieg anzeigen, wird eine kontinuierliche Abnahme des N-Vorrats bis Ende Juli berechnet. In dem Zeitraum als der N_{\min} -Gehalt anstieg, verlangsamte sich die N-Aufnahme der Pflanzen. Als Ursache ist der relativ geringe Bodenwassergehalt wahrscheinlich, der die N-Aufnahme der Pflanzen beschränkte, während die N-Mobilisierung aus der Biomasse fortschritt. Zeitlich verzögert steigen die N-Vorräte in den beiden unteren Schichten durch die vertikale N-Verlagerung an. Dieser Prozess wird durch die Modellierung abgebildet. Die modellierte N-Abnahme in den beiden Schichten wird in der richtigen Größenordnung erfasst, aber sie erfolgt im Modell mit einer zeitlichen Verzögerung von zwei Wochen.

Die statistische Auswertung der Modellergebnisse zeigt eine hohe Übereinstimmung (IA = 0,74 und 0,93 für 60 - 90 und 0 - 30 cm) von Messung und Modell (Tabelle 10). Es wird

deutlich weniger Stickstoff durch die Mineralisierung freigesetzt (91 kg/ha) (Tabelle 11), was gut mit dem geringeren C_{org} -Anteil im Oberboden korrespondiert. Insgesamt wird eine N-Auswaschung von 26 kg/ha berechnet.

Tabelle 11. Modellerte jährliche N-Bilanz für die Testfelder in Feienberg (FB)

Feldfrucht	Ort	$N_{\text{min,start}}$	$N_{\text{min,ende}}$	N_m	N_f	N_a	N_l	N_d	ΔN_s
Winterweizen	FB	45	64	125	180	242	44	0	19
Mais	FB	33	66	147	160	228	42	4	33
Zuckerrüben	FB	31	30	91	130	189	26	7	-1

Dargestellt sind der N_{min} -Startgehalt ($N_{\text{min,start}}$) und der N_{min} -Endgehalt ($N_{\text{min,ende}}$) sowie die Jahressummen der Mineralisation (N_m), der N-Düngung (N_f), der N-Aufnahme (N_a), der N-Auswaschung (N_l), der Denitrifikation (N_d) und der Speicheränderung (ΔN_s). Alle Angaben sind in der Einheit (kg/ha).

Winterweizen (Neuenkirchen)

Der modellierte Verlauf des Bodenwassergehalts zeigt eine sehr gute Übereinstimmung mit den Messungen (Abb. 27). Deutlich ist die Reaktion des Bodenwassergehalts auf den Niederschlag zu erkennen. Anfang Juli liegen nach einem starken Niederschlagsereignis die Modellergebnisse für die oberste Schicht leicht über den Messungen. Trotzdem wird die Auffüllung des Profils realistisch abgebildet. Kleinere Diskrepanzen treten in den beiden tieferen Schichten auf, wobei in 60 bis 90 cm Tiefe ein Trend zur Unterschätzung der gemessenen Wassergehalte zu beobachten ist. Bis Oktober wird eine Auffüllung des Profils bis zur Feldkapazität (und teilweise darüber) berechnet.

Die statistische Auswertung der Modellergebnisse ergibt mittlere Abweichungen des modellierten Wassergehalts von 4 bis 5 Vol.-%, insbesondere in den unteren Schichten (Tabelle 12). Dort zeigt sich der modellierte Verlauf im Vergleich zur obersten Schicht als weit weniger dynamisch und durch die verzögerte Verlagerung auch weniger reaktiv.

Tabelle 12. Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Bodenwassergehalts und des N_{min} -Gehalts für Winterweizen in Neuenkirchen und Sommergerste in Nienwohlde

Tiefe (cm)	Winterweizen				Sommergerste			
	RMSE (m^3/m^3)	IA	RMSE (kg/ha)	IA	RMSE (m^3/m^3)	IA	RMSE (kg/ha)	IA
0-30	0,04	0,86	1,2	0,93	< 0,01	0,31	9,6	0,97
30-60	0,05	0,68	1,2	0,98	0,03	0,33	2,7	0,79
60-90	0,05	0,84	0,5	0,81	0,01	0,13	2,1	0,35

Der IA variiert zwischen 0,68 (30 - 60 cm) und 0,86 (0 - 30 cm). Die mit 138 mm geringe Evapotranspiration (Tabelle 13) spiegelt die Pflanzenreaktion auf die limitierte

Stickstoffverfügbarkeit im Boden wider und ist ein Indiz für die Reaktivität des Pflanzenwachstums gegenüber der Stickstoffverfügbarkeit. Wegen der geringen Niederschlagsmenge während des Modellzeitraums liegen die Modellergebnisse für den Gesamtabfluss unter den Literaturangaben (BMU, 2000). Insgesamt liefert die berechnete Bodenwasserdynamik gute Voraussetzungen für die N-Modellierung.

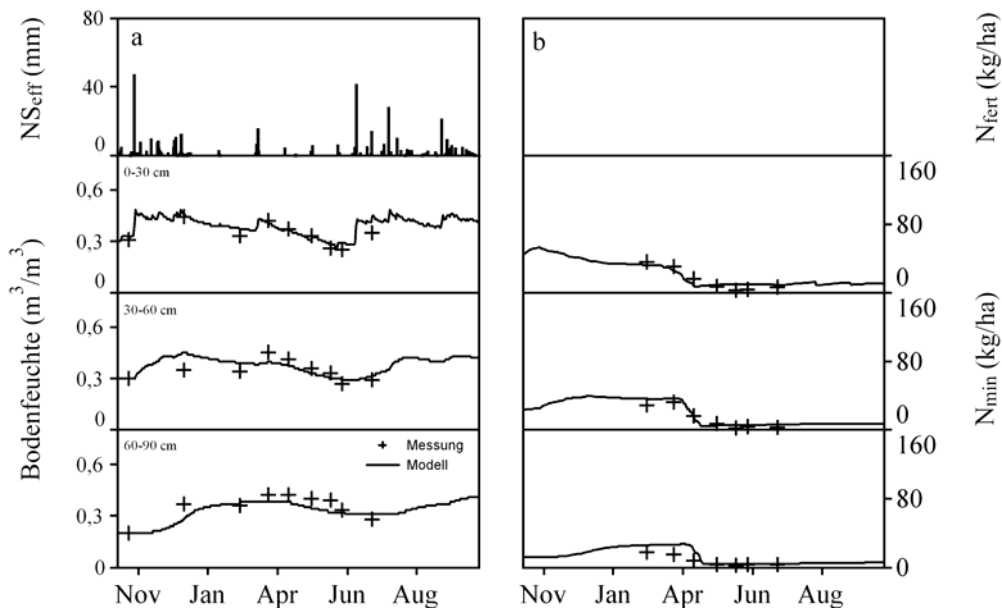


Abb. 27. Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- (a) und N_{\min} -Dynamik (b) unter Winterweizen in Neuenkirchen (1. November 1990 - 31. Oktober 1991). NS_{eff} ist der effektive Niederschlag (Niederschlag-Interzeption) und N_{fert} die N-Düngungsmenge.

Die Modellergebnisse für die N_{\min} -Dynamik auf dem Testfeld in Neuenkirchen stellten den gemessenen Verlauf sehr gut dar (Abb. 27). Auffällig war, dass sowohl der absolute N_{\min} -Gehalt im Boden als auch die beobachtete Dynamik verhältnismäßig gering waren. Durch die ausbleibende Düngung kommt es zu keiner für landwirtschaftlich genutzte Böden typischen Auffüllung der N_{\min} -Vorräte. In 60 bis 90 cm Tiefe wird zeitlich verzögert eine Abnahme der N-Gehalte durch die N-Aufnahme der Pflanzen berechnet.

Tabelle 13. Modellierte jährliche Wasserbilanz für die Testfelder in Neuenkirchen (NK) und Nienwohlde (NW)

Feldfrucht	Jahr	Ort	NS_{eff}	=	E_a	+	A_{ges}	+	ΔS	GW	A	BW
Winterweizen	1991	NK	383	=	138	+	112	+	133	27	85	0
Sommergerste	1991	NW	511	=	218	+	242	+	51	136	0	106

Dargestellt sind die Jahressummen des effektiven Niederschlags (NS_{eff}), der Evapotranspiration (E_a), des Gesamtabflusses (A_{ges}) und der Speicheränderung (ΔS). Zusätzlich sind die Grundwasserneubildung (GW), der Oberflächenabfluss (A) und die Bewässerung (BW) angegeben. Alle Angaben sind in der Einheit mm.

Die modellierte N-Aufnahme beträgt lediglich 102 kg/ha, was ungewöhnlich wenig ist, aber sehr gut mit der berechneten geringen Wasseraufnahme korrespondiert. Der berechnete Zeitpunkt der N-Aufnahme stimmt besonders in den oberen Schichten sehr gut mit den Messungen überein.

Die modellierte N-Mineralisierung beträgt infolge der geringen mikrobiellen Stickstoffverfügbarkeit und des geringen Anteils organischer Substanz (1 %) lediglich 57 kg/ha. Wegen der ganzjährig sehr kleinen N_{\min} -Vorräte in der untersten Schicht sowie der berechneten Grundwasserneubildungsrate von 27 mm/Jahr ist die Menge der modellierten N-Auswaschung marginal (Tabelle 14). Durch die limitierte Wasseraufnahme der Pflanzen werden einige Phasen mit anaeroben Bodenwasserbedingungen modelliert. Der gesamte gasförmige Verlust beträgt 7 kg/ha. Nach der Ernte wird der durch die Mineralisierung der Ernterückstände zunehmende N_{\min} -Gehalt im Boden vom Modell richtig nachvollzogen. Die modellierte jährliche Stickstoffbilanz ist in diesem Fall negativ (-55 kg/ha).

Tabelle 14. Modellierte jährliche N-Bilanz (kg/ha) für die Testfelder in Neuenkirchen (NK) und Nienwohlde (NW)

Feldfrucht	Ort	$N_{\min, \text{start}}$	$N_{\min, \text{ende}}$	N_m	N_f	N_a	N_l	N_d	ΔN_s
Winterweizen	NK	80	25	57	0	102	3	7	-55
Sommergerste	NW	17	28	58	130	159	16	2	11

Dargestellt sind der N_{\min} -Startgehalt ($N_{\min, \text{start}}$) und der N_{\min} -Endgehalt ($N_{\min, \text{ende}}$) sowie die Jahressummen der Mineralisation (N_m), der N-Düngung (N_f), der N-Aufnahme (N_a), der N-Auswaschung (N_l), der Denitrifikation (N_d) und der Speicheränderung (ΔN_s). Alle Angaben sind in der Einheit kg/ha.

Der RMSE blieb für alle Schichten unter 1,5 kg/ha und war genauso wie der Variationsbereich des IA von 0,81 (60 - 90 cm) bis 0,98 (30 - 60 cm) ein weiteres Indiz für die plausible Modellierung der N-Flüsse.

Sommergerste

Die Modellierung der Bodenwasserdynamik unter Sommergerste in Nienwohlde fällt im Vergleich zu den anderen Ergebnissen qualitativ ab (Abb. 28). Auffällig ist die große Dynamik des Bodenwassergehalts in der obersten Schicht im Vergleich zu den anderen Testfeldern. Dies liegt an der sandigen Textur, die sehr schnelle Wechsel von Abtrocknung und Vernässung verursacht. Während des Frühjahrs und im Sommer führt eine Kombination aus Grundwasserneubildung und Evapotranspiration zu einer Abnahme der Bodenwasservorräte. Besonders in den unteren Schichten erreichen die Bodenwassergehalte Werte in der Nähe des Welkepunkts. Diese Abnahme wird nicht realistisch abgebildet. Durch die applizierte Bewässerung wird insbesondere die oberste Schicht immer wieder aufgefüllt.

Gerade dieser Effekt spiegelt sich in den Modellergebnissen nicht wider. In den unteren Schichten zeigt sich eine große zeitliche Variabilität der Wasservorräte, die vom Modell ebenso nicht erfasst werden. Nach der Ernte steigt der Bodenwassergehalt wieder an.

Der IA für die einzelnen Schichten variiert zwischen 0,13 (60 - 90 cm) und 0,33 (30 - 60 cm) (Tabelle 12). Der modellierte Gesamtabfluss (327 mm) liegt im Bereich der angegebenen Langzeitmessungen (300 - 400 mm) (BMU, 2000).

Weil keine feldspezifische Kalibrierung vorgenommen wurde und wegen der Probleme, die sich aus den Unwägbarkeiten der inhomogenen Bewässerungsmenge ergeben, fallen die Resultate schlechter aus als bei den anderen Testfeldern. Dennoch stellen sie eine akzeptable Grundlage für die N-Modellierung unter Sommergerste dar.

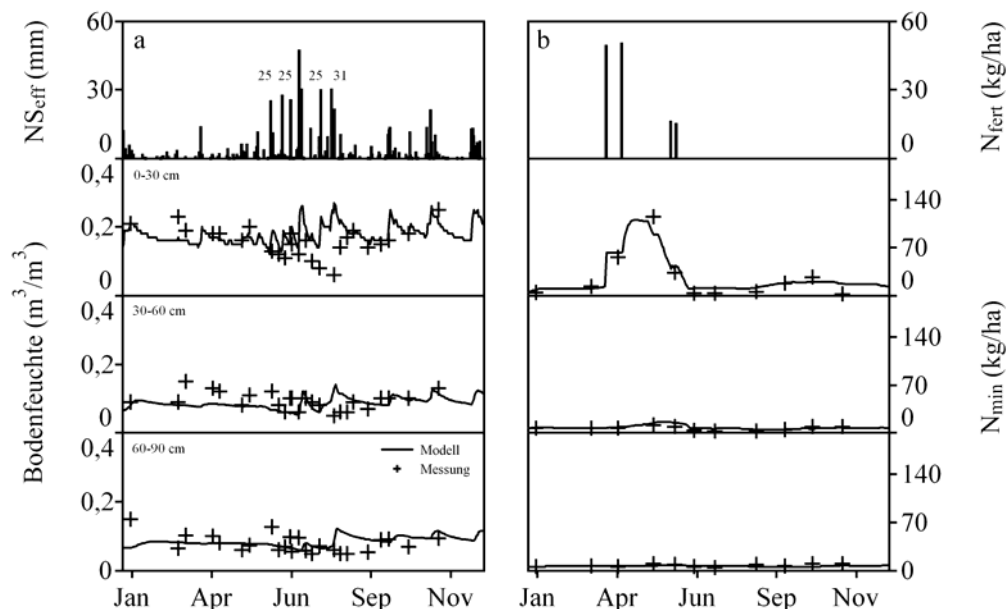


Abb. 28. Schichtspezifisch modellierte und gemessene Wasser- (a) und N_{min} -Dynamik (b) unter Sommergerste in Nienwohlde (1. Januar - 31. Dezember 1991). NS_{eff} ist der effektive Niederschlag (Niederschlag-Interzeption), N_{fert} die N-Düngungsmenge; die Ziffern über dem Niederschlag repräsentierten die Bewässerungsmenge.

Die modellierte N_{min} -Dynamik in den beiden oberen Bodenschichten stimmt sehr gut mit den Messungen überein (Tabelle 12). Sowohl der Anstieg des N_{min} -Gehalts durch die Düngung als auch der Entzug durch die Aufnahme der Pflanzen werden sehr gut abgebildet. Auffällig ist, dass die Pflanzenentnahme fast ausschließlich aus der oberen Schicht erfolgt. Aus den Messungen geht hervor, dass die N_{min} -Dynamik unterhalb der ersten 30 cm deutlich reduziert und der N_{min} -Vorrat gering ist. Diese Unterschiede bei den absoluten Mengen und in der Dynamik werden durch die Modellierung sehr gut erfasst.

Die modellierte Mineralisierung (58 kg/ha) fällt sehr klein aus, was aus dem geringen Anteil organischen Materials im Boden resultiert. Die berechnete, geringe N-Auswaschung (16 kg/ha) für einen Sandboden ist wegen der minimalen Nitrat-Vorräte in der tiefsten Schicht plausibel. Günstige Bedingungen für die Denitrifizierung treten wegen der hohen Permeabilität des Sandbodens und der geringen Nitrat-Gehalte im Unterboden nur sehr selten auf.

Der IA variiert von 0,79 (30 - 60 cm) bis 0,97 (0 - 30 cm). In der tiefsten Schicht ist die Modelleffizienz am schlechtesten, was in der geringen N_{\min} -Menge begründet ist, wobei schon kleinste Abweichungen einen großen Effekt auf die Ergebnisse haben. Insgesamt liefert die statistische Auswertung der modellierten N-Dynamik die besten Ergebnisse (Tabelle 12).

5.3.3 Diskussion der Ergebnisse

Das *SNT* zugrunde liegende Modell CERES Maize 2.0 wurde für die Modellierung der Wasser- und N_{\min} -Dynamik im Boden bereits in früheren Studien für zahlreiche Standorte mit unterschiedlichen pedologischen, meteorologischen und Managementbedingungen erfolgreich eingesetzt. Durch die Validierung wurden die Eignung des CERES-Modellansatzes und die Funktionalität von *SNT* zur Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts in DANUBIA erfolgreich demonstriert. Es folgt nun eine kurze Zusammenfassung der Modellergebnisse, wobei ein Schwerpunkt auf der Erläuterung der beobachteten Probleme liegt.

Wasserhaushalt und N_{\min} -Dynamik auf der Feldskala

Insgesamt zeigen die berechnete Bodenwasser- und N_{\min} -Dynamik in den unterschiedlichen Bodenschichten eine sehr gute Übereinstimmung mit den verfügbaren Messungen. Obwohl keine standortspezifische Kalibrierung vorgenommen wurde, ist die Modellgüte sehr zufriedenstellend. Die Auswertung ergab eine hohe Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Messungen (Tabelle 15). Der mittlere IA über alle Testfelder und alle Bodenschichten beträgt für den Bodenwassergehalt 0,66 und für den N_{\min} -Gehalt 0,71. Solche Größenordnungen sind mit der Qualität ähnlicher aktueller Untersuchungen vergleichbar (KROES & ROELSMA, 2007; POST *et al.*, 2007).

Mit zunehmender Profiltiefe nimmt die Übereinstimmung mit den Messungen ab (Tabelle 15), wobei dies gerade bei der N_{\min} -Dynamik durch die teilweise sehr geringen N_{\min} -Gehalte verursacht wird. Ungewöhnliche Diskrepanzen, die sich nicht ausschließlich durch die zu erwartende Modellunsicherheit (z.B. durch die Parametrisierung) erklären lassen, treten

einmal bei der N_{\min} -Modellierung unter Winterweizen in Feienberg und zum anderen bei der Modellierung des Bodenwassergehalts unter Sommergerste in Nienwohlde auf.

Tabelle 15. Schichtspezifische statistische Auswertung des modellierten Bodenwassergehalts (θ) und des N_{\min} -Gehalts (N_{\min}) über alle Testfelder

Tiefe (cm)	RMSE		IA	
	θ (m ³ /m ³)	N_{\min} (kg/ha)	θ	N_{\min}
00 – 30	0,02	4,86	0,73	0,87
30 – 60	0,03	1,82	0,70	0,76
60 – 90	0,02	6,48	0,57	0,51
00 – 90	0,02	4,39	0,66	0,71

Unter Winterweizen in Feienberg wird zum Zeitpunkt der zweiten N-Applikation der gemessene N_{\min} -Gehalt im Boden unterschätzt. Eine mögliche Ursache könnte eine höhere N-Düngemenge als die angegebene sein oder eine Unterschätzung der N-Mobilisierung aus der organischen Substanz. Der Unterschied zwischen der zweiten Düngung und der nächsten Messung (8. Mai 2005) beträgt 54 kg/ha. Dieser Wert entspricht in etwa der kurz darauf beobachteten Abnahme des N_{\min} -Gehalts (59 kg/ha). Trotz der Diskrepanz zwischen dem modellierten und dem gemessenen absoluten N_{\min} -Gehalt von 46 kg/ha am 8. Mai 2005 war die richtig berechnete Abnahme ein Indiz für die Modellfunktionalität.

Die größten Gegensätze zeigt der Vergleich der Bodenwasserdynamik unter Sommergerste in Nienwohlde. Ergebnisse früherer Studien (SVENDSEN, 1995; KERSEBAUM, 1995) deuten auf eine unregelmäßige Verteilung der Bewässerungsmenge als Ursache für die schlechte Übereinstimmung hin. Ein zusätzlicher Testlauf, bei dem keinerlei Bewässerung angenommen wurde, zeigt, dass die so modellierten Bodenwassergehalte in der Regel zwischen den Ergebnissen mit und ohne Bewässerung liegen. Daher erscheint die Möglichkeit, dass nicht die gesamte angegebene Wassermenge am Ort der Messungen ankam, als sehr wahrscheinlich.

5.4 Flächenintegrierende Modellvalidierung

Es besteht ein Mangel an flächenintegrierenden Verfahren zur Validierung der modellierten N-Dynamik im Boden (KERSEBAUM & WENKEL, 1998). Eine Möglichkeit bietet der Vergleich der Modellergebnisse mit Wasserqualitätsparametern. Die im Grundwasser messbare N-Konzentration wird standardmäßig an GW-Messstellen bestimmt. Sie ist ein räumlich und zeitlich stark integrierender Parameter, der ein Resultat der komplexen Wechselwirkungen im

N-Haushalt an der Landoberfläche ist. Daher wurde die modellierte N-Konzentration im Sickerwasser mit GW-Messungen auf der Skala von Messstelleneinzugsgebieten validiert.

5.5.1 Validierung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser

SNT modelliert die N-Konzentration im Sickerwasser (N_{konz}) der untersten Bodenschicht. Dabei ist die Landbewirtschaftung von besonderer Bedeutung, weil N_{konz} im Sickerwasser durch die diffusen N-Einträge auf landwirtschaftlichen Nutzflächen maßgeblich beeinflusst wird.

Wegen der konzeptionellen Schwierigkeiten beschränken sich die Ziele der Untersuchung auf den Nachweis, (1) die modellierte N-Konzentration in der richtigen Größenordnung darzustellen, (2) die räumliche Variabilität zu erfassen und (3) die Höhe der saisonalen Amplitude plausibel wiederzugeben.

Dazu wurde N_{konz} mit GW-Messungen auf der Skala von Messstelleneinzugsgebieten verglichen. Für den Vergleich standen langjährige Zeitreihen und Angaben über die mittlere gemessene N-Konzentration im Grundwasser zur Verfügung. Wegen der langen Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer wurde ein gleitender Mittelwert für die Validierung berechnet. Der Mittelungszeitraum orientierte sich an der mittleren Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer.

Der Vergleich mit gemessenen GW-Konzentrationen ist problematisch und nicht für alle Messstellen sinnvoll, weil die N-Konzentration im Aquifer durch eine Reihe unterschiedlicher Faktoren beeinflusst wird. Dazu gehören in erster Linie:

- die variierende vertikale Verteilung der N-Konzentration im Aquifer
- die NO_3 -Freisetzung durch Denitrifizierung im Grundwasser
- die Verlagerungsgeschwindigkeit von NO_3 im Übergangsbereich
- der Grundwasserzustrom bzw. Zustromkonzentration
- die geogene GW-Beschaffenheit
- der variierende GW-Flurabstand
- die Landnutzungsdynamik
- die Bewirtschaftungspraxis
- punktuelle N-Einträge

Eine vollständige Kenntnis über alle Einflussfaktoren besteht in den seltensten Fällen. FANK (1999) hält den Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser aus einem Testgebiet mit der gemessenen Konzentration im Grundwasser jedoch für zulässig. Eine Voraussetzung dafür ist allerdings die selektive Auswahl geeigneter Messstellen und die Flächengewichtung der N-Verluste über die einzelnen homogenen Teilflächen des Testgebiets.

Die Identifizierung geeigneter Messstellen orientierte sich an der Minimierung potentieller Unsicherheiten und der Verfügbarkeit möglichst vieler Zusatzangaben zur Charakterisierung der Messstelle. Tabelle 16 zeigt eine Übersicht der natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren auf die N-Konzentration im Sickerwasser, die für die Beurteilung der Messstellen hilfreich sind.

Tabelle 16. Faktoren für die N-Auswaschung aus der ungesättigten Bodenzone (RENGER, 2002)

Klima	Boden	(Land-)Nutzung	Düngung
Niederschlagsmenge und -verteilung ^{1,2}	Relief ¹	Pflanzenart ^{1,2}	Menge ²
Beregnung ^{1,2}	Bodenart ^{1,2}	Bodenbedeckung ^{1,2}	Art ²
Klimatischer Verdunstungsanspruch ¹	Bodenartenschichtung ^{1,2}	Bodenbearbeitung ^{1,2}	Aufteilung ²
	Stickstoffvorrat ²		Zeitpunkte ²
	Mineralisierungs- vermögen ²		
	Grundwasserflurabstand ¹		

¹ Einfluss auf Grundwasserneubildung, ² Einfluss auf Konzentration im Sickerwasser

Insbesondere die Verweilzeit zwischen der Untergrenze des effektiven Wurzelraums und der Grundwasseroberfläche sollte möglichst gering sein (im Idealfall entspricht der effektive Wurzelraum der ungesättigten Bodenzone), um die Beeinflussung durch Transformationsprozesse und Verzögerungseffekte (z.B. Diffusion, Adsorption) in der Übergangszone zu minimieren. Für die Validierung kamen daher nur Messstellen zum Einsatz, die folgende Kriterien erfüllten:

- Verfügbarkeit langjähriger Zeitreihen mit mehreren Messungen pro Jahr
- geringer GW-Flurabstand (< 2 m)
- geringmächtige Deckschicht (< 3 m)
- hohe bis sehr hohe Durchlässigkeit des Grundwasserleiters
- geringe Abstandsgeschwindigkeit im Aquifer
- keine oder geringe Landnutzungsdynamik

Bei der Auswahl der Messstellen wurde zuerst die hydrogeologische Ausstattung des Untersuchungsraums begutachtet (Abb. 29). Dabei erwiesen sich die hydrogeologischen Eigenschaften der Iller-Lech-Schotterplatten und der Fluvioglazialen Schotter im Alpenvorland als besonders günstige Standorte für die Validierung.

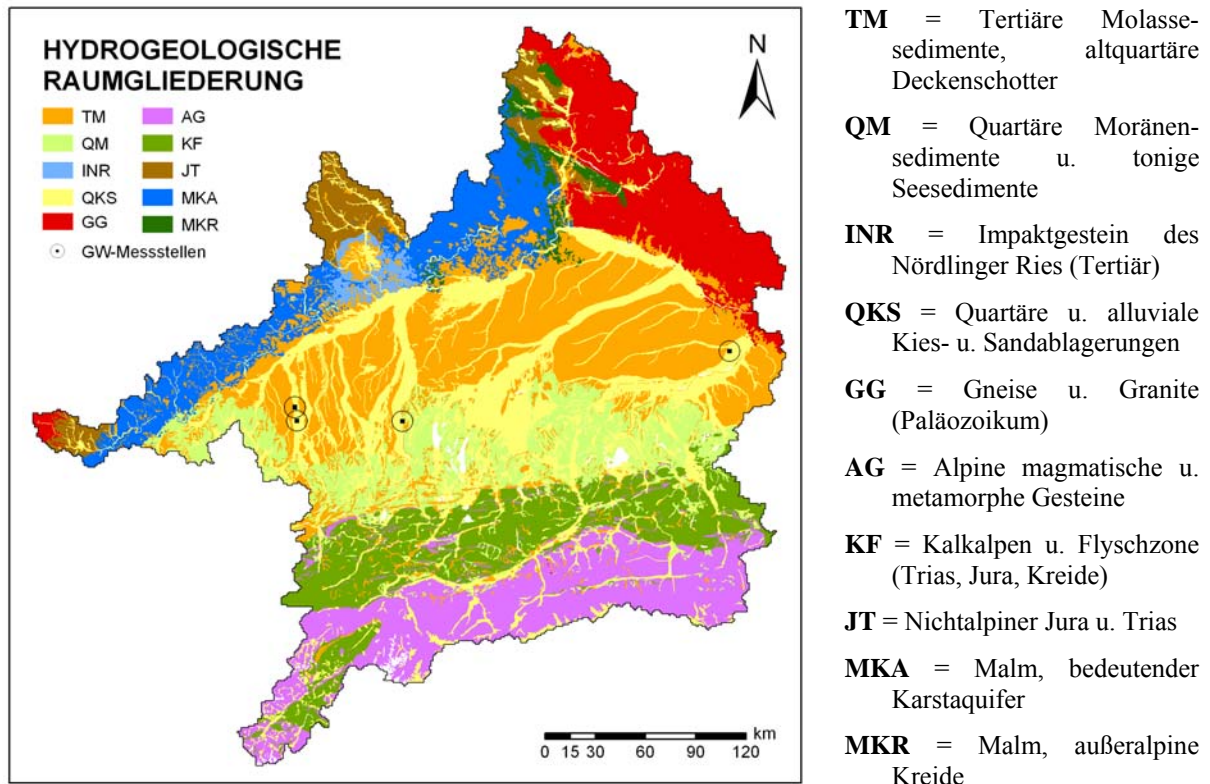


Abb. 29. Hydrogeologische Raumgliederung im Einzugsgebiet der Oberen Donau (BARTHEL *et al.*, 2008) und Lage der Validierungsmessstellen.

Die Iller-Lech-Schotterplatten umfassen den westlichen Bereich des süddeutschen Molassebeckens und bestehen aus tertiären Molassesedimenten (fluviatile, limnische, brackische und marine Lockergesteine). In den Talbereichen der Vorfluter sind quartäre Restschotter verbreitet, die durch geringe Flurabstände und fehlende bzw. geringmächtige Deckschichten nur schwach geschützt sind (DIEPOLDER, 1995). Als fluvioglaziale Schotter werden die quartären Schotterkörper in den Flusstälern von Iller, Mindel, Wertach, Lech, Donau, Isar, Inn und Salzach bezeichnet. Die Grundwasserleiter bestehen dort aus fluvioglazialen Lockergesteinen (Kiese und Sande) mit hoher bis sehr hoher Durchlässigkeit und sind ebenfalls durch geringe Flurabstände und fehlende mächtigere Deckschichten gekennzeichnet (BÜTTNER, PAMER & WAGNER 2003).

Schotter besitzen eine geringere Kontaktfläche und enthalten genebedingt weniger organischen Kohlenstoff und Schichtsilikate, woraus eine geringe Ionenaustauschkapazität

und ein vermindertes Reinigungspotential resultiert (DIEPOLDER, 1995). Daher ist die Beeinflussung der N-Konzentration während der Untergrundpassage durch Wechselwirkungen zwischen Wasser und Gestein bzw. Boden (mechanische Filterung, Ad- und Resorption, Ionenaustausch) in Kombination mit physikalischen, chemischen und biologischen Umsetzungen im Transportmedium Wasser (Aus- und Mitfällung, Metabolisierung) sowie hydrodynamischen Verteilungsvorgängen (Dispersion, Verdünnung) minimal.

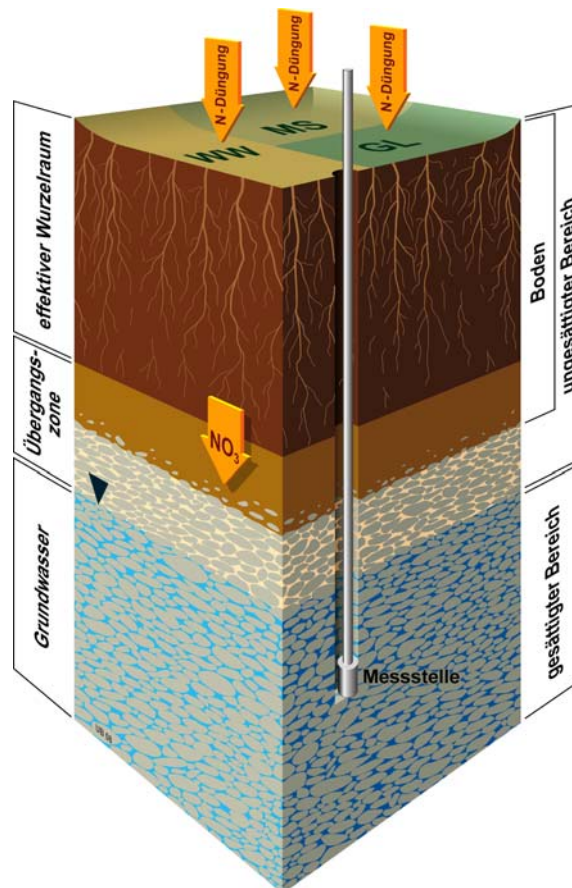


Abb. 30. Modell einer GW-Messstelle für die Validierung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser. WW, MS und GL stehen für die Landnutzungen Winterweizen, Mais und Grünland.

Um auch den Einfluss der Strömungsverhältnisse zu minimieren, boten sich ebene Messstellen an, bei denen vorrangig der vertikale Eintrag aus dem direkten Umfeld entscheidend ist. Zusätzlich bewirkt ein ebenes Relief langsame Strömungsgeschwindigkeiten und weniger Verdünnungseffekte (ZESSNER *et al.*, 2005). Abbildung 30 zeigt modellhaft den Aufbau einer GW-Messstelle.

Insgesamt wurden vier geeignete GW-Messstellen (*Sinningen, Taennelesa, Kaufering, Pocking*) für die Validierung identifiziert. Für jede wurde mit dem Geographischen Informationssystem *ArcMap* ein oberirdisches Einzugsgebiet berechnet. Anschließend wurde

entsprechend der Landnutzungs- und Bodenverteilung die flächengewichtete N-Konzentration im Sickerwasser berechnet. Dabei wurde wegen der geringen Größe der Einzugsgebiete (5 - 20 ha) von einer homogenen nutzungsspezifischen Bewirtschaftungspraxis und homogenen meteorologischen Bedingungen innerhalb eines Einzugsgebiets ausgegangen. Die Eigenschaften der Messstellen sind in Tabelle 17 zusammengefasst.

Tabelle 17. Eigenschaften der Messstelleneinzugsgebiete für die Validierung

Messstelle	Sinningen	Taennelesa	Kaufering	Pocking
Lage	48°08 N 10°05 E	48°07 N 10°05 E	48°05 N 10°52 E	48°24 N 13°18 E
Beobachtungszeitraum	1991-1999	1986-2000	1990-1998	1983-2000
Anzahl der Messungen	25	36	37	67
Bodentyp	Auenboden	Parabraunerde	Auenboden	Parabraunerde
Bodenart	sL	sL	IS (sk)	IS (sk)
Nitrataufenthaltsdauer ¹ (a)	< 1	< 1	< 0,6	< 0,6
Austauschhäufigkeit ² (%/a)	238	212	439	338
Nitratauswaschungsgefährdung ²	hoch	hoch	extrem hoch	extrem hoch
GW-Flurabstand ³ (dm)	10	10	10-20	10
Verweilzeit im Aquifer (Jahre)	0,1-5	0,1-5	5-10	0,1-5

¹ RENGER (2002), ² MÜLLER (1997), ³ WENDLAND *et al.* (1993)

5.4.2 Ergebnisse der flächenintegrierenden Modellvalidierung

Sinningen

Der Beobachtungsbrunnen (BBR) liegt im Illertal in der Gemeinde Kirchberg an der Iller. Mit Hilfe eines DGM wurde für das Einzugsgebiet ein sehr geringes Relief mit Höhen zwischen 532 und 534 ü. NN ermittelt. Messungen zeigten einen mittleren GW-Stand von 531 m ü. NN, der nur geringen jahreszeitlichen Schwankungen zwischen 1 und 3 m unterlag. Der GW-Flurabstand ist als gering einzustufen und beträgt durchschnittlich 10 dm (Tabelle 17). Im Einzugsgebiet sind lehmig-tonige Auenböden aus fluviatilen Sedimenten mit hohem Retentionsvermögen verbreitet. Grünland dominiert die Landnutzungsverteilung (90 %), auf der Restfläche befindet sich Sommergerste (10 %). Die Messstelle ist in den quartären Kiesen und Sanden des oberen Stockwerks verfiltert.

25 Messungen aus dem Zeitraum 1991 bis 1998 standen für den Vergleich zur Verfügung (s. Anhang B3). Die Messreihe dokumentiert eine leicht rückläufige Tendenz der N-Belastung (Abb. 31). Zyklische Schwankungen im Jahreszeitenrhythmus sind in den Daten nicht zu erkennen. Ab 1995 wurde die Beprobung intensiviert.

Insgesamt ist die Messstelle durch eine geringe Dynamik mit einem Variationsbereich zwischen 28 und 40 mg/l gekennzeichnet. Im langjährigen Mittel beträgt die N-Konzentration 34 mg/l. Die Belastungssituation ist als mittel zu bewerten. Die geringe Dynamik passt gut zu den Landnutzungs- und Bodenbedingungen im Einzugsgebiet der Messstelle.

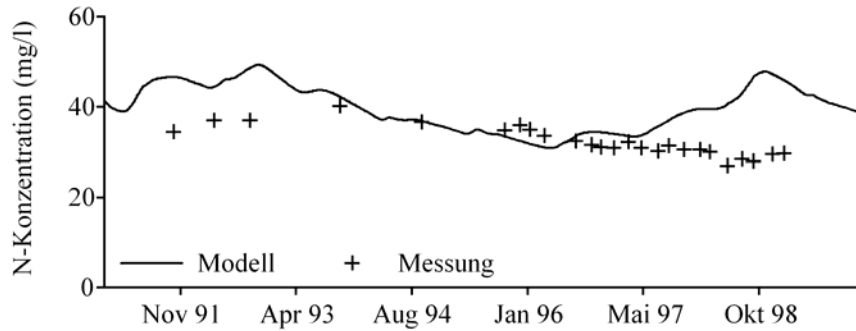


Abb. 31. Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Sinningen, für den Zeitraum von 1991 bis 1998.

Mit einem Wert von 37 ± 3 mg/l liegt die modellierte langjährige N-Konzentration in derselben Größenordnung wie die Messungen (Tabelle 18). Die Amplitude der gemessenen N-Konzentration wird durch die Modellergebnisse gut erfasst. Die leicht rückläufigen Messwerte ab 1996 werden vom Modell nicht abgebildet, weil im Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations* keine Anpassungsreaktionen der Landwirte berücksichtigt werden. Für den Zeitraum von April 1996 bis Ende 1998 wird eine Zunahme der N-Konzentration bis 50 mg/l berechnet, während in den Messungen eine kontinuierliche Abnahme der N-Belastung zu erkennen ist. Hier besteht eine deutliche Diskrepanz zur beobachteten Dynamik, insbesondere weil der modellierte Trend in diesem Zeitraum umgekehrt verläuft. Möglicherweise spiegeln sich in diesem Rückgang der N-Konzentration Instrumente der Agrarumweltprogrammen (z.B. KULAP – Kulturlandschaftsprogramm) wider, die über finanzielle Anreize u.a. den Einsatz von Düngemitteln begrenzen sollen. Solche Effekte können im hier dargestellten Modellverbund *LANDSURFACE-AtmoStations* nicht erfasst werden, wohl aber im Gesamtmodell DANUBIA durch die Kopplung mit dem agrarökonomischen Akteursmodell *FARMING*.

Taennelesa

In direkter Nachbarschaft von BBR Sinningen befindet sich BBR Taennelesa. Das Einzugsgebiet liegt auf einer Höhe zwischen 551 und 553 m ü. NN. Der GW-Flurabstand beträgt im Mittel 10 dm und unterliegt nur geringen Schwankungen. Auf eiszeitlichen

Schotterplatten entwickelten sich Parabraunerden aus sandig-lehmigen Deckschichten. Die Böden sind durch einen hohen Skelettanteil (> 10 %) gekennzeichnet und besitzen wegen ihrer geringen Speicherkapazität nur eine geringe Schutzfunktion gegen N-Austräge. Das Einzugsgebiet der Messstelle ist durch Grünlandnutzung geprägt (72 %), auf dem Rest wird Ackerbau betrieben.

Tabelle 18. Gegenüberstellung der modellierten mittleren N-Konzentration (inkl. Standardabweichung) im Sickerwasser mit GW-Messungen

Messstelle	BBR Sinningen	BBR Taennelesa	Quelle Kaufering	BBR Pocking
Messung (mg/l)	34 ± 2	25 ± 3	34 ± 3	63 ± 6
Modell (mg/l)	37 ± 3	34 ± 2	27 ± 2	56 ± 6

Für die Validierung lagen insgesamt 36 Messungen vor, die in einen Zeitraum zwischen 1986 und 2000 erhoben wurden. Im langjährigen Mittel (25 mg/l) wurden geringere N-Konzentrationen im Grundwasser gemessen als bei BBR Sinningen (Tabelle 18). Insgesamt war die N-Konzentration im Grundwasser wenig dynamisch (Abb. 32), was gut mit der Grünlandnutzung korrespondiert. Zeitgleich mit der Erhöhung der Messfrequenz sank die N-Konzentration ab April 1996 auf ca. 20 mg/l.

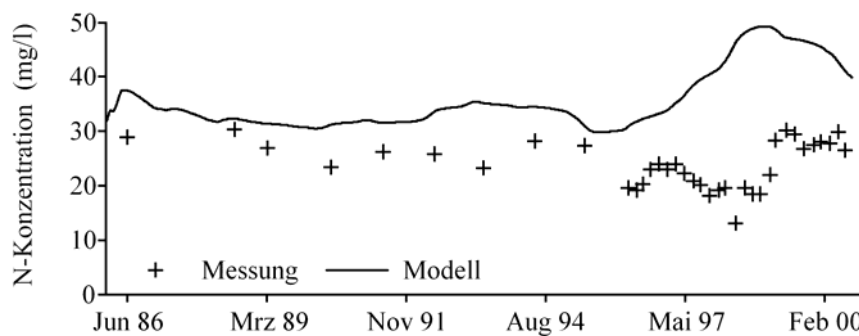


Abb. 32. Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Taennelesa, im Zeitraum von 1986 bis 2000.

Die Modellergebnisse überschätzen die gemessene N-Konzentration während des gesamten Untersuchungszeitraums. Mit einer langjährigen mittleren N-Konzentration von 34 mg/l liegen die Modellergebnisse um 36 % über dem gemessenen Mittelwert. Ähnlich wie bei den Modellergebnissen für BBR Sinningen steigt ab 1996 die modellierte N-Konzentration deutlich an und erreicht Maximalwerte jenseits von 40 mg/l. Zu diesem Zeitpunkt reflektieren die Messwerte einen deutlichen Rückgang der N-Belastung. Die Variationen werden von der Modellierung nicht erfasst.

Kaufering

Die Messstelle Kaufering liegt in der Nähe von Landsberg am Lech und wurde im Jahr 2006 aufgelassen. Die Region ist durch eine geringe Reliefenergie (574 - 578 m ü. NN) geprägt. Der durchschnittliche GW-Flurabstand variiert um 10 bis 20 dm. Entsprechend ihrer Lage im Lechtal kennzeichnen Auenböden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Auensedimenten mit hoher Speicherkapazität die pedologischen Verhältnisse. Im Einzugsgebiet der Messstelle dominieren intensiv bewirtschaftete Wiesen (> 90 %) die Landnutzung.

Die beobachtete N-Konzentration im Grundwasser variierte langfristig nur geringfügig (25 - 40 mg/l) und war durch einen minimalen Rückgang der N-Konzentration ab 1996 gekennzeichnet (Abb. 33). An der Messstelle wurde der Grundwasserkörper in der Regel viermal im Jahr beprobt. Für den Zeitraum von 1990 bis 1999 standen insgesamt 37 Messungen zur Verfügung. Der langjährig gemessene Mittelwert beträgt 34 mg/l und zeigt eine mittlere N-Belastung an (Tabelle 18).

Die Modellierung ergibt eine mittlere N-Konzentration von 27 mg/l und unterschätzt damit den Mittelwert um 20 %. Erst am Ende des Untersuchungszeitraums nähern sich Messung und Modell an. Entgegengesetzt zu den Messungen wird eine leichte, aber kontinuierliche Zunahme der N-Konzentration berechnet. Insgesamt ist die modellierte Dynamik geringer als die gemessene, was auf den langen Mittelungszeitraum zurückzuführen ist. Der Mittelungszeitraum wird mit Hilfe der durchschnittlichen Aufenthaltsdauer des Sickerwassers im Grundwasserkörper geschätzt. Durch den tiefer liegenden GW-Spiegel erscheint der höhere Wert für die durchschnittliche Aufenthaltsdauer durchaus plausibel.

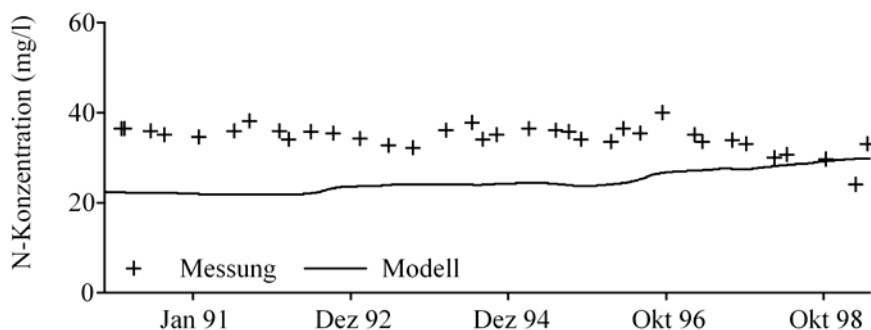


Abb. 33. Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Kaufering, im Zeitraum vom 1990 bis 1999.

Pocking

Im Landkreis Passau-Land befindet sich BBR Pocking. Sein Einzugsgebiet liegt im Inntal und ist durch eine sehr geringe Reliefenergie gekennzeichnet (322 - 324 m ü. NN). Der GW-Spiegel schwankt jahreszeitlich nur wenig und liegt bei 320 m ü. NN. Fluviale Schotterkörper aus dem Quartär bilden das Ausgangssubstrat der Pedogenese. Bei den Böden handelt es sich um Parabraunerden aus sandig-lehmigen Deckschichten über eiszeitlichen Schotterplatten (GLA, 2003). Im Einzugsgebiet dominiert der Maisanbau (80 %). Wegen der skizzierten pedotopographischen Verhältnisse und der N-intensiven ackerbaulichen Bewirtschaftung ist mit einer höheren N-Belastung im Grundwasser zu rechnen als bei den anderen Standorten. Die angezeigte höhere Gefährdung der GW-Qualität durch die N-Einträge wird daher auch intensiver überwacht.

Daher standen insgesamt 67 Messungen für den Beobachtungszeitraum von 1983 bis 2000 zur Verfügung. Auffällig waren der große Variationsbereich (40 - 90 mg/l) und die starke zeitliche Dynamik der N-Konzentration (Abb. 34), die sich aus der Bewirtschaftungspraxis von Mais ergibt. Im Gegensatz zu den durch Grünland geprägten Messstellen wurde hier ein sehr hoher Variationsbereich (50 mg/l) festgestellt. Der Grenzwert der Trinkwasserverordnung von 50 mg/l wurde z.T. deutlich überschritten.

Die modellierte Größenordnung der mittleren N-Konzentration (56 mg/l) stimmt allerdings recht gut mit der beobachteten Größenordnung überein (Tabelle 18). Der langjährige modellierte Mittelwert liegt um 12 % unter den Messungen. Die große Amplitude der Messungen wird durch die Modellergebnisse gut reflektiert, ohne die genaue zeitliche Dynamik zu erfassen. Dieser landnutzungsbedingte Unterschied der N-Belastung des Grundwassers wird durch die Modellierung sehr plausibel abgebildet. Als Ursache für die Diskrepanzen sind zeitliche Verzögerungseffekte zwischen dem Austritt aus der ungesättigten Bodenzone und dem Eintritt in den GW-Körper wahrscheinlich.

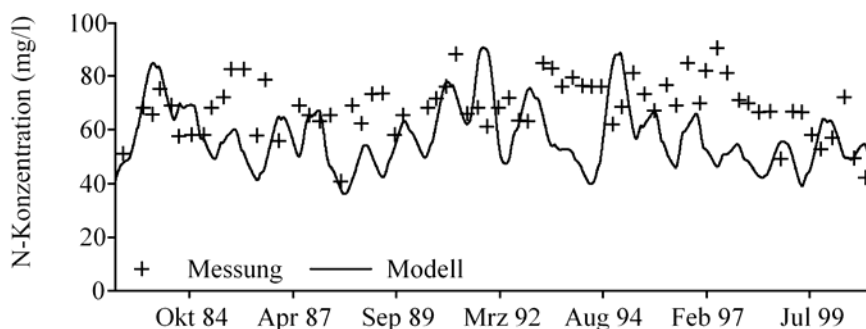


Abb. 34. Vergleich der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser mit der gemessenen N-Konzentration im Grundwasser der Messstelle Pocking, im Zeitraum vom 1983 bis 2000.

5.4.3 Diskussion der Ergebnisse

Die realistische Abbildung der Wasser- und N_{\min} -Dynamik liefert die Voraussetzung für die Modellierung der N-Konzentration im Sickerwasser. Der Vergleich der berechneten N-Konzentration im Sickerwasser mit GW-Messungen an ausgewählten Messstellen zeigt, dass *SNT* geeignet ist, die langjährige gemessene mittlere N-Konzentration an den unterschiedlichen Standorten zufriedenstellend abzubilden (Tabelle 19).

Aufgrund der Schwierigkeiten beim Monitoring gibt es nur wenige flächendeckende Angaben über die räumliche Verteilung der N-Konzentration im Sickerwasser. Vergleichswerte aus dem Atlas zum Nitratstrom in der BRD (Nitrat-Atlas) (WENDLAND *et al.*, 1993) und dem Nitratbericht Bayern (LFW, 2001) liegen in der gleichen Größenordnung wie die Modellergebnisse (Tabelle 19). Bei BBR Pocking überschätzen die Literaturangaben den langjährigen Mittelwert, während die Modellergebnisse nur eine geringfügige Abweichung (7 mg/l) anzeigen.

Tabelle 19. Gegenüberstellung der modellierten N-Konzentration im Sickerwasser ausgewählter Messstellen mit Literaturangaben

Messstelle	<i>BBR Sinningen</i>	<i>BBR Taennelesa</i>	<i>Quelle Kaufering</i>	<i>BBR Pocking</i>
Modell (mg/l)	37 ± 3	34 ± 2	27 ± 2	56 ± 6
Nitrat-Atlas (mg/l) ¹	25-50	25-50	25-50	75-100
Nitratbericht (mg/l) ²	25-50	25-50	25-50	75-100

¹ WENDLAND *et al.* (1993), ² LFW (2001)

Eine genaue Erklärung der Ursachen für die Abweichungen zwischen den Messreihen und den berechneten Werten ist innerhalb dieser Untersuchung nicht möglich. Der Einfluss der Variabilität von Landnutzungs-, Boden-, und Managementparametern sowie die mit der Messung verbundenen Unsicherheiten lässt die Identifizierung eines eindeutigen Zusammenhangs zwischen Ursache und Wirkung nicht zu.

Ein weiteres Indiz für die treffende Modellierung der N-Konzentration liefert auf der regionalen Skala der Vergleich der Modellergebnisse mit Angaben aus dem Nitratbericht. Der Vergleich ist aufgrund der vollständigen Abdeckung durch das Einzugsgebiet der Donau nur für den Regierungsbezirk Oberbayern sinnvoll. Für letzteren ist die Nitratbelastung des Grundwassers an 920 Messstellen im Jahr 2000 bekannt. Den modellierten Flächenanteilen der Nitratbelastungsklassen (N_c) wurde dafür die Verteilung der Nitratbelastung der einzelnen Messstellen gegenübergestellt (Abb. 35).

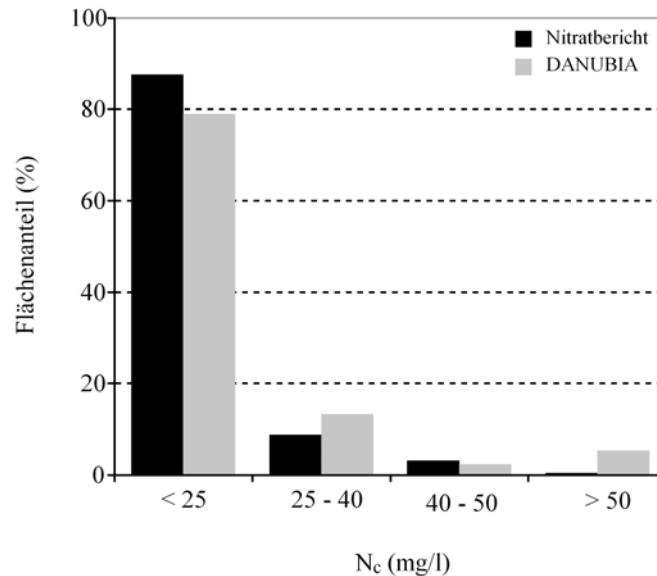


Abb. 35. Gegenüberstellung der modellierten Flächenanteile der Nitratbelastungsklassen und den Angaben aus dem Nitratbericht (LFW, 2001) für den Regierungsbezirk Oberbayern im Jahr 2000.

Die Gegenüberstellung zeigt eine hohe Übereinstimmung zwischen den berechneten Flächenanteilen und den offiziellen Angaben. Der Flächenanteil der geringsten Nitratbelastungsklassen wird durch die Modellierung um 8 % unterschätzt, während es bei der nächsthöheren Klasse umgekehrt ist. Die Modellierung überschätzt den Flächenanteil der Klasse über 50 mg/l. Insgesamt wird die Verteilung der Nitratbelastung aber sehr zufrieden stellend abgebildet.

5.5 Analyse der Modellsensitivität

Um das Modellverhalten abzuschätzen, ist die Untersuchung der Modellsensitivität ein geeignetes Mittel (HATTERMANN *et al.*, 2005; RATO *et al.*, 2001). Besonders für die integrative Modellierung auf der regionalen Skala liefert eine Sensitivitätsanalyse wichtige Erkenntnisse über den Einfluss der Modellparameter, der Eingabedaten sowie der Initialisierung.

5.5.1 Einfluss der Parametrisierung, Eingabedaten und Initialisierung

Für die Heraufskalierung von *SNT* war die Kenntnis der Modellsensitivität auf die Eingabedaten wegen der abnehmenden Datenqualität auf der regionalen Skala eine wichtige Voraussetzung. Gerade die exakte Parametrisierung der sensitiven Parameter ist von entscheidender Bedeutung. Durch die Kenntnis der Effekte, die sich aus der

Modellsensitivität ergeben, resultiert zusätzlich die leichtere Unterscheidbarkeit von denen, die durch klimatische Änderungen bedingt sind.

Für die Bestimmung der Sensitivität wurden die einzelnen Parameter über einen realistischen Bereich unter Konstanthaltung der übrigen Parameter variiert. Zur Bestimmung der Sensitivität wurden die Änderungen der N-Auswaschung quantifiziert, weil sie die wichtigste Modellausgabe darstellt und von allen anderen Bodenprozessen abhängig ist. Ziele der Sensitivitätsstudie waren (1) die Bestimmung der Sensitivität der N-Auswaschung und (2) die Identifizierung der kritischen Parameter und Prozesse, auf die die N-Auswaschung besonders sensitiv reagiert.

Für die Studie wurden die Parameter mit dem größten erwarteten Effekt auf die N-Auswaschung ausgewählt. Als Maß für die Sensitivität wurde die prozentuale Veränderung der N-Auswaschung am Ende des Beobachtungszeitraums gegenüber dem Referenzergebnis verwendet. Die Sensitivitätsanalyse wurde in zwei Abschnitte unterteilt, um (1) die Veränderungen ohne Wechselwirkungen mit dem Pflanzenwachstum und (2) die Änderungen mit pflanzenspezifischen Wechselwirkungen zu quantifizieren.

Als meteorologischer Antrieb wurde eine Messreihe aus dem Testgebiet Feienberg für den Zeitraum vom 1. September 2004 bis zum 31. August 2005 verwendet.

(1) Modellsensitivität ohne Wechselwirkungen mit dem Pflanzenwachstum

Um Sensitivitätsunterschiede zwischen den unterschiedlichen Bodenarten zu ermitteln, wurden Analysen für die drei Hauptbodenarten Sand, Schluff und Ton durchgeführt. Es wurden homogene Bedingungen innerhalb des Bodenprofils angenommen. In Tabelle 20 sind die bodenartspezifischen und in Tabelle 21 die bodenunabhängigen Parameter sowie der jeweilige getestete Parameterraum dargestellt.

Tabelle 20. Bodenartspezifische Minimum- (MIN), Referenz- (REF) und Maximalwerte (MAX) des Bodenwassergehalts bei Variation der Feldkapazität (Θ_{FK}) und Variation der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (K_{sat})

Parameter	S			U			T		
	MIN	REF	MAX	MIN	REF	MAX	MIN	REF	MAX
Θ_{FK} (m ³ /m ³)	2	7	16	26	29	40	33	40	47
K_{sat} (cm/s)	10 ⁻³	3,4*10 ⁻³	10 ⁻¹	10 ⁻³	5*10 ⁻⁴	10 ⁻⁵	10 ⁻⁴	2,6*10 ⁻⁵	10 ⁻⁶

Der getestete Parameterraum wurde durch eine realistische Spannweite von Feldmessungen und Laborwerten definiert (ANDERTON *et al.*, 2002), wobei der Referenzwert nicht

automatisch dem Mittelwert entsprach und die Schrittweite zwischen den Werten variabel sein konnte.

Für die Bestimmung der Spannweite realistischer N_{\min} -Startwerte landwirtschaftlich genutzter Böden wurden Messergebnisse herangezogen. Angaben aus der Literatur (AID, 2002) und Beobachtungen der N_{\min} -Restwerte unter diversen Nutzpflanzen (LFL, 2006) ergaben einen realistischen Variationsbereich von 0 bis 100 kg N_{\min} /ha.

Tabelle 21. Minimum- (MIN), Referenz- (REF) und Maximalwerte (MAX) der Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt (N_{\min}), organischer Kohlenstoff (C_{org}), Humusabbaurate (DR_{Hum}), Abweichung der Bodentemperatur (T_{Bod}), Niederschlagsmenge (NS) sowie Abweichung der Niederschlagsmenge der Extremereignisse (NS_{extr})

	N_{\min} (kg/ha)	C_{org} (%)	DR_{hum} (-)	T_{Bod} (C°)	NS (mm)	NS_{extr} (%)
MIN	0	0,75	$2 \cdot 10^{-5}$	- 4	367	- 60
REF	40	2,00	$8,3 \cdot 10^{-5}$	-	917	-
MAX	100	3,75	$1 \cdot 10^{-4}$	+ 4	1440	+ 60

In der organischen Substanz ist bis zu 95 % des Bodenstickstoffvorrats gebunden (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998). Die Variabilität des C_{org} -Anteils landwirtschaftlich genutzter Mineralböden in der Testregion wurde aus Literaturwerten, eigenen Feldmessungen und aus Angaben der Landwirte geschätzt. Es wurde angenommen, dass der Kohlenstoffanteil in der Biomasse 58 % beträgt, das C/N-Verhältnis gleich 10 ist und organisches Material nur in der obersten Bodenschicht vorkommt (SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL, 1998).

Wie NIELSEN *et al.* (1973) beschrieben, wurden im Gelände für die hydraulische gesättigte Leitfähigkeit (K_{sat}) extrem große Varianzen innerhalb einer Bodenart gemessen. Um die Variabilität bodenartspezifisch zu untersuchen, wurden die Minimal- bzw. Maximalwerte für die Hauptbodenarten Sand, Schluff und Ton der Literatur entnommen (HILLEL, 1998; DINGMAN, 2002).

Der getestete bodenartspezifische Parameterraum für den Bodenwassergehalt bei Feldkapazität (Θ_{FK}) basierte ebenfalls auf Literaturangaben (HILLEL, 1992; MAIDMENT, 1993; AG BODEN, 1996).

Die Humusabbaurate bestimmt die Geschwindigkeit des Humusabbaus. Für die Sensitivitätsstudie wurde ein Variationsbereich der Abbaurate gewählt, der auf Laborexperimenten von JOHANSSON *et al.* (1987), JANSSON & ANDERSSON (1988) und JEMISON, JABRO & FOX (1994) basiert.

Durch die Temperaturabhängigkeit der mikrobiellen Aktivität wirken sich Temperaturänderungen auf die Geschwindigkeit der N-Transformationsprozesse aus. Für den Sensitivitätstest wurde ein Variationsbereich von maximal $\pm 4^\circ \text{C}$ gewählt.

Die N-Auswaschung hängt stark von der Niederschlagsmenge ab. Wegen Unsicherheiten bei der Niederschlagsinterpolation (bei singulären und regional begrenzten Niederschlagsereignissen können Abweichungen bis zu 60 % auftreten), wurde die Sensitivität der N-Auswaschung für eine Spannweite des Niederschlags von $\pm 60\%$ getestet.

Infolge des Klimawandels wird eine Erhöhung der Starkregenintensität und eine höhere Wiederkehrwahrscheinlichkeit (T) solcher Niederschlagsereignisse erwartet (IPCC, 2001). Für die Studie wurde daher die Niederschlagsmenge der Starkregenereignisse während des modellierten Zeitraums ($> 40 \text{ mm/Tag}$, $T = 1 \text{ Jahr}$) um bis zu 50 % erhöht und der Effekt auf die N-Auswaschung quantifiziert.

(2) Modellsensitivität mit pflanzenspezifischen Wechselwirkungen

Im zweiten Teil der Sensitivitätsstudie wurden die dynamischen Wechselwirkungen im System Boden-Pflanze berücksichtigt. Um den Einfluss von Phänologie und Bewirtschaftung unterschiedlicher Nutzpflanzen zu evaluieren, wurden die Testfelder für Winterweizen (1. Oktober 2004 - 31. Juli 2005) und Zuckerrüben (1. März - 31. Oktober 2005) in Feienberg für die Studie verwendet. Aufgrund der unterschiedlichen Phänologie (bzw. Standzeit) eignete sich der Vergleich von Winterweizen und Zuckerrüben in besonderer Weise.

Auch in dieser Studie wurde die Sensitivität der N-Auswaschung auf Änderungen der Bodeneigenschaften (N_{\min} , C_{org} , K_{sat}) und des Niederschlags analog zur Vorgehensweise der bodenspezifischen Analyse getestet. Bezogen auf die regionale Modellierung ist zusätzlich auch die Abschätzung der Sensitivität auf unterschiedliche Bewirtschaftungsentscheidungen wichtig. Daher wurde die Untersuchung um die Faktoren Düngungsmenge (DG_{menge}), Düngungstermin (DG_{termin}), Düngungsart und Saattermin (ST_{termin}) ergänzt. In Tabelle 22 ist der getestete Variationsbereich dargestellt.

In der Praxis richtet sich die N-Düngungsmenge nach dem Pflanzenbedarf und der N_{\min} -Restmenge im Boden. Für die Untersuchung wurde der Variationsbereich ausschließlich aus den minimalen und maximalen Pflanzenbedarf abgeleitet. Realistische Bereiche des N-Bedarfs der getesteten Feldfrüchte wurden der Literatur entnommen (z.B. AID, 2002; KTBL, 2005).

Tabelle 22. Minimum- (MIN), Referenz- (REF) und Maximalwerte (MAX) der Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt (N_{\min}), organischer Kohlenstoff (C_{org}), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}), Niederschlagsmenge (NS), Düngungsmenge (DG_{menge}), Düngungstermin (DG_{termin}) und Saattermin (ST_{termin})

Feldfrucht	Winterweizen			Zuckerrüben		
	MIN	REF	MAX	MIN	REF	MAX
N_{\min} (kg/ha)	0	48	100	0	30	100
C_{org} (%)	0,75	2,0	3,75	0,75	1,5	3,75
K_{sat} (cm/s)	10^{-5}	$1,5 \cdot 10^{-4}$	10^{-3}	10^{-5}	$1,5 \cdot 10^{-4}$	10^{-3}
NS (mm)	367	917	1467	358	894	1430
DG_{menge} (kg N/ha)	145	180	235	128	160	224
DG_{termin} (TdJ)	60/97/166	74/111/180	81/118/187	-	91/104	112/125
ST_{termin} (TdJ)	275 ²	289 ²	296 ²	87	108	-

¹ Tag des Jahres, ² im Jahr 2004

Der Zeitpunkt der Düngung besitzt einen großen Effekt auf die N-Auswaschung. Daher ist die Kenntnis der Düngungstermine für die N-Modellierung sehr wichtig. Um die Auswirkungen quantifizieren zu können, wurden die Applikationszeitpunkte für alle Gaben um denselben Zeitraum und in dieselbe Richtung verschoben. Die zeitlichen Intervalle für die einzelnen Düngegaben basieren auf empirischen Angaben (KTBL, 2005).

Der Saattermin beeinflusst den Zeitpunkt der N-Aufnahme und hat somit einen direkten Einfluss auf die N-Auswaschung. In der Studie wurde der Saattermin bei Winterweizen um jeweils sieben Tage nach vorn bzw. hinten gelegt. Da die Zuckerrüben sehr spät gesät wurden, wurde nur ein früherer Saattermin getestet.

Bei der Düngungsart ist die Bindungsform des Stickstoffs entscheidend. Pflanzen sind in der Lage, mineralischen Stickstoff aufzunehmen. Organisch gebundener Stickstoff, wie er z.B. bei der Düngung mit Gülle aufgebracht wird, ist nicht sofort pflanzenverfügbar. Erst mit dem mikrobiellen Umbau wird der Stickstoff in mineralischer Form als Ammonium mobilisiert. Die Studie zeigt, wie sich die Applikation unterschiedlicher Düngungsarten auf die Modellierung der N-Auswaschung auswirkt. Aus Gründen der Interpretierbarkeit wurde während eines Modelllaufs für alle N-Gaben dieselbe Düngungsart verwendet. Als mineralische Düngungsarten wurden zwei typische Mineraldünger, nämlich Kalkammonsalpeter (KAS) (Nitrat:Ammonium 1:1) und Ammonium-Nitrat-Harnstofflösung (AHL) (Nitrat:Ammonium:Harnstoff 1:1:2) getestet. Stellvertretend für die organischen Dünger wurden Rindergülle (Organ-N:Mineral-N 1:1) und Schweinegülle (Organ-N:Mineral-N 1:2) getestet.

5.5.2 Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse

(1) Modellsensitivität ohne Wechselwirkungen mit dem Pflanzenwachstum

Einfluss des N_{\min} -Anfangsgehalts

Die N-Auswaschung reagierte sehr sensitiv auf den initialen N_{\min} -Gehalt im Boden (Abb. 36). Hier traten die größten Abweichungen gegenüber dem Referenzergebnis auf (120 %). Insbesondere bei den schwereren Böden resultierte der maximale N_{\min} -Anfangsgehalt (100 kg/ha) in mehr als einer Verdopplung der N-Auswaschung (120%). Im Gegensatz dazu reagierte die N-Auswaschung bei Sandböden weniger sensitiv (75%), weil dort bereits bei der Referenz eine sehr hohe N-Auswaschung berechnet wurde. Insgesamt zeigten alle Böden hinsichtlich der N-Auswaschung eine hohe Sensitivität gegenüber dem N_{\min} -Anfangsgehalt.

Einfluss des organischen Kohlenstoffanteils

Die Sensitivität der N-Auswaschung auf die initialen C_{org} -Anteile war bei Schluffböden größer (130%) als bei Sand- oder Tonböden (Abb. 36). Die stärkere N-Mobilisierung aus der organischen Substanz hatte eine höhere N-Auswaschung zur Folge.

Die N-Auswaschung aus Ton- und Sandböden reagierte deutlich weniger sensitiv auf die Initialisierung des C_{org} -Anteils (Abb. 36). Tonböden sind wegen ihrer physikalischen Eigenschaften durch eine hohe Pufferkapazität gekennzeichnet, welche für eine effektivere Speicherung des durch die N-Mineralisierung zusätzlich freigesetzten Stickstoffs sorgte. Insgesamt war die Sensitivität gegenüber der Höhe des organischen Kohlenstoffgehalts geringer als der des initialen Mineralstickstoffs.

Einfluss der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit

Die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit ist eine wichtige Steuerungsgröße für die Wasserflüsse im Bodenprofil. Wegen der Abhängigkeit von der Wasserverlagerung reagierte die N-Auswaschung sehr stark auf die Parametrisierung von der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit (Abb. 36). Die maximale Abweichung wurde für Tonböden berechnet (95 %).

Eine N-Verlagerung fand unter den Testbedingungen in Tonböden aufgrund der extrem geringen Permeabilität so gut wie nicht statt. Wegen der sich verschlechternden Mineralisierungsbedingungen zeigten die Modellausgaben eine nicht-lineare Reaktion auf die Parametrisierung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit. Über oder unter einem bodenartsspezifischen Optimum des Bodenwassergehalts waren die Bedingungen für die

Mineralisierung entweder zu trocken oder gesättigt. Als Folge davon nahm die freigesetzte Stickstoffmenge ab. Auf diese Weise ließ sich die Reduktion der N-Auswaschung trotz der höheren Durchlässigkeit begründen.

Für Sandböden mit der ohnehin höchsten Durchlässigkeit zeigten sich nur geringe Abweichungen. Dies lag daran, dass bereits bei der Referenzparametrisierung nahezu der gesamte Nitratstickstoff aus dem Profil ausgewaschen wurde.

Einfluss der Feldkapazität

Der Einfluss der Feldkapazität auf die N-Auswaschung war gering, aber nicht linear und von dem Verhältnis Niederschlag zu Retentionsvermögen abhängig. Unter den gegebenen Bedingungen nahm die modellierte N-Auswaschung aus dem Sandboden bei maximaler Feldkapazität um 30% ab (Abb. 36).

Ein unterschiedliches Verhalten zeigte sich bei Tonböden, die wegen der typischen hohen Wasserspeicherfähigkeit weniger sensitiv reagierten (< 15 %). Mit der Erhöhung der Feldkapazität stieg auch die Mineralisierung an. Durch diesen Effekt erschien eine Erhöhung der N-Auswaschung um 11% bei maximalem Retentionsvermögen plausibel.

Einfluss der Humusabbaurate

Die modellierte N-Auswaschung zeigte nur im Sandboden eine besondere Reaktion auf die Änderung der Humusabbaurate (Abb. 36). Bei der minimalen Parametrisierung reduzierte sich die ins Grundwasser verlagerte N-Menge um 25 %. Weniger sensitiv war die N-Auswaschung bei der höchsten Abbaurate, was an der Ähnlichkeit von Maximal- und Referenzwert lag.

Die N-Auswaschung in Schluffböden zeigte bei einer Verringerung der Humusabbaurate ein ähnliches Verhalten wie Sandböden. Allerdings nahm die N-Auswaschung weniger stark ab (-8 %). Tonböden reagierten kaum auf die Änderung der Humusabbaurate. Die hohe Speicherkapazität des Tonbodens verhinderte eine starke Erhöhung der N-Auswaschung.

Einfluss der Bodentemperatur

Die Sensitivität der N-Auswaschung auf die Bodentemperatur ist bei allen Böden in etwa gleich (max. 13 %) (Abb. 36) und im Vergleich zu anderen Faktoren gering. Aufgrund der erhöhten mikrobiellen Aktivität wurde mehr Stickstoff aus der organischen Substanz

freigesetzt und anschließend nitrifiziert. Mit sinkenden Bodentemperaturen nimmt die N-Auswaschung aufgrund der geringen N-Mineralisierung ab.

Einfluss der Gesamtniederschlagsmenge

Die N-Auswaschung reagierte bei allen Bodenarten sehr sensitiv auf die Niederschlagsmenge. Die maximale Abweichung von 78% ergab sich bei Tonböden im Falle der höchsten Niederschlagsreduktion (-60%) (Abb. 36). Generell war die Sensitivität der N-Auswaschung bei einer Reduzierung der Niederschlagsmenge größer als bei einer Erhöhung.

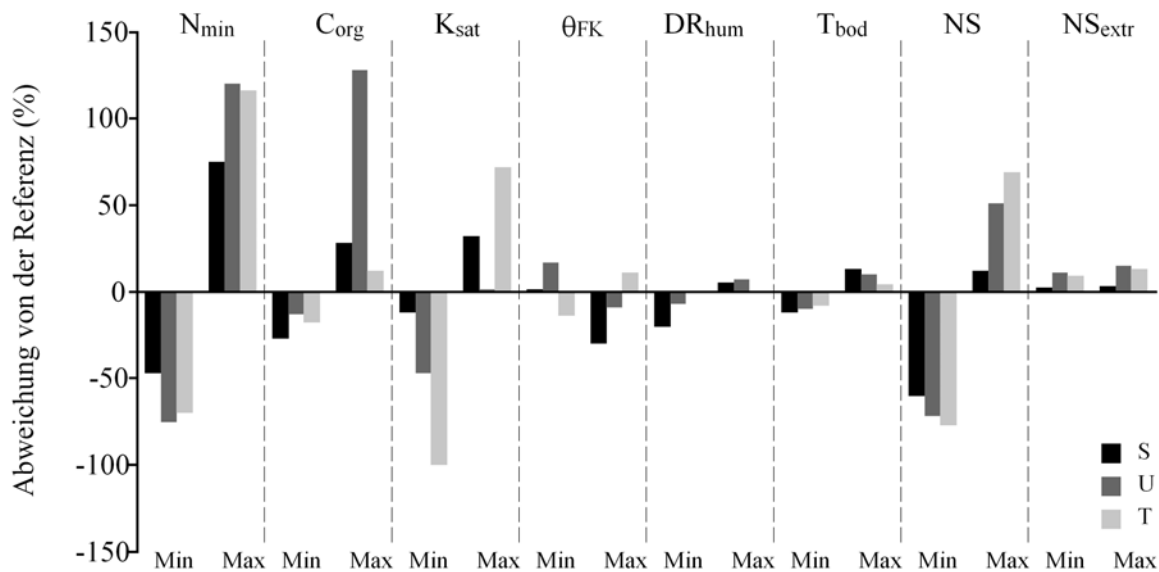


Abb. 36. Relative Abweichung der modellierten N-Auswaschung von der modellierten Referenz. Dargestellt sind die Resultate für die getesteten Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt (N_{\min}), organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}), Feldkapazität (θ_{FK}), Humusabbaurate (DR_{hum}), Bodentemperatur (T_{bod}), Gesamtniederschlag (NS) und Niederschlagsmenge von Starkregenereignissen (NS_{extr}). Min und Max zeigen die Abweichungen für den minimalen bzw. maximalen getesteten Parameterwert an.

Einfluss der Niederschlagsmenge von Starkregenereignissen

Die Sensitivität der N-Auswaschung auf die zunehmende Intensität der Starkregenereignisse war in dieser Studie vernachlässigbar (max. 15%). Die Überschreitung der Infiltrationskapazität des Bodens (Oberflächenabfluss) und die geringen Nitratvorräte zum Zeitpunkt der Niederschläge sorgten für eine sehr geringe Reaktion der N-Auswaschung. Dennoch ist beim Zusammentreffen günstiger Bedingungen (hoher N_{\min} -Gehalt zum Zeitpunkt des Starkregens) mit einer Zunahme der N-Auswaschung bei steigender Intensität der Starkregenereignisse zu rechnen.

(2) Modellsensitivität mit pflanzenspezifischen Wechselwirkungen

Einfluss des N_{\min} -Anfangsgehalts

Die N-Auswaschung reagierte auch mit Pflanzenbedeckung sehr sensitiv auf den N_{\min} -Anfangsgehalt. Im Vergleich mit den Referenzbedingungen nahm die N-Auswaschung um über 70 % ab, wenn vor der Saat kein mineralischer Stickstoff im Boden war (Abb. 37). Dagegen führte ein hoher N_{\min} -Anfangsgehalt bei Winterweizen zu keiner bemerkenswerten Änderung, was durch eine verstärkte N-Aufnahme zu erklären ist. Für die Zuckerrüben zeigte sich eine gegensätzliche Reaktion.

Einfluss des organischen Kohlenstoffanteils

Auf eine Änderung des Pflanzenbewuchses reagierte die modellierte N-Auswaschung nur wenig sensitiv auf den organischen Kohlenstoffanteil im Boden (Abb. 37). Auch hier wurde die ausgleichende Wirkung der pflanzlichen N-Aufnahme sichtbar, die für eine Bindung des zusätzlich freigesetzten Stickstoffs sorgte. Zwischen den Pflanzenarten bestanden kaum Sensitivitätsunterschiede.

Einfluss der Gesamtniederschlagsmenge

Die Sensitivität auf die Gesamtniederschlagsmenge war auch mit Pflanzenbewuchs am höchsten. Änderungen führten zu Abweichungen von bis zu 110 % (Abb. 37). Dabei hatten höhere Niederschläge stärkere N-Austräge zur Folge und umgekehrt. Unter Zuckerrüben war die Sensitivität höher als unter Winterweizen.

Einfluss der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit

Die berechnete Sensitivität auf die Parametrisierung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit war für beide Landnutzungen ähnlich. Die Ergebnisse zeigten keinen eindeutigen pflanzenspezifischen Effekt. Die Verringerung der gesättigten hydraulischen Leitfähigkeit hatte stärkere Auswirkungen auf die N-Auswaschung als eine Erhöhung (Abb. 37). Durch die geringere Verlagerungsgeschwindigkeit war Nitrat längere Zeit pflanzenverfügbar als bei hohen Leitfähigkeiten.

Einfluss der N-Düngungsmenge

Bei Winterweizen waren die Änderungen der N-Auswaschung marginal (Abb. 37). Ähnlich wie beim N_{\min} -Anfangsgehalt kompensierte der Winterweizen die zusätzlichen Stickstoffvorräte durch eine erhöhte N-Aufnahme.

Die Sensitivität auf die N-Düngungsmenge bei Zuckerrüben war aufgrund der üblichen Bewirtschaftungspraxis wesentlich höher (50 %). Die N-Düngungen erfolgten in diesem Fall sehr früh und kurz aufeinander (1. und 14. April). So kurz nach der Aussaat war die N-Aufnahmefähigkeit des Pflanzenbestands noch begrenzt, was die N-Auswaschung begünstigte.

Einfluss des Düngungstermins

Die N-Auswaschung reagierte in dieser Studie unabhängig von der Landnutzung nur wenig sensitiv auf den Düngungstermin (Abb. 37). Bei keinem Termin kam es zu einer Zunahme der N-Auswaschung, ein leichter Rückgang von maximal 15 % bei Zuckerrüben wurde für den früheren Termin berechnet.

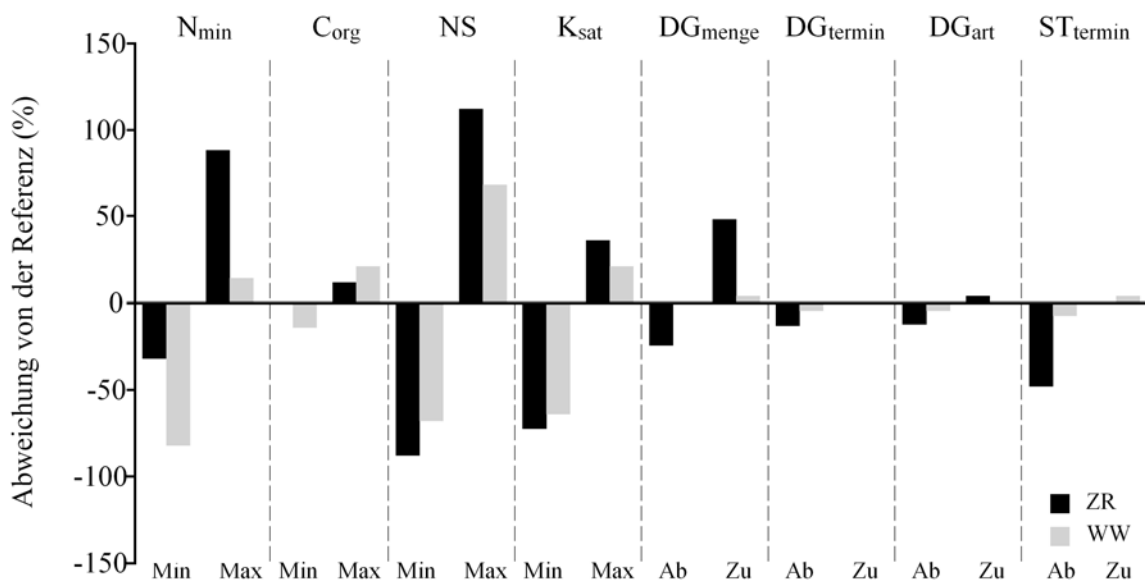


Abb. 37. Relative Abweichung der modellierten N-Auswaschung von der modellierten Referenz. Dargestellt sind die Resultate für die getesteten Parameter N_{\min} -Anfangsgehalt (N_{\min}), organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), Gesamtniederschlag (NS), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}), Düngungsmenge (DG_{menge}), Düngungstermin (DG_{termin}), Düngungsart (DG_{art}) und Saattermin (ST_{termin}). Min und Max zeigen die Abweichungen für den minimalen bzw. maximalen Parameterwert an. Bei den Bewirtschaftungsparametern stehen Zu und Ab für die maximale Zu- bzw. Abnahme der N-Auswaschung.

Einfluss der Düngungsart

Auch die Zusammensetzung des Düngers hatte nur einen geringen Effekt auf die Höhe der N-Auswaschung (Abb. 37). In diesem Fall führte die Applikation von Rindergülle zum größten Rückgang bei der modellierten N-Auswaschung (18%), da in der Rindergülle kein direkt verlagerbarer Nitratstickstoff vorkommt. Bei ungünstigen Witterungsverhältnissen (z.B. Niederschlag während oder kurz nach der Düngung) kann im Einzelfall die Düngungsart einen bedeutenden Einfluss haben. Grundsätzlich besitzen Düngungsformen mit einem hohen Nitratanteil wegen der Mobilität von Nitrat das größte Gefährdungspotential.

Einfluss des Saattermins

Der Winterweizen zeigte sich wegen seiner langen Entwicklungszeit sehr wenig sensitiv auf die Veränderung des Saattermins (Abb. 37).

Die Vorverlegung der Aussaat (maximal um drei Wochen) führte zu einem Rückgang des Nitrataustrags von bis zu 52 % (Abb. 37). In diesem Fall lag der erste Düngungstermin nicht mehr vor der Aussaat. Die Pflanzen waren nun wesentlich besser in der Lage dem Boden Stickstoff zu entziehen. Der früher einsetzende N-Entzug durch die Pflanzen trug so zu einem spürbaren Rückgang der N-Auswaschung bei.

5.5.3 Diskussion der Ergebnisse

Die Untersuchung der Modellsensitivität veranschaulichte viele Abhängigkeiten im System Boden-Pflanze. Wegen der unterschiedlichen hydraulischen Eigenschaften variierte die Sensitivität der N-Auswaschung zwischen den Bodenarten teilweise erheblich. Insbesondere die N-Mineralisierung und die N-Aufnahme der Pflanzen hatten großen Einfluss auf die N-Auswaschung. Die Managementangaben hatten weniger Auswirkungen auf die N-Auswaschung als die natürlichen Faktoren. Zuckerrüben reagierten in der Regel erheblich sensitiver auf Bewirtschaftungsalternativen als Winterweizen.

Für die leichtere Bewertung der Untersuchungsergebnisse wird in Abbildung 38 die Empfindlichkeit der N-Auswaschung als Sensitivitätsindex (SI) ausgedrückt (Gl. 41).

Der SI-Wert war für den Niederschlag am höchsten (Abb. 38). Der Zusammenhang von Niederschlag und N-Auswaschung resultiert aus der direkten Kopplung der Nitratverlagerung mit der Wasserbewegung und wurde bereits in diversen Studien dokumentiert (LI *et al.*, 2006; DE JONG, QIAN & YANG, 2008). Die Reaktion der Böden ist an die hydraulischen Eigenschaften gebunden. Eine Änderung der Niederschlagsmenge hat bei allen Böden eine

Änderung der N-Auswaschung zur Folge. Dabei reagieren besonders die schwereren Böden auf die Änderung der Niederschlagsmenge. Während beim Sandboden bereits beim Referenzniederschlag fast der gesamte Nitratvorrat ausgewaschen wird, bewirkt die Niederschlagszunahme beim Schluff- bzw. Tonboden eine deutliche Erhöhung der N-Auswaschung. Im pflanzenspezifischen Vergleich trägt die längere Standzeit von Winterweizen zu einer Reduzierung der N-Auswaschung bei.

$$SI = \frac{ABW_{max} - ABW_{min}}{N_{ex,ref}} \quad (Gl. 41)$$

mit	<i>SI</i> :	<i>Sensitivitätsindex</i>	(-)
	ABW_{max} :	<i>Maximale Abweichung von der Referenz</i>	(kg N/ha)
	ABW_{min} :	<i>Minimale Abweichung von der Referenz</i>	(kg N/ha)
	$N_{ex,ref}$:	<i>N-Auswaschung bei Referenzlauf</i>	(kg N/ha)

Die N-Auswaschung wird durch die initiale N_{min} -Verfügbarkeit erheblich beeinflusst. Der Sensitivitätsindex liegt bei 1,9. Wiederum erweisen sich die schweren Böden anfälliger für die Änderung des N_{min} -Anfangsgehalts als die leichten Böden (Abb. 38). Durch die Länge der Standzeit wird die Reaktion der N-Auswaschung unter den verschiedenen Pflanzenarten sehr unterschiedlich beeinflusst. Dabei zeigt sich die längere Standzeit von Winterweizen als günstig für die Vermeidung einer überschüssigen N-Auswaschung.

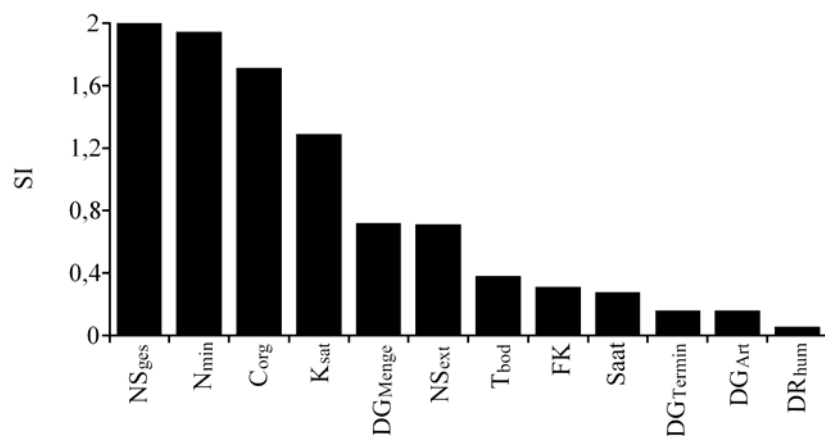


Abb. 38. Sensitivität der modellierten N-Auswaschung ausgedrückt als Sensitivitätsindex (SI). Dargestellt sind die Resultate für die getesteten Parameter Gesamtniederschlag (NS_{ges}), N_{min} -Anfangsgehalt (N_{min}), organischer Kohlenstoffgehalt (C_{org}), gesättigte hydraulische Leitfähigkeit (K_{sat}), Düngungsmenge (DG_{menge}), Niederschlagsmenge von Starkregenereignissen (NS_{extr}), Bodentemperatur (T_{bod}), Feldkapazität (FK), Saattermin (Saat), Düngungstermin (DG_{Termin}), Düngungsart (DG_{Art}) und Humusabbaurate (DR_{hum}).

Von den hydraulischen Bodenparametern ist die Parametrisierung der gesättigten Leitfähigkeit (K_{sat}) besonders wichtig (VAN DER KEUR, 2008). Auch in dieser Studie wurde

eine hohe Sensitivität festgestellt. In diesem Fall resultiert die maximale Erhöhung von K_{sat} in einer deutlichen Zunahme der N-Auswaschung auf Sand- bzw. Tonböden. Dagegen reagieren die Schluffböden wegen ihres hohen Retentionsvermögens fast gar nicht. Bei geringeren Leitfähigkeitswerten sorgen zwei Effekte für eine Reduzierung der N-Auswaschung. Auf der einen Seite wird weniger Nitrat verlagert und auf der anderen Seite steht Nitrat länger für die N-Aufnahme zur Verfügung.

Einen nennenswerten Einfluss auf die N-Auswaschung besitzt die Höhe des organischen Kohlenstoffanteils im Boden ($SI = 1,7$). Der organische Kohlenstoffanteil ist für den mikrobiellen Umsatz im Boden und damit für die Freisetzung bzw. Bindung von Stickstoffverbindungen (Ammonium) wichtig. Die N-Mineralisierung wird wesentlich von der Menge und Zusammensetzung der organischen Substanz gesteuert. Dem C/N-Verhältnis kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, weil es die mikrobielle N-Verfügbarkeit bestimmt. In der Regel steigt mit zunehmendem Gehalt organischer Substanz auch die N-Mineralisierung. Durch die Nitrifizierung, die von der Größe des Ammonium-Vorrats abhängt, steht mehr mobiler Nitratstickstoff für die N-Auswaschung zur Verfügung. Der berechnete Effekt wurde bereits in anderen Studien beobachtet (z.B. MATZNER & GROSHOLZ, 1997).

Die Variation aller übrigen Parameter und Eingabedaten bewirkt nur eine geringfügige Änderung der modellierten N-Auswaschung. Im Hinblick auf die Managementangaben ist beim Zusammentreffen ungünstiger Bedingungen (z.B. Düngung kurz nach einem Niederschlagsereignis) durchaus mit deutlich stärkeren Reaktionen zu rechnen.

Insgesamt haben die Ergebnisse der Sensitivitätsstudie gezeigt, dass *SNT* treffend auf die Variation wichtiger Parameter und Eingabedaten reagiert. Die kritischen Standortparameter für die N-Modellierung sind der Niederschlag, der N_{min} -Anfangsgehalt, die Leitfähigkeit des Bodens und der organische Kohlenstoffgehalt. Daraus ergibt sich für die Modellierung auf der regionalen Skala, wo räumlich explizite Informationen nicht verfügbar sind, die Notwendigkeit einer (1) Modellvorlaufzeit, um mit einem realistischen N_{min} -Initialwert, die aus den Wechselwirkungen von Pflanzenwachstum und Bodenbedingungen resultieren zu beginnen und (2) einer akkuraten Parametrisierung der Leitfähigkeit sowie Initialisierung der organischen Kohlenstoffvorräte im Boden. Gerade den Kohlenstoffreserven kommt eine Schlüsselposition zu, weil insbesondere auf ungedüngten Flächen die N-Auswaschung durch die natürliche N-Freisetzung gesteuert wird.

Aus den Ergebnissen der Sensitivitätsstudie lässt sich ebenfalls schlussfolgern, dass insbesondere ackerbaulich genutzte Sandböden mit geringem Retentionsvermögen in niederschlagsreichen Regionen ein großes Gefährdungspotential für die Nitratverlagerung ins Grundwasser haben. Insbesondere dann, wenn große Anteile mineralisierbarer Biomasse im Boden vorrätig sind und Hackfrüchte (wegen der Phänologie und der erheblichen N-Düngung) angebaut werden. Dies deckt sich mit anderen Studien, in denen vor der Gefahr diffuser N-Einträge aus landwirtschaftlichen Nutzflächen mit geringem Nitratrückhaltevermögen gewarnt wird (FREDE & DABBERT, 1998).

Es lässt sich auch festhalten, dass, obwohl die Effekte des Globalen Wandels geringer sein können als die einer unvollkommenen Modellparametrisierung oder unsicheren Eingabedaten, eine Abschätzung der Auswirkungen des Globalen Wandels dennoch möglich ist. Die Referenz- als auch die Szenarioergebnisse werden nämlich beide durch Unsicherheiten der Modellparametrisierung sowie der Eingabedaten beeinflusst.

5.6 Analyse der Modellunsicherheit

Die Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts mit DANUBIA wird auch durch die räumliche Auflösung sowie durch die Qualität der im Einzugsgebiet der Oberen Donau verfügbaren Bodeninformationen limitiert. Um die damit verbundenen Probleme aufzudecken und um die Belastbarkeit der Modellergebnisse besser einschätzen zu können, wurden Unsicherheitsanalysen durchgeführt.

Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Abschätzung von Unsicherheiten beschrieben, die sich aus (1) der räumlichen Auflösung und (2) der Verwendung regionaler Bodeninformationen ergeben.

5.6.1 Abschätzung der Modellunsicherheit

(1) Auswirkungen der räumlichen Auflösung

Mit der Vergrößerung der betrachteten Untersuchungsregion verringert sich die räumliche Auflösung aufgrund der Rechnerkapazitäten. Je größer die Grundfläche eines Rasterelements ist desto größer ist die Parametervariabilität an der Landoberfläche (MCBRATNEY, 1998). Üblicherweise wird keinerlei räumliche Variabilität innerhalb eines Rasterelements angenommen. Durch die Generalisierung der Landoberflächeneigenschaften kommt es zu einem Verlust der realen Parametervariabilität, der mit einem Informationsverlust verbunden

ist und zu Unsicherheiten in den Modellergebnissen führt (ANDERSEN *et al.*, 2001; HANSEN *et al.*, 2007).

Um den Einfluss der Generalisierung der Landoberfläche innerhalb eines Proxels auf die N-Modellierung zu untersuchen, wurde die makroskalige Modellierung (eine einzige Landnutzungs-Bodenklasse) mit einem Referenzverfahren verglichen (Abb. 39). Generell führt die Erhöhung des Diskretisierungsgrads bis zu einem bestimmten Punkt zu einer Verbesserung der Modellgenauigkeit (WOOD *et al.*, 1988; VÁZQUEZ *et al.*, 2002). Als Referenzverfahren dient daher die mikroskalige Modellierung (MK), bei der jede Teilfläche räumlich explizit modelliert wird und fraktionell zum Gesamtergebnis eines Proxels beiträgt.

Für die mikroskalige Modellierung wurde ein Proxel in 100 Teilflächen mit einer Kantenlänge von 100 m zerlegt. Jede Teilfläche ist durch eine eigene Landnutzungs-Bodenklasse definiert (Abb. 39).

Danach wurden die N-Flüsse für jede Landnutzungs-Bodenklasse separat berechnet und zu einem Referenz-Proxelwert flächengewichtet aggregiert. Ein großer Nachteil besteht in dem überproportionalen Rechenbedarf, der um den Faktor 100 im Vergleich zur makroskaligen Modellierung höher ist.

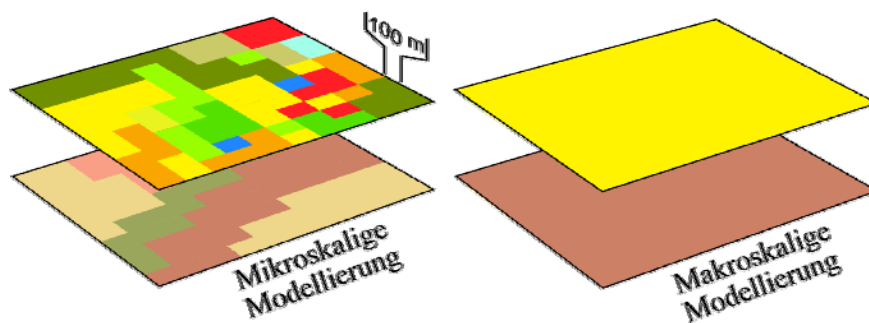


Abb. 39. Abbildung räumlicher Heterogenität innerhalb eines Proxels bei der mikroskaligen Modellierung (links) und der makroskaligen Modellierung (rechts). Dargestellt ist jeweils die Landnutzung (oben) und der Boden (unten).

Ziel der Studie war es, (1) den Modellfehler zu quantifizieren, der sich aus der Generalisierung der Proxeleigenschaften ergibt und (2) zu prüfen, ob die makroskalige Modellierung geeignet ist, die N-Flüsse an der Landoberfläche auf der Proxelskala realistisch abzubilden.

Für das Kartenblatt L8132 (Weilheim i. Ob) der standortkundlichen Bodenkarte (STOBK) waren Landnutzungs- und Bodeninformationen in der für den Vergleich erforderlichen räumlichen Auflösung und Detailliertheit verfügbar (Abb. 40). Landnutzungsdaten lieferte die

in Abschnitt 2.2.2 *Landnutzungsverteilung* beschriebene Klassifikation. Durch die naturräumliche Ausstattung und aufgrund der Lage in Südbayern wurde eine hohe Repräsentativität der Region für das Einzugsgebiet der Oberen Donau unterstellt.

Insgesamt wurden 23 Testflächen (je 1 km² = 1 Proxel) innerhalb der STOBK für die Auswertung selektiert. Dabei wurde darauf geachtet, eine große Spannweite hinsichtlich der landschaftlichen Heterogenität innerhalb der Testflächen zu erfassen, um möglichst viele Effekte aufzudecken. Für die Untersuchung wurden die physikochemischen Eigenschaften von insgesamt 33 Böden der STOBK schichtspezifisch abgeleitet (s. Anhang E1). Für einen ausführlicheren Vergleich wurden zwei Testflächen (Nr. 14 und 22) ausgewählt (Abb. 40), die durch eine geringe Übereinstimmung zwischen der makroskaligen und der mikroskaligen Modellierung gekennzeichnet waren.

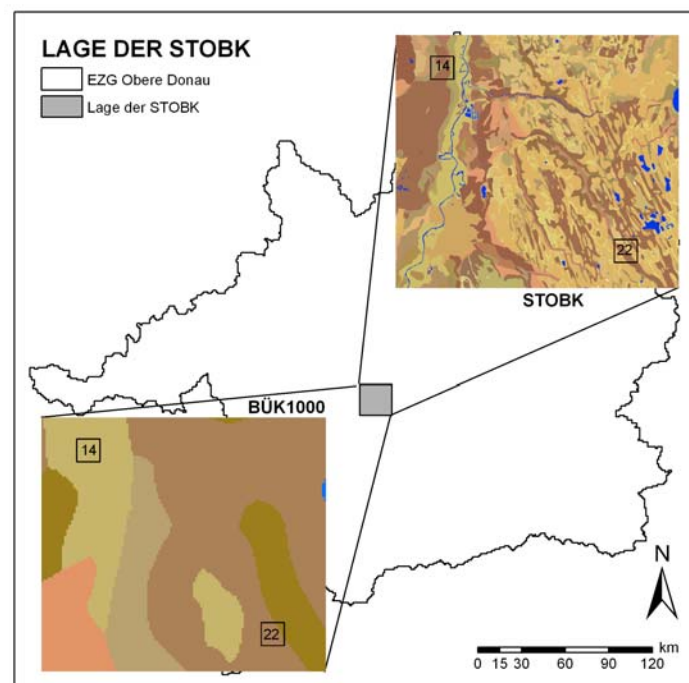


Abb. 40. Lage der standortkundlichen Bodenkarte (STOBK) (Kartenblatt Weilheim in Oberbayern) im Einzugsgebiet der Oberen Donau und Lage der Testflächen 14 und 22.

Als Vergleichsparameter dienten die Modellausgaben N-Auswaschung und N-Mineralisierung, weil sie sehr stark durch die Landnutzung bzw. die Böden gesteuert werden. Neben dem RMSE und dem RRMSE (Gl. 41) wurde der Quotient aus den berechneten Jahressummen zur Beurteilung des Modellfehlers (MF) berechnet.

Um auch den Einfluss der räumlich variablen Witterung zu erfassen, wurden mit der in Abschnitt 2.2.3 *Meteorologische Zustandsgrößen* beschriebenen Methode meteorologische Zeitreihen für jede Testfläche separat generiert.

$$RRMSE = \frac{RMSE}{\bar{O}} \quad (Gl. 41)$$

mit *RRMSE*: Relative mittlere quadrierte Abweichung
RMSE: Mittlere quadrierte Abweichung
 \bar{O} : Mittelwert der Messungen

Die Bewirtschaftung der landwirtschaftlichen Nutzflächen wurde innerhalb einer Testfläche landnutzungsspezifisch abgebildet. Bewirtschaftungstermine und Düngungsangaben wurden nach dem Verfahren aus (s. 4.3.1 *Schnittstellen und Modellantrieb*) abgeleitet.

(2) Auswirkungen der Datenqualität

Üblicherweise werden als Voraussetzung für die Modellierung der N-Dynamik in landwirtschaftlichen Nutzflächen homogene Bodeneigenschaften innerhalb eines Testfelds unterstellt. Die Modellierung erfolgt dann auf Basis der feldspezifischen Mittelwerte. Im Fall der Bodenstickstoffmodellierung sind neben Informationen über Landnutzung und Management Angaben über die physikochemischen Bodeneigenschaften und den N_{\min} -Gehalt im Boden eine wichtige Voraussetzung.

Sind die feldspezifischen Parameter durch Messungen bekannt, ist die realistische Modellierung der Wasser- und N-Flüsse in einem Testfeld möglich (KERSEBAUM *et al.*, 2007).

Die Bestimmung der feldspezifischen Parameter durch Messungen ist für das gesamte Einzugsgebiet der Oberen Donau nicht möglich. In DANUBIA dient daher die BÜK 1000 als Grundlage für die regionale Modellierung (s. 5.1.1 *Durchführung der Feldmessungen*). Durch den hohen Aggregierungsgrad der BÜK 1000 kommt es zu einem Verlust der feldinternen Parametervariabilität mit Konsequenzen hinsichtlich der Modellunsicherheit.

Ziel der Studie war es daher, beispielhaft (1) den Einfluss der Bodenstickstoffvariabilität auf die N-Modellierung zu ermitteln, (2) die schlaginterne Variabilität der N-Flüsse zu bestimmen, (3) den Modellfehler zu quantifizieren, der sich aus der Diskrepanz der feldspezifischen Parameter und den Angaben der BÜK 1000 ergibt und (4) zu prüfen, ob mit der BÜK 1000 die feldspezifische N-Dynamik ohne Kalibrierung überhaupt realistisch

modellierbar ist. Realistische Modellierung bedeutet an dieser Stelle, dass die BÜK 1000-Ergebnisse innerhalb der berechneten Feldvariabilität der N-Flüsse liegen.

Für die Untersuchung wurden die Einzelpunktproben der Feienberger Testfelder für Mais und Zuckerrüben verwendet. Wegen der im Labor ermittelten Homogenität der Bodenart innerhalb der Testfelder, der Anforderungen für die regionale Modellierung und des Schwerpunkts der Arbeit auf der N-Modellierung erfolgte die Parametrisierung der hydraulischen Bodeneigenschaften (z.B. K_{sat} , θ_{FK}) entsprechend der DANUBIA-Bodenartklasse 'schluffiger Lehm'. Die Bodenvariabilität bezog sich daher ausschließlich auf die chemischen Bodeneigenschaften N_{min} -Gehalt, C_{org} -Gehalt und C/N-Verhältnis.

Zuerst wurde die schlaginterne Variabilität der N-Dynamik berechnet. Pro Einzelmesspunkt wurden die N-Flüsse auf Basis der räumlich expliziten Angaben berechnet. Dazu wurden die punkt- und schichtspezifisch Messungen vom 6. April 2005 verwendet. Ein weiterer Modelllauf wurde entsprechend der BÜK 1000 parametrisiert und wird im Folgenden als Standardmodell (STD) bezeichnet. Dabei wurde der N_{min} -Anfangsgehalt (im Frühjahr) geschätzt, weil die BÜK 1000 wegen der kurzfristigen Dynamik keine Angaben für N_{min} bereitstellt. Alle Modellläufe umfassten aufgrund der ähnlichen Bewirtschaftung und Phänologie von Mais und Zuckerrüben den Zeitraum vom 1. April bis 31. Oktober 2005.

Die Auswertung der Ergebnisse erfolgte durch den Vergleich der N-Auswaschung und der N-Mineralisierung. Um die Variabilität (VAR) zwischen den Testfeldern vergleichen zu können, wurde der Quotient aus dem Maximum und dem Minimum der N-Flüsse berechnet. Bei einem Wert von eins sind die Bodeneigenschaften im Testfeld homogen oder unterschiedliche Parametersätze führen zum gleichen Ergebnis.

5.6.2 Ergebnisse der Unsicherheitsstudie

(1) Einfluss der räumlichen Auflösung

Die Generalisierung der Landoberflächeneigenschaften führt teilweise zu erheblichen Fehlern bei der prozessbasierten N-Modellierung auf der Proxelskala.

N-Auswaschung

Die modellierte N-Auswaschung variiert auf den Testflächen der STOBK bei der mikroskaligen Modellierung zwischen 10 und 69 kg/ha. Bei der makroskaligen Modellierung vergrößert sich der Variationsbereich (2 - 80 kg/ha). Abweichungen zu den mikroskaligen

Referenzwerten treten in beide Richtungen auf, wobei die Ergebnisse der makroskaligen Modellierung die Referenzwerte zumeist unterschätzten (Abb. 41).

Bei der makroskaligen Modellierung beträgt die mittlere Abweichung 53 % im Vergleich zum Referenzverfahren. Der mittlere Modellfehler liegt bei 2,96. Die größte Abweichung überschätzt das mikroskalige Ergebnis um den Faktor 16 und wurde für Testfläche 6 berechnet (Abb. 41). Auf letzterer kommen 45 Landnutzungs-Bodenklassen vor, wobei die Majoritätsklasse (*Grünland auf Pararendzina*) einen Flächenanteil von 22 % besitzt, aber lediglich 1,2 % zur Gesamt-N-Auswaschung der Testfläche beiträgt. Weder ihr Flächenanteil noch ihr Anteil an der Gesamt-N-Auswaschung sorgen für eine hohe Repräsentativität der Majoritätsklasse. Auf Testfläche 6 tragen fast alle Landnutzungs-Bodenklassen mit bis zu 2 % zur Gesamt-N-Auswaschung bei, so dass eine einzige Landnutzungs-Bodenklasse ungeeignet ist, die N-Dynamik realistisch widerzuspiegeln.

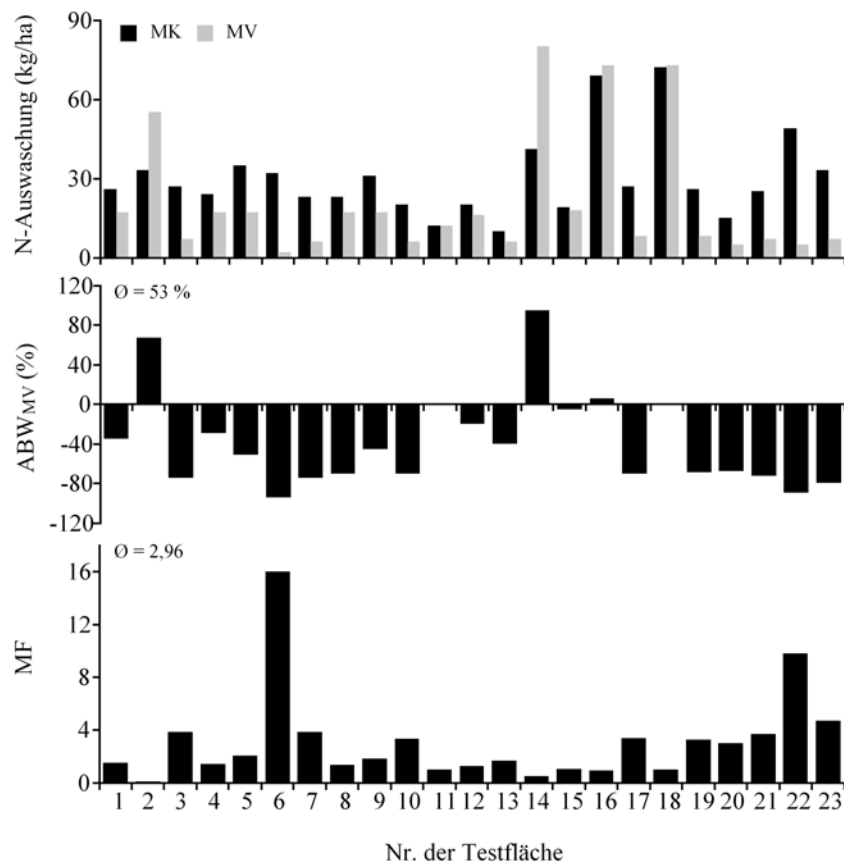


Abb. 41. Vergleich der N-Auswaschung zwischen der makroskaligen Modellierung (MV) und der mikroskaligen Modellierung (MK). Dargestellt sind die jährliche N-Mineralisierung (oben), die relative Abweichung der makroskaligen Modellierung von den Referenzwerten (ABW_{MV}) (Mitte) sowie der Modellfehler (MF) (unten).

N-Mineralisierung

Bei der N-Mineralisierung zeigen die Modellergebnisse für beide Verfahren eine erhebliche Variabilität zwischen den Testflächen (Abb. 42). Mit Spitzenwerten von über 1000 kg/ha liegen die höchsten Werte bei beiden Verfahren um ein Vielfaches über den kleinsten Werten. Die maximalen Abweichungen vom Referenzergebnis sind größer als bei der N-Auswaschung und betragen 151 % bzw. -98 %. Eine Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der Referenzwerte durch die makroskalige Modellierung ist für die N-Mineralisierung nicht erkennbar.

Der Variationsbereich des Modellfehlers (MF = 0,39 - 4,12) ist geringer als bei der N-Auswaschung (Abb. 42). Im Mittel beträgt die Abweichung von der Referenz 31 %.

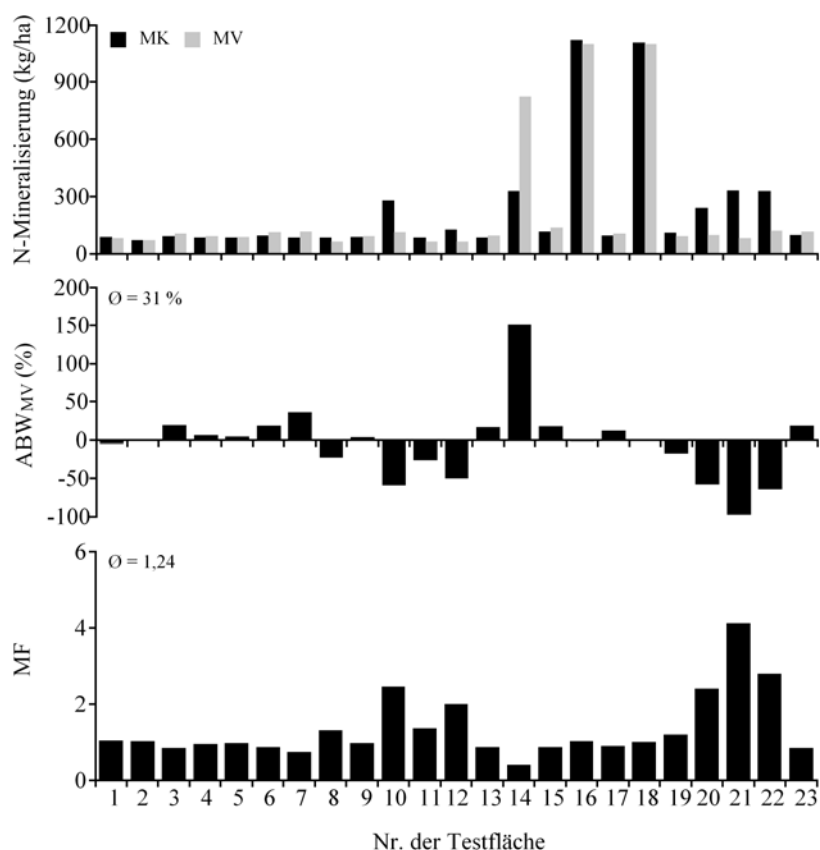


Abb. 42. Vergleich der N-Mineralisierung zwischen der makroskaligen Modellierung (MV) und der mikroskaligen Modellierung (MK). Dargestellt sind die jährliche N-Mineralisierung (oben), die relative Abweichung der makroskaligen Modellierung von den Referenzwerten (ABW_{MV}) (Mitte) sowie der Modellfehler (MF) (unten).

Im Folgenden werden die Effekte der makroskaligen Landschaftsabbildung auf die N-Modellierung am Beispiel des modellierten Bodenstickstoffhaushalts von zwei Testflächen

analysiert. Dabei ist Testfläche 14 durch eine Überschätzung und Testfläche 22 durch eine Unterschätzung der Referenzwerte gekennzeichnet.

Testfläche 14

Bei der mikroskaligen Modellierung setzt sich die Landoberfläche aus fünf Landnutzungen und sechs Bodentypen zusammen. Während die Landnutzung von Grünland dominiert wird (> 95 %), ergibt die Analyse der Bodentypenverteilung eine geringere Variabilität, wenngleich die flächenhafte Verteilung jedoch ausgeglichener ist. Niedermoorböden und Braunerden bedecken fast 80 % der Gesamtfläche, wobei die Niedermoorböden durch eine etwas größere Verbreitung gekennzeichnet sind. Nennenswerte Anteile werden durch Gley-Braunerden (12,9 %) und Auenanmoorgleye (8,9 %) eingenommen.

Bei der mikroskaligen Modellierung werden elf unterschiedlichen Landnutzung-Bodenklassen unterschieden mit fünf verschiedenen Landnutzungen und sechs unterschiedlichen Böden, während die makroskalige Modellierung ausschließlich die Majoritätsklasse (*Grünland auf Niedermoorboden*) abbildet.

Die berechnete Dynamik der N-Auswaschung wird durch die makroskalige Modellierung deutlich überschätzt (Abb. 43). Im Mittel liegt die berechnete tägliche N-Auswaschung um 37 % über den Referenzwerten (Tabelle 23).

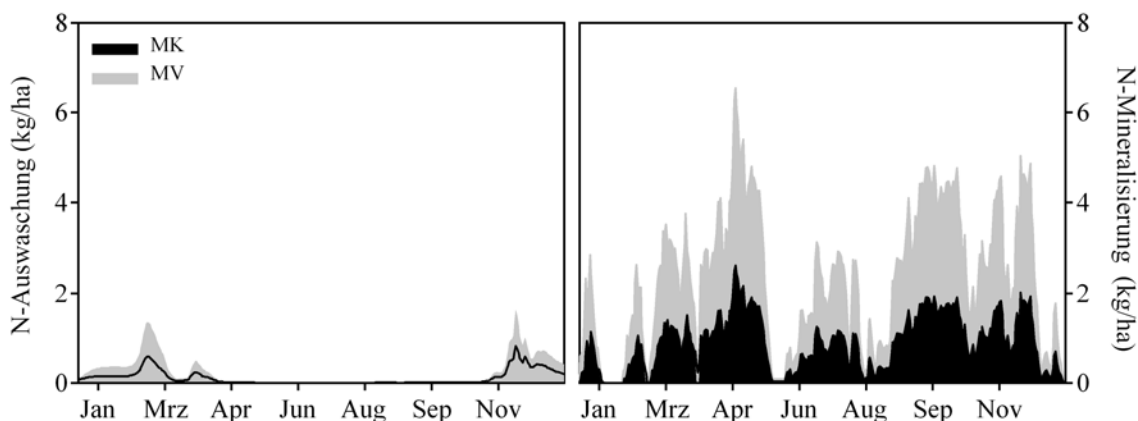


Abb. 43. Vergleich der makroskaligen Modellierung (MV) mit der mikroskaligen Modellierung (MK) am Beispiel der täglichen N-Auswaschung (links) und N-Mineralisierung (rechts) im Jahr 1992 für Testfläche 22.

Ein ganz ähnlicher Effekt ergibt sich für die modellierte N-Mineralisierung, allerdings sind die Diskrepanzen hier noch größer (Abb. 43). Für einzelne Tage wird die N-Mineralisierung um mehr als das Dreifache durch die makroskalige Modellierung überschätzt (Tabelle 23).

Tabelle 23. Modellfehler der makroskaligen Modellierung für die Testflächen 14 und 22

Testfläche	14		22	
	N-Auswaschung	N-Mineralisierung	N-Auswaschung	N-Mineralisierung
RMSE (kg/ha/d)	0,04	2,68	0,03	0,48
RRMSE (%)	37	298	21	53

Insgesamt hat die Majoritätsklasse *Grünland auf Niedermoorboden* durch die besondere N-Dynamik von Niedermoorböden einen überproportional hohen Anteil (ca. 80 %) am Bodenstickstoffhaushalt der Testfläche 14 (Abb. 44). Obwohl der Anteil der Landnutzung-Bodenklasse *Grünland auf Braunerde* an der Gesamtfläche vergleichbar mit dem der Majoritätsklasse ist, beträgt ihr Anteil an der N-Auswaschung bzw. der N-Mineralisierung jeweils unter 5 %.

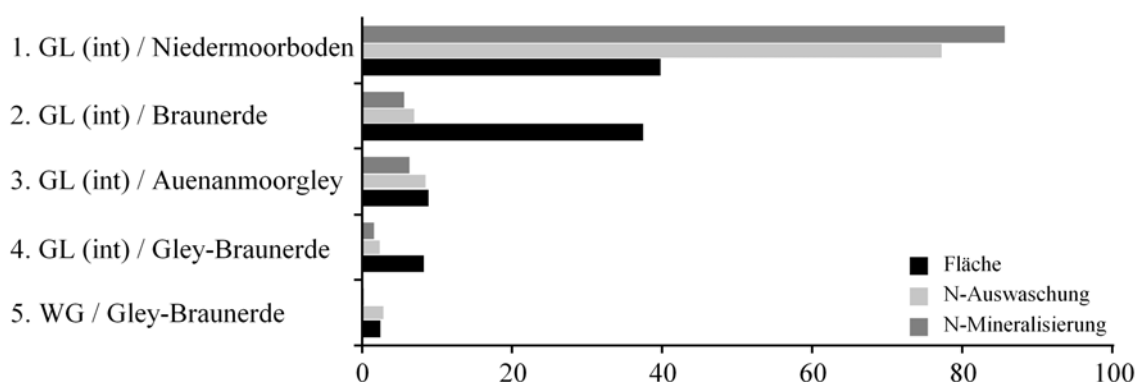


Abb. 44. Anteil der Landnutzung-Bodenklassen an der Gesamtfläche sowie der N-Auswaschung und der N-Mineralisierung von Testfläche 14. Die Landnutzung-Bodenklassen sind entsprechend ihres Flächenanteils absteigend sortiert. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind nur die fünf flächenmäßig größten Landnutzung-Bodenklassen abgebildet. Die Abkürzungen GL (int) und WG stehen für die Landnutzungen Grünland (3-4 Schnitte) bzw. Wintergetreide.

Es bleibt festzuhalten, dass die makroskalige Modellierung der N-Dynamik auf Basis der Majoritätsklasse nicht geeignet ist, den Bodenstickstoffhaushalt von Testfläche 14 realistisch abzubilden.

Testfläche 22

Auf Testfläche 22 kommen sechs unterschiedliche Landnutzungen und acht verschiedene Bodentypen vor. Während die Landnutzung durch Grünland (ca. 90 %) dominiert wird, teilen sich drei Bodentypen (Pararendzina, Niedermoorboden, Gley) über 90 % der Gesamtfläche. Alle drei Böden besitzen ähnliche Anteile an der Gesamtfläche (Abb. 46).

Testfläche 22 setzt sich bei der mikroskaligen Modellierung aus insgesamt 29 unterschiedlichen Landnutzung-Bodenklassen zusammen. Die drei größten Landnutzung-Bodenklassen unterscheiden sich anteilmäßig nur geringfügig (Abb. 46). Zusammen bedecken sie mehr als 75 % der Gesamtfläche. Bei der makroskaligen Modellierung wird der N-Haushalt durch die Majoritätsklasse *Grünland auf Pararendzina* abgebildet.

Die Ergebnisse der makroskaligen Modellierung unterschätzen die Referenzwerte deutlich (Abb. 45). Für die N-Auswaschung liegen die Ergebnisse im gesamten Jahresverlauf zwischen 60 und bis zu 100 % unter den Resultaten der mikroskaligen Modellierung.

Bis auf kleinere Ausnahmen während der Sommermonate und im Februar unterschätzt die makroskalige Modellierung die Referenzwerte der N-Mineralisierung. Die Abweichungen liegen in derselben Größenordnung wie die der N-Auswaschung.

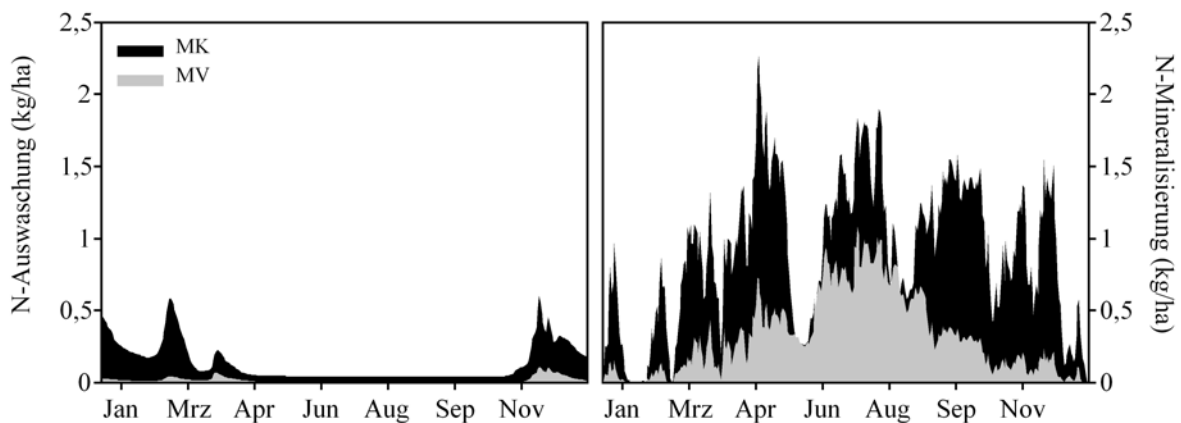


Abb. 45. Vergleich der makroskaligen Modellierung (MV) mit der mikroskaligen Modellierung (MK) am Beispiel der täglichen N-Auswaschung (links) und N-Mineralisierung (rechts) im Jahr 1992 für Testfläche 22.

Die Majoritätsklasse nimmt einen Flächenanteil von 29 % ein (Abb. 46). Ihr Beitrag zum Gesamt-N-Haushalt der Testfläche beträgt für die N-Auswaschung lediglich 7 % und für die N-Mineralisierung 10 %. Ähnlich Werte werden für die Landnutzung-Bodenklassen mit der zweitgrößten Verbreitung berechnet. Den größten Anteil am N-Haushalt der Testfläche (> 70 %) hat jedoch die Landnutzung-Bodenklasse *Grünland auf Niedermoorboden*, obwohl ihr Flächenanteil nur 26 % beträgt. Sie wird durch die makroskalige Modellierung nicht erfasst. Der Einfluss der übrigen Landnutzung-Bodenklassen am N-Haushalt der Testfläche ist marginal.

Die bereits skizzierten Besonderheiten der Niedermoorböden sorgen auch auf Testfläche 22 für erhebliche Abweichungen der makroskaligen Modellierung von den Ergebnissen des Referenzverfahrens. Allerdings wird in diesem Fall die starke N-Freisetzung der

Landnutzung-Bodenklasse *Grünland auf Niedermoorboden* bei der makroskaligen Modellierung nicht berücksichtigt. Gerade die Majoritätsklasse ist aber durch eine geringe N-Auswaschung gekennzeichnet, was auch in dem unterproportionalen Anteil an der Gesamt-N-Auswaschung der Testfläche deutlich wird.

Die größten Abweichungen sind bei der N-Mineralisierung im Frühjahr bzw. im Herbst zu beobachten (Abb. 45). Während bei den Referenzergebnissen diese Zeiträume noch durch hohe Mineralisierungsraten gekennzeichnet sind, zeigen die Ergebnisse der makroskaligen Modellierung deutlich geringere Werte an.

Auch auf Testfläche 22 liefert die makroskalige Modellierung wegen der generalisierten Abbildung der Landoberflächeneigenschaften keine adäquaten Voraussetzungen für die realistische Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts.

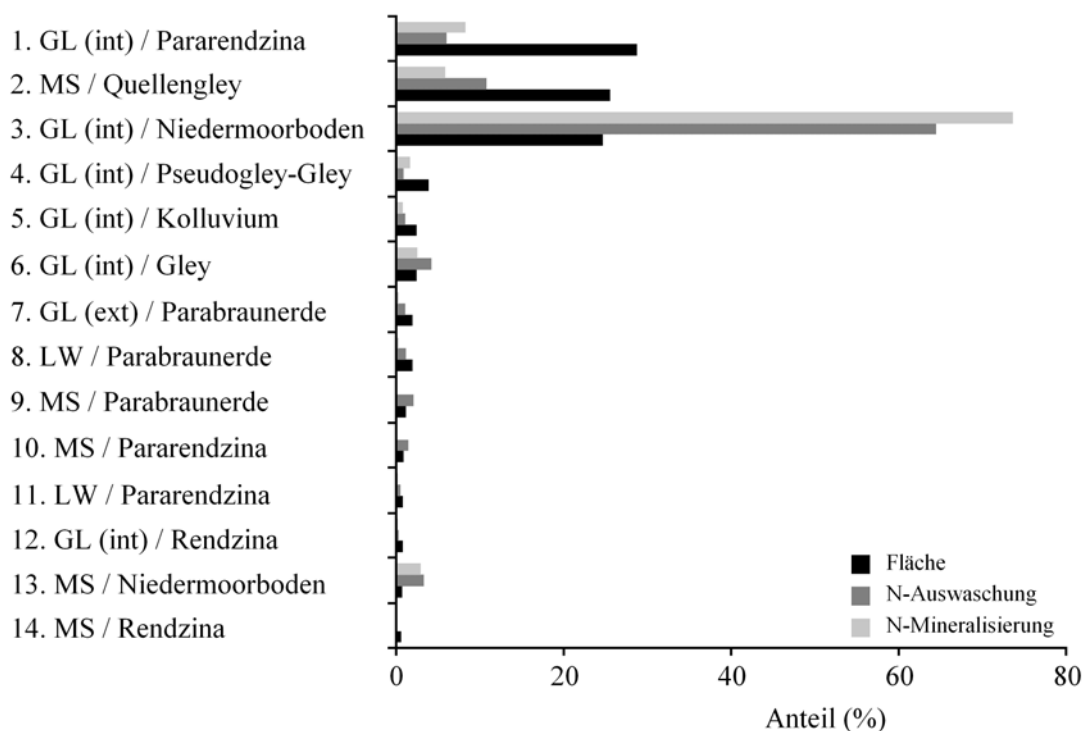


Abb. 46. Anteil der Landnutzung-Bodenklassen an der Gesamtfläche sowie der N-Auswaschung und der N-Mineralisierung von Testfläche 22. Die Landnutzung-Bodenklassen sind entsprechend ihres Flächenanteils absteigend sortiert. Aus Gründen der Übersichtlichkeit sind nur die 14 flächenmäßig größten Landnutzung-Bodenklassen abgebildet. Die Abkürzungen GL (int), GL (ext), MS, LW und SI stehen für Grünland (3 N-Düngungen), Grünland (1 N-Düngung), naturnahe Wiesen, Mai und Laubwald.

Wie die Ergebnisse der Untersuchung belegen, ist die makroskalige Modellierung auf der Proxelskala mit erheblichen Unsicherheiten verbunden. Welchen Einfluss die regional verfügbaren Daten auf die feldbezogene Modellierung haben, wird im Folgenden untersucht.

(2) Einfluss der Datenqualität

Entsprechend der homogenen N_{\min} -Ausgangssituation (58 - 70 kg/ha) im Boden des Maisfelds sind die absoluten Unterschiede der modellierten N-Auswaschung gering (Tabelle 24). Sie schwankt im Bereich zwischen 38 an Messpunkt (MSP) 2 und 45 kg/ha (MSP 5). Für MSP 5 wird die höchste N-Auswaschung aus dem Bodenprofil berechnet. Hier befindet sich mit 27 kg/ha im Vergleich zu den anderen Messpunkten am meisten verlagerungsfähiger Nitratstickstoff in der untersten Bodenschicht. Der geschätzte N_{\min} -Initialwert beim Standardmodell (10 kg/ha) ist in der tiefsten Schicht geringer als bei den Messungen. Mit einer berechneten N-Auswaschung von 39 kg/ha liegt das Standardergebnis am unteren Rand des Variationsbereichs (Abb. 47).

Aus den Extremwerten der modellierten N-Auswaschung ergibt sich für die Variabilität (VAR) ein Wert von 1,15 (Tabelle 24). Trotz der Unterschätzung des Mittelwertes um 7 %, liegt die Standard-N-Auswaschung mit 39 kg/ha innerhalb der modellierten feldbezogenen Variabilität (Abb. 47). Bezogen auf die N-Auswaschung ist das Standardmodell in der Lage, eine repräsentative N-Auswaschung für das Maisfeld zu berechnen.

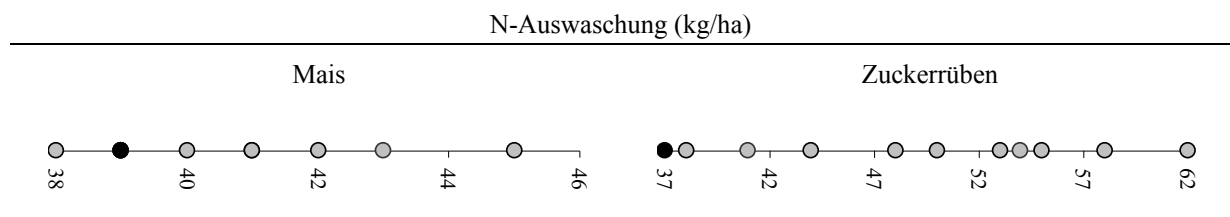


Abb. 47. Modellierte Variabilität der N-Auswaschung unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg 2005. Vergleich der Ergebnisse für die Einzelmesspunkte (grau) mit dem Standardergebnis (schwarz).

Die gemessene Heterogenität der N_{\min} -Gehalte im Boden des Zuckerrübenfeldes ist mit Werten zwischen 56 und 124 kg/ha wesentlich größer als bei Mais. Die maximale N-Auswaschung von 62 kg/ha wird für MSP 1 berechnet (Tabelle 24). Hier ist analog zu den Beobachtungen auf dem Maisfeld der N_{\min} -Gehalt in der tiefsten Schicht am höchsten. Im Gegensatz zum Maisfeld ergeben die Messungen auch in der untersten Schicht eine sehr starke Heterogenität des N_{\min} -Gehalts (2 – 44 kg/ha). Insgesamt variiert die N-Auswaschung daher mit einer Spannweite von 24 kg/ha wesentlich stärker als auf dem Maisfeld. Mit 37 kg/ha liegt die Standard-N-Auswaschung knapp außerhalb der berechneten Variabilität (38 – 62 kg/ha) (Abb. 47).

Für die N-Auswaschung unter Zuckerrüben ist der Variationsbereich wegen der größeren Spannweite der berechneten N-Austräge größer (VAR = 1,63). Das Standardergebnis von 37

kg/ha unterschätzt den Mittelwert um 26 %. Bezogen auf die N-Auswaschung sind die Diskrepanzen zwischen Standardmodell und dem modellierten Variationsbereich größer als unter Mais.

Tabelle 24. Statistische Auswertung der Variabilität der Bodenstickstoffflüsse auf den Testfeldern

Landnutzung	Mais					Zuckerrüben				
	MAX	MIN	STD	VAR	ABW _{Std}	MAX	MIN	STD	VAR	ABW _{Std}
Parameter	kg/ha	kg/ha	kg/ha		%	kg/ha	kg/ha	kg/ha		%
N-Auswasch.	45	38	39	1,15	-7	62	38	37	1,63	-26
N-Mineral.	135	130	92	1,04	-31	131	99	88	1,32	-24

MAX und MIN geben den größten bzw. kleinsten berechneten Wert an. STD ist das Standardergebnis auf Grundlage der Parametrisierung mit der BÜK 1000. MF ist der Modellfehler und ABW_{Std} die Abweichung des STD vom Mittelwert.

Die modellierte N-Mineralisierung an den einzelnen Extraktionspunkten des Maisfelds variiert lediglich um 5 kg/ha (Tabelle 24). Die Unterschiede in den Ausgangsbedingungen zwischen den Einzelmesspunkten sind marginal. Am MSP 10 wird die höchste N-Mineralisierung aus der organischen Substanz berechnet, obwohl für MSP 3 ein größerer C_{org}-Anteil gemessen wurde. Eine deutlich abweichende N-Mineralisierung liefert das Standardmodell. Mit einer N-Mineralisierung von 92 kg/ha liegt das Standardergebnis weit außerhalb der berechneten Feldvariabilität (Abb. 48).

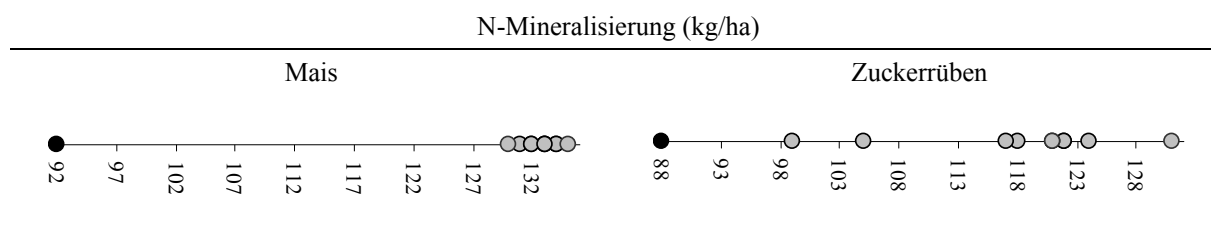


Abb. 48. Modellerte Variabilität der N-Mineralisierung unter Mais und Zuckerrüben in Feienberg 2005. Vergleich der Ergebnisse für die Einzelmesspunkte (grau) mit dem Standardergebnis (schwarz).

VAR beträgt für das Maisfeld lediglich 1,04 und resultiert aus der homogenen C_{org}-Verteilung. Es bestehen erhebliche Diskrepanzen zwischen der Standard-N-Mineralisierung und der berechneten schlaginternen Variabilität (130 - 135 kg/ha). Dies führt zu einer deutlichen Unterschätzung des Mittelwerts (-31 %) durch das Standardmodell.

Die Modellergebnisse für die einzelnen Messpunkte auf dem Zuckerrübenfeld variieren zwischen 99 (MSP 1) und 131 kg/ha (MSP 8). Die Variabilität ist wesentlich größer als unter Mais. Für MSP 1 wird der kleinste Wert berechnet. Hier sind mit einem C_{org}-Anteil von 0,51 % im Profil die Mineralisationsbedingungen am ungünstigsten. Im Mittel befindet sich ca. 30 % weniger Biomasse im Boden am MSP 1 als an den anderen Messpunkten (Tabelle

27). Die größte N-Mobilisierung wird für MSP 8 modelliert, obwohl der Biomasseanteil im gesamten Profil mit 0,89 % durchschnittlich ist. Allerdings weist die oberste Schicht den größten initialen N_{\min} -Vorrat auf, was einen positiven Effekt auf die mikrobielle Aktivität hat. Das Standardmodell berechnete eine N-Mineralisierung von 88 kg/ha und wich trotz der größeren Variabilität erheblich von der modellierten Spannweite ab (Abb. 48).

Bei den Zuckerrüben ist die Variabilität für die N-Mineralisierung ebenfalls größer als bei Mais (Tabelle 25). Dies zeigt sich in der Diskrepanz zwischen den Extremwerten (32 kg/ha). VAR liegt bei 1,32. Der Mittelwert wird vom Standardmodell um 24 % unterschätzt.

Einen Überblick über die modellierten N-Bilanzen an den einzelnen Messpunkten gibt Tabelle 25. Es zeigt sich die Reaktivität des Pflanzenwachstums gegenüber der N-Verfügbarkeit im Boden. Dort, wo mehr Stickstoff verfügbar ist, nehmen die Pflanzen auch mehr Stickstoff auf. Dadurch kommt es zu einer Homogenisierung der N_{\min} -Startbedingungen im Folgejahr.

Tabelle 25. Modellierte N-Bilanzen für die Einzelmesspunkte (MSP) und das Standardmodell (STD)

Landnutzung	MSP Nr.	N_{\min} Start	N_{\min} Ende	N_m	N_f	N_{at}	N_{auf}	N_{ex}	N_d	ΔN_s
Mais	1	69	45	134	98	5	219	41	1	-24
	2	63	44	131	98	5	211	39	1	-19
	3	58	45	133	98	5	210	38	1	-13
	4	66	45	133	98	5	215	41	1	-21
	5	70	47	132	98	5	212	45	1	-23
	6	62	44	132	98	5	211	39	1	-17
	7	61	45	134	98	5	212	40	1	-16
	8	63	45	130	98	5	211	39	1	-18
	9	67	45	133	98	5	215	42	1	-22
	10	68	45	135	98	5	217	43	1	-23
	STD	60	34	92	98	5	181	39	1	-26
Zuckerrüben	1	124	41	99	100	5	222	62	3	-83
	2	118	48	124	100	5	239	58	2	-70
	3	73	41	122	100	5	209	48	2	-32
	4	56	40	122	100	5	204	38	1	-16
	5	110	45	118	100	5	231	55	2	-65
	6	102	45	121	100	5	228	53	2	-57
	7	75	39	105	100	5	200	44	2	-36
	8	115	88	131	100	5	207	54	2	-27
	9	101	44	117	100	5	227	50	2	-57
	10	58	43	121	100	5	199	41	1	-15
	STD	60	32	88	100	5	183	37	1	??

N_m ist die Mineralisierung aus den organischen N-Vorräten, N_f ist die N-Düngungsmenge, N_{at} ist die atmosphärische N-Deposition, N_{auf} ist die N-Aufnahme der Pflanzen, N_{ex} ist die N-Auswaschung, N_d ist die Denitrifikation und ΔN_s ist die Speicheränderung im Boden. Alle Angaben sind in der Einheit kg/ha dargestellt.

5.6.3 Diskussion der Ergebnisse

(1) Auswirkungen der räumlichen Auflösung

Die Generalisierung der Landoberflächeneigenschaften innerhalb eines Proxels führt zu erheblichen Fehlern bei der Modellierung der Bodenstickstoffdynamik. Während die mittlere relative Abweichung auf den 23 Testflächen bei 53 und 31 % für die N-Auswaschung bzw. die N-Mineralisierung liegt, zeigt der Modellfehler eine Abweichung von den Referenzwerten um teilweise mehrere Größenordnungen (Tabelle 26).

Bei der Modellierung der N-Auswaschung ist mehrheitlich eine Unterschätzung der Referenzwerte durch die makroskalige Modellierung zu beobachten. Dieser Effekt wird auf vielen Testflächen durch die Dominanz von Grünland verursacht. Im Gegensatz zu Ackerflächen sind Wiesen wegen ihrer ganzjährigen Standzeit und ihrer hohen N-Aufnahmefähigkeit durch geringere N-Austräge gekennzeichnet. Die N-Auswaschung wird aber auf vielen Proxeln durch die ackerbaulich genutzten Teilflächen dominiert, die in der makroskaligen Modellierung wegen ihres kleineren Flächenanteils unberücksichtigt bleiben. Mit zunehmendem Flächenanteil ackerbaulich genutzter Landnutzungs-Bodenklassen ist ein gegensätzlicher Effekt zu erwarten. Die Diskrepanzen zu den Referenzwerten sind für die N-Mineralisierung im Mittel geringer als bei der N-Auswaschung. Dort sorgt die geringere Bodenvariabilität für eine realistischere Abbildung der Bodeneigenschaften durch die makroskalige Modellierung.

In bestimmten Situationen ist zwar eine gute Übereinstimmung zwischen der mikroskaligen und der makroskaligen Modellierung zu beobachten, allerdings resultieren diese selten aus der realistischen Abbildung der Landschaftsheterogenität. Die vermeintliche Übereinstimmung ergibt sich also in vielen Fällen nur durch Zufall bzw. die Übereinstimmung basiert auf falschen Grundlagen und ist damit durch eine sehr hohe Unsicherheit gekennzeichnet.

Tabelle 26. Mittlere relative Abweichung (ABW_{MV}) der mikroskaligen Modellierung von der Geokomplex-Modellierung und maximaler Modellfehler (MF)

Prozess	ABW_{MV} (%)		MF	
	Ø	Max	Ø	Max
N-Auswaschung	53	95	2,96	9,80
N-Mineralisierung	31	151	1,24	4,12

Grundsätzlich nimmt die Unsicherheit der makroskaligen Modellierung ab, wenn die Landschaft durch eine geringe Variabilität gekennzeichnet ist und umgekehrt. Dennoch haben die Ergebnisse gezeigt, dass insbesondere bei der Modellierung die N-Dynamik der

Majoritätsklasse oftmals für einen Proxel nicht repräsentativ ist. Häufig hat die für die N-Modellierung effektive Landnutzungs-Bodenklasse nur einen sehr geringen Flächenanteil an einem Proxel. Dann bleiben die relevanten Parameter bei der makroskaligen Modellierung unberücksichtigt. Für die oftmals kleinteilige Landschaftsstruktur im Einzugsgebiet der Oberen Donau ist daher grundsätzlich mit großen Unsicherheiten in den Ergebnissen der makroskaligen N-Modellierung zu rechnen.

(2) Auswirkungen der Datenqualität

Die Ergebnisse der Studie haben gezeigt, dass die feldbezogene N-Modellierung mit großen Unsicherheiten verbunden ist, wenn keine räumlich expliziten Informationen über Höhe und Zusammensetzung der Stickstoffvorräte im Boden zur Verfügung stehen.

Tabelle 27. Schichtspezifische Werte für den N_{\min} -Gehalt (N_{\min}), den C_{org} -Anteil (C_{org}) und das C/N-Verhältnis (CN) für beide Testfelder in Feienberg auf Basis von Feldmessungen und der BÜK 1000

	0-30 cm				30-60 cm			60-90 cm		
	MSP Nr.	N_{\min} (kg/ha)	C_{org} (%)	CN	N_{\min} (kg/ha)	C_{org} (%)	CN	N_{\min} (kg/ha)	C_{org} (%)	CN
Mais	1	24	1,48	9	22	0,45	6	23	0,24	4
	2	18	1,47	9	22	0,42	6	23	0,26	4
	3	15	1,56	9	20	0,46	6	23	0,25	4
	4	22	1,52	9	19	0,49	6	25	0,23	4
	5	18	1,51	9	25	0,48	6	27	0,25	4
	6	18	1,40	9	22	0,46	6	22	0,24	4
	7	16	1,35	8	22	0,46	6	23	0,23	4
	8	18	1,47	8	22	0,45	6	23	0,24	5
	9	21	1,44	8	23	0,47	6	23	0,26	5
	10	18	1,49	9	25	0,46	6	25	0,19	3
	STD	30 ^a	1,40	15	20 ^a	0,30	10	10 ^a	0	10
Zuckerrüben	1	56	0,92	9	24	0,31	6	44	0,13	5
	2	69	1,32	9	28	0,68	8	21	0,25	6
	3	29	1,32	9	22	1,09	8	22	0,36	7
	4	17	1,50	9	20	1,14	9	19	0,31	6
	5	69	1,43	10	16	0,47	7	25	0,23	6
	6	58	1,41	9	19	0,38	7	25	0,32	5
	7	33	1,37	10	17	0,22	6	25	0,18	6
	8	90	1,24	9	23	0,87	9	2	0,24	6
	9	65	1,27	9	18	0,79	9	18	0,23	6
	10	17	1,65	10	18	0,78	9	23	0,26	6
	STD	30 ^a	1,40	15 ^a	20	0,30	10	10 ^a	0	10

^aSchätzung

Durch die Studie wird die Bedeutung der organischen Bodeneigenschaften für die N-Modellierung deutlich. Da die Unterschiede der geschätzten N_{\min} -Werte zu den Messungen klein sind, ist ein Großteil der Diskrepanzen auf die organischen Bodeneigenschaften zurückzuführen. Aufgrund der Diskrepanzen zwischen den offiziellen Angaben der BÜK 1000 (Tabelle 27) und den im Feld gemessenen Bodeneigenschaften

ergeben sich Abweichungen zwischen den Standard- und den Einzelpunktresultaten. Das Standardmodell ist nur sehr bedingt geeignet, die N-Auswaschung bzw. die N-Mineralisierung realistisch zu berechnen, insbesondere dann, wenn die Bodenvariabilität innerhalb eines Feldes gering ist. Nur in einem Fall lieferte die Standardmodellierung ein Ergebnis innerhalb der feldbezogenen Variabilität. Die Ergebnisse der Unsicherheitsanalyse zeigen, dass die makroskalige Modellierung wegen der Landschaftsvariabilität für die Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts auf der Proxelskala mit großen Unsicherheiten verbunden ist. Durch die Generalisierung der Landnutzung geht die für die Modellierung der N-Flüsse effektive Parametervariabilität verloren (KERSEBAUM & WENKEL, 1998). Durch den Aggregierungsgrad der regional verfügbaren Bodeninformationen ist eine feldbezogene Auswertung der Modellergebnisse nicht sinnvoll.

Aus den Erkenntnissen der Unsicherheitsanalyse ergibt sich für die regionale N-Modellierung die Notwendigkeit, (1) eine größere räumliche Bezugseinheit als die Feldskala zu wählen, damit sich Fehler herausmitteln und (2) trotzdem die kritische Parametervariabilität zu bewahren.

6 Skalierung mit Geokomplexen

Im folgenden Abschnitt wird das subskalige Skalierungsverfahren Geokomplexe vorgestellt, das für die proxelbasierte Modellierung in DANUBIA ein großes Potential besitzt. Durch die Erhaltung der Parametervariabilität und der geringeren Rechenzeitanforderungen liefert das Verfahren die gewünschten Voraussetzungen für die Modellierung auf der Makroskala.

Mit Hilfe einer multiskaligen Evaluierung der Geokomplexe werden die Effektivität und die Grenzen des Verfahrens aufgezeigt. Außerdem wird der proxelbezogene Modellfehler bestimmt, mit dem bei der Anwendung des Skalierungsverfahrens im Einzugsgebiet der Oberen Donau zu rechnen ist.

6.1 Grundlagen der Skalierung

Im Zuge der Erforschung des Globalen Wandels gewinnt die Skalierung in der ökohydrologischen Modellierung eine immer größere Bedeutung. Seit einigen Jahren ist eine Intensivierung der wissenschaftlichen Debatte über die Skalierung von Modellen zu beobachten (z.B. TURNER, DALE & GARDNER, 1989; LAM & QUATTROCHI, 1992; MARCEAU, 1999; WU & QI, 2000; WU *et al.*, 2006).

Eine Einteilung der räumlichen Bezugseinheiten von Modellen in unterschiedliche Skalen ist notwendig, weil die Modellansätze und Prozessmodelle skalenabhängig und nicht per se von einer auf die andere Skala übertragbar sind. Die für eine bestimmte Skala optimierte System- oder Prozessbeschreibung eines Modells kann die Nutzbarkeit auf einer anderen Skala einschränken (BIAN, 1997).

Die Generalisierung der Parameterwerte innerhalb eines Rasterelements führt bei nicht-linearen Systemen zu Ungenauigkeiten (BIAN & BUTLER, 1999). Es ergeben sich daraus die Fragen, inwieweit ein numerisches Prozessmodell bei Verwendung unterschiedlich skaliertes Eingabedaten gültig bleibt oder für nicht-lineare Systeme ungeeignet ist (BEVEN, 1996; VAN GARDINGEN *et al.*, 1997).

Die Skalierung von Modellen hat einen entscheidenden Einfluss auf die Nutzbarkeit der Modellergebnisse. Die für eine bestimmte Skala optimierte System- oder Prozessbeschreibung eines Modells kann die Nutzbarkeit auf einer anderen Skala einschränken (BIAN, 1997; MARCEAU *et al.*, 1999). Mit der Änderung der Betrachtungsebene variiert die Relevanz einzelner Prozesse, z.B. wird die Transpiration auf der Skala von Blattoberflächen durch die Stomatamechanismen und auf der regionalen Skala durch das

Klima gesteuert (MARCEAU & HAY, 1999). Dieser Unterschied erfordert eine angepasste Systembeschreibung. BRUNEAU *et al.* (1995) leiteten aus den Ergebnissen einer Sensitivitätsanalyse ab, dass die Modelleffizienz nur für eine bestimmte räumliche Domäne konstant ist und bei Verlassen dieser Domäne abnimmt. Wenn sich die neuen Bedingungen von denen während der Entwicklung zu sehr unterscheiden oder wichtige Prozesse nicht oder nicht adäquat abgebildet werden, kann die Skalierung eines validierten Modells zu unrealistischen Vorhersagen führen (RUSSEL & VAN GARDINGEN, 1997). Die Relevanz dieses Problems gewinnt auch im Kontext des Globalen Wandels an Bedeutung.

Erkenntnisse (z.B. aus Laborexperimenten), die auf der kleinen Skala gewonnen wurden, besitzen zumeist auch auf der Makroskala ihre Gültigkeit (und umgekehrt). Probleme ergeben sich aber daraus, dass die Modellparametrisierung bzw. die Bedeutung der einzelnen Prozesse nicht skalenunabhängig ist (z.B. kann sich auf der Makroskala die Bedeutung einzelner Prozesse herausmitteln, während sie auf der Mikroskala wichtig sind).

Bis heute besteht kein methodologischer Konsens, was sich in der kaum noch überschaubaren Anzahl unterschiedlicher Skalierungsverfahren widerspiegelt. Zurückzuführen ist dieses Dilemma auf die Unterschiedlichkeit der Modelle. Erschwerend kommt hinzu, dass je nach Modelltyp andere Skalierungsverfahren erforderlich sind. Zudem mangelt es an einer einheitlichen theoretischen Grundlage für die Modellierung ökohydrologischer Systeme auf der regionalen Skala (KLEEBERG, 1999; BOULET *et al.*, 1999).

Die Entwicklung der Rechenkapazitäten sowie der GIS- und Fernerkundungsmethoden, die geographische Basisdaten in immer besserer Qualität und höherer räumlicher Auflösung für große Gebiete flächendeckend generieren, trägt zu einer weiteren Diversifizierung der Skalierungsverfahren bei.

Die subskalige Modellierung hat sich für die hydrologische Modellierung auf der Makroskala bewährt. Daher wurde innerhalb dieser Arbeit die Eignung der subskaligen Modellierung für die Abbildung der N-Dynamik in DANUBIA getestet.

6.2 Subskalige Modellierung mit Geokomplexen

Theoretische Grundlagen der subskaligen Modellierung mit Geokomplexen

Die Entscheidung, die Grundfläche eines Proxels in DANUBIA auf einen km² festzulegen, basiert auf einem Kompromiss aus (1) den Erfordernissen für die prozessbasierte Modellierung der Wasser- Kohlenstoff- und N-Flüsse und (2) den verfügbaren Rechenkapazitäten. Um dennoch die ökohydrologisch relevanten Informationen innerhalb

eines Proxels für die Modellierung zu erfassen, wurde das subskalige Skalierungsverfahren Geokomplexe (GK) in DANUBIA eingesetzt.

Das Verfahren wurde in diversen Studien für die hydrologische Modellierung bereits beschrieben und seine Effektivität erfolgreich getestet (REICHERT, LUDWIG & MAUSER, 2003; REICHERT, LUDWIG & MAUSER, 2004a; REICHERT, LUDWIG & MAUSER 2004b).

Ziel des Geokomplex-Verfahrens ist die Bündelung heterogener Landoberflächeninformationen zu hydrologisch relevanten, unverorteten (innerhalb eines Proxels), subskaligen Parametersätzen. Subskalig bedeutet in diesem Zusammenhang, dass sich jeder Proxel aus verschiedenen Fraktionen homogener Teilflächen zusammensetzt. Für die homogenen Teilflächen werden mit dem jeweiligen Parametersatz die Wasser- und N-Flüsse berechnet. Durch die Zuweisung eines Flächenanteils an einem Proxel zu einer Teilfläche entsteht ein Geokomplex. Die pro Geokomplex berechneten Prozesse werden auf dem Proxel flächengewichtet aggregiert, unter der Annahme, dass sie linear skalieren (REICHERT, LUDWIG & MAUSER, 2004a).

Die Aggregation der Datenmenge innerhalb eines Proxels ist dann zweckmäßig, wenn die räumliche Heterogenität bewahrt wird. Gelingt es, die ökohydrologisch wirksame, räumliche Heterogenität subskalig zu berücksichtigen, kommt es zu einer Angleichung der Ergebnisse an die der mikroskaligen Modellierung. Ziel der Untersuchung ist es, die Landnutzungs-Bodenklassen zu identifizieren, mit denen eine möglichst gute Übereinstimmung mit der mikroskaligen Modellierung erreicht wird, bei gleichzeitiger größtmöglicher Reduktion der Klassenanzahl. Das Selektionsverfahren für die Ableitung der ökohydrologisch relevanten Geokomplexe basiert auf der prozessorientierten Flächengewichtung. Die hierarchische Aggregation der Parameter zu Geokomplexen erfolgt dabei nach deren ökohydrologischen Priorität.

Die prozessorientierte Flächengewichtung bedeutet eine stärkere Gewichtung der ökohydrologisch effektivsten Parameter bei der Bildung der Geokomplexe. Für die ökohydrologische Modellierung sind die Landnutzungs- und Bodenparameter von entscheidender Bedeutung (HANSEN *et al.*, 2007). Die Landnutzung besitzt die stärkste Steuerungsfunktion für die Wasser- und N-Flüsse an der Landoberfläche. Sie ist kleinräumlich sehr variabel und auf der Skala von Proxeln wesentlich dynamischer als die Boden- und Reliefeigenschaften. Mit den Landnutzungsinformationen werden auch die für die N-Modellierung bedeutenden unterschiedlichen N-Einträge durch die Düngung landwirtschaftlicher Nutzflächen berücksichtigt. Die Verteilung der Landnutzung spiegelt

zudem implizit Informationen über Boden und Relief wider. Böden beeinflussen in erster Linie durch den Umfang der organischen und mineralischen N-Vorräte sowie durch ihre physikalischen (hydraulischen) Eigenschaften die N-Dynamik an der Landoberfläche. Daraus ergibt sich folgende Hierarchie der Landoberflächenparameter: (1) Landnutzung, (2) Boden, (3) Relief und (4) Topographie.

Das Konzept der Geokomplexe erfordert keine Skalenanpassung der Algorithmen. Durch die prozessorientierte Gewichtung der Parametersätze bleibt die Klimasensitivität des Bodenstickstoffhaushalts im Modell erhalten. Damit liefert das Konzept der Geokomplexe eine weitere wichtige Voraussetzung für die Modellierung der Klimaeffekte auf die Bodenstickstoffdynamik im Einzugsgebiet der Oberen Donau.

Adaptation der Geokomplexe an DANUBIA

Aufgrund der Modellstruktur und der regional verfügbaren Bodeninformationen im Einzugsgebiet der Oberen Donau ist eine Anpassung des Geokomplex-Konzepts für DANUBIA erforderlich. Die wichtigste Modifikation besteht in der Annahme homogener Bodeneigenschaften innerhalb eines Proxels. Daher finden die Böden bei der Definition der Geokomplexe innerhalb von DANUBIA keine Berücksichtigung. Wegen der geringen Bedeutung für die N-Modellierung werden auch Relief und Topographie innerhalb dieser Arbeit nicht subskalig abgebildet. Die Ableitung der Geokomplexe basiert somit ausschließlich auf den Landnutzungsinformationen. Abbildung 49 zeigt die unterschiedliche Darstellung der Landnutzung in einem Proxel bei Anwendung der verschiedenen Skalierungsverfahren.

Um die optimale Anzahl von Geokomplexen auf einem Proxel im Einzugsgebiet der Oberen Donau zu bestimmen, erfolgte zuerst eine Analyse der Landnutzungsverteilung. In DANUBIA wurde die maximale Geokomplex-Anzahl auf einem Proxel wegen (1) der Landnutzungsvariabilität und (2) der verfügbaren Rechenkapazitäten auf zehn festgelegt. Insgesamt 20 % der Gesamtfläche waren durch mehr als zehn unterschiedliche Landnutzungen gekennzeichnet (Abb. 50).

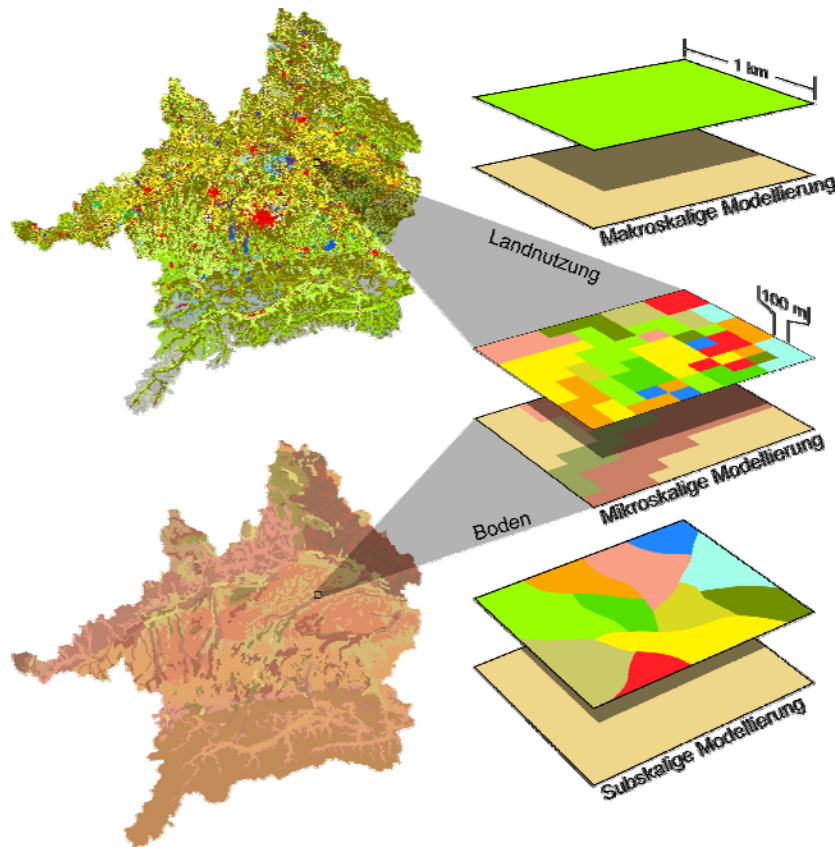


Abb. 49. Schematische Darstellung der Landoberflächeneigenschaften innerhalb eines Proxels bei der makroskaligen Modellierung, der mikroskaligen Modellierung und der subskaligen Modellierung in DANUBIA.

Falls mehr als zehn Landnutzungen auf einem Proxel vorkommen, wird eine Rangfolge entsprechend ihres Flächenanteils aufgestellt. Die zehn dominierenden Landnutzungen werden als die effektiven Geokomplexe auf dem jeweiligen Proxel festgelegt. Um den Flächenanteil der nicht berücksichtigten Landnutzungen zu kompensieren, wird der Flächenanteil eines jeden Geokomplexes bezogen auf die Gesamtfläche des Proxels normiert. Bei weniger als zehn Landnutzungen auf einem Proxel richtet sich die Anzahl der Geokomplexe nach der Anzahl der Landnutzungen.

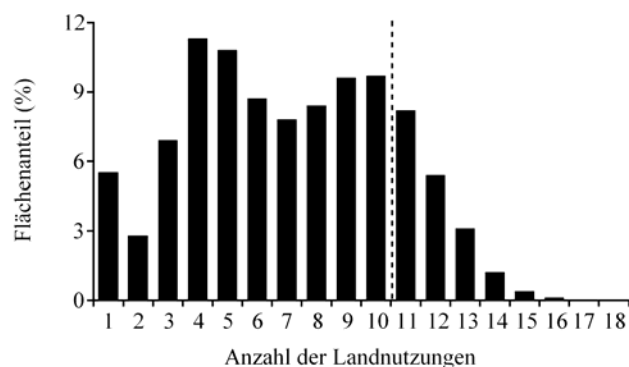


Abb. 50. Verteilung der Anzahl der Landnutzungen auf einem Proxel im Einzugsgebiet der Oberen Donau.

6.3 Multiskalige Evaluierung des Skalierungsverfahrens Geokomplexe

Für den Test der Effektivität der Geokomplexe für die ökohydrologische Modellierung, insbesondere für die N-Modellierung, wurden skalenübergreifend Tests durchgeführt. Dafür wurde das Verfahren für die räumlich integrierende Validierung im Einzugsgebiet der Rott eingesetzt und der Modellfehler auf der Proxelskala bestimmt.

6.3.1 Modellierung mit Geokomplexen

Um die Übertragbarkeit der Ergebnisse auf das Einzugsgebiet der Oberen Donau zu garantieren und aus Gründen der Homogenität, wurden die Bodeninformationen der BÜK 1000 verwendet. Im Vordergrund der Untersuchung stand die Überprüfung der Geokomplex-Modellierung bzw. ob die Bündelung der Landnutzungsinformationen geeignet ist, eine ähnliche Qualität wie die explizite Abbildung der Landnutzung bei der mikroskaligen Modellierung zu erzielen.

(1) Einzugsgebietsintegrierender Vergleich

Ziel der Studie war es, (1) die Abweichungen von der mikroskaligen Modellierung zu quantifizieren bzw. zu erklären, (2) kritische Landschaftsbereiche für die Anwendung der Geokomplexe zu identifizieren und (3) die Wirksamkeit des Verfahrens für die regionale N-Modellierung zu demonstrieren.



Abb. 51. Lage der Proxel mit mehr als zehn Landnutzungen im Einzugsgebiet der Rott.

Für den einzugsgebietsbezogenen Vergleich eignet sich das Einzugsgebiet der Rott wegen seiner Landnutzungsvariabilität (s. 3.2 *Einzugsgebiet der Rott*). Im Osten des Testgebiets ist die Landschaftsstruktur durch ein sehr kleinteiliges Landnutzungsmosaik mit großer

Variabilität gekennzeichnet. Stellenweise kommen bis zu 15 unterschiedliche Landnutzungen pro km² vor (Abb. 51).

Für die Bewertung der flächenbezogenen Modellergebnisse wurden die relativen Abweichungen der modellierten N-Auswaschung und N-Mineralisierung von den Referenzwerten der mikroskaligen Modellierung sowie der Zusammenhang zwischen den Modellergebnissen berechnet. Zusätzlich wurden die räumliche Verteilung des Bodenstickstoffhaushalts und die N-Einzugsgebietsbilanzen mit den Ergebnissen der mikroskaligen Modellierung verglichen.

Aus Rechenzeitgründen und wegen des Schwerpunkts auf der Überprüfung der Eignung des Verfahrens wurden räumlich homogene meteorologische Antriebsdaten für die N-Modellierung im Einzugsgebiet der Rott verwendet.

(2) Modellfehler auf der Proxelskala

In dieser Untersuchung wird (1) der proxelbezogene Modellfehler der Geokomplex-Modellierung quantifiziert und (2) getestet, ob eine proxelscharfe Auswertung der Modellergebnisse sinnvoll ist.

Der Vergleich wurde für die Testflächen auf dem Gebiet der STOBK durchgeführt. Die Ergebnisse wurden in analoger Vorgehensweise zu Abschnitt 5.6 *Analyse der Modellunsicherheit* ausgewertet. Dafür wurden die Bodeninformationen der STOBK durch die BÜK-Angaben ersetzt. Für die Bestimmung des Modellfehlers wurden die Geokomplex-Ergebnisse mit den Resultaten der mikroskaligen Modellierung verglichen.

6.2.3 Ergebnisse der subskaligen Modellierung

(1) Effektivität auf der Einzugsgebietskala

Die Untersuchung dient der Überprüfung der Eignung der Geokomplex-Modellierung für die Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts auf der Makroskala. Die Auswertung der Modellergebnisse beschränkt sich daher vorrangig auf die Validierung des Verfahrens.

N-Auswaschung

Abbildung 52 zeigt die Ergebnisse für die N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Rott. Im oberen Teil der Abbildung ist die mikroskalig berechnete Variabilität der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Rott dargestellt. Die Modellergebnisse schwanken zwischen 1 und 56 kg/ha. Höhere N-Austräge werden für die ackerbaulich intensiv genutzte Region im Osten

und für das Untere Rottal berechnet. Sonst überwiegen mittlere N-Verluste. Für den durch Grünland geprägten Westen des Testgebiets zeigen die Modellergebnisse vermehrt geringe N-Verluste.

Im unteren Teil von Abbildung 52 ist der prozentuale Unterschied zwischen den mikroskaligen Modellergebnissen und denen der subskaligen Modellierung mit Geokomplexen dargestellt. Insgesamt ergeben sich sehr gute Übereinstimmungen, nur in 4 % der Fälle übersteigen die Abweichungen 10 %. Die subskalige Modellierung liefert für 87,5 % der Gesamtfläche die gleiche Modellqualität wie die mikroskalige Modellierung. Wegen der Landnutzungsvariabilität sind Abweichungen zwischen den Verfahren nur im östlichen Teil des Testgebiets möglich. Die maximalen Unterschiede der N-Auswaschung betragen -46 % und 50 %.

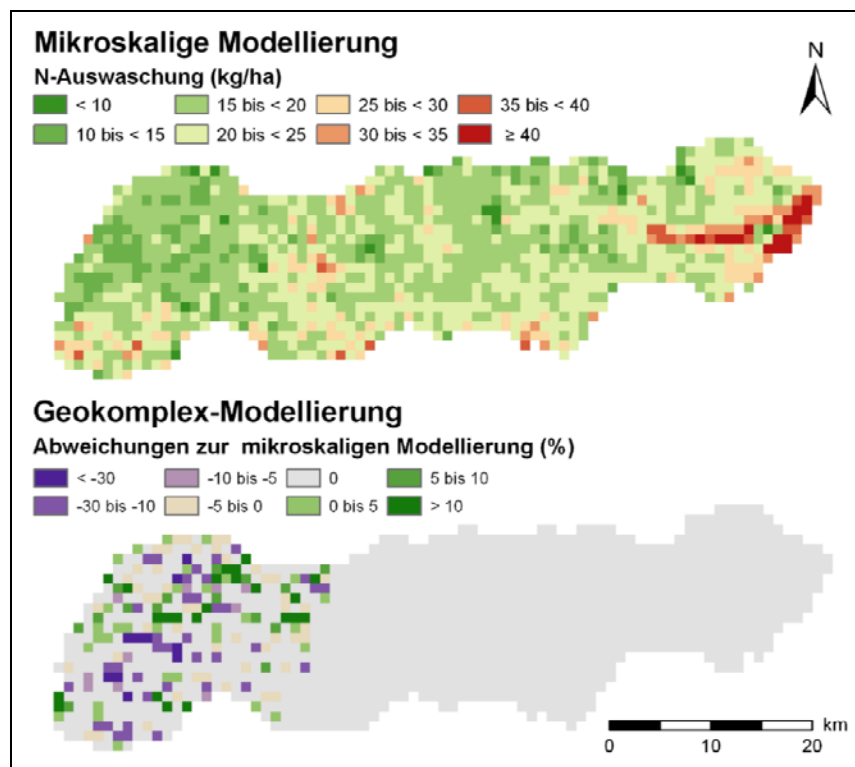


Abb. 52. Oben: Mikroskalige Modellergebnisse der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Rott. Unten: Relative Abweichungen der Geokomplex-Ergebnisse von den mikroskaligen Ergebnissen.

N-Mineralisierung

In Abbildung 53 sind die Ergebnisse der N-Mineralisierung dargestellt. Das Untere Rottal ist durch die höchste N-Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz gekennzeichnet

(> 75 kg/ha). Ansonsten werden für den östlichen Bereich nur sehr geringe Werte berechnet. In Richtung Osten steigt die berechnete N-Mineralisierung auf mittlere Werte an.

Die Diskrepanzen zwischen der mikroskaligen Modellierung und der Geokomplex-Modellierung sind bei der N-Mineralisierung nur marginal. Das Muster wird sehr gut wiedergegeben (Abb. 53). Der Variationsbereich schwankt lediglich zwischen -5% und 5%. Auf über 90 % der Gesamtfläche werden keine Abweichungen zur mikroskaligen Modellierung berechnet.

Insgesamt belegt die statistische Auswertung einen sehr starken positiven Zusammenhang zwischen den mikroskaligen und den Ergebnissen der Geokomplex-Modellierung (N-Auswaschung: $r = 0,98$ und N-Mineralisierung: $r = 0,99$).

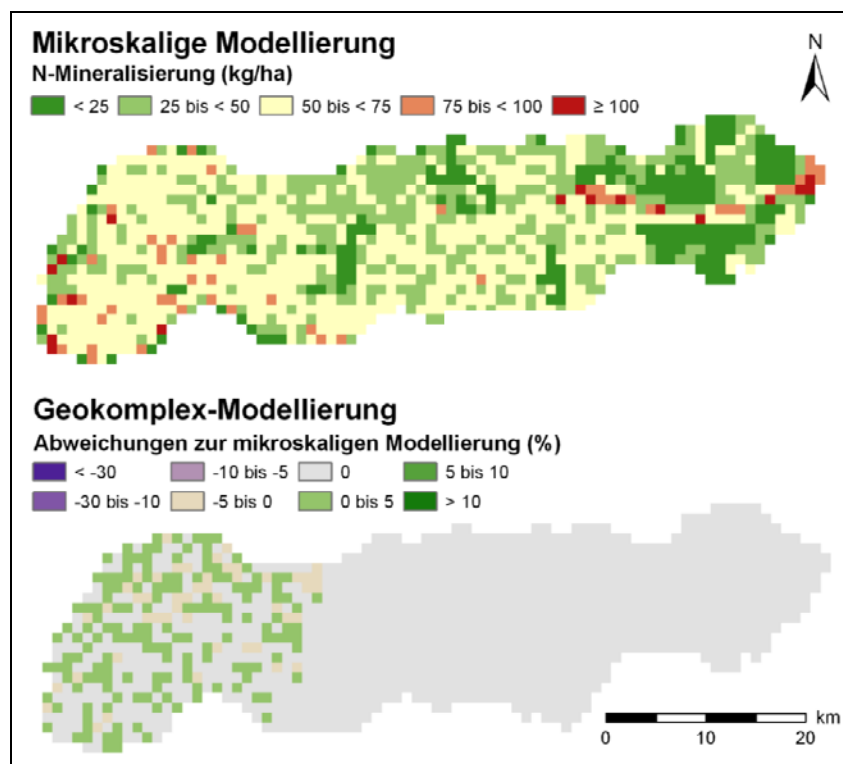


Abb. 53. Oben: Mikroskalige Modellergebnisse der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Rott. Unten: Relative Abweichungen der Geokomplex-Ergebnisse von den mikroskaligen Ergebnissen.

Als zusätzliches Maß zur Abschätzung der Effektivität der Geokomplex-Modellierung dient die N-Einzugsgebietsbilanz. Sie ergibt sich aus den Gebietsmittelwerten der N-Einträge und der N-Austräge. Im Rahmen dieser Arbeit setzen sich die N-Einträge aus der N-Mineralisierung, der atmosphärischen Deposition und der N-Düngung zusammen, während der gesamte N-Verlust durch die N-Auswaschung, die N-Aufnahme und die Denitrifizierung

bestimmt wird. Auch die Auswertung der Einzugsgebietsbilanz belegt eine große Übereinstimmung der Geokomplex-Ergebnisse mit den Referenzwerten (Tabelle 28).

Tabelle 28. Modellierte jährliche N-Bilanz für das Einzugsgebiet der Rott. Vergleich der Geokomplex-Modellierung (GK) mit der mikroskaligen Modellierung (MK).

Verfahren	N_m	+	N_{at}	+	N_f	-	N_a	-	N_l	-	N_d	=	ΔN_s
MK	48,2	+	17,7	+	114,4	-	166,7	-	20,3	-	0,7	=	-7,4
GK	50,1	+	17,7	+	114,5	-	162,5	-	19,9	-	0,7	=	-0,9

Dargestellt sind die jährlichen Gebietsmittelwerte der Mineralisation (N_m), der N-Düngung (N_f), der N-Aufnahme (N_a), der N-Auswaschung (N_l), der Denitrifikation (N_d) und der Speicheränderung (ΔN_s). Alle Angaben sind in der Einheit kg/ha.

(2) Effektivität auf der Proxelskala

N-Auswaschung

Der proxelbezogene Vergleich der Geokomplex-Modellierung auf den Testflächen der STOBK zeigt eine Verbesserung der Modellergebnisse im Vergleich mit den Ergebnissen der makroskaligen Modellierung.

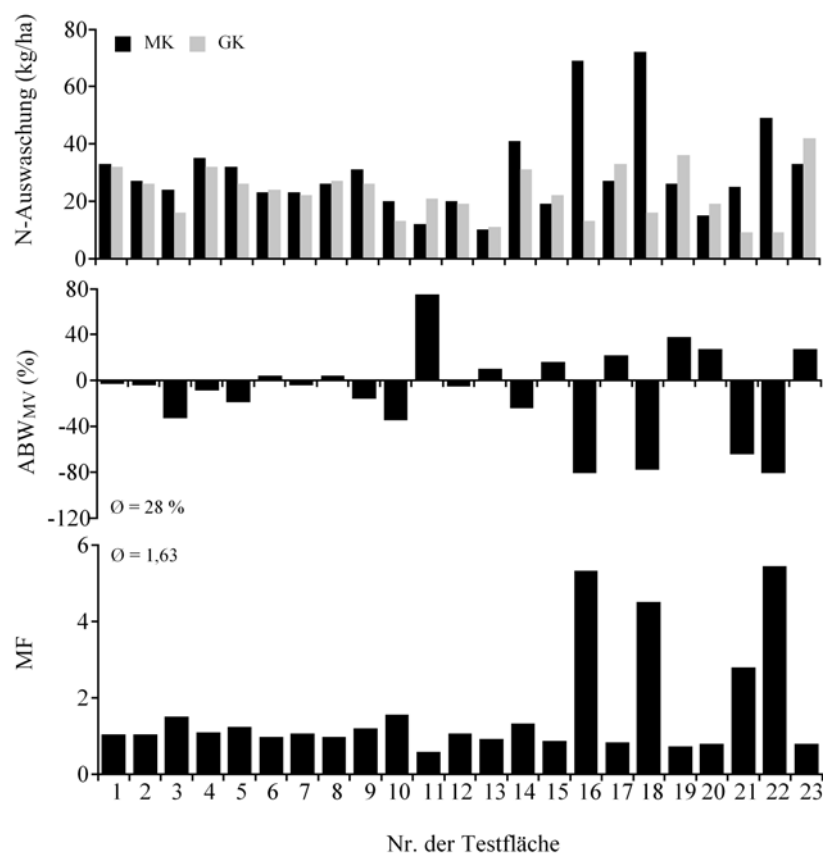


Abb. 54. Vergleich der N-Auswaschung zwischen der Geokomplex-Modellierung (GK) und der mikroskaligen Modellierung (MK). Dargestellt sind die jährliche N-Auswaschung (oben), die relative Abweichung der makroskaligen Modellierung von den Referenzwerten (ABW_{MV}) (Mitte) sowie der Modellfehler (MF) (unten).

Trotzdem kommt es wegen der unterschiedlichen Bodeninformationen zu Abweichungen zwischen der Geokomplex-Modellierung und der mikroskaligen Modellierung (Abb. 54).

Der Variationsbereich der Abweichungen reicht bei der N-Auswaschung von -81 bis 75 %. Im Mittel beträgt der Unterschied 28 %. Eine Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der mikroskaligen Ergebnisse durch die Geokomplex-Modellierung ist nicht zu erkennen. Der Wertebereich des Modellfehlers variiert von 1,03 bis 5,44 ($\bar{\sigma} = 1,63$).

N-Mineralisierung

Bei der Modellierung der N-Mineralisierung werden größere Diskrepanzen zwischen den getesteten Verfahren (4 - 107 %) als bei der N-Auswaschung ermittelt (Abb. 55). Die Geokomplex-Modellierung tendiert zu einer Unterschätzung der Referenzwerte. Im Mittel beträgt die Abweichung 35 %. Der maximale Modellfehler ist mit einem Wert von 8,56 sehr hoch.

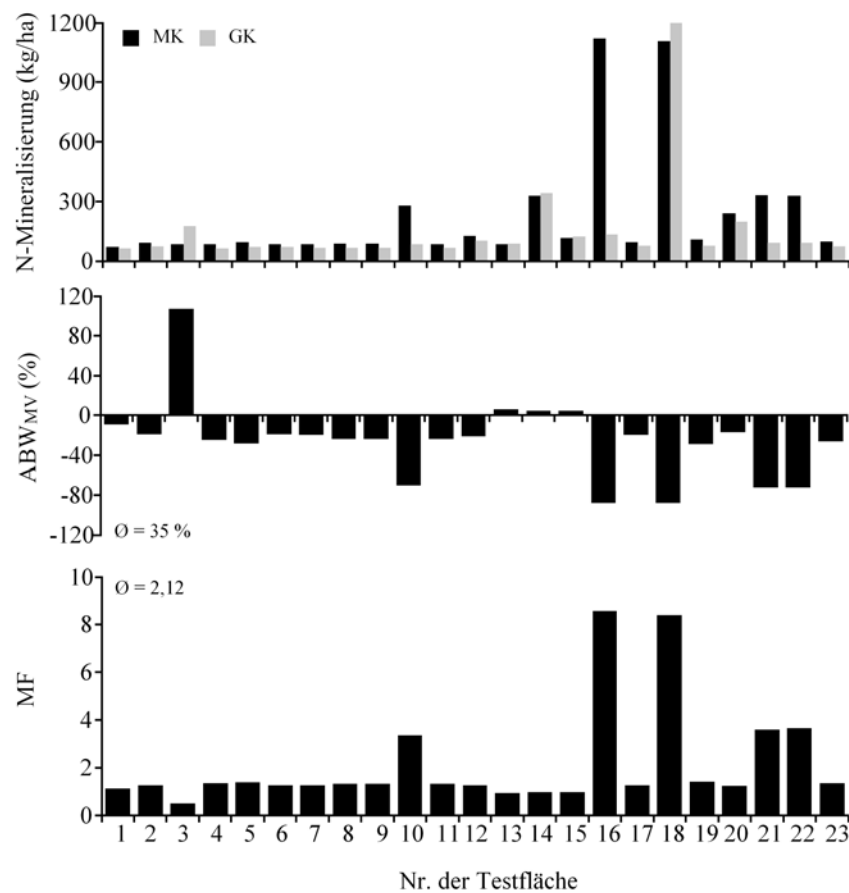


Abb. 55. Vergleich der N-Mineralisierung zwischen der Geokomplex-Modellierung (GK) und der mikroskaligen Modellierung (MK). Dargestellt sind die jährliche N-Mineralisierung (oben), die relative Abweichung der makroskaligen Modellierung von den Referenzwerten (ABW_{MV}) (Mitte) sowie der Modellfehler (MF) (unten).

6.3.3 Diskussion der Ergebnisse

Welche Bedeutung die Erhaltung der Parametervariabilität bei der Übertragung prozessbasierter Modelle von der Feld- auf die Proxelskala hat, haben die Ergebnisse der Sensitivitäts- bzw. Unsicherheitsstudie gezeigt. Die Geokomplex-Modellierung kombiniert Elemente unterschiedlicher Skalierungsverfahren und liefert damit die erforderlichen Voraussetzungen für die regionale Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts.

Das Verfahren der subskaligen Modellierung mit Geokomplexen führt zu einer Annäherung der Ergebnisse an die mikroskalige Modellierung ohne eine überproportionale Erhöhung der Rechenzeit zu bewirken. Die Eignung der Geokomplex-Modellierung zur Abbildung der ökohydrologischen Dynamik auf der Makroskala konnte durch den flächenintegrierenden Vergleich demonstriert werden.

Diskrepanzen zur räumlich expliziten Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts ergeben sich bei einer zu großen Landnutzungsvariabilität durch den Verlust der anteilmäßig geringsten Landnutzungsparameter. Mit zunehmender Heterogenität der Landoberfläche nimmt die Genauigkeit der Geokomplexe ab. Dabei bestimmt bei der Geokomplex-Modellierung die maximale Anzahl an Geokomplexen, ab wann überhaupt Abweichungen zur mikroskaligen Modellierung auftreten. Durch die Festlegung auf zehn Geokomplexe konnten im Einzugsgebiet der Rott nicht immer alle Landnutzungsinformationen durch die Geokomplexe abgebildet werden. In dem Bereich mit größeren Diskrepanzen zwischen den Referenzergebnissen und den Geokomplex-Ergebnissen wurden gerade die Landnutzungen mit den potentiell größten N-Austrägen nicht berücksichtigt, weil sie anteilig zu gering verbreitet waren.

Die Ergebnisse der proxelbezogenen Effektivität zeigen, dass die subskalige Abbildung der Landnutzungsinformationen innerhalb eines Proxels zu einer realitätsnäheren Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts führt als die makroskalige Modellierung.

Die Geokomplex-Ergebnisse für die Testflächen weichen bei der modellierten N-Auswaschung im Mittel um 28 % von den Referenzwerten ab. Dabei fällt auf, dass besonders auf Testflächen mit Niedermoorböden z.T. sehr große Fehler auftreten, während auf den übrigen Testflächen überwiegend sehr gute Übereinstimmungen berechnet werden.

Die geringe Übereinstimmung mit den Referenzergebnissen auf den Testflächen mit Niedermooranteilen wird durch die Qualität der BÜK 1000 verursacht. Beim Vergleich der Modellergebnisse treten jeweils zwei Effekte auf: (1) der Generalisierungseffekt, der zu

Abweichungen von den Referenzwerten führt, weil nur ein einziger Boden auf einem Proxel abgebildet wird und (2) der Parametrisierungseffekt, der aus der unterschiedlichen Parametrisierung der Böden (STOBK gegenüber BÜK 1000) verursacht wird.

Die Verwendung regional verfügbarer Bodeninformationen führt also zu ganz unterschiedlichen Ergebnissen bei der N-Modellierung auf der Proxelskala. In Abhängigkeit von der Bodenvariabilität und der Qualität der Bodeninformationen werden für die Testflächen teilweise sehr gute, aber auch schlechte Übereinstimmungen mit den Referenzwerten berechnet. Die Modellierung der N-Mineralisierung zeigt wegen der direkten Abhängigkeit von den organischen Bodeneigenschaften deutlich größere Abweichungen als die N-Auswaschung.

Es wird deutlich, dass die Böden mit einer überproportionalen N-Dynamik eine möglichst exakte Parametrisierung erfordern und besonders dort die Generalisierung der Bodeninformationen innerhalb von Proxeln sich in den Ergebnissen abbildet. Dadurch nimmt die Unsicherheit zu und limitiert die Aussagekraft auf der Proxelskala.

Für die Auswertung eignen sich daher regionale Bezugseinheiten besser, die über mehrere Proxel integrieren. Die Integration führt zu einer Reduzierung des Modellfehlers, weil sich mögliche Fehler durch die Vergrößerung der Basisfläche gegenseitig aufheben. In einer Studie über den Einfluss des Aggregierungsgrads der Bodeninformationen zeigten KERSEBAUM & WENKEL (1998), dass sich stark aggregierte Bodeninformationen dennoch für die Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts auf der regionalen Skala eignen.

Die Bodeninformationen der BÜK 1000 ermöglichen daher die realitätsnahe Wiedergabe der regionalen Muster und Unterschiede im Bodenstickstoffhaushalt des Einzugsgebiets der Oberen Donau unter Beachtung der mit ihrer Verwendung verbundenen Unsicherheiten.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass bei der Geokomplex-Modellierung, die von BEVEN (1995) zur Definition einer subskaligen Parametrisierung beschriebene kritische Parametervariabilität erhalten wird. Im Fall der ökohydrologischen Modellierung geschieht dies durch die prozessorientierte Bündelung der Landnutzungsinformationen innerhalb eines Proxels. Auf diese Weise ist eine realistischere Abbildung der räumlichen Verteilung des Bodenstickstoffhaushalts als bei der makroskaligen Modellierung möglich. Die subskalige Modellierung mit Geokomplexen liefert damit eine recheneffiziente Methode zur prozessbasierten N-Modellierung für Einzugsgebiete der Makroskala. Schon KITE (1995) und

aktuell HANSEN *et al.* (2007) beschrieben die Vorteile der subskaligen Modellierung in Studien über die hydrologische Modellierung auf der Makroskala.

Die Geokomplex-Modellierung liefert durch die Bewahrung der physikalischen Bedeutung und der effektiven Parametervariabilität innerhalb eines Proxels zusätzlich die Voraussetzungen für die Abschätzung von Klimaänderungen auf den Stoffhaushalt an der Landoberfläche.

7 Modellierung der Bodenstickstoffdynamik im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den Bedingungen des Klimawandels

Nach der Modellvalidierung auf der Mikroskala folgt die Anwendung im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Ziel ist die Abschätzung möglicher Auswirkungen des Klimawandels auf den Bodenstickstoffhaushalt durch den Vergleich mit der aktuellen Situation.

7.1 Modellapplikation auf der Makroskala

Für die Untersuchung der Klimaeffekte auf den Bodenstickstoffhaushalt wurden bestimmte Annahmen getroffen und in der Modellkonfiguration berücksichtigt. Im Folgenden werden daher diese Annahmen sowie das verwendete IPCC-Emissionsszenario A1B und die erwarteten regionalen Klimaänderungen für das Einzugsgebiet der Oberen Donau beschrieben.

7.1.1 Modellkonfiguration

Durch die physikalisch basierte Modellierung der Prozesse in DANUBIA war eine Anpassung der Algorithmen an die zukünftigen Klimabedingungen nicht erforderlich. Die regionale Modellierung erfolgte auf Basis der subskaligen Modellierung mit Geokomplexen. Wegen der begrenzten Rechenkapazitäten konnte der Zeitraum zwischen 1960 und 2060 nicht transient modelliert werden. Daher wurden zwei Zeitscheiben für die Abschätzung der Klimaeffekte auf die Stickstoffverfügbarkeit und die N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau bestimmt. Die über einen Zeitraum von 1996 bis 2000 modellierten Mittelwerte dienten deswegen als Referenzwerte (REFERENZ) und liefern den Ist-Zustand des Bodenstickstoffhaushalts im Untersuchungsraum. Als Szenariozeitraum (A1B) dient die Periode 2051 bis 2055, für die im Szenario eine besonders große Temperaturerhöhung berechnet wurde.

Um die klimatischen Effekte auf den Bodenstickstoffhaushalt im Einzugsgebiet der Oberen Donau zu isolieren, wurden die Randbedingungen für die N-Modellierung konstant gehalten. Dafür wurden sowohl die Bewirtschaftungsangaben (Saat-, Düngungs-, Erntetermine, Düngungsmengen) aus der Referenzsituation als auch die Landnutzungsverteilung ohne Anpassungen an die zu erwartenden Szenariobedingungen übernommen. Aufgrund des

Mangels an Regeln zur Ableitung eines zukünftigen Landmanagements, ist die gewählte Vorgehensweise sinnvoll (ECKERSTEN *et al.*, 2001; JENSEN & VEIHE, 2009).

Die Dynamik der organischen Kohlenstoff- bzw. Stickstoffvorräte im Boden konnte wegen der nicht-transienten Modellierung des Zeitraums von 2001 bis 2050 nicht abgebildet werden. Die Modellierung der Referenz- als auch der Szenariosituation erfolgte daher auf Basis der in Abschnitt 4.3.3 *Schnittstellen und Modellantrieb* beschriebenen Angaben.

7.1.2 IPCC-Emissionsszenario A1B

Szenarien sind (alternative) Bilder möglicher Entwicklungen und für den Zweck dieser Arbeit ein geeignetes Werkzeug, um zu analysieren, wie zukünftige Treibhausgasemissionen den Naturhaushalt beeinflussen können, und um Unsicherheiten zu bewerten (IPCC, 2001). Für die Abschätzung der Auswirkungen möglicher Klimaänderungen ist eine allgemein anerkannte Grundlage für die innerhalb eines Szenarios angenommenen Veränderungen erforderlich. Auf dieser Basis ist dann der Vergleich unterschiedlicher Modellergebnisse möglich.

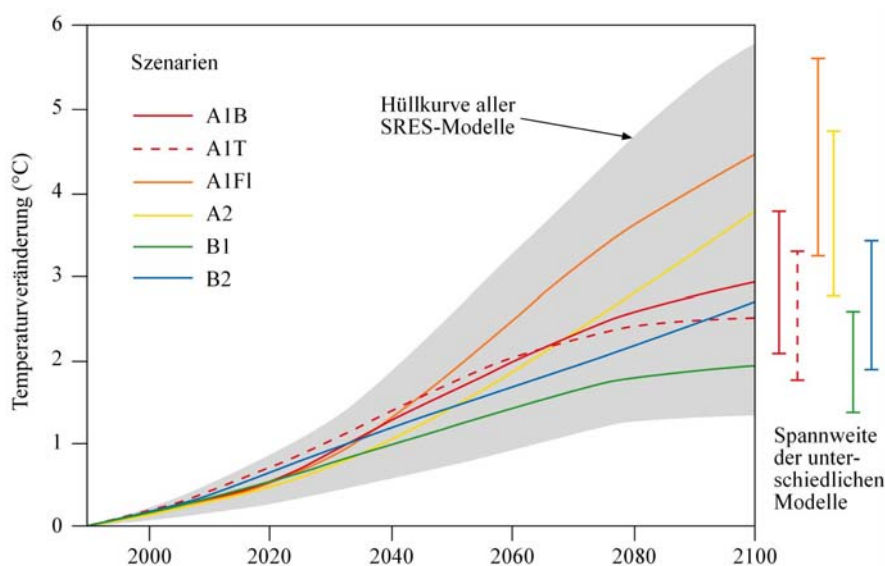


Abb. 56. Projektion der globalen Mitteltemperaturen für sechs SRES-Szenarien. Der dargestellte Variationsbereich basiert auf allen Modellprojektionen (mit einer Klimasensitivität zwischen 1,7 bis 4,2 °C). Die Balken auf der rechten Seite spiegeln die berechnete szenariospezifische Variabilität wider (IPCC, 2001).

Die vom IPCC veröffentlichten Emissionsszenarien (SRES = Special Report on Emission Scenarios, NAKICENOVIC *et al.*, 2000) (Abb. 56) sind trotz der damit verbundenen Unsicherheiten als internationaler Standard anerkannt (IPCC, 2001).

Emissionen von Treibhausgasen (z.B. CO₂, Methan) und Aerosolen aus menschlicher Aktivität ändern die Zusammensetzung der Atmosphäre. Als Folge davon ändert sich das Klimasystem, was sich in einer Erhöhung der globalen Mitteltemperatur und als Modifikation der regionalen Niederschlagsverteilung und –intensität bereits beobachten lässt.

Die IPCC-Emissionsszenarien basieren auf Annahmen über die zünftige Entwicklung der treibenden Emissionskräfte wie Technologiewandel, Bevölkerungswachstum und sozioökonomische Rahmenbedingungen (IPCC, 2001). Die Emissionsszenarien spiegeln somit auch ein unterschiedliches Umweltbewusstsein sowie Unterschiede beim globalen Wissenstransfer wider, was sich in der Emission treibhauswirksamer Gase manifestiert. Zur Veranschaulichung der Spannweite möglicher künftiger Entwicklungen sind die projizierten Verläufe der Temperaturveränderung für die sechs wahrscheinlichsten Szenarien in Abbildung 56 dargestellt.

Wegen des moderaten Verlaufs der Emissionen und wegen der damit verbundenen hohen Eintrittswahrscheinlichkeit wurde für diese Arbeit das Szenario A1B ausgewählt, das vom IPCC wie folgt zusammengefasst wird:

"Die Modellgeschichte und Szenarienfamilie A1 beschreibt eine künftige Welt mit sehr raschem wirtschaftlichem Wachstum, einer Weltbevölkerung, die Mitte des Jahrhunderts zahlenmäßig ihren Höhepunkt erreicht und danach abnimmt, und der raschen Einführung von neuen und effizienteren Technologien. Die wichtigsten Grundannahmen sind die Annäherung der Regionen, der weltweite Aufbau von erforderlichem Know-How und zunehmende kulturelle und soziale Interaktionen, mit einer erheblichen Verminderung der regionalen Differenzen im Pro-Kopf-Einkommen. Die Variante A1B ist durch die ausgeglichene Verteilung über alle Energieträger hinweg gekennzeichnet, d.h. "nicht zu sehr auf eine einzelne Energiequelle fokussiert" aufgrund der Annahme, dass für alle Energieversorgungs- und Endverbrauchertechnologien gleiche Verbesserungsraten angenommen werden können" (IPCC, 2001).

Im Vergleich mit anderen Szenarien liegt im A1B-Szenario die Temperaturerhöhung mit Werten zwischen 1,7 bis 4,4° C im mittleren Bereich der gesamten Spannweite (Tabelle 29). Unter den Bedingungen des A1B-Szenarios wird sich die Zunahme der CO₂-Konzentration wahrscheinlich bis 700 ppm im Jahr 2100 fortsetzen.

Tabelle 29. Projizierte globale mittlere Erwärmung der Erdoberfläche am Ende des 21. Jahrhunderts für unterschiedliche Szenarien (IPCC, 2001)

Szenario	Beste Schätzung	Spannweite
Konstante Verhältnisse	0,6	0,3 – 0,9
B1	1,8	1,1 – 2,9
A1T	2,4	1,4 – 3,8
B2	2,4	1,4 – 3,8
A1B	2,8	1,7 – 4,4
A2	3,4	2,0 – 5,4
A1F1	4,0	2,4 – 6,4

7.1.3 Regionale Klimaänderungen

Die globalen Klimatrends des A1B-Szenarios haben regional sehr unterschiedliche Modifikationen der Klimaparameter zur Folge. Deswegen werden regionale Klimamodelle zur Modellierung der geänderten räumlichen und zeitlichen Temperatur- und Niederschlagsmuster eingesetzt.

Abbildung 57 zeigt die modellierten Jahresmittelwerte für den Niederschlag und die Lufttemperatur im Einzugsgebiet der Oberen Donau für den Zeitraum von 1970 bis 2060. Die Modellergebnisse basieren in der Periode 1970 bis 2005 auf meteorologischen Messungen. Für die Zeit danach wurden die meteorologischen Parameter unter Annahme des A1B-Trends generiert.

Messungen der letzten 50 Jahre belegen, dass die Temperaturänderung im Einzugsgebiet der Oberen Donau den globalen Temperaturtrend des IPCC um den Faktor 1,7 übertraf. Dieser Faktor wurde bei der Modellierung zusätzlich berücksichtigt und findet sich in dem berechneten Temperaturverlauf bereits wider (Abb. 57). Im Vergleich zur Referenzperiode ergaben sich bei der Temperatur deutliche Änderungen für den Projektionszeitraum (Tabelle 30). Die Jahresmitteltemperatur nimmt im Einzugsgebiet der Oberen Donau durchschnittlich um 3,2° C zu (s. Anhang A1).

Die modellierte Entwicklung der jährlichen Niederschlagssumme zeigt keine eindeutige Tendenz (Abb. 57). Insgesamt beträgt der Unterschied beim Jahresniederschlag zwischen dem Referenz- und dem Szenariozeitraum 7 mm (s. Anhang A2). Für das Szenario wurde eine erhebliche Verschiebung der Niederschläge vom Sommer in den Winter berechnet (s. Anhang A3 - A4). Während im Sommer der Niederschlag um fast 30 % zurückging, kam es im Winterhalbjahr zu einer Zunahme um nahezu 50 % (Tabelle 30).

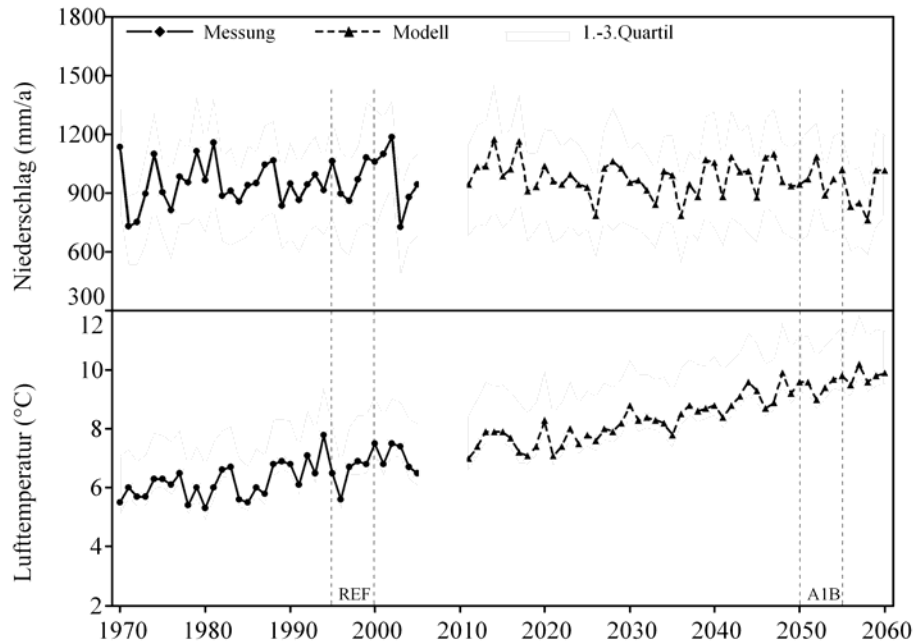


Abb. 57. Entwicklung der jährlichen Niederschlagssummen (oben) und der Jahresmitteltemperatur (unten) im Einzugsgebiet der Oberen Donau bis zum Jahr 2060. Die Modellergebnisse basieren auf Messungen (1970 - 2005) und dem regional angepassten IPCC A1B-Emissionsszenario (2011 - 2060). REF kennzeichnet den Referenz- und A1B den Szenariozeitraum.

Der Anstieg der atmosphärischen CO₂-Konzentration ist ein weltweit zu beobachtendes Phänomen. Daher wurden die projizierten Angaben für das A1B-Szenario aus dem IPCC-Bericht flächendeckend für das gesamte Einzugsgebiet der Oberen Donau übernommen. Für den Referenzzeitraum wurde ein CO₂-Gehalt von 365 ppm angenommen, während unter Szenariobedingungen eine Konzentration von 520 ppm unterstellt wurde.

Tabelle 30. Lufttemperatur (LT), Gesamtniederschlag (NS), Sommerniederschlag (NS_{Som}), Winterniederschlag (NS_{Win}), Niederschlagsindex (NS_{index}) und CO₂-Konzentration der Atmosphäre (CO₂) im Einzugsgebiet der Oberen Donau für den Referenz- (REF) und den Szenariozeitraum (A1B).

Zeitraum	LT (C°)	NS (mm)	NS _{Som} (mm)	NS _{Win} (mm)	NS _{index} [*] (-)	CO ₂ (ppm)
REF	6,3	972	611	361	0,6	365
<i>Änderung</i>	+ 3,2	+ 7	-165	+ 172	-	+ 155
A1B	9,5	979	446	533	1,2	520

* Verhältnis Winter- (1.11.-30.04.) zu Sommerniederschlag (1.5.-31.10.)

7.2 Ergebnisse der Szenariomodellierung

Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts im Einzugsgebiet der Oberen Donau vorgestellt. Die Klimaeffekte werden durch den Vergleich der Szenario- mit den Referenzergebnissen quantifiziert. Um einen direkten Vergleich zu ermöglichen, werden auch die Referenzergebnisse (N-Haushalt unter heutigen

Klimabedingungen) in diesem Abschnitt dargestellt. Es ist wichtig zu bedenken, dass die Ergebnisse nur eine eingeschränkte, modellimmanente Gültigkeit besitzen und in der Realität so nicht zu erwarten sind.

Durch den prozessspezifischen Vergleich der statistischen Einzugsgebietsmerkmale und der N-Bilanz wurden die Klimaeffekte flächenintegrierend bestimmt. Zusätzlich werden die Klimaeffekte durch die Änderungen der Flächenanteile definierter N-Klassen ermittelt. Für den regionalen Vergleich wurden Karten der relativen Abweichungen zwischen Referenz- und Szenariofall generiert und die Änderungen der Flächenanteile definierter N-Klassen quantifiziert.

7.2.1 Variabilität des Bodenstickstoffhaushalts

In Tabelle 31 sind die statistischen Merkmale der berechneten N-Flüsse im Einzugsgebiet der Oberen Donau für beide Klimasituationen zusammengefasst. Die Modellergebnisse geben die große Variabilität des Bodenstickstoffhaushalts im Untersuchungsraum wider.

Die modellierte N-Mineralisierung variiert in der Referenzsituation mit Werten zwischen 11 und 2079 kg/ha erheblich. Jährliche Mineralisierungsraten zwischen 20 und 100 kg/ha dominieren, während Werte über 100 kg/ha eher selten berechnet werden. Die Modellergebnisse streuen mit 173 kg/ha um den Mittelwert (90 kg/ha). Unter den Bedingungen des Klimaszenarios erhöhen sich alle statistischen Kenngrößen der Modellergebnisse. Der Mittelwert steigt um 29 % auf 116 kg/ha. Die Flächenanteile mit höheren Mineralisierungsraten nehmen unter den Szenariobedingungen zu (Tabelle 32).

Tabelle 31. Statistische Merkmale der berechneten N-Flüsse und der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau für die Referenzsituation (1995 - 2000)

Merkmal	N-Mineralisierung (kg/ha)		N-Auswaschung (kg/ha)		N-Konzentration (mg/l)	
	REF	A1B	REF	A1B	REF	A1B
Zeitraum						
MIN	11	14	1	2	1	1
MAX	2079	2461	222	256	447	433
MW	90	116	16	19	19	21
SD	173	212	10	13	23	23

MIN = Minimalwert, MAX = Maximalwert, MW = Mittelwert, SD = Standardabweichung

Die N-Auswaschung variiert im Referenzzeitraum zwischen 1 und 222 kg/ha. Der Mittelwert beträgt 16 kg/ha. N-Verluste zwischen 5 und 25 kg/ha dominieren im Untersuchungsraum (> 85 %). Für die anderen Bereiche wird eine höhere N-Auswaschung modelliert. Im Szenariofall nimmt die N-Auswaschung zu. Der Maximalwert steigt um 15 % an. Auch

Mittelwert und Streuung sind durch eine Zunahme gekennzeichnet. Die Flächen mit hohen N-Verlusten (> 25 kg/ha) dehnen sich um über 10 % aus.

Für die modellierte N-Konzentration im Sickerwasser wird ein sehr großer Variationsbereich berechnet. Die Referenzsituation ist durch eine mittlere N-Konzentration von 16 mg/l gekennzeichnet. Der Maximalwert liegt mit 447 mg/l erheblich darüber. Im größten Teil des Testgebiets (> 90 %) kommen Werte bis 30 mg/l vor. Im Gegensatz zu den anderen Prozessen wird für die N-Konzentration im Szenariofall ein Rückgang des Maximalwerts (-3,1 %) modelliert. Für Mittelwert und Streuung der N-Konzentration wird eine Erhöhung berechnet. Die Flächenanteile mit höheren N-Konzentrationen nehmen auf Kosten der weniger belasteten Bereiche zu. Insgesamt wird eine Erhöhung der Klassen mit mehr als 40 mg/l um 4,5 % modelliert.

Tabelle 32. Anteil der N-Klassen an der Gesamtfläche des Einzugsgebiets der Oberen Donau in der Referenzsituation (REF) und im Szenariofall (A1B)

N-Mineralisierung (kg/ha)								
Klasse	< 20	20 - 40	40 - 60	60 - 80	80 - 100	100 - 150	150 - 200	> 200
REF	2,2 %	16,2 %	28,6 %	27,3 %	16,8 %	5,7 %	0,1 %	3,1 %
A1B	0,7 %	7,3 %	15,6 %	24,2 %	23,7 %	23,9 %	1,9 %	2,7 %
Änderung	-1,5 %	-8,9 %	-13 %	-3,1 %	6,8 %	18,2 %	1,8 %	-0,4 %
N-Denitrifizierung (kg/ha)								
Klasse	< 0,5	0,5 - 1	1 - 1,5	1,5 - 2	2 - 5	5 - 10	10 - 50	> 50
REF	27,1 %	5,5 %	11,7 %	2,0 %	14,9 %	14,5 %	21,8 %	2,6 %
A1B	21,9 %	5,2 %	10,3 %	1,1 %	14,8 %	12,5 %	30,3 %	3,9 %
Änderung	-5,2 %	-0,2 %	-1,4 %	-0,9 %	-0,2 %	-1,9 %	8,5 %	1,3 %
N-Auswaschung (kg/ha)								
Klasse	< 5	5 - 10	10 - 15	15 - 20	20 - 25	25 - 30	30 - 40	> 40
REF	1,7 %	23,2 %	35,6 %	19,8 %	10,3 %	4,4 %	2,5 %	2,5 %
A1B	0,6 %	14,6 %	31,1 %	19,8 %	13,9 %	8,3 %	6,6 %	5,1 %
Änderung	-1,1 %	-8,6 %	-4,5 %	-	3,6 %	3,9 %	4,1 %	2,6 %
N-Konzentration i. SW. (mg/l)								
Klasse	< 10	10 - 20	20 - 30	30 - 40	40 - 50	50 - 75	75 - 100	> 100
REF	25,3 %	42,8 %	20,2 %	6,9 %	2,5 %	1,8 %	0,5 %	< 0,1 %
A1B	23,1 %	38,6 %	20,0 %	8,9 %	3,9 %	3,5 %	0,9 %	1,1 %
Änderung	-2,2 %	-4,2 %	-0,2 %	2,0 %	1,4 %	1,7 %	0,4 %	1,0 %

In der N-Einzugsgebietsbilanz zeigen sich die Klimaeffekte auf den Bodenstickstoffhaushalt (Tabelle 33). Die größten Diskrepanzen treten bei den temperaturabhängigen mikrobiellen Umsatzprozesse auf (max. + 29 %). Durch die flächendeckende Temperaturerhöhung im Testgebiet ist der Effekt bei diesen Prozessen am stärksten. In der Referenzsituation wird ein jährlicher Überschuss der N-Einträge um 22 kg/ha berechnet. Die quantitativ größten

Komponenten der Bilanz sind auf der Eintragsseite die N-Mineralisierung und auf der Austragsseite die N-Aufnahme durch die Pflanzen. Der N-Saldo nimmt im Szenario um 37 % zu.

Tabelle 33. Modellerte mittlere jährliche N-Bilanz für das Einzugsgebiet der Oberen Donau in der Referenzsituation (REF) und im Szenariofall (A1B)

Zeitraum	N_m	+	N_{at}	+	N_f	-	N_a	-	N_l	-	N_d	=	ΔN_s
REF	90	+	26	+	62	-	112	-	16	-	28	=	22
A1B	116	+	25	+	62	-	118	-	19	-	36	=	30
Änderung	29 %		-3,8 %				5,4 %		18,7 %		28,6 %		

Dargestellt sind die jährlichen Gebietsmittelwerte der Mineralisation (N_m), der N-Düngung (N_f), der N-Aufnahme (N_a), der N-Auswaschung (N_l), der Denitrifikation (N_d) und der Speicheränderung (ΔN_s). Alle Angaben sind in der Einheit kg/ha.

7.2.2 N-Mineralisierung

Referenzsituation

Die Referenzkarte der N-Mineralisierung spiegelt die große Vielfalt an Bodentypen und regionalen Unterschieden in Klima, Relief und Vegetation im Einzugsgebiet der Oberen Donau wider (Abb. 58). Auf der Karte zeigt sich ein starker Zusammenhang zwischen der N-Mineralisierung und den organischen Bodeneigenschaften.

Der überwiegende Teil der Alpen ist im Modell durch eine natürliche N-Mineralisierung zwischen 40 und 60 kg/ha gekennzeichnet. Diese Bereiche decken sich mit der Verbreitung von flachgründigen Gebirgsrohböden, insbesondere an Berghängen. Letztere sind wegen der Witterungsbedingungen durch einen hohen Humusgehalt gekennzeichnet. Die N-Mineralisierung ist dort wegen der geringen Profiltiefe auf die Oberflächenschicht beschränkt. Für die in den Alpentälern verbreiteten Braunerden zeigen die Modellergebnisse stellenweise eine jährliche N-Mineralisierung von bis zu 150 kg/ha. Dort wird wegen der größeren Bodenmächtigkeit und trotz des geringeren C_{org} -Anteils eine deutlich höhere N-Mineralisierung berechnet als an den Berghängen. Auch die intensive Düngung der Grünländer trägt in den Tälern zu einem schnelleren Abbau der organischen Bodensubstanz durch die bessere mikrobielle N-Verfügbarkeit bei.

In der Moränenlandschaft des Alpenvorlands ergibt sich eine sehr heterogene Verteilung der modellierten N-Mineralisierung. Dort variieren die Modellergebnisse zwischen 20 und über 200 kg/ha. Die höchsten Mineralisierungsraten korrespondieren mit der Verbreitung von Nieder- bzw. Übergangs- und Hochmooren. Organische Böden sind im Modell durch einen

C_{org} -Anteil von 20 % gekennzeichnet, daher erscheinen Maximalwerte der N-Mineralisierung von über 200 kg/ha plausibel.

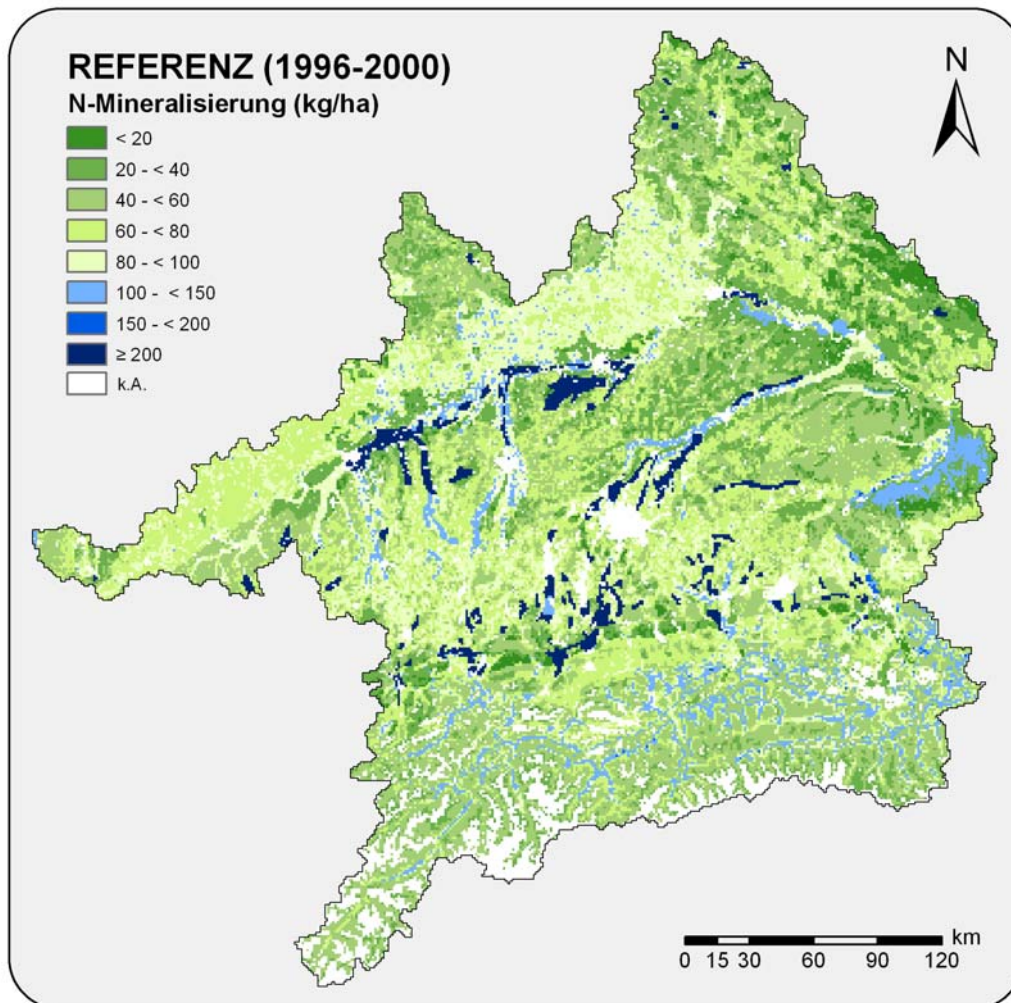


Abb. 58. Räumliche Variabilität der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den heutigen Klimabedingungen.

Die Modellergebnisse zeigen für das Tertiärhügelland eine N-Mineralisierung zwischen 20 und 80 kg/ha. Etwas höhere Werte (80 - 100 kg/ha) sind auf der Karte im westlichen Teil des Untersuchungsraums (Iller-Lechplatte) zu erkennen. Die Talauen und Flussniederungen sind durch scharfe Grenzen zu ihrem Umland gekennzeichnet (z.B. Isar, Inn). Dort wird ein schnellerer Abbau der organischen Bodensubstanz modelliert (80 - 200 kg/ha). In den übrigen Gebieten dominieren Auenböden (z.B. Isartal). Letztere sind durch eine sehr gleichmäßige vertikale Verteilung der C_{org} -Anteile bis in die unterste Bodenschicht gekennzeichnet. In Kombination mit einem engen C/N-Verhältnis ergibt die Modellierung daher eine hohe N-Mineralisierung in den Flussniederungen. Werte jenseits von 200 kg/ha werden für

organische Böden in grundwasserbeeinflussten Becken oder in Überflutungsbereichen berechnet.

In den Mittelgebirgsregionen sind die berechneten Verhältnisse sehr variabel. Für die auf Kalk- oder Dolomitgestein entstandenen Rendzinen und Terrae Fuscae der Schwäbischen und Fränkischen Alb sind N-Mineralisierungsraten von 60 bis 100 kg/ha/a typisch. Die Böden sind durch einen hohen Humusgehalt und eine gute mikrobielle N-Verfügbarkeit gekennzeichnet, insbesondere im Oberboden. Dagegen spiegelt die modellierte geringe N-Mineralisierung (bis 40 kg/ha) für die Podsole der östlichen Mittelgebirge (Bayerischer Wald, Böhmerwald, Oberpfälzer Wald und Fichtelgebirge) und des Schwarzwalds die ungünstigen Mineralisierungsbedingungen wider (z.B. schlechte mikrobielle N-Verfügbarkeit).

Szenariosituation

Die Szenariokarte reflektiert den bereits beobachteten Trend zu einer Beschleunigung der N-Mineralisierung durch die Klimaänderungen wider. Das räumliche Muster der N-Mineralisierung verändert sich unter den Szenariobedingungen nicht wesentlich. In Abbildung 59 ist die Zunahme der N-Mineralisierung deutlich zu erkennen. Die Flächenanteile der Änderungsklassen sind in Tabelle 34 dargestellt.

Die Alpen sind insgesamt durch eine moderate Erhöhung der N-Mineralisierung unter den Szenariobedingungen gekennzeichnet (15 - 30 %). In den Tälern werden lokal stärkere Effekte berechnet. Allerdings treten dort auch immer wieder negative Abweichungen auf, die aus einer ungünstigen Entwicklung der N-Mineralisierungsbedingungen im Szenario resultieren.

Tabelle 34. Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau

Klasse	< -15 %	-15 – 0 %	0 – 15 %	15 – 30 %	30 – 45 %	45 – 60 %	60 – 75 %	> 75 %
Anteil	< 0,1 %	1,8 %	20,8 %	31,2 %	24,2 %	12,7 %	7,6 %	1,5 %

Für die Moränenlandschaft im Alpenvorland zeigen sich ganz ähnliche Effekte. Besonders im Osten werden nur geringe Änderungen oder niedrigere N-Mineralisierungsraten als im Referenzzeitraum berechnet.

Das Tertiärhügelland ist im Vergleich mit den anderen Regionen durch die stärkste Zunahme der N-Mineralisierung gekennzeichnet. Besonders für die östlichen Gebiete zeigen die

Modellergebnisse einen Anstieg der natürlichen N-Nachlieferung um teilweise über 75 %. Dagegen ist der Bereich der Iller-Lechplatte durch geringere Änderungen zwischen 15 und 30 % geprägt. Die Intensität der Klimaeffekte wird durch die sehr unterschiedliche Referenzsituation der N-Mineralisierung verursacht. Die Klimaänderungen wirken sich in Gegenden mit geringen Ausgangswerten stärker aus als in Bereichen mit sehr hohen Ausgangswerten.

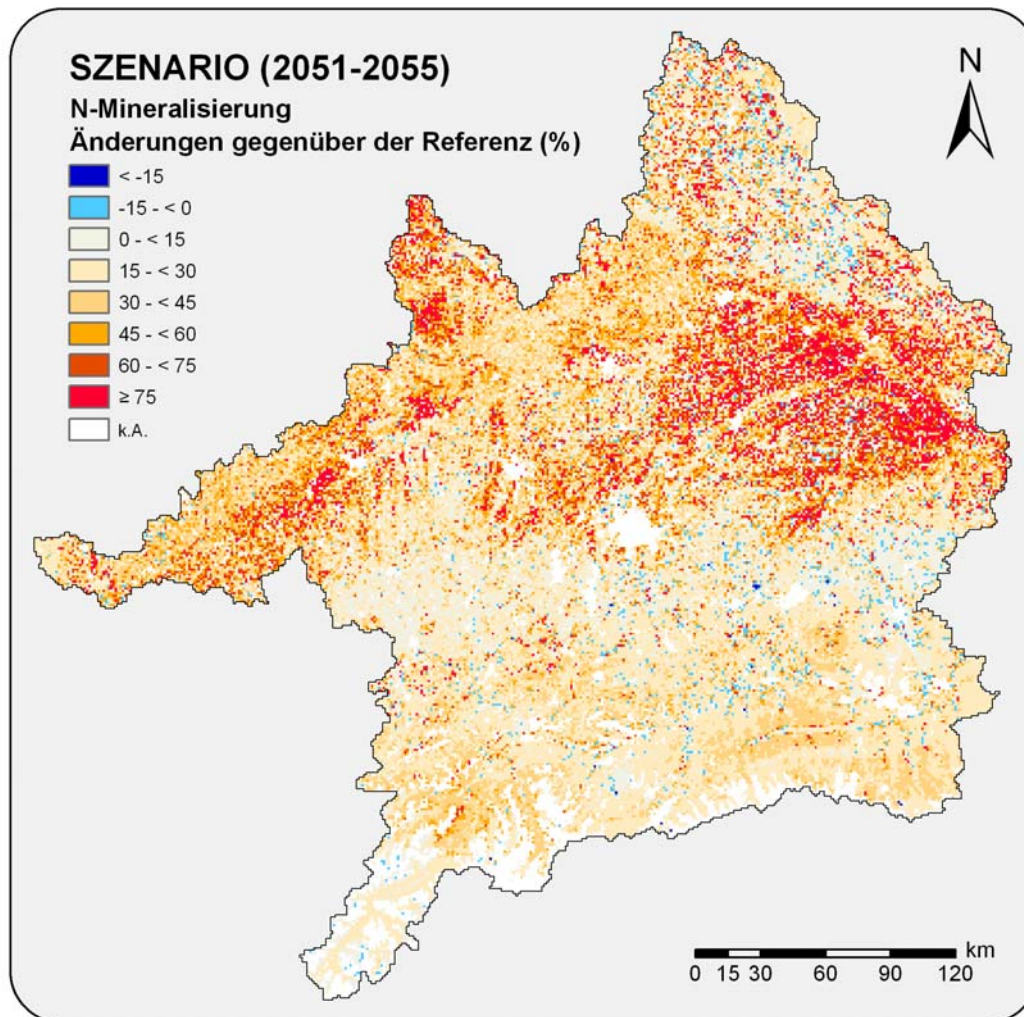


Abb. 59. Relative Änderungen der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation.

Für die Albhochflächen zeigen die Modellergebnisse eine moderate bis starke Erhöhung der N-Mineralisierung unter den Szenariobedingungen. Besonders im Bereich der Schwäbischen Alb zeigen die Modellergebnisse große Änderungen von bis zu 75 %. Während der Bayerische Wald und der Böhmerwald durch starke Anstiege der N-Mineralisierung gekennzeichnet sind, spiegelt die Modellierung im Norden der östlichen Mittelgebirge eine

große Variabilität der Klimaeffekte wider. Die Änderungen schwanken dort zwischen -15 % und 15 %.

Insgesamt zeigen die Modellergebnisse eindeutig einen Anstieg der N-Mineralisierung unter den Bedingungen des Klimawandels. Diese Erhöhung ist nicht überall gleich groß, sondern verläuft räumlich sehr variabel. Die größten Steigerungen werden für das Tertiärhügelland sowie die Hochflächen der Schwäbischen Alb berechnet.

7.2.3 N-Auswaschung

Referenzsituation

Die modellierte N-Auswaschung aus der ungesättigten Bodenzone ist durch eine geringere räumliche Variabilität als bei den beiden zuvor beschriebenen Prozessen gekennzeichnet (Abb. 60). In den Modellergebnissen spiegelt sich der Einfluss der Landnutzung und des Niederschlags auf die N-Auswaschung sowie die besondere N-Dynamik in Moorböden wider.

In Alpenraum wird eine Spannweite der N-Verluste zwischen 1 und über 40 kg/ha berechnet. Die höchsten N-Austräge sind in den landwirtschaftlich genutzten Tälern zu finden, insbesondere im niederschlagsreichen Osten.

Für die Jungmoränenlandschaft im Alpenvorland zeichnet sich ein sehr heterogenes Muster der N-Auswaschung ab. Ähnlich wie in den Alpen sind die N-Verluste im Osten etwas höher als im Westteil, wo nur punktuell sehr hohe Werte vorkommen. Die höchste N-Auswaschung mit teilweise deutlich über 40 kg/ha korrespondiert hier mit der Verbreitung organischer Böden (z.B. Niedermoore, Anmoore). Ebenfalls hohe N-Austräge werden für die Gegend um Mühldorf berechnet. Dort prägt der Anbau von Winterweizen und Mais die Landnutzung, weshalb die Modellierung höherer N-Austräge plausibel erscheint. Für das durch schluffig-lehmige Texturen gekennzeichnete Altmoränengebiet (z.B. Alzplatte) wird wegen der geringeren Durchlässigkeit im Vergleich zum Umland nur eine sehr geringe N-Auswaschung ins Grundwasser berechnet.

Auf dem Gebiet der Tertiärhügellandschaft sowie der im Westen angrenzenden Nördlichen Iller-Lechplatte zeigen die Modellergebnisse überwiegend geringe N-Verluste (5 - 15 kg/ha). Ausnahmen bilden die ackerbaulich intensiv genutzten Regionen Dugau und Innviertel, die durch höhere N-Austräge geprägt sind. Auch bei der N-Auswaschung ist die besondere N-Dynamik der organischen Böden in den Modellergebnissen sehr gut zu erkennen. Sie

heben sich als Bereiche mit höheren N-Austrägen (> 40 kg/ha) deutlich von ihrem Umland ab (z.B. Erdinger Moos, Donaumoos).

In den Mittelgebirgen ist die berechnete N-Auswaschung gering. Eine Ausnahme stellen einige Bereiche auf den Albhochflächen dar, wo N-Austräge bis 25 kg/ha lokal begrenzt vorkommen. Dabei handelt es sich um stärker landwirtschaftlich genutzte Gebiete auf sandig-lehmigen Böden mit hoher Durchlässigkeit.

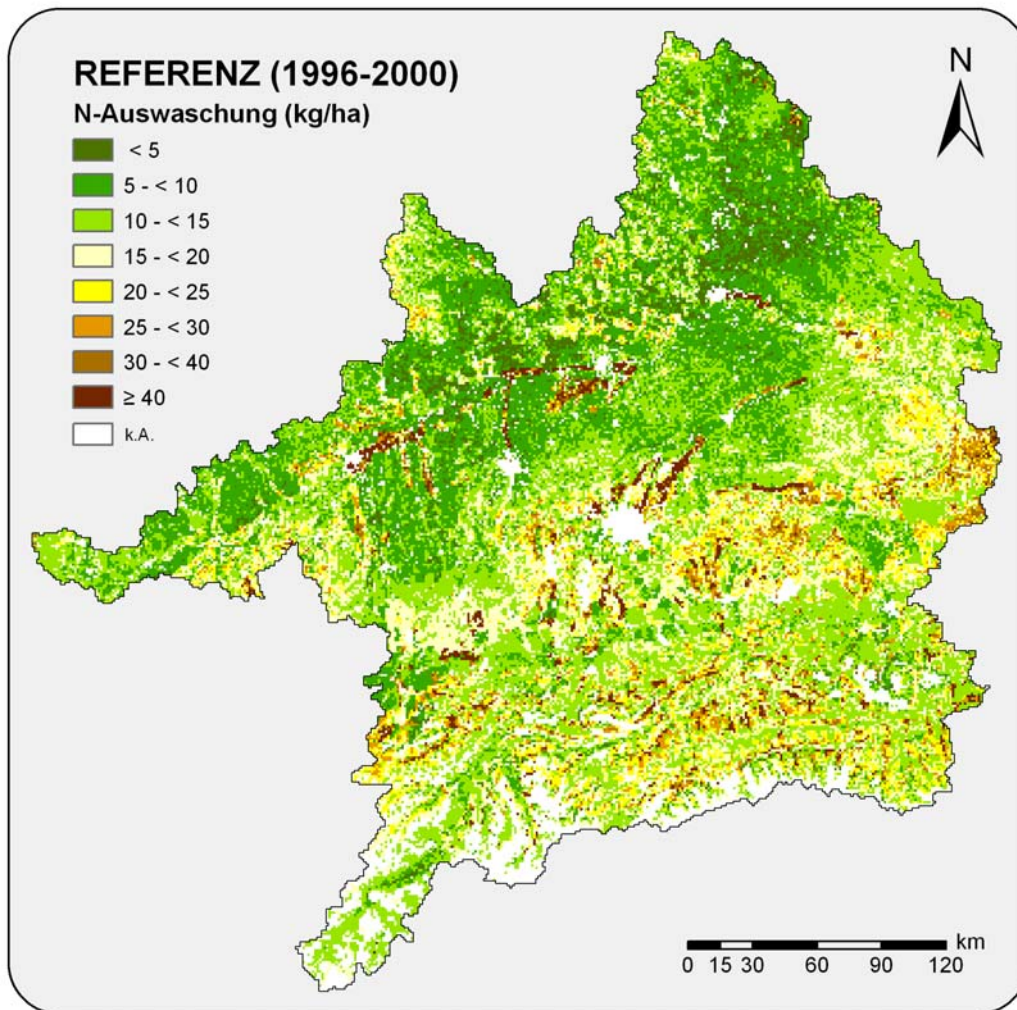


Abb. 60. Räumliche Variabilität der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter den heutigen Klimabedingungen.

Szenariosituation

Die Szenariokarte zeigt auf einem Großteil des Untersuchungsraums eine Zunahme der N-Auswaschung (Abb. 61). Der Flächenanteil mit hohen bis sehr hohen N-Austrägen ins Grundwasser nimmt im Vergleich mit der Szenariosituation um 14 % zu (Tabelle 35).

Besonders drastische Klimaeffekte treten in den Ackerbauregionen im Osten des Untersuchungsraums auf.

Für die Alpen wird in weiten Teilen ein Rückgang der N-Auswaschung in der Größenordnung von bis -24 % modelliert. Allerdings sind auch teilweise deutliche Erhöhungen der N-Austräge zu erkennen. Eine Ursache für die abnehmende N-Auswaschung liegt in der zunehmenden Trockenheit unter den Szenariobedingungen, die besonders in den alpinen Bereichen des Untersuchungsraums berechnet wird.

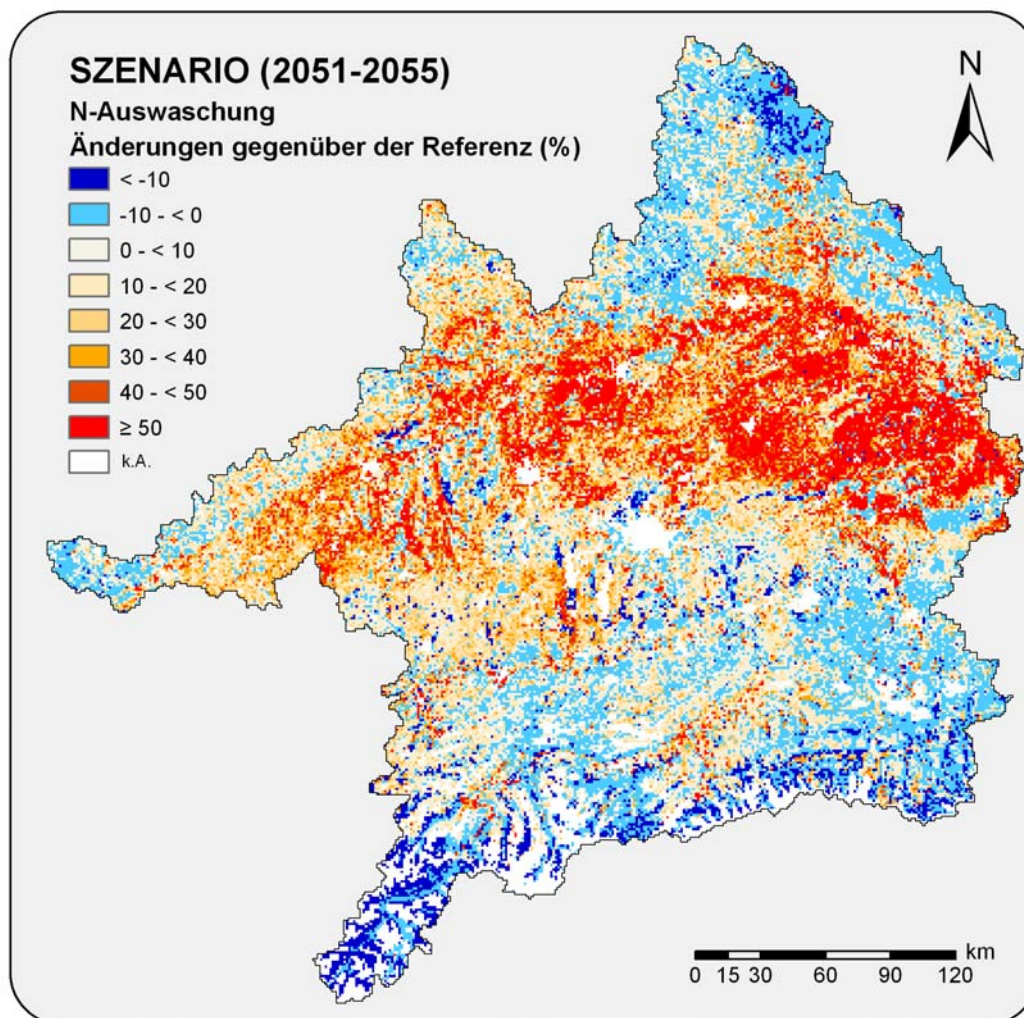


Abb. 61. Relative Änderungen der N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation.

Die Modellergebnisse zeigen im Bereich der Moränenlandschaften ganz unterschiedliche Reaktionen auf die Klimaänderungen. Während im Westen überwiegend eine Steigerung der N-Auswaschung zwischen 10 und 50 % modelliert wird, sind die östlichen Bereiche teilweise durch Rückgänge um 10 % geprägt. Im Westen spiegelt sich die Niederschlagszunahme

wider, die dort lokal bis zu 150 mm betrug, während im Osten eine entgegengesetzte Tendenz zu beobachten ist.

Für die Mittelgebirgsbereiche im Osten des Untersuchungsraums wird ein leichter Rückgang der N-Auswaschung in der Größenordnung um 10 % berechnet. Die landwirtschaftlich stärker genutzten Gebiete der Schwäbischen Alb reagieren mit höheren N-Verlusten auf die Klimaänderungen.

Tabelle 35. Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Auswaschung im Einzugsgebiet der Oberen Donau

Klasse	< -10 %	-10 – 0 %	0 – 10 %	10 – 20 %	20 – 30 %	30 – 40 %	40 – 50 %	> 50 %
Anteil	2,0 %	30,2 %	2,6 %	18,7 %	16,0 %	9,6 %	5,8 %	15,1 %

7.2.4 N-Konzentration im Sickerwasser

Referenzsituation

Die Referenzkarte der N-Konzentration im Sickerwasser zeigt eine geringere räumliche Heterogenität als die anderen Prozesse (Abb. 62). Die Modellergebnisse verdeutlichen die starke Abhängigkeit der N-Konzentration von der Höhe der Grundwasserneubildung (s. Anhang A5).

Für die Alpen wird die geringste N-Belastung des Sickerwassers der ungesättigten Bodenzone berechnet. Dort beträgt die N-Konzentration flächendeckend weniger als 10 mg/l. Diese Gebiete decken sich mit der Verbreitung von Wald- und Wiesenflächen. Hohe Grundwasserneubildungsraten in der Wechselwirkung mit der relativ geringen N-Verfügbarkeit sorgen hier für einen starken Verdünnungseffekt.

Auch die Moränenlandschaften im Alpenvorland sind durch keine besondere N-Belastung des Sickerwassers gekennzeichnet. Nur für einige Moorstandorte werden kritische N-Konzentrationen berechnet. Südlich von München zeichnet sich ein Bereich höherer Grundwasserneubildung als Gebiet mit besonders geringen N-Konzentrationen ab.

Für die Landwirtschaftsgebiete von Oberschwaben bis nach Passau werden überwiegend mittlere N-Konzentrationen (20 - 30 mg/l) für das Sickerwasser der ungesättigten Bodenzone modelliert. Eine Ausnahme stellen wiederum die Mooregebiete dar, für die durch ihre hohe N-Nachlieferung N-Konzentrationen jenseits von 100 mg/l typisch sind. Wie aus Messreihen im Donauried hervorgeht sind solch hohe N-Konzentrationen unter Moorstandorten realistisch (BRIEHMLE & LEHLE, 1991). Ebenfalls erhöhte Werte zeigt die Modellierung für

die Maisanbauggebiete im Osten des Untersuchungsraums (z.B. Innviertel). Dort werden teilweise Spitzenwerte der N-Konzentration von über 100 mg/l berechnet.

Hohe N-Konzentrationen von über 50 mg/l treten lokal begrenzt auf den humusreichen Rendzinen der Albhochfläche auf, insbesondere dort, wo auch Ackerbau verbreitet ist. Sonst sind die Mittelgebirgsregionen von Fränkischer und Schwäbischer Alb durch eine geringe N-Belastung geprägt. Für die waldreichen Mittelgebirge im Osten wird flächendeckend eine sehr geringe N-Belastung des Sickerwassers modelliert (< 10 mg/l).

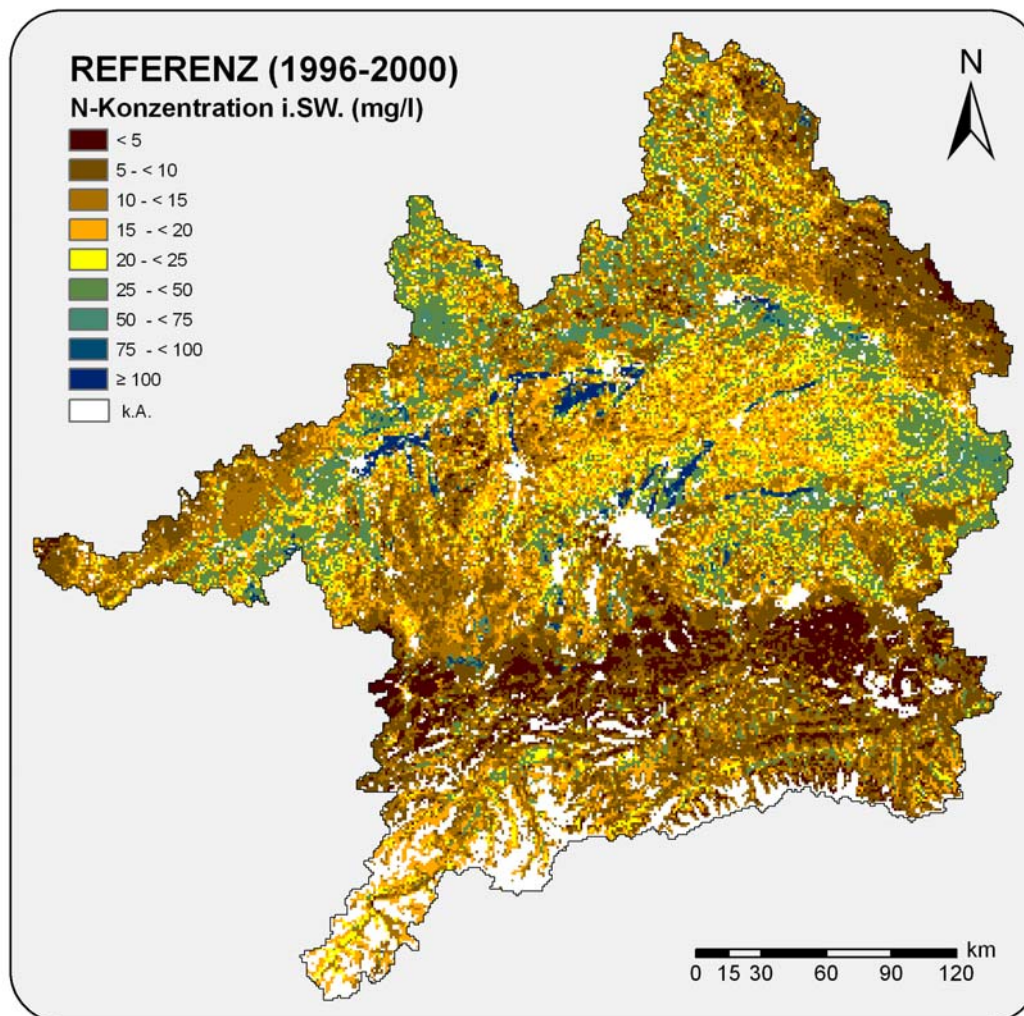


Abb. 62. Räumliche Variabilität der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen Klimabedingungen.

Szenariosituation

Durch die zu erwartenden Klimaänderungen nimmt die modellierte Variabilität auf der Karte der N-Konzentration im Sickerwasser etwas zu (Abb. 63). Die Flächen mit höheren

N-Konzentrationen dehnen sich aus (Tabelle 36). Das Muster der räumlichen Verteilung aus der Referenzsituation bleibt im Wesentlichen unverändert. Dafür offenbart die räumliche Verteilung der Änderungen starke regionale Diskrepanzen.

Für große Teile der Alpen wird eine moderate Zunahme der N-Konzentration im Sickerwasser um 20 % berechnet. Dort sorgen wahrscheinlich die bessere N-Verfügbarkeit und die Abnahme der Niederschläge für eine höhere N-Konzentration im Sickerwasser. Im süd-westlichen Bereich der Alpen ergibt die Modellierung einen Rückgang der N-Belastung zwischen 10 und 30 %.

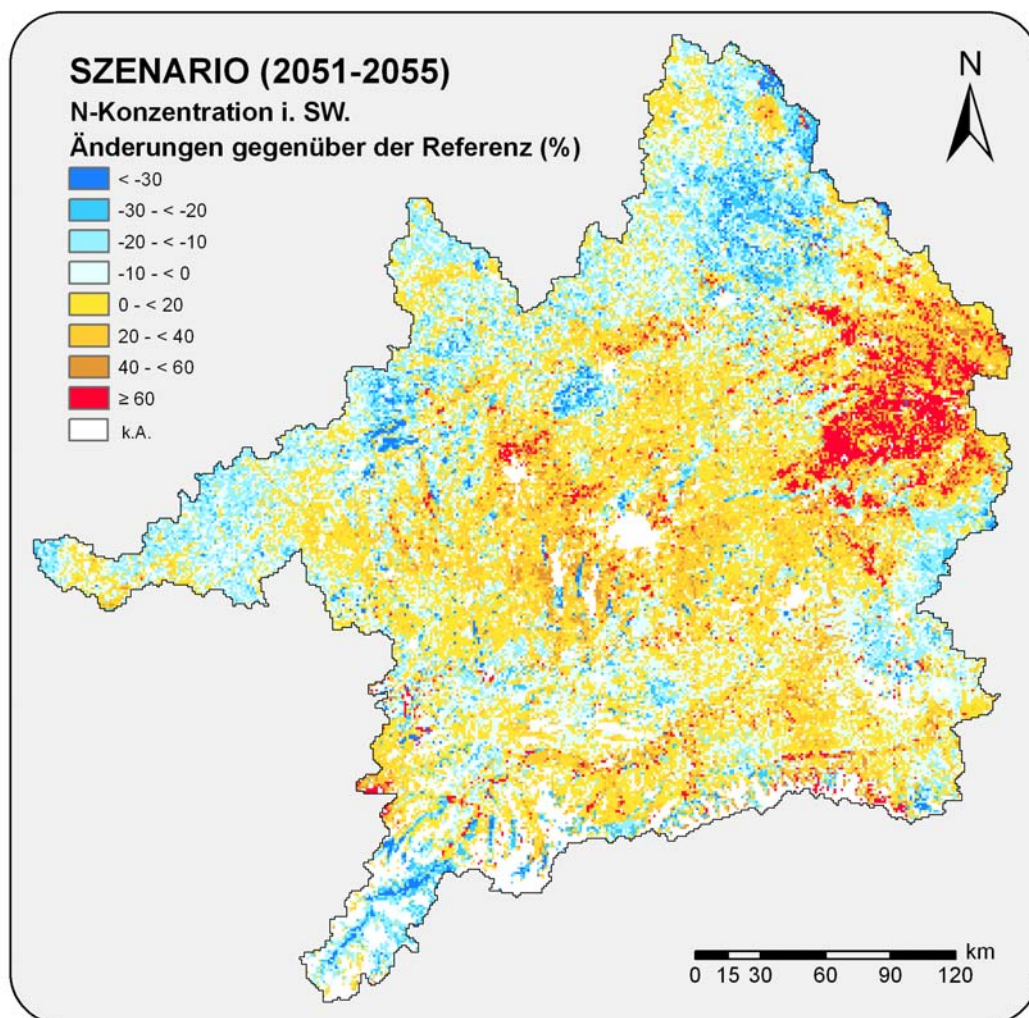


Abb. 63. Relative Änderungen der N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter Szenariobedingungen im Vergleich zur Referenzsituation.

Die Moränenlandschaften sind überwiegend durch eine Erhöhung der N-Konzentration im Sickerwasser gekennzeichnet.

Ein ähnliches Muster ergibt sich für die nördlich anschließenden Gebiete. Auch hier zeigen die Moorstandorte eine rückläufige Tendenz der N-Konzentration in der Größenordnung um 20 bis 30 % im Szenario. Die stärksten Abweichungen werden für die Intensivackerbauggebiete im östlichen Tertiärhügelland modelliert. Dort treten flächendeckend und für alle Landnutzungen die größten Steigerungen der N-Konzentration auf (> 60 %), was durch die bessere N-Verfügbarkeit im Boden verursacht wird.

Tabelle 36. Flächenanteil definierter Änderungsklassen für die N-Konzentration im Sickerwasser im Einzugsgebiet der Oberen Donau

Klasse	< -30	-30 bis -20	-20 bis -10	-10 bis 0	0 bis 20	20 bis 40	40 bis 60	> 60
Anteil	1,1 %	3,0 %	10,7 %	10,7 %	46,9 %	17,3 %	5,8 %	4,5 %

Für den Bayerischen Wald und den Böhmerwald werden im Szenario steigende N-Konzentrationen berechnet. Die im Norden anschließende Region ist durch eine Erhöhung der Jahresniederschläge um bis zu 100 mm geprägt, weshalb die N-Belastung des Sickerwassers dort zurückging. Die Albhochflächen reagieren regional sehr unterschiedlich auf die klimatischen Änderungen. Dort traten Änderungen zwischen -30 % und 40 % auf.

7.3 Diskussion der Szenarioergebnisse

Durch die Validierung der Modellergebnisse konnte die Funktionalität von *SNT* für die regionale N-Modellierung unter den aktuellen Klimabedingungen nachgewiesen werden. Der Bodenstickstoffhaushalt wird plausibel abgebildet, was die Notwendigkeit eines ökohydrologischen Modellansatzes zur Abbildung der Wechselwirkungen zwischen den Wasser- und Stickstoffflüssen an der Landoberfläche belegt. Gerade die Modellierung der N-Auswaschung basiert auf der akkuraten Beschreibung der Grundwasserneubildung. Letztere ergibt sich aus den komplexen Wechselwirkungen im System Boden-Pflanze-Atmosphäre.

Im Folgenden werden die Klimaeffekte auf den Bodenstickstoffhaushalt im Einzugsgebiet der Oberen Donau und mögliche Handlungsoptionen zur Adaption an den Klimawandel diskutiert. Hierbei stehen Maßnahmen zur Vermeidung diffuser N-Austräge landwirtschaftlicher Nutzflächen, insbesondere in sensiblen Agrarregionen, im Vordergrund.

N-Mineralisierung

Die Modellergebnisse zeigen für die Zukunft einen Anstieg der jährlichen N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Donau von 90 auf 116 kg/ha an. Dieser Effekt resultiert aus der Klimaabhängigkeit der biogeochemischen Prozesse, der insbesondere während der Wintermonate einen schnelleren Abbau der organischen Bodensubstanz durch die Temperaturzunahme und die höheren Bodenwassergehalte verursacht. Als Folge davon nehmen die natürliche N-Mineralisierung und die N-Verfügbarkeit im Boden zu. Dieser Zusammenhang wurde bereits in zahlreichen Labor- und Modellierungsstudien beschrieben (z.B. SHAW & HARTE, 2001; HART, 2006).

Im Mittel beträgt die Zunahme der N-Mineralisierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau 29 %, teilweise treten auch Steigerungen um über 70 % auf, insbesondere auf Agrarflächen in Lössregionen mit relativ geringen C_{org} -Anteilen (z.B. Tertiäthügelland). Insgesamt sind die berechneten Größenordnungen der Klimaeffekte auf die N-Mineralisierung mit den Ergebnissen anderer Studien vergleichbar (HART & PERRY, 1999; ARHEIMER *et al.*, 2005; JENSEN & VEIHE, 2009).

Die Aussagekraft der Modellergebnisse wird durch die nicht-transiente Abbildung der organischen Kohlenstoffvorräte beeinflusst und ist daher nicht ohne Einschränkungen auf die zukünftige Situation übertragbar.

N-Auswaschung

Im Klimaszenario nimmt die mittlere N-Auswaschung um 19 % von 16 auf 19 kg/ha zu. Die berechnete Intensität der Klimaeffekte auf die N-Auswaschung zeigt eine hohe Übereinstimmung mit den Ergebnissen von ECKERSTEN *et al.* (2001) und OLESEN *et al.* (2007). Eine besondere Sensitivität gegenüber den Klimaänderungen ist für die Agrarflächen zu beobachten. Dort betragen die Änderungen der N-Auswaschung im Vergleich mit der Referenzsituation über 50 %. ARHEIMER *et al.* (2005) berechneten Änderungen der N-Auswaschung aus landwirtschaftlich genutzten Böden in Südschweden zwischen 32 und 70 % unter den Bedingungen des Klimawandels.

Der überproportional starke Klimaeffekt auf die N-Auswaschung resultiert aus den größeren N_{min} -Vorräten nach der Ernte. Letztere ergeben sich aus der erhöhten N-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz, die nur teilweise durch eine gestiegene N-Aufnahme der Pflanzen kompensiert wird. Insgesamt nehmen die Pflanzen im Klimaszenario etwas mehr Stickstoff auf als in der Referenzsituation. Der Anstieg der N-Aufnahme fällt jedoch

wesentlich schwächer aus und beträgt nur um die 20 % der Zunahme der N-Mineralisierung. Dieses Ungleichgewicht wird vorrangig durch die geringere Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen infolge des Niederschlagsrückgangs während der Vegetationsperiode verursacht. Als Folge davon wird im Modell ein Rückgang der N-Aufnahme berechnet.

Die Erhöhung der N-Auswaschung beschränkt sich überwiegend auf das Winterhalbjahr und wird durch die höheren Niederschlagssummen verursacht (WENDLAND *et al.*, 2007). Zusätzlich steht während der Wintermonate infolge der größeren N-Mineralisierung erheblich mehr Nitrat für die N-Auswaschung zur Verfügung. Ganz ähnliche Effekte zeigen Ergebnisse einer Klimastudie von BOURAOUI, GALBIATI & BIDOGLIO (2002) für ein Einzugsgebiet in Großbritannien.

N-Konzentration im Sickerwasser

Die Auswirkungen des Klimawandels auf die N-Konzentration im Sickerwasser sind sehr heterogen im Einzugsgebiet der Oberen Donau. Mehrheitlich zeigen die Modellergebnisse eine Zunahme der N-Konzentration. Der jährliche Mittelwert steigt im Szenario von 19 auf 21 mg/l. Die größten Zunahmen sind ähnlich wie bei der N-Auswaschung für die Agrarflächen berechnet worden. Zu entsprechenden Ergebnissen gelangten ARHEIMER *et al.* (2005), die für Agrarflächen in Südschweden eine Erhöhung der N-Konzentration um 34 bis 67 % berechneten.

Der Verdünnungseffekt, der aus einer höheren Grundwasserneubildung im Szenario resultiert, wird durch die überproportional gestiegene Verfügbarkeit mobilen Nitratstickstoffs übertroffen. Die Gegenden mit den höchsten Steigerungen (> 60 %) der N-Konzentration unterhalb der Wurzelzone korrespondieren vornehmlich mit der Verbreitung intensiver Maisanbaugebiete im Osten des Untersuchungsraums. Dort zeigen die Szenarioergebnisse eine große Beeinflussung des Pflanzenwachstums durch Wasserstress während der Hauptwachstumszeit. Im Modell werden die Pflanzen trotz der ungünstigen Entwicklung weitergedüngt, was zu einer Verschärfung der N-Belastung führt. Im Gegensatz dazu sinkt die N-Konzentration des Sickerwassers in den Mittelgebirgsregionen. Dort reicht die gestiegene N-Aufnahme der Pflanzen aus, um den zusätzlich freigesetzten Stickstoff rechtzeitig zu entziehen.

Die Modellergebnisse haben einen Anstieg der N-Mineralisierung aus der organischen Bodensubstanz im Szenario belegt. Grundsätzlich hat die höhere CO₂-Konzentration in der Luft eine stimulierende Wirkung auf das Pflanzenwachstum. Dieser Effekt wird durch das

Pflanzenwachstumsmodell *Biological* abgebildet (LENZ, 2007) Gemeinsam mit der höheren N-Verfügbarkeit führt dieser Effekt zu einer gestiegenen N-Aufnahme durch die Pflanzen. Allerdings zeigen die Modellergebnisse auch, dass dieser Effekt an eine ausreichende Wasserverfügbarkeit gekoppelt ist. In den Szenarioergebnissen spiegelt sich dieses Wechselspiel wider, wobei besonders im Osten die Agrarproduktion durch eine zu geringe Wasserverfügbarkeit limitiert war und eine Abnahme der N-Aufnahme berechnet wurde (Ergebnisse sind innerhalb dieser Arbeit nicht dargestellt). Es nimmt aber auch das Risiko höherer N-Verlagerungen ins Grundwasser während des Winterhalbjahrs zu. Diese zusätzliche Gefährdung resultiert neben der stärkeren N-Nachlieferung auch aus der schnelleren phänologischen Entwicklung der Kulturen, welche ebenfalls durch das Pflanzenwachstumsmodell treffend erfasst wird (LENZ, 2007). Die schnellere Entwicklung der Pflanzen hat zur Folge, dass im Herbst der N-Bedarf der Pflanzen unter den Bedingungen des Klimawandels geringer ist. Die Modellergebnisse belegen ein gestiegenes N-Auswaschungsrisiko durch höhere Winterniederschläge, die mit einer stärkeren Perkolation ins Grundwasser verbunden sind.

8 Analyse von Anpassungsoptionen an den Klimawandel

Der Klimawandel birgt in Bezug auf den Grundwasserschutz einige Risiken, die eine Anpassung der Bewirtschaftung, insbesondere des N-Managements von Nutzpflanzen erfordern. Auf Grundlage der Modellergebnisse, die auf der (aktuellen) guten fachlichen Praxis basieren, lassen sich folgende Konstellationen mit einem erheblichen Gefährdungspotential für die Grundwasserqualität durch eine Zunahme der diffusen N-Austräge identifizieren:

- höhere Reststickstoffmenge nach der Ernte, insbesondere in Trockenjahren und in Regionen, die schon heute durch eine limitierte Wasserverfügbarkeit für die Pflanzen (geringere N-Aufnahme der Pflanzen) gekennzeichnet sind,
- höhere Stickstoffmenge während des Winters bzw. Frühjahrs durch stärkere N-Mineralisierung aus der organischen Substanz, insbesondere in Regionen mit deutlich erhöhten Winterniederschlägen

Die Auswirkungen des Klimawandels erfordern daher die Entwicklung angepasster Bewirtschaftungsstrategien von Agrarflächen. Weil die Vorhersage des Witterungsverlaufs nicht möglich ist, sind flexible Konzepte gefragt. Hauptziel bei der Entwicklung neuer Bewirtschaftungssysteme ist die Sicherstellung einer bedarfsgerechten N-Versorgung, um möglichst hohe Erträge zu erzielen und gleichzeitig diffuse N-Austräge zu minimieren.

Um an die Klimaeffekte angepasste, wirksame Handlungsoptionen zur Verhinderung einer übermäßigen N-Auswaschung ins Grundwasser abzuleiten, ist die Kenntnis der klimatischen Änderungen sowie deren Auswirkungen auf die Wachstumsbedingungen eine wesentliche Voraussetzung (Tabelle 37).

Die Modellergebnisse liefern die Grundlage für die Ableitung und Evaluierung angepasster Managementsysteme. Solche Systeme sollten spezifisch auf die Bedingungen in den einzelnen Anbauregionen ausgerichtet sein (MUNLV, 2007). Im Folgenden werden mögliche Anpassungsmaßnahmen zur Verhinderung einer übermäßigen N-Auswaschung ins Grundwasser beschrieben und auf Basis der Modellergebnisse diskutiert.

Tabelle 37. Auswirkungen des Klimawandels auf meteorologische Parameter und die Wachstumsbedingungen von Nutzpflanzen (verändert, WENDLAND *et al.*, 2007)

Winter	Sommer
<ul style="list-style-type: none"> - starke Temperaturerhöhung - starker Rückgang der Frosttage (um ca. 25-50 %) - deutlich mehr Niederschläge (v.a. in Nordbayern) 	<ul style="list-style-type: none"> - moderate Temperaturerhöhung - geringere Niederschläge (v.a. in den Alpen) - deutliche Zunahme von Sommer- und heißen Tagen
<ul style="list-style-type: none"> - deutliche Erhöhung des CO₂-Anteils in der Luft - verlängerte Vegetationsdauer - früherer Wachstumsbeginn - Zunahme längerer Trockenperioden - gestiegene N-Aufnahme (insbes. in Regionen mit ausreichender Wasserversorgung) - verminderte N-Aufnahme (insbes. in Regionen mit bislang bereits knapper Wasserversorgung) 	

(1) Umwelt- und bedarfsorientierte Düngung

Die Modellergebnisse deuten auf eine höhere Reststickstoffmenge im Herbst als eine Folge der klimatischen Änderungen hin. Um die Reststickstoffmenge so gering wie möglich zu halten, kommt der Aufteilung der Gesamtdüngermenge auf mehrere Gaben eine wachsende Bedeutung zu. Durch eine solche Aufteilung ist eine flexible Bestandsführung möglich, die auf den Pflanzenbedarf und den Witterungsverlauf abgestimmt ist. Dabei ist eine Einstellung der Düngung auf langfristige Ertragsentwicklungen als auch eine Anpassung an jährliche Witterungsverhältnisse wichtig (WENDLAND *et al.*, 2007). Falls die Pflanzenbestände aufgrund einer Trockenperiode zusammenbrechen, was die Modellergebnisse für die Maisbestände besonders für den östlichen Teil des Untersuchungsraums zeigen, kann auf diese Weise Stickstoff gespart und eine Verlagerung des nicht benötigten Nitratstickstoffs ins Grundwasser verhindert werden.

Die modellierte N-Auswaschung nimmt im Projektionszeitraum gerade im Winterhalbjahr zu, weil für Wintergetreide eine Herbstdüngung erfolgt. Durch die höhere Reststickstoffmenge nach der Ernte ist eine Herbstdüngung im Szenario jedoch nicht erforderlich und aus Sicht des Grundwasserschutzes sogar schädlich. Feldversuche haben überdies keinen positiven Ertrageinfluss einer Herbstdüngung ergeben (WENDLAND *et al.*, 2007). Daher sollten angepasste Düngungsstrategien in Zukunft auf eine Herbstdüngung von Wintergetreide verzichten. Gleichzeitig wird das Risiko der N-Auswaschung aus dem Bodenprofil minimiert. Unter den Szenariobedingungen ist durch die verfügbare Reststickstoffmenge von einer ausreichenden N-Versorgung für die Pflanzen auszugehen, die eine normale Ertragsentwicklung ermöglicht.

Die Verwendung von Dünger sollte sich an einen mit steigendem CO₂-Gehalt zunehmenden N-Bedarf anpassen und gleichzeitig den damit verbundenen zusätzlichen Wasserverbrauch

berücksichtigen (UBA, 2008b). Eine umweltorientierte Düngung erfordert daher neben der Anpassung der Düngung an den N-Bedarf auch die Berücksichtigung der Wasserverfügbarkeit (BMELV, 2009).

Für Grünländer ist wegen der ganzjährigen Standzeit keine gravierende Änderung der Düngungsstrategie an die geänderten Klimabedingungen erforderlich.

Der technologische Fortschritt bei der Entwicklung neuer Düngemittel spielt eine wichtige Rolle unter den zukünftigen Klimabedingungen. Hoch wasserlösliche Dünger sorgen für eine termingerechte Nährstoffverfügbarkeit für die Pflanzenwurzeln. Gerade unter trockenen Bedingungen gewährleisten solche Düngemittel eine hohe Wirkungssicherheit, weil Stickstoff erst im Moment des Niederschlags mobil und damit pflanzenverfügbar wird (INCONA, 2008). Der Einsatz von Nitrifikationshemmstoffen gewinnt zunehmend an Bedeutung, weil dadurch Stickstoff für einen gewissen Zeitraum (4 - 10 Wochen) als Ammonium stabilisiert wird, daher nicht verlagerbar ist und länger durch die Pflanzen aufgenommen werden kann (MAUDEN *et al.*, 2007).

(2) Pflanzenbauliche Maßnahmen

Im Modell ist der Zwischenfruchtanbau noch nicht realisiert. Letzterer hat aber einen erheblichen Effekt auf die N-Auswaschung in den Wintermonaten und beeinflusst damit direkt die Grundwasserqualität. Überwinternde Kulturen sorgen für eine Konservierung des Reststickstoffs nach der Ernte bis zum Beginn der N-Aufnahme durch die Folgefrucht. Der positive Effekt einer winterlichen Bedeckung auf die N-Auswaschung zeigt sich in den Ergebnissen der Sensitivitätsstudie. Unter den Bedingungen des Klimawandels nimmt die Wirkung sogar zu, weil genau wie die N-Mineralisierung aus der organischen Substanz auch die Perkolation ansteigt. Insgesamt zeigen die Modellergebnisse eine höhere Grundwasserneubildung im Szenario an, insbesondere für das hydrologische Winterhalbjahr.

Aufgrund der verlängerten Vegetationsperiode ergeben sich weitere Anpassungsmöglichkeiten beim Saattermin, der Sortenauswahl sowie der Wahl besser geeigneter Fruchtfolgen z.B. durch Diversifizierung des Anbauspektrums. Die Vorverlegung des Saattermins ermöglicht die Nutzung der höheren Bodenwassergehalte im Frühjahr und trägt zu einer Reduzierung der N-Auswaschung sowie der Gefahr durch Wasserstress bei. Gerade für das Frühjahr werden im Modell besonders große N-Austräge berechnet, was auch an der fehlenden Abbildung von Zwischenfrüchten liegt. Letzteres resultiert in einer

Akkumulation von Stickstoff und Wasser im Bodenprofil mit der Folge einer starken N-Auswaschung im Frühjahr.

Neue Fruchtfolgen sollten aus Sicht des Grundwasserschutzes auf die Sicherung einer großflächigen und möglichst langanhaltenden Bodenbedeckung bzw. Standzeit optimiert sein. Die Diversifizierung des Fruchtartenspektrums verringert die Gefährdung durch Klimaextreme mit der Folge, dass der Stickstoff im Boden termingerech aufgenommen werden kann und nicht für die N-Auswaschung zur Verfügung steht.

(3) Bodenbearbeitung

Wie aus den Modellergebnissen und den Messungen aus Feienberg hervorgeht, besteht durch Starkregenereignisse ein erhöhtes Risiko einer N-Auswaschung. Aus Sicht des Gewässerschutzes ist daher die Entwicklung innovativer Bodenbearbeitungsverfahren zur Abpufferung von Starkniederschlägen besonders wichtig. Im Zentrum der Anpassungsmaßnahmen steht deshalb die Erhöhung der Wasseraufnahmefähigkeit der Böden, um eine übermäßige N-Auswaschung zu verhindern.

Eine Reihe unterschiedlicher Bodenbearbeitungsverfahren erscheinen geeignet, um durch Wassereinsparung den gewünschten Effekt zu erzielen. Dazu gehören z.B. (1) mulchende Bestellsysteme oder (2) pfluglose (konservierende) Bodenbearbeitung und Direktsaat. Solche bodenschonenden und wassersparenden Anbaumethoden sind in der Lage, die Versickerungsmengen zu erhöhen und die N-Freisetzung aus der organischen Bodensubstanz zu senken. Dadurch können die Wasser- und Stickstoffnutzung optimiert und gleichzeitig die Belange des Grundwasserschutzes sowie der Landwirtschaft gesichert werden (UBA, 2008a).

(4) Landnutzungsmanagement

Die N-Auswaschung hängt zum einen von den – unveränderbaren – Standortbedingungen, insbesondere der Wasserspeicherfähigkeit des Bodens und der jährlichen Grundwasserneubildung ab. Dem gegenüber stehen die – veränderbaren – Nutzungsverhältnisse, vor allem der nutzungsbedingte diffuse N-Austrag (MAUDEN *et al.*, 2007). Die Modellergebnisse belegen ganz deutlich, dass die N-Dynamik von Agrarflächen zuvorderst durch die Landnutzung bestimmt wird. Daher besteht in Form eines nachhaltigen Landnutzungsmanagements ein wirkungsvoller Mechanismus zur Steuerung der N-Flüsse.

Ein großes Potential zur Verminderung diffuser N-Austräge besitzt die Umwandlung von Ackerland in Grünland oder die Stilllegung von Ackerflächen mit der Überführung in eine

natürliche Nutzung, insbesondere auf durchlässigen Böden oder an Standorten mit einem hohen Nährstoffnachlieferungspotential (z.B. Moore). Aber auch die Grünlandextensivierung stellt eine wirksame Maßnahme zur Verminderung der N-Auswaschung dar (UBA, 2008b). Die Grünlandextensivierung führt durch die Abfuhr des Ernteguts zu einer Aushagerung und reduziert das Risiko einer N-Auswaschung langfristig. Der Schutz des Dauergrünlands stellt eine wichtige Komponente in einem angepassten Landnutzungsmanagement dar.

Eine Anpassung der Landwirtschaft an die möglichen Auswirkungen des Klimawandels ist aus Sicht des Gewässerschutzes möglich. In Form der zuvor beschriebenen Maßnahmen zur Verbesserung des Landschaftsstoffhaushalts steht eine Vielzahl an Optionen zur Verminderung diffuser N-Austräge zur Verfügung. Die geschilderten Maßnahmen sind in der Lage, die konkurrierenden Ziele der landwirtschaftlichen Produktion sowie des Gewässerschutzes gleichermaßen zu erfüllen. Dabei sind allerdings regional spezifische Strategien erforderlich, um an die unterschiedlichen Standortbedingungen angepasste Lösungen zu entwickeln. Entsprechend der jeweiligen Situation ist abzuwägen, ob eine, einige wenige oder gar ein ganzes Maßnahmenbündel für die Zielerreichung notwendig ist. Insgesamt besitzt die Landwirtschaft eine hohe Anpassungsfähigkeit an die Folgen des Klimawandels. Sie kann sich relativ kurzfristig an veränderte Klima- und Wetterbedingungen anpassen (UBA, 2008b).

Für die Überprüfung der Nachhaltigkeit solcher Anpassungsmechanismen stellt DANUBIA ein geeignetes Instrumentarium dar. Durch die Kopplung von physikalisch basierten naturwissenschaftlichen Modellen mit sozioökonomischen Komponenten – im Form von Akteursmodellen – in DANUBIA ist die Untersuchung integrierter Handlungsoptionen für ein nachhaltiges Managements der Wasserressourcen im Einzugsgebiet der Oberen Donau möglich. Akteursmodelle modellieren Entscheidungsprozesse sozioökonomischer Akteure (z.B. Landwirt, Wasserversorger). Dabei dienen die Modellausgaben der naturwissenschaftlichen Modelle als Eingabedaten für die Akteursmodelle (KUHN *et al.*, 2008). Letztere werden in den unterschiedlichsten Anwendungsbereichen eingesetzt, insbesondere zur Abbildung sozialer Systeme. Durch vorgegebene Verhaltensregeln können so Entscheidungen von Akteuren situativ (als Reaktion auf eine Änderung der Umweltbedingungen) und wechselwirkend simuliert werden.

9 Fazit und Ausblick

Die Implementierung von *SNT* erweitert die Funktionalität von DANUBIA um die Möglichkeit zur Untersuchung der Effekte des Globalen Wandels auf die Wasserequalität und bietet damit ein großes Potenzial für die Entwicklung eines integrierten Wassermanagementkonzepts im Einzugsgebiet der Oberen Donau.

Durch die skalenübergreifende und multikriterielle Modellvalidierung konnte die Funktionalität von *SNT* zur Abbildung des Bodenstickstoffhaushalts für ein breites Spektrum unterschiedlicher Umweltbedingungen (Meteorologie, Böden, Pflanzen) gezeigt werden. Die treffende Abbildung der N_{\min} -Dynamik im Boden als auch der N-Konzentration im Sickerwasser ohne eine ortsspezifische Kalibrierung belegt die Eignung von *SNT* für die dynamische Modellierung des Bodenstickstoffhaushalts. Die Modellergebnisse belegen die Notwendigkeit eines ökohydrologischen Modellansatzes zur Abschätzung der Wasserbeschaffenheit.

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalyse zeigen einerseits eine große Empfindlichkeit des Bodenstickstoffmodells gegenüber der Niederschlagsmenge, des organischen Kohlenstoffgehalts und der hydraulischen Leitfähigkeit. Andererseits konnte durch den Nachweis der Responsivität von *SNT* auf den Globalen Wandel (z.B. Temperatureffekt) eine wichtige Voraussetzung für die Szenariomodellierung belegt werden.

Die subskalige Modellierung mit Geokomplexen führt zu einer Verbesserung der Modellqualität gegenüber der makroskaligen Modellierung. Dennoch wird die Aussagekraft der Modellergebnisse im Einzugsgebiet der Oberen Donau auf einem Proxel durch die Qualität der verfügbaren Bodeninformationen begrenzt. Daher eignen sich regionale Bezugseinheiten für die Auswertung besser als die proxelbezogene Analyse.

Die Ergebnisse der Szenariomodellierung im Einzugsgebiet der Oberen Donau zeigen, dass die modellierte Variabilität des Bodenstickstoffhaushalts unter Szenariobedingungen zunimmt. Es zeigen sich starke regionale Diskrepanzen in der räumlichen Verteilung der Änderungen. Die stärksten Abweichungen der N-Mineralisierung ($> 75\%$) und der N-Auswaschung ($> 50\%$) werden für das Tertiärhügelland berechnet, während die N-Konzentration im Sickerwasser in der intensiv ackerbaulich genutzten Region im östlichen Tertiärhügelland am stärksten zunimmt. Dort treten flächendeckend und für alle Landnutzungen mit über 60 % die größten Steigerungen der Sickerwasserbelastung auf.

Generell spiegeln die Szenarioergebnisse eine Intensivierung der Stickstoffumsetzungen im Boden wider. Die Temperaturerhöhung führt flächendeckend zu einer Verstärkung der biogeochemischen Bodenprozesse. In ackerbaulich intensiv genutzten Regionen kann es so zu einer steigenden N-Belastung des Grundwassers kommen. Die Niederschlagsänderungen sind räumlich sehr variabel und wirken sich über das Wechselspiel mit den Pflanzen sehr unterschiedlich auf den Bodenstickstoffhaushalt aus.

Um die Datengrundlage über die zu erwartenden Klimaeffekte auf den Bodenstickstoffhaushalts zu erweitern, sind zusätzliche Szenariorechnungen erforderlich. Zur Abschätzung des Variationsbereichs möglicher Klimaeffekte ist einerseits die Modellierung unterschiedlicher Realisationen einzelner Szenarien und andererseits die Verwendung alternativer Szenarien notwendig.

Nach der Abschätzung des Variationsbereichs der ausschließlich klimabedingten Änderungen der Bodenstickstoffdynamik, steht die integrative Modellierung im Vordergrund. Durch die dynamische Kopplung mit dem landwirtschaftlichen Akteursmodell *Farming* ist es möglich, die Anpassungsreaktionen der Landwirte abzuschätzen und wirkungsvolle Strategien für ein nachhaltiges Wasserqualitätsmanagement zu entwickeln.

DANUBIA liefert damit ein Instrumentarium, um die regionalen Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Wasserressourcen ganzheitlich zu analysieren und ein abgestimmtes, disziplin- und nutzungsübergreifendes Umweltmanagement für das Einzugsgebiet der Oberen Donau zu entwickeln.

10 Quellenverzeichnis

- ACOCK, B. & V.R. REDDY (1997): Introduction: Modularity in plant growth models. *Ecological Modelling* **94**, 1-6.
- ADDISCOTT, T.M. & A.P. WHITMORE (1987): Computer simulation of changes in soil mineral nitrogen and crop nitrogen during autumn, winter and spring. *Journal of Agricultural Science* **109**, 141-157.
- AG BODEN (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 4. Auflage, Hannover, 392 S.
- AID (Agrarinfodienst Verbraucherschutz, Ernährung, Landwirtschaft) (2002): Gute fachliche Praxis der Stickstoffdüngung. AID, Bonn, 74 S.
- ALLISON, B.E. & T. ENTENMANN (1993): The use of the CERES-Maize model in Southwest Germany to predict corn yield and nitrogen leaching potential. *Agrarinformatik* **24**, 97-108.
- ALMASRI, M.N. & J.J. KALUARACHCHI (2007): Modeling nitrate contamination of groundwater in agricultural watersheds. *Journal of Hydrology* **343**, 211-229.
- ANDERSEN, J. REFSGAARD, J.C. & K.H. JENSEN (2001): Distributed hydrological modelling of the Senegal River Basin – model construction and validation. *Journal of Hydrology* **247**, 200-214.
- ANDERTON, S. LATRON, J. & F. GALLART (2002): Sensitivity analysis and multi-response, multi-criteria evaluation of a physically based distributed model. *Hydrological Processes* **16**, 333-353.
- ARGENT, R.M. (2004): An overview of model integration for environmental applications - components, frameworks and semantics. *Environmental Modelling and Software* **19**, 219-234.
- ARHEIMER, B. ANDRÉASSON, J., FOGELBERG, S., JOHNSON, H., PERS, C.B. & K. PERSSON (2005): Climate Change Impact on Water Quality: Model results from Southern Sweden. *Ambio*, **34**, 7, 559-566.
- AUGTER, G. (1990): Neue Daten zu verfügbaren Feldarbeitstagen. *Landtechnik* **7+8**, 305-307.
- BARTH, M., HENNICKER, R., KRAUS, A. & M. LUDWIG (2004): DANUBIA: An integrative simulation system for global change research in the Upper Danube basin. *Cybernetics and Systems* **35**, 639-666.
- BARTHEL, R., BRAUN, J., ROJANSCHI, V. & J. WOLF (2008): Hydrogeologie. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- BAUMBACH, G. (1994): Luftreinhaltung – Entstehung, Ausbreitung und Wirkung von Luftverunreinigungen – Messtechnik, Emissionsminderung und Vorschriften. Springer Verlag, 3. Auflage, Berlin, 461 S.

- BECKER, A. & P. BRAUN (1999): Disaggregation, aggregation and spatial scaling in hydrological modelling. *Journal of Hydrology* **217**, 239-252.
- BERGHUIS VAN, D. (1985): WATBAL: a simple water balance model for an unsaturated-saturated soil profile. *Note No. 1670*, Institute for Land and Water Management Research, Wageningen.
- BERGSTRÖM, S. (1995): The HBV model. In: SINGH, V.P. (Hrsg.): *Computer models of watershed hydrology*. Water Resources Publications, Colorado, 443-476.
- BEVEN, K. (1995): Linking parameters across scales: subgrid parameterizations and scale dependent hydrological models. *Hydrological Processes* **9**, 507-525.
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (Hrsg.) (1995): Bodenübersichtskarte 1:1 Millionen. BGR, Berlin.
- BIAN, X. (1997): Multiscale nature of spatial data in scaling up environmental models. In: QUATTROCHI, D.A. & M.F. GOODCHILD (Hrsg.): *Scale in remote sensing and GIS*. Lewis Publishers, New York, 13-25.
- BIRKINSHAW, S.J. & J. EWEN (2000): Nitrogen transformation component for SHETRAN catchment nitrate transport modelling. *Journal of Hydrology* **230**, 1-17.
- BLOCK, J., EICHHORN, J., GEHRMANN, J., KÖLLING, C., MATZNER, E., MEIWES, K.J., v. WILPERT, K. & B. WOLFF (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", BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten), 167 S.
- BLÖSCHL, G. & M. SIVAPALAN (1995): Scale issues in hydrological modelling: a review. *Hydrological Processes* **9**, 251-290.
- BLÖSCHL, G. (1999): Scaling issues in snow hydrology. *Hydrological Processes* **13**, 2149-2175.
- BMELV (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz) (2009): Bericht zum Klimaschutz im Bereich Land- und Forstwirtschaft. (25.01.2009). <http://www.bmelv.de/cln_045/nn_750586/DE/04Landwirtschaft/Agrarumweltmassnahmen/BerichtKlimaschutz.html>
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2000): Hydrologischer Atlas von Deutschland. Universität Freiburg, Freiburg.
- BMU (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit) (Hrsg.) (2006): Umweltpolitik – Wasserwirtschaft in Deutschland. Berlin.
- BÖHM, H. (1999): Deutschland – Die westliche Mitte. Braunschweig.
- BOOCH, G., RUMBAUGH, J. & I. JACOBSON (1999): The Unified Modelling Language user guide. Addison-Wesley, Reading, 492 S.

- BOULET, G., KALMA, J.D., BRAUD, I. & M. VAUCLIN (1999): An assessment of effective land surface parameterisation in regional-scale water balance studies. *Journal of Hydrology* **217**, 225-238.
- BOURAOU, F., GALBIATI, L. & G. BIDOGLIO (2002): Climate change impacts on nutrient loads in the Yorkshire Ouse catchment (UK). *Hydrology and Earth Systems Sciences* **6** (2), 197-209.
- BREUER, L., VACHÉ, K.B., JULICH, S. & H.-G. FREDE (2008): Current concepts in nitrogen dynamics for mesoscale catchments. *Hydrological Sciences* **53** (5), 1059-1074.
- BRIEMLE, G. & M. LEHLE (1991): Einfluss von Bewirtschaftung und Standort auf den Stickstoffhaushalt von Moorböden. – Gemeinsamer Versuchsbericht der LVVG Aulendorf und der Universität Hohenheim. Aulendorf, 98 S.
- BROOKS, R.H. & A.T. COREY (1964): Properties of porous media affecting fluid flow. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, Div-ASCE IR2, 61-88.
- BSTMLF (Bayerisches Staatsministerium für Landwirtschaft und Forsten) (Hrsg.) (1996): Bayerischer Agrarbericht 1996. München.
- BÜTTNER, G., PAMER, R. & B. WAGNER (2003): Hydrogeologische Raumgliederung von Bayern. *GLA-Fachberichte* (Bayerisches Geologisches Landesamt) **20**, 1-88, München.
- CAMBELL, G.S. & J.M. NORMAN (1998): An introduction to environmental biophysics. Springer Verlag, 2. Auflage, New York, 286 S..
- COLGAN, A. & R. LUDWIG (2006): Digitales Geländemodell. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- CURRAN, P.J., FOODY, G.M. & J. LUAN (1997): Scaling-up. In: GARDINGEN VAN, P.R., FOODY, G.M. & P.J. CURRAN (Hrsg.): *Scaling-up: from cell to landscape*, Cambridge University Press, Cambridge, 1-6.
- DE JONG, R., QIAN, B. & J.Y. YANG (2008): Modelling nitrogen leaching in Prince Edward Island under climate change scenarios. *Canadian Journal of Soil Sciences* **88**, 61-78.
- DIBIKE, Y. & P. COULIBALY (2007): Validation of hydrologic models for climate scenario simulation: The case of Saguenay watershed in Québec. *Hydrological Processes* **21**, 3123-3135.
- DIEKKRÜGER, B., SÖNDGERATH, D., KERSEBAUM, K.C. & C.W. McVOY (1995): Validity of agroecosystem models - a comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* **81**, 3-29.
- DIEPOLDER, G.W. (1995): Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung – Grundlagen – Bewertung – Darstellung in Karten. *GLA-Fachberichte* (Bayerisches Geologisches Landesamt) **13**, 5-79, München.
- DIN 19683 (1997): Physikalische Laboruntersuchungen Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat. Beuth Verlag, Berlin.

- DIN 19732 (1997): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung des standortlichen Verlagerungspotentials von nicht sorbierbaren Stoffen. Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 13878 (1998): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Gesamt-Stickstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Beuth Verlag, Berlin.
- DIN ISO 14256 (2006): Bodenbeschaffenheit - Bestimmung von Nitrat, Nitrit und Ammonium in feldfrischen Böden nach Extraktion mit Kaliumchloridlösung. Beuth Verlag, Berlin.
- DINGMAN, S.L. (2002): Physical Hydrology. Prentice-Hall, 2. Auflage, Upper Saddle River, New Jersey, 600 S.
- DÖHLER, H., FELDWISCH, N., JÄGER, P., PETER, M., RESCHKE, M. & U. SCHULTHEIB (2005): Landbewirtschaftung und Gewässerschutz. AID, Bonn, 108 S.
- EAGLESON, P.S. (1978): Climate, soil and vegetation. A simplified model of soil moisture movement in the liquid phase. *Water Resources Research* **14**, 722-730.
- ECC (European Communities Commission) (1992): CORINE land cover project - Technical guide. EUR 12585, Luxembourg.
- ECKERSTEN, H. & P.E. JANSSON (1991): Modelling water drainage, nitrogen uptake and production for wheat. *Fertilizer Research* **27**, 313-329.
- ECKERSTEN, H., BLOMBÄCK, K., KÄTTERER, T. & P. NYMAN (2001): Modelling C, N, water and heat dynamics in winter wheat under climate change in southern Sweden. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **86**, 221-235.
- EU (Europäische Union) (1991): RL 91/676/EWG des Rates vom 12. Dezember 1991 zum Schutz von Gewässern vor Verunreinigungen durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen. ABl. Nr. L 375, 1-8.
- EU (Europäische Union) (1998): RL 98/83/EG des Rates vom 3. November 1998 über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. ABl. EG Nr. 330, 32-54.
- EU (Europäische Union) (2000): RL 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23.10.2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. ABl. EG Nr. L327, 1-72.
- EU (Europäische Union) (2006): RL 2006/118/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. Dezember 2006 zum Schutz des Grundwassers vor Verschmutzung und Verschlechterung. ABl. Nr. L372/19, 19-31.
- FANK, J. (1999): Die Bedeutung der ungesättigten Zone für Grundwasserneubildung und Nitratbefruchtung des Grundwassers in quartären Lockersediment – Aquiferen am Beispiel des Leibnitzer Feldes (Steiermark, Österreich). *Beiträge zur Hydrogeologie* **49** (50), 101-388.
- FETZER, K.D., GROTTENTHALER, W., HOFMANN, B., JERZ, H., RÜCKERT, G., SCHMIDT, F. & O. WITTMANN (1986): Standortkundliche Bodenkarte von Bayern 1:50.000 München – Augsburg und Umgebung. Erläuterung zu den Kartenblättern L 7530, L 7532, L 7730, L 7732, L 7734, L 7736, L 7930, L 7932, L 7934, L 7936, L8130, L 8132, L 8134 und L 8136. GLA (Bayerisches Geologisches Landesamt), München.

- FLÜGEL, W.-A. (1995): Delineating hydrological response units by geographical information system analyses for regional hydrological modelling using PRMS/MMS in the drainage basin of the river Bröl, Germany. *Hydrological Processes* **9**, 423-436.
- FOCHT, D.D. & W. VERSTRAETE (1977): Biochemical ecology of nitrification and denitrification. *Advanced Microbial Ecology* **1**, 135-214.
- FRANK, T. (2006): Untersuchungen zur Dynamik der Stickstoffpools im Boden unter verschiedenen landwirtschaftlichen Nutzungen. *Diplomarbeit* [unveröffentlicht], Universität zu Köln, 128 S.
- FRANKO, U. (1996): Simulation of carbon and nitrogen dynamics in rural areas. *Landbauforschung Volkenrode* **46** (3), 114-120.
- FREDE, H.-G. & S. DABBERT (Hrsg.) (1998): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Ecomed, 2.Auflage, Landsberg, 451 S.
- FÜST, S. (2000): Regionale Grundwassergefährdung durch Nitrat. Vergleich von räumlich differenzierten Überwachungsdaten und Modellrechnungen. *Dissertation*, Universität Osnabrück.
- GA PASSAU (Gesundheitsamt im Landkreis Passau) (2004): Trinkwasser. (20.01.2004). <<http://www.landkreis-passau.de/gesundheitsamt>>
- GAMMA, E., HELM, R. & R.E. JOHNSON (2001): Design Patterns. Addison-Wesley, 2.Auflage, Amsterdam, 484 S.
- GASTAL, F. & G. LEMAIRE (2002): N uptake and distribution in crops: an agronomical and ecophysiological perspective. *Journal of Experimental Botany* **53**, 789-799.
- GAUGER, T., ANSHELM, F., SCHUSTER, H., ERISMAN, J.W., VERMEULEN, A.T., DRAAIJERS, G.P.J., BLEEKER, A. & H.D. NAGEL (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 Levels: Part 1: Deposition Loads 1990–1999. Final Report 29942210 on behalf of Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), Berlin.
- GD NRW (Geologischer Dienst Nordrhein-Westfalen): Bodenkarte von NRW 1:50000. GD NRW, Krefeld.
- GISI, U. (1997): Bodenökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart, 350 S.
- GODWIN, D.C. (1987): Simulation of nitrogen dynamics in wheat cropping systems. *Dissertation*, University of England.
- GODWIN, D.C. & C.A. JONES (1991): Nitrogen dynamics in soil-plant systems. In: HANKS, R. J. & J.T. RITCHIE (Hrsg.): *Modelling plant and soil systems*. American Society of Agronomy, Madison, 288-308.
- GODWIN, D.C. & U. SINGH (1998): Nitrogen balance and crop response to nitrogen in upland and lowland cropping systems. In: TSUJI, G.J., HOOGENBOOM, G. & P.K. THORNTON (Hrsg.): *Understanding Options for Agricultural Production*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 55-77.

- GOODAY, R., ANTHOY, S. & L. FAWCETT (2008): A field scale model of soil drainage and nitrate leaching for application in nitrate vulnerable zones. *Environmental Modelling & Software* **23**, 1045-1055.
- GRANT, R.F. (1995): Dynamics of energy, water, carbon and nitrogen in agricultural ecosystems: simulation and experimental validation. *Ecological Modelling* **81**, 169-181
- HABERLANDT, U., KRYSANOVA, V. & A. BÁRDOSSY (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins Part II: regionalisation using fuzzy rule based modelling. *Ecological Modelling* **150**, 277-294.
- HANSEN, J.R., REFGAARD, J.C., HANSEN, S. & V. ERNSTSEN (2007): Problems with heterogeneity in physically based agricultural catchment models. *Journal of Hydrology* **342**, 1-16.
- HART, S.C. (2006): Potential impacts of climate change on nitrogen transformations and greenhouse gas fluxes in forests: a soil transfer study. *Global Change Biology* **12**, 1032-1046.
- HART, S.C. & D.A. PERRY (1999): Transferring soils from high- to low-elevation forests increases nitrogen cycling rates: climate change implications. *Global Change Biology* **5**, 23-32.
- HATTERMANN, F.F., WATTENBACH, M., KRYSANOVA, V. & F. WECHSUNG (2005): Runoff simulations on the macroscale with the ecohydrological model SWIM in the Elbe catchment – validation and uncertainty analysis. *Hydrological Processes* **19**, 693-714.
- HILBERT, D.W. (1990): Optimization of plant root:shoot ratios and internal nitrogen concentration. *Annals of Botany* **66**, 91-99.
- HILLEL, D. (1998): Environmental Soil Physics. Academic Press, San Diego, 771 S.
- HINTERMAIER-ERHARD, G. & W. ZECH (1997): Wörterbuch der Bodenkunde – Systematik, Genese, Eigenschaften, Ökologie und Verbreitung von Böden. Stuttgart, 338 S.
- HOWARTH, R.W. (2004): Human acceleration of the nitrogen cycle: drivers, consequences, and steps toward solutions. *Water Science and Technology* **49** (5-6), 7-13.
- HOYNINGEN-HUENE, J. VON (1983): Die Interzeption des Niederschlags landwirtschaftlicher Pflanzenbestände. *Schriften des DVWK (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau)* **57**, 1-53, Hamburg.
- INCONA (2008): Die Düngung von Getreide in Trockengebieten anpassen. (20.03.3009) < http://www.incona.de/download/Newsletter_38.pdf>
- IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) (2001): Climate Change - The Scientific Basis. Cambridge University Press, Cambridge, 944 p.
- JANSSON, P. & R. ANDERSSON (1988): Simulation of runoff and nitrate leaching from an agricultural district in Sweden. *Soil Sciences* **160**, 209-217.
- JEMISON, J.M., JABRO, & R.H. FOX (1994): LEACHM evaluation: II: Simulation of nitrate leaching from nitrogen fertilized and manured corn. *Agronomy Journal* **86**, 852-859.

- JENSEN, N.H. & A. VEIHE (2009): Modelling the effect of land use and climate change on the water balance and nitrate leaching in eastern Denmark. *Journal of Land Use Science* **4** (1-2), 53-72.
- JOHNSON, A.D., CABRERA, M.L., MCCrackEN, D.V. & D.E. RADCLIFFE (1999) : LEACHN simulations of nitrogen dynamics and water drainage in an ultisol. *Agronomy Journal* **91**, 597-606.
- JOHNSON, H., BERGSTROM, L., JANSSON, P. & K. PAUSTIAN (1987): Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. *Agriculture Ecosystems Environment* **18**, 333–356.
- JONES, C.A. & J.R. KINIRY (Hrsg.) (1986): CERES-Maize. A simulation model of maize growth and development. Texas A & M University Press, College Station, Texas, 194 S.
- JONES, J.W., HOOGENBOOM, G., PORTER, C.H., BOOTE, K.J., BATCHLOR, W.D., HUNT, L.A., WILKENS, P.W., SINGH, U., GIJSMAN, A.J. & J.T. RITCHIE (2003): The DSSAT cropping system model. *European Journal of Agronomy* **18**, 235-265.
- KEATING, B.A., CARBERRY, P.S., HAMMER, G.L., PROBERT, M.E., ROBERTSON, M.J., HOLZWORTH, D., HUTH, N.I., HARGREAVES, J.N.G., MEINKE, H., HOCHMAN, Z., MCLEAN, G., VERBURG, K., SNOW, V., DIMES, J.P., SILBURN, M., WANG, E., BROWN, S., BRISTOW, K.L., ASSENG, S., CHAPMAN, S., MCCOWN, R.L., FREEBAIRN, D.M. & C.J. SMITH (2003): An overview of APSIM, a model designed for farming systems simulation. *European Journal of Agronomy* **18**, 267-288.
- KERSEBAUM, K.C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. *Ecological Modelling* **81**, 145-156.
- KERSEBAUM, K.C. (2007): Modelling nitrogen dynamics in soil-crop systems with HERMES. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, **77**, 39-52.
- KERSEBAUM, K.C. & K.-O. WENKEL (1998): Modelling water and nitrogen dynamics at three different spatial scales – influence of different data aggregation levels on simulation results. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **50**, 313-319.
- KERSEBAUM, K.C., LORENZ, K., REUTER, H.I., SCHWARZ, J., WEGEHENKEL & O. WENDROTH (2005): Operational use of agro-meteorological data and GIS to derive site specific nitrogen fertilizer recommendations based on the simulation of soil and crop growth processes. *Physics and Chemistry of the Earth* **30**, 59-67.
- KERSEBAUM, K.C., MATZDORF, B., PIORR, A. & J. STEIDL (2006): Model-based evaluation of agri-environmental measures in the Federal State of Brandenburg (Germany) concerning N pollution of groundwater and surface water. *Journal of Plant Nutrition and Soil*, **169**, 352-359.
- KERSEBAUM, K.C., HECKER, J.-W., MIRSCHEL, W. & M. WEGEHENKEL (2007): Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems: a comparison of simulation models applied on common data sets. In: KERSEBAUM, K.C., HECKER, J.-W., MIRSCHEL, W. & M. WEGEHENKEL (Hrsg.): *Modelling water and nutrient dynamics in soil-crop systems*, Springer, Dordrecht, 1-18.

- KITE, G.W. (1995): Scaling of input data for macroscale hydrologic modelling. *Water Resources Research* **31** (11), 2769-2781.
- KLEEBOURG, H.-B. (1999): Zum Problem der Regionalisierung in der Hydrologie. In: KLEEBOURG, H.-B., MAUSER, W., PESCHKE, G. & U. STREIT (Hrsg.): *Hydrologie und Regionalisierung*. Wiley-VCH, Weinheim, 3-12.
- KÖHLER, K. (2006): Unsicherheit der N_{\min} -Daten für die Düngereinsatzplanung und den Grundwasserschutz. *Wasserwirtschaft* **1-2**, 66-70.
- KONDO, J., SAIGUSA, N. & T. SATO (1992): A model and experiment study of evaporation from bare-soil surfaces. *Journal of Applied Meteorology* **31**, 304-312.
- KOUWEN, N., SOULIS, E.D., PIETRONIRO, A., DONALD, J. & R.A. HARRINGTON (1993): Grouped response units for distributed hydrologic modeling. *Journal of Water Resources Planning and Management* **119** (3), 289-305.
- KROES, J. & J. ROELSMA (2007): Simulation of water and nitrogen fluxes on field scale; application of the SWAP-ANIMO model for the Müncheberg data set. In: KERSEBAUM, K.C., HECKER, J.M., MIRSCHEL, W. & M. WEGEHENKEL (Hrsg.): *Modeling Water and Nutrient Dynamics in Soil-Crop Systems*. Springer, Dordrecht, 111-128.
- KRYSANOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D.-I. & A. BECKER (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model für mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* **106**, 261-289.
- KRYSANOVA, V. & U. HABERLANDT (2002): Assessment of nitrogen leaching from arable land in large river basins - Part I: Simulation experiments using a process-based model. *Ecological Modelling* **150**, 255-275.
- KRYSANOVA, V., HATTERMANN, F. & F. WECHSUNG (2007): Implications of complexity and uncertainty for integrated modelling and impact assessment in river basins. *Environmental Modelling & Software* **22**, 701-709.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.) (2002): Taschenbuch Landwirtschaft. Daten für betriebliche Kalkulationen in der Landwirtschaft. Landwirtschaftsverlag GmbH, 21. Auflage, Münster, 280 S.
- KTBL (Kuratorium für Technik und Bauwesen in der Landwirtschaft) (Hrsg.) (2005): Faustzahlen für die Landwirtschaft. Deutscher Landwirtschaftsverlag, 13. Auflage, Darmstadt, 1095 S.
- KUHN, S., BARTHEL, R., JANISCH, S., ERNST, A., KRIMLY, T., SAX, M. & M. ZIMMER (2008): DeepActor-Modelle in DANUBIA. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- KUNTZE, H., ROESCHMANN, G. & G. SCHWERDTFEGGER (1994): Bodenkunde. Stuttgart, 424 S.
- LAD (Landesarbeitskreis Nordrhein Westfalen) (Hrsg.) (1998): Informationen zur Düngung. 6. Auflage, Bonn.

- LAM, N.S. & D.A. QUATTROCHI (1992): On the issues of scale, resolution, and fractal analysis in the mapping sciences. *The Professional Geographer* **44** (1), 88-98.
- LANGENSIEPEN, M., HANUS, H., SCHOOP, P. & W. GRÄSLE (2008): Validating CERES-Wheat under North-German environmental conditions. *Agricultural Systems* **97** (1-2), 34-47.
- LBEG (Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie) (2007): Diffuse Nitrat- und Phosphatbelastung. *Geoberichte* **2**, 1-77, Hannover.
- LEAVESLEY, G.H. & LG. STANNARD (1984): Application of remotely-sensed data in a distributed parameter watershed model. In: KITE, G.W. & A. WANKIEWICZ (Hrsg.): *Proceedings of the Workshop on Applications of Remote Sensing in Hydrology*, NHRI Symposium 5, 47-68.
- LEDoux, E., GOMEZ, E., MONGET, J.M., VIAVATTENE, C., VIENNOT, P., DUCHARNE, A., BENOIT, M., MIGNOLET, C., SCHOTT, C. & B. MARY (2007): Agriculture and groundwater nitrate contamination in the Seine basin. The STICS-MODCOU modelling chain. *Science of the Total Environment* **375**, 1-3, 33-47.
- LEMMON, H. & N. CHUCK (1997): Object-oriented design of a cotton crop model. *Ecological Modelling* **94**, 45-51.
- LENZ, V. I. S. (2007): A process-based crop growth model for assessing global change effects on biomass production and water demand. *Dissertation*, Universität zu Köln.
- LFL (Landesanstalt für Landwirtschaft) (2008): N_{min}-Gehalte bayerischer Böden im Frühjahr 2006 (18.06.2006) <<http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/mineralisch/28835/>>
- LFW (Bayerisches Landesamt für Wasserwirtschaft) (Hrsg.) (2001): Nitratbericht Bayern. München.
- LI, C., FARAHBAKSHAZAD, N., JAYNES, D.B., DINNES, D.L., SALAS, W. & D. McLAUGHLIN (2006): Modelling nitrate leaching with a biogeochemical model modified based on observations in a row-crop field in Iowa. *Ecological Modelling* **196**, 116-130.
- LINN, D.M. & J.W. DORAN (1984): Effect of water-filled pore space on carbon dioxide and nitrous oxide production in tilled and nontilled soils. *Soil Science Society of America Journal* **48**, 1267-1272.
- LORD, E.I. & S.G. ANTHONY (2000): MAGPIE: A modelling framework for evaluating nitrate losses at national and catchment scales. *Soil Use Management* **16**, 167-174.
- LORENZ, K. (2004): Nutzung der räumlichen Variabilität von ausgewählten Standorteigenschaften für die ortsspezifische N-Düngung. *Dissertation*, Humboldt Universität Berlin.
- LUDWIG, R. (2000): Die flächenverteilte Modellierung von Wasserhaushalt und Abflussbildung im Einzugsgebiet der Ammer. *Habilitationsschrift*, Münchner Geographische Abhandlungen **B32**, München, 173 S.
- LUDWIG, R., MAUSER, W., NIEMEYER, S., COLGAN, A., STOLZ, R., ESCHER-VETTER, H., KUHN, M., REICHSTEIN, M., TENHUNEN, J., KRAUS, A., LUDWIG, M., BARTH, M. & R. HENNICKER (2003): Web-based modelling of energy, water and matter fluxes to support decision

- making in mesoscale catchments – the integrative perspective GLOWA-Danube. *Physics and Chemistry of the Earth* **28**, 621-634.
- LUDWIG, R. & M. MÜRTH (2006): Bodenarten. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- LUFÄ NRW (Landwirtschaftliche Untersuchungs- und Forschungsanstalt Nordrhein-Westfalen) (2005): N_{min}-Probenahme Boden. (25.02.2005) <<http://www.landwirtschaftskammer.de/lufa/analysen/boden/>>
- LWA PASSAU-ROTHALMÜNSTER (Landwirtschaftsamt Passau-Rothalmünster) (2002): Daten und Fakten zum Dienstgebiet. (24.10.2002). <<http://www.aflue-pa.bayern.de>>
- MACKAY, R. & M.S. RILEY (1991): The problem of scale in the modelling of groundwater flow and transport processes. *Workshop Chemodynamics of Groundwater*. EAWAG, EERO, PIR, IMF, 17–51.
- MAIDMENT, D.R. (1993): *Handbook of Hydrology*. MacGraw-Hill, 2.Auflage, New York, 1424 S.
- MARCEAU, D.J. (1999): The scale issue in the social and natural sciences. *Canadian Journal of Remote Sensing* **25**, 4, 347-356.
- MARCEAU, D.J. & G.J. HAY (1999): Remote sensing contributions to the scale issue. *Canadian Journal of Remote Sensing* **25** (4), 357-366.
- MARTÍN-OLMEDO, P., REES, R.M. & J. GRACE (2002): The influence of plants grown under elevated CO₂ and N fertilization on soil nitrogen dynamics. *Global Change Biology* **8**, 643-657.
- MATZNER, E. & C. GROSSHOLZ (1997): Beziehung zwischen NO₃-Austrägen, C/N-Verhältnissen der Auflage und N-Einträgen in Fichtenwald (*Picea abies* Karst.)-Ökosystemen Mitteleuropas. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* **116**, 39-44.
- MAUDEN, R., BEISECKER, R., TAPPE, N., BÖGE, S. & M. FINK (2007): Das Modellvorhaben Flussgebietsmanagement Weida. Reduzierung des diffusen Stickstoffeintrags aus landwirtschaftlich genutzten Flächen im Einzugsgebiet der Weida (Thüringen). Erfurt.
- MAUSER, W. (1989): Die Verwendung hochauflösender Satellitendaten in einem Geographischen Informationssystem zur Modellierung von Flächenverdunstung und Bodenfeuchte. *Habilitationsschrift*, Geowissenschaftliche Fakultät Universität Freiburg, 382 S.
- MAUSER, W. (2003): GLOWA-Danube. Integrative hydrologische Modellierung zur Entscheidungsunterstützung beim Einzugsgebietsmanagement. *Petermanns Geographische Mitteilungen* **147** (6), 68-75.
- MAUSER, W. & R. LUDWIG (2002): GLOWA-Danube: A research concept to develop integrative techniques, scenarios and strategies regarding global changes of the water cycle. In: BENISTON, M. (Hrsg.): *Climatic Change: Implications for the hydrological cycle*

- and for water management. *Advances in Global Change Research*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 171-188.
- MAUSER, W. & R. LUDWIG (2006): Grundwasserneubildung. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- MAUSER, W., PRASCH, M. & U. STRASSER (2007): Physically based modelling of climate change impact on snow cover dynamics in alpine regions using a stochastic weather generator. In: OXLEY, L. & D. KULASIRI (Hrsg.): *Proceedings of MODSIM 2007 International Congress on Modelling and Simulation*. Christchurch, New Zealand, 2138-2145.
- MAUSER, W. & A. REITER (2008): Räumliche und zeitliche Interpolation der meteorologischen Eingaben – Niederschlag, Temperatur und Strahlungsbilanz. In: GLOWA-DANUBE-PROJEKT, LMU (Ludwig-Maximilians-Universität München) (Hrsg.): *Global Change Atlas Einzugsgebiet der Oberen Donau*. Eigenverlag LMU, München.
- MCBRATNEY, A.B. (1998): Some considerations on methods for spatially aggregating and disaggregating soil information. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* **50**, 51-62.
- MCGARITY, J.W. & M.G. MYERS (1967): A survey of urease activity in soil of northern New South Wales. *Plant and Soil* **27**, 217-238.
- MCLAREN, A.D. (1970): Temporal and vectorial reactions of nitrogen in soil: A review. *Canadian Journal of Soil Sciences* **50**, 97-109
- MCVOY C.W., KERSEBAUM, K.C., ARNING, M., KLEEGERG, P. OTHMER, H. & U. SCHRÖDER (1995): A data set from north Germany for the validation of agroecosystem models: documentation and evaluation. *Ecological Modelling* **81**, 265-300.
- MÖSER, W. & E. RASCHKE (1983): Mapping of global radiation and of cloudiness from METEOSAT image data. *Meteorologische Rundschau* **36**, 33-41.
- MONTEITH, J.L. (1973): Principles of environmental physics. Edward Arnold, London, 241 S.
- MÜLLER, U. (1997): Auswertungsmethoden im Bodenschutz – Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, 6. Auflage, Stuttgart, 321 S.
- MUNLV (Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein Westfalen) (Hrsg.) (2007): Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Wege zu einer Anpassungsstrategie. Düsseldorf.
- MYERS, R.J.K. (1975): Temperature effects on ammonification and nitrification in tropical soils. *Soil Biology & Biochemistry* **7**, 83-86.
- MYERS, M.G. & J.W. MCGARITY (1968): The urease activity in profiles of five great soil groups from northern New South Wales. *Plant and Soil* **28**, 25-37.

- MYERS, R.J.K., CAMPBELL, C.A. & R.L. WEIER (1982): Quantitative relationship between net nitrogen mineralization and moisture content of soils. *Canadian Journal of Soil Sciences* **62**, 111-124.
- NAKICENOVIC, N., ALCAMO, J., DAVIS, G., DE VRIES, B., FENHANN, J., GAFFIN, S., GREGORY, K., GRÜBLER, A. *et al.* (2000): IPCC special report on emission scenarios. Cambridge University Press, Cambridge, 599 S.
- NEWHAM, L.T.H., LETCHER, R.A., JAKEMAN, A.J. & T. KOBAYASHI (2002): A framework for integrated hydrologic, sediment and nutrient export modelling for catchment-scale management. *Environmental Modelling & Software* **19**, 1029-1038.
- NIELSEN, D.R., BIGGER, J.W. & K.T. ERH (1973): Spatial variability of field-measured soil-water properties. *Hilgardia* **42**, 215-260.
- NMU (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt und Klimaschutz) (2006): Umweltbericht 2006. Hannover.
- OLESEN, J.E., CARTER, T.R., DIAZ-AMBRONA, C.H., FRONZEK, S., HEIDMANN, T., HICKLER, T., HOLT, T., MINGUEZ, M.I., MORALES, P., PALUTIKOF, J.P., QUEMADA, M., RUIZ-RAMOS, M., RUBAEK, G. H., SAU, F., SMITH, B. & M.T. SYKES (2007): Uncertainties in projected impacts of climate change on European agriculture and terrestrial ecosystems based on scenarios from regional climate models. *Climatic Change* **81**, 123-43.
- PAPAJORGJI, P. & T.M. SHATAR (2004): Using the Unified Modeling Language to develop soil water-balance and irrigation-scheduling models. *Environmental Modelling and Software* **19**, 451-459.
- PARTON, W.J., ANDERSON, D.W., COLE, C.V. & J.W.B. STEWART (1983): Simulation of soil organic matter formation and mineralization in semiarid agroecosystems. In: LOWRANCE, R.R., TODD, R.L., ASMUSSEN, L.E. & R.A. LEONARD (Hrsg.): *Nutrient cycling in agricultural ecosystems*. The University of Georgia, College of Agriculture Experiment Stations, Special Publications Nr. 23. Athens, Georgia.
- PAUL, E.A. (Hrsg.) (2007): *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Academic Press, Amsterdam, 532 S.
- PHILIP, J.R. (1960): General method of exact solution of the concentration-dependent diffusion equation. *Australian Journal of Physics* **13**, 1-12.
- POHLERT, T., BREUER, L., HUISMAN, J.A. & H.-G. FREDE (2007): Assessing the model performance of an integrated hydrological and biogeochemical model for discharge and nitrate load predictions. *Hydrology and Earth System Sciences* **11**, 997-1011.
- POPOVA, Z. & M. KERCHEVA (2005): CERES model application for increasing preparedness to climate variability in agricultural planning - calibration and validation test. *Physics and Chemistry of the Earth* **30**, 125-133.
- POST, J., KRYSANOVA, V., SUCKOW, F., MIRSCHEL, W., ROGASIK, J. & I. MERBACH (2007): Integrated eco-hydrological modelling of soil organic matter dynamics for the assessment of environmental change impacts in meso- to macro-scale river basins. *Ecological Modelling* **206**, 93-106.

- PRIESSACK, E., ACHATZ, S. & R. STENGER (2001): Parameterization of soil nitrogen transport models by use of laboratory and field data. In: SHAFFER, M. J., MA, L. & S. HANSEN (Hrsg.): *Modeling carbon and nitrogen dynamics for soil management*. Lewis Publishers, Boca Raton, 459-482.
- RACSKO, P., SZEIDL, L. & M.A. SEMENOV (1991): A serial approach to local stochastic weather models. *Ecological Modelling* **57**, 27-41.
- RATTO, M., TARANTOLA, S. & A. SALTELLI (2001): Sensitivity analysis in model calibration: GSA-GLUE approach. *Computer Physics Communications* **136**, 212-224.
- RAWLS, W.J., BRAKENSIEK, D.L. & K.E. SAXTON (1982): Estimating soil water properties. *Transactions, ASAE*, **25** (5), 1316-1320.
- RAWLS, W.J. & D.L. BRAKENSIEK (1985): Prediction of soil water properties for hydrologic modelling. In: Jones, E.B. & T.J. Ward (Hrsg.): *Proceedings of the American Society of Civil Engineers Watershed Management Symposium*. New York, 293-299.
- REFSGAARD, J.C. & B. STORM (1995): MIKE SHE. In: SINGH, V. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*, Water Resources Publications, Highlands Ranch, CO, 809-846.
- REFSGAARD, J.C., THORSEN, M., JENSEN, J.B., KLEESCHULTE, S. & S. HANSEN (1999): Large scale modelling of groundwater contamination from nitrate leaching. *Journal of Hydrology* **221**, 117-140.
- REFSGAARD, J.C., HENRIKSEN, H.J., HARRAR, W.G., SCHOLTEN, H. & A. KASSAHUN (2005a): Quality assurance in model based water management – review of existing practice and outline of new approaches. *Environmental Modelling & Software* **20**, 1201-1215.
- REFSGAARD, J.C., NILSSON, B., BROWN, J., KLAUER, B., MOORE, R., BECH, T., VURRO, M., BLIND, M., CASTILLA, G., TSANIS, I. & P. BIZA (2005b): Harmonised techniques and representative river basin data for assessment and use of uncertainty information in integrated water management (HarmoniRiB). *Environmental Science & Policy* **8**, 267-277.
- REICHE, E.-W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. *Ecological Modelling* **75/76**, 371-384.
- REICHERT, D., LUDWIG, R. & W. MAUSER (2003): Subskalige Modellierung hydrologischer Prozesse in mesoskaligen Einzugsgebieten. In: HENRICH, K., RODE, M. & A. BRONSTERT (Hrsg.): *6. Workshop zur großskaligen Modellierung in der Hydrologie – Flussgebietsmanagement*. Kassel, 21-32.
- REICHERT, D., LUDWIG, R. & W. MAUSER (2004a): Flächenverteilte Modellierung der Wasserflüsse in einem mesoskaligen Einzugsgebiet – Ergebnisse mit dem Skalierungsansatz „Geokomplexe“. In: LUDWIG, R., REICHERT, D. & W. MAUSER (Hrsg.): *7. Workshop zur großskaligen Modellierung in der Hydrologie – Neue methodische Ansätze zur Modellierung der Wasser- und Stoffumsätze in großen Einzugsgebieten*, Kassel, 74-85.
- REICHERT, D., LUDWIG, R. & W. MAUSER (2004b): Sub-grid Hydrological Catchment Modelling using Geocomplexes. *Geophysical Research Abstracts* **6**, 07655, SRef-ID: 1607-7962/gra/EGU04-A-07655, European Geosciences Union.

- RENGER, M. (2002): Sicker- und Fließzeiten von Nitrat aus dem Wurzelraum ins Grundwasser. *Arbeitsberichte der TA-Akademie* (Akademie für Technikfolgenabschätzung in Baden-Württemberg) **223**, 1-43, Stuttgart.
- RICHARDSON, C.W. (1981): Stochastic simulation of daily precipitation, temperature and solar radiation. *Water Resources Research*, **17**, 182-190.
- RIEL, A. (1996): Object-oriented design heuristics. Addison Wesley, Amsterdam, 400 S.
- RITCHIE, J.T. & D. GOWIN (1993): Simulation of nitrogen dynamics in the soil plant system with the CERES models. *Agrarinformatik* **24**, 215-230.
- RITCHIE, J.T. & D. GODWIN (2000): CERES Wheat 2.0. Documentation. (20.09.2005) <http://nowlin.css.msu.edu/wheat_book/>
- ROLSTON, D.E., SHARPELY, A.N., TOY, D.W., HOFFMANN, D.L. & F.E. BROADBENT (1980): Denitrification as affected by irrigation frequency of a field soil. Environmental Prediction Agency 600/2-80-06 U.S. EPA, ADA Oklahoma, USA.
- ROO, A.P.J., HAZELHOFF, L. & G.B.M. HEUVELINK (1992): Estimating the effects of spatial variability on infiltration of the output of a distributed runoff and soil erosion model using Monte Carlo methods. *Hydrological Processes* **6**, 127-143.
- SCHEFFER, F. & P. SCHACHTSCHABEL (1998): Lehrbuch der Bodenkunde. Ferdinand Enke Verlag, 14.Auflage, Stuttgart, 495 S.
- SCHLESINGER, W.H., RECKOW, K.H. & E.S. BERNHARDT (2006): Global Change: The nitrogen cycle and rivers. *Water Resources Research* **42**, W03S06.
- SCHNEIDER, K. (1999): Gekoppelte, flächenverteilte Modellierung von Pflanzenwachstum und Verdunstung im Ammeinzugsgebiet mit dem prozessorientierten Evapotranspirations- und Vegetationsmodell PROMET-V. *Habilitationsschrift*, Ludwig-Maximilians-Universität, München, 263 S.
- SCHNEIDER, K. (2003): Assimilating remote sensing data into a land surface process model. *International Journal of Remote Sensing* **24**, 2959-2980.
- SELIGMANN, N.C. & H. VAN KEULEN (1981): PAPRAN: A simulation model of annual pasture production limited by rainfall and nitrogen. In: FRISSEL, M. J. & J.A. VAN VEEN (Hrsg.): *Simulation of nitrogen behaviour of soil-plant systems*. Pudoc, Wageningen, 192-221.
- SEMENOV, M.A., BROOKS, R.J., BARROW, E.M. & C.W. RICHARDSON (1998): Comparison of WGEN and LARS-WG stochastic weather generators for diverse climates. *Climate Research* **10**, 95-107.
- SHAW, M.R. & J. HARTE (2001): Control of litter decomposition in a subalpine meadow-sagebrush steppe ecotone under climate change. *Ecological Applications* **11** (4), 1206-1223.
- STANFORD, C., FRERE, M.H. & D.H. SCHWANIGER (1973): Temperature coefficient of soil nitrogen mineralization. *Soil Sciences* **115**, 321-323.
- STOLZ, R. (1997): Die Verwendung der Fuzzy Logic Theorie zur wissensbasierten Klassifikation von Fernerkundungsdaten. *Dissertation*, Münchner Geographische Abhandlungen **B 26**, München, 177 S.

- STRASSER, U. (1998): Regionalisierung des Wasserhaushalts mit einem SVAT-Modell am Beispiel des Weser-Einzugsgebiets. *Dissertation*, Münchner Geographische Abhandlungen **B28**, München, 146 S.
- STYCZEN, M. & B. STORM (1993): Modelling of N-movements on catchment scale - a tool for analysis and decision making. 1. Model description. 2. A case study. *Fertilizer Research* **36**, 1-17.
- SVENDSEN, H., HANSEN, S. & H.E. JENSEN (1995): Simulation of crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the DAISY model. *Ecological Modelling* **81**, 197-212.
- TABATABAI, M.A. & J.M. BREMNER (1972): Assay of urea activity in soils. *Soil Biology & Biochemistry* **4**, 479-487.
- TENHUNEN, J.D. & P. KABAT (Hrsg.) (1999): Integrating hydrology, ecosystem dynamics, and biogeochemistry in complex landscapes. Wiley Publishers, West Sussex, 367 S.
- TRINKWV (Trinkwasserverordnung) (2001): Verordnung über die Qualität von Wasser für den menschlichen Gebrauch. BGBl. I.
- TURNER, M.G., DALE, V.H. & R.H. GARDNER (1989): Predicting across scales: theory development and testing. *Landscape Ecology* **3** (3/4), 245-252.
- UBA (Umweltbundesamt) (2008a): Anpassung an Klimaänderung in Deutschland
Themenblatt: Landwirtschaft 12/2008. (15.03.2009)
<<http://www.umweltdaten.de/klimaschutz/landwirtschaft.pdf>>
- UBA (Umweltbundesamt) (2008b): Deutsche Anpassungsstrategie an den Klimawandel –
Erwartungen, Ziele und Handlungsoptionen. (20.11.2008)
<http://www.wasklim.de/download/Hintergrundpapier_BMU.pdf>
- VAN DER KEUR, P., HANSEN, J.R., HANSEN, S. & J.C. REFSGAARD (2008): Uncertainty in simulation of nitrate leaching at field and catchment scale within the Odense river basin. *Vadose Zone* **7**, 10-21.
- VAN WIJK, W.R. & D.A. DE VRIES (1963): Periodic temperature variations in a homogenous soil. In: VAN WIJK (Hrsg.): *Physics of plant environment*. North Holland Publ. Co, Amsterdam, 382 S.
- VAZQUEZ, R.F., FEYEN, L., FEYEN, J. & J.C. REFSGAARD (2002): Effect of grid size effective parameters and model performance on the MIKE-SHE code. *Hydrological Processes* **16**, 355-372.
- VDLUFA (Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten) (Hrsg.) (1997): Die Untersuchung von Böden. Methodenbuch Band 1. 5.Auflage, Berlin, 426 S.
- VITOUSEK, P., ABER, J., HOWARTH, R., LIKENS, G., MATSON, P., SCHINDLER, D., SCHLESINGER, W.H. & D. TILMAN (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* **7**, 737-750.
- WADE, A.J., WHITEHEAD, P.G. & L.C.M. O'SHEA (2002): The prediction and management of aquatic nitrogen pollution across Europe: an introduction to the integrated Nitrogen in

- European Catchments project (INCA). *Hydrology and Earth Systems Sciences* **6** (3), 299-313.
- WAGNER, B. (1995): Untersuchungen zum Wasser- und Stofftransport in der ungesättigten Zone im Hinblick auf ihre Schutzfunktion für das Grundwasser. *GLA-Fachberichte* (Geologisches Landesamt) **13**, 81-100, München.
- WENDLAND, F., ALBERT, H., BACH, M. & R. SCHMIDT (Hrsg.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin, 96 S.
- WENDLAND, M., DIEPOLDER, M., OFFENBERGER, K. & S. RASCHBACHER (2007): Auswirkungen und Strategien für Landwirtschaft und Umwelt – aus Sicht der Pflanzenernährung und des Gewässerschutzes. *LFL-Schriftenreihe* (Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft) **13**, 39-55, Freising-Weihenstephan.
- WENKEL, K.-O. & W. MIRSCHEL (Hrsg.) (1995): Agroökosystemmodellierung - Grundlage für die Abschätzung von Auswirkungen möglicher Landnutzungs- und Klimaänderungen. *ZALF-Bericht* **24** (Zentrum für Agrarlandschaftsforschung), 1-187, Müncheberg.
- WEYER, P. (2001): Nitrate in drinking water and human health. Center for Health Effects of Environmental Contamination, University of Iowa.
- WILLMOTT, C.J. (1982): Some comments on the evaluation of model performance. *Bulletin of the American Meteorological Society* **63**, 1309-1313.
- WITTMANN, O. (1991): Standortkundliche Landschaftsgliederung von Bayern Übersichtskarte 1:1.000.000. *GLA-Fachberichte* (Bayerisches Geologisches Landesamt) **5**, 5-47, München.
- WOLF, J., HACK-TEN BROEKE, M.J.D. & R. RÖTTER (2005): Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in the Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **105**, 523-540.
- WOLFE, A.H. & J.A. PATZ (2002): Reactive Nitrogen and Human Health: Acute and Long-term Implications. *Ambio* **31** (2), 120-125.
- WOOD, E.F., SIVAPALAN, M., BEVEN, K. & L. BAND (1988): Effects of spatial variability and scale with implications to hydrologic modelling. *Journal of Hydrology* **102**, 29-47.
- WROBEL, J.-P. & K. HANKE (1987): Nitratverlagerung und Nitratabbau in Böden, Deck- und Verwitterungsschichten in verschiedenen Klimabereichen Bayerns. *GLA-Fachberichte* (Bayerisches Geologisches Landesamt) **3**, 27-127, München.
- WU, J. & Y. QI (2000): Dealing with scale in landscape analysis: an overview. *Geographic Information Sciences* **6** (1), 1-5.
- WU, J., JONES, B., HARBIN, L. & O.L. LOUCKS (Hrsg.) (2006): Scaling and Uncertainty Analysis in Ecology – Methods and Applications. Springer, Dordrecht, 351 S.
- WU, J. & H. LI (2006): Concepts of scale and scaling. In: WU, J., JONES, B., LI, H. & O.L. LOUCKS (Hrsg.): *Scaling and uncertainty analysis in ecology*. Springer, Dordrecht, 3-15.

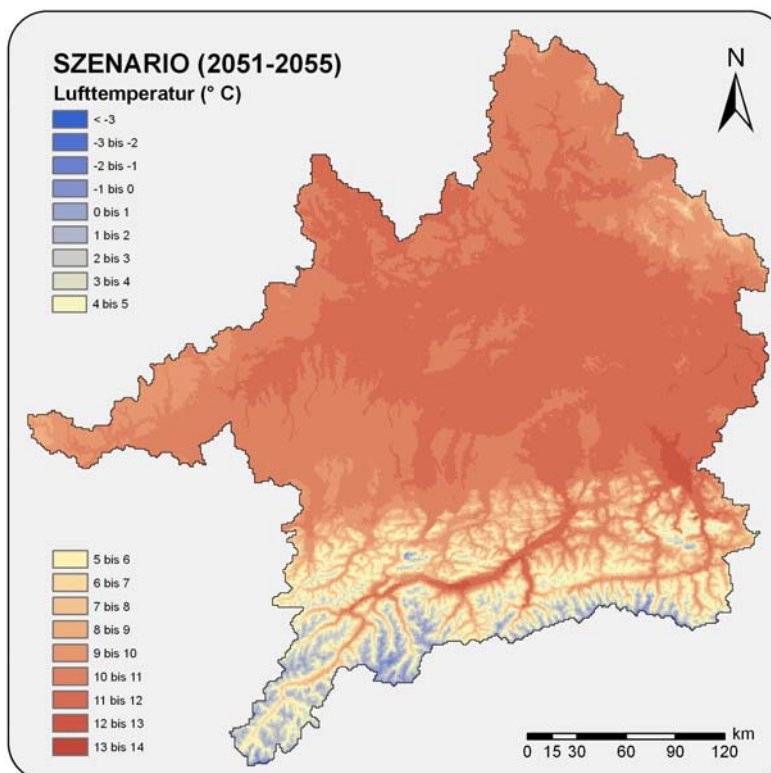
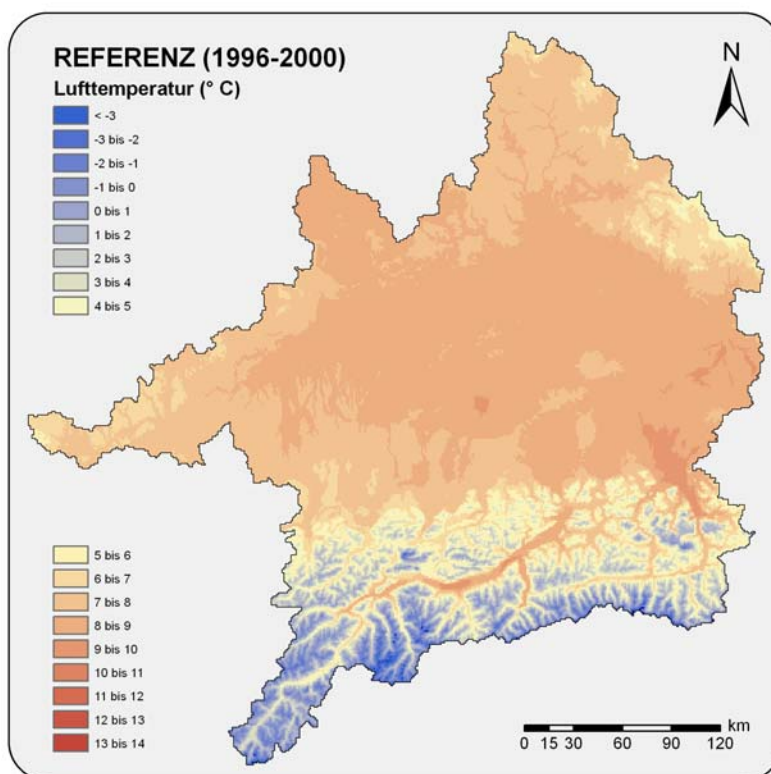
- WWA PASSAU (Wasserwirtschaftsamt Passau) (2004): Trinkwassersituation im Landkreis Passau. (20.01.2004). <<http://wwa-pa.bayern.de>>
- YIN, X. & H.H. VAN LAAR (2005): Crops Systems Dynamics. An ecophysiological simulation model for genotype-by-environment interactions. Wageningen Academic Publishers, Wageningen, 155 S.
- ZANTUA, M.I., DUMENIL, L.C. & J.M. BREMNER (1977): Relationships between soil urease activity and other soil properties. *Soil Science Society of America Journal* **41**, 350-352.
- ZESSNER, M., SCHILLING, CH., GABRIEL, O. & U. HEINECKE (2005): Nitrogen fluxes on catchment scale: the influence of hydrological aspects. *Water Science & Technology* **52** (9), 163-173.
- ZWEIMÜLLER, I., ZESSNER, M. & T. HEIN (2008): Effects of climate change on nitrate loads in a large river: the Austrian Danube as example. *Hydrological Processes* **22**, 1022-1036.

Anhang

- A1 Mittlere Lufttemperatur im EZG der Oberen Donau
- A2 Mittlerer Jahresniederschlag im EZG der Oberen Donau
- A3 Mittlerer Sommerniederschlag im EZG der Oberen Donau
- A4 Mittlerer Winterniederschlag im EZG der Oberen Donau
- A5 Mittlere Grundwasserneubildung im EZG der Oberen Donau
- B1 Gemessene Bodenwasserdynamik auf den Testfeldern in Feienberg
- B2 Gemessene N_{\min} -Dynamik auf den Testfeldern in Feienberg
- B3 Gemessene N-Konzentration im Grundwasser ausgewählter Messstellen
- C1 Landnutzungs- und klimaregionsspezifische Bewirtschaftungsangaben
- C2 Aufteilung der Gesamtdüngemenge auf die einzelnen Gaben
- D1 Hydraulische Bodenparameter
- D2 Bodeninformationen der BÜK 1000
- D3 Bodeninformationen der Standortkundlichen Bodenkarte

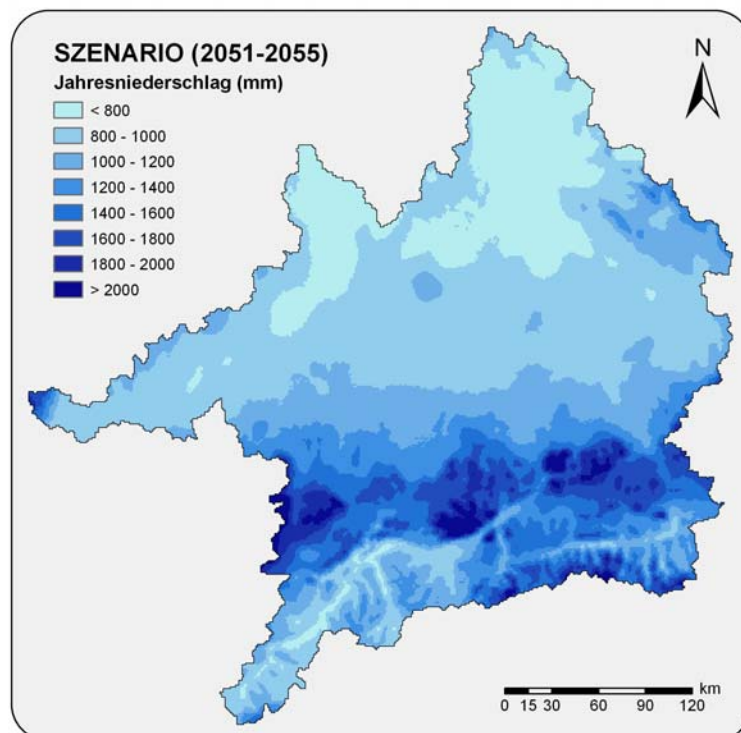
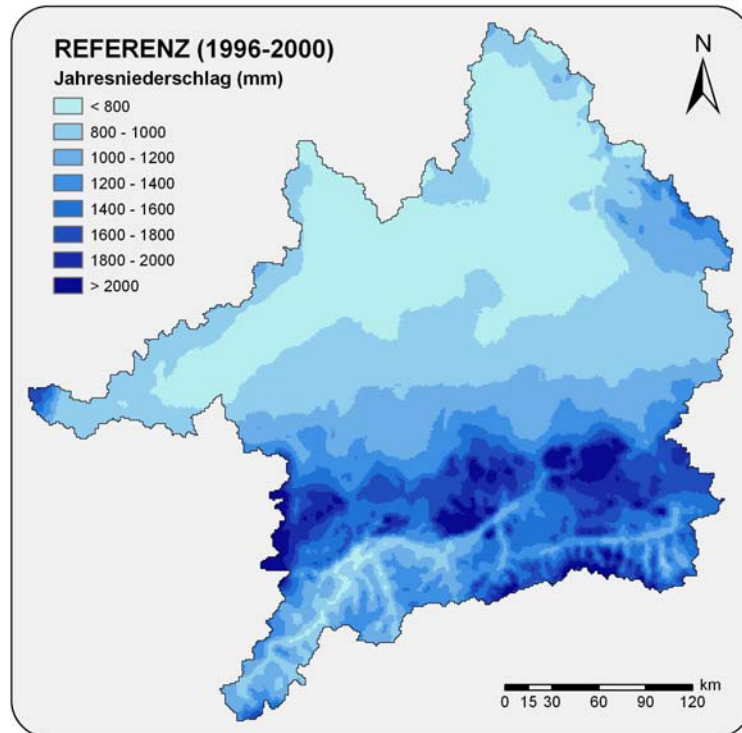
A1 Mittlere Lufttemperatur im EZG der Oberen Donau

Karten der modellierten räumlichen Verteilung der mittleren Lufttemperatur im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen (oben) und Szenariobedingungen (unten).



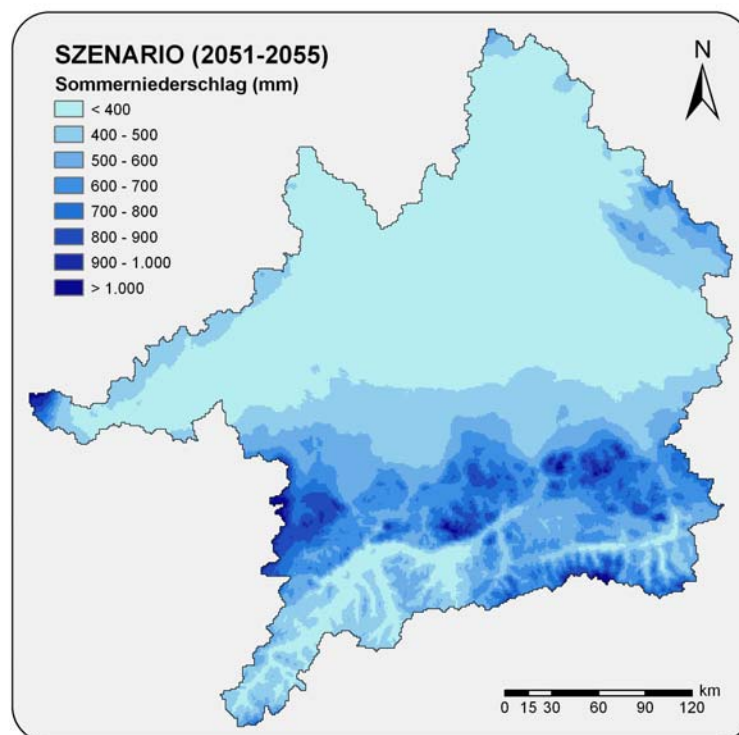
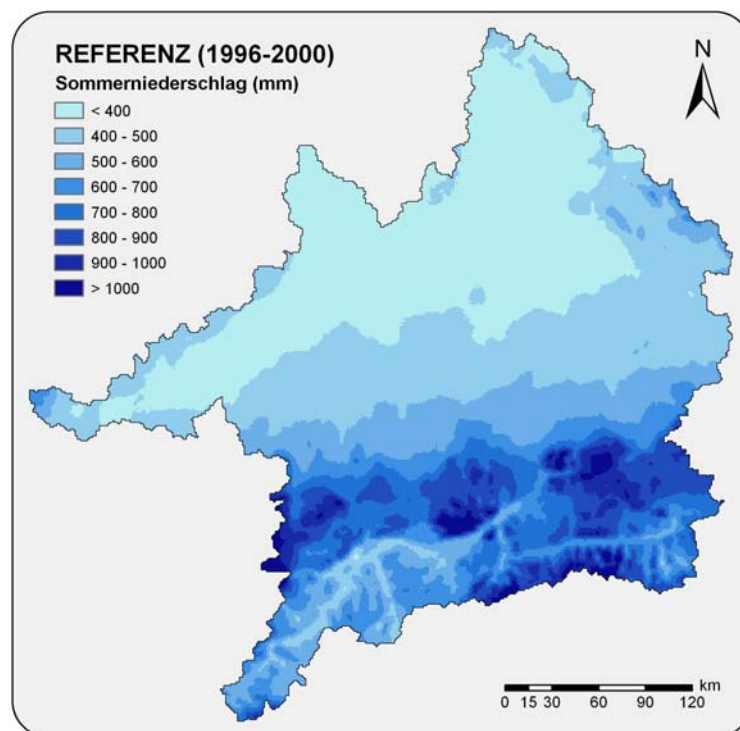
A2 Mittlerer Jahresniederschlag im EZG der Oberen Donau

Karten der modellierten räumlichen Verteilung des mittleren Jahresniederschlags im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen (oben) und Szenariobedingungen (unten).



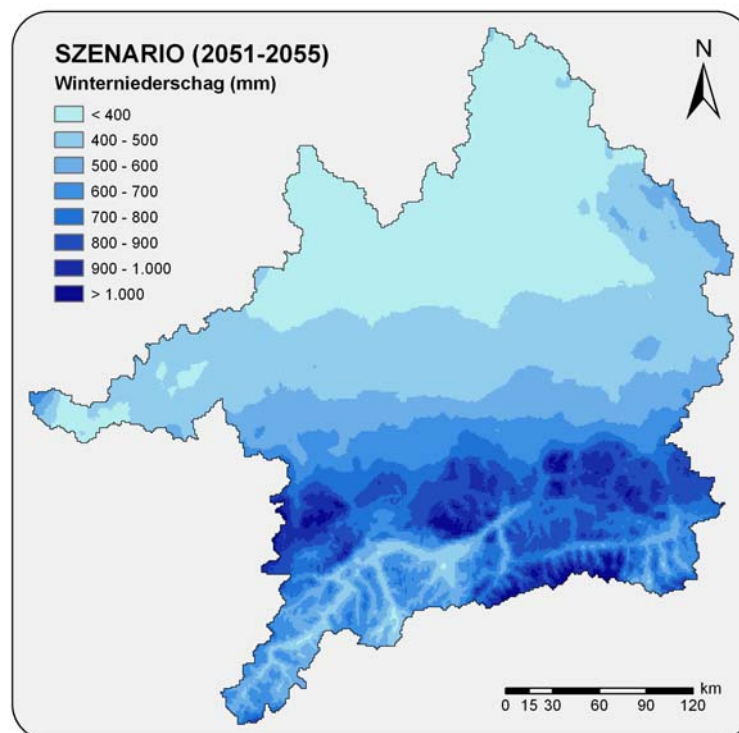
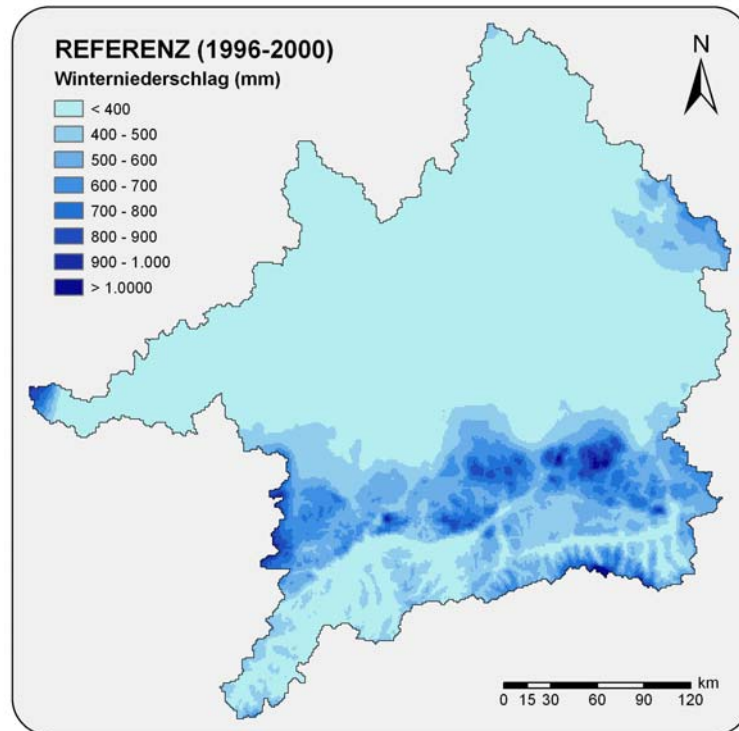
A3 Mittlerer Sommerniederschlag im EZG der Oberen Donau

Karten der modellierten räumlichen Verteilung des mittleren Sommerniederschlags (1. Mai – 31. Oktober) im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen (oben) und Szenariobedingungen (unten).



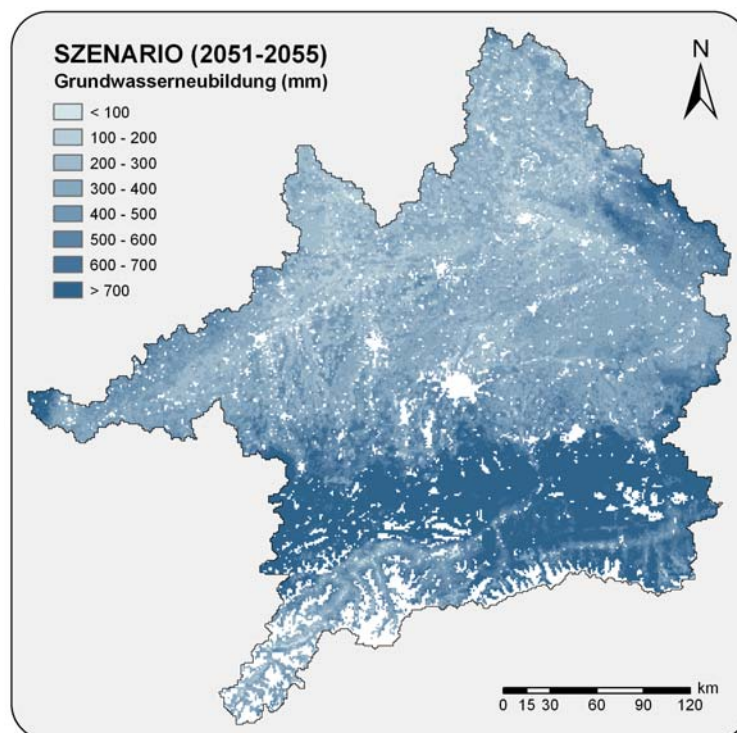
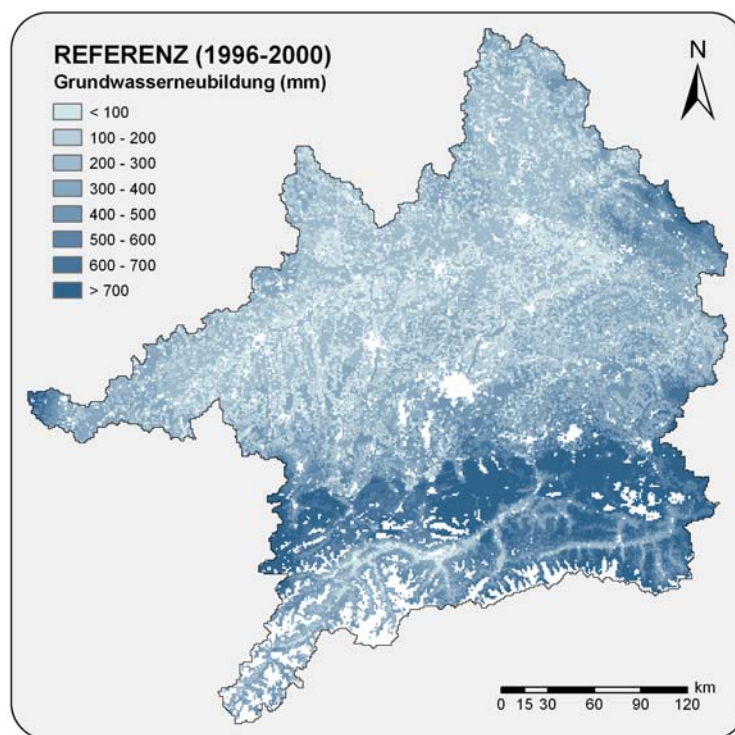
A4 Mittlerer Winterniederschlag im EZG der Oberen Donau

Karten der modellierten räumlichen Verteilung des mittleren Winterniederschlags (1. November – 30. April) im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen (oben) und Szenariobedingungen (unten).



A5 Mittlere Grundwasserneubildung im EZG der Oberen Donau

Karten der modellierten räumlichen Verteilung der mittleren Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Oberen Donau unter heutigen (oben) und Szenariobedingungen (unten).



B1 Gemessene Bodenwasserdynamik auf den Testfeldern in Feienberg

	Termin	Winterweizen			Mais			Zuckerrüben		
		I*	II*	III*	I	II	III	I	II	III
Bodenwassergehalt (Vol.-%)	06.04.05	27	25	25	27	27	26	29	28	29
	21.04.05	29	27	25	30	27	27	29	29	28
	08.05.05	31	28	31	-	-	-	-	-	-
	17.05.05	29	27	26	30	29	29	29	29	29
	31.05.05	21	22	22	27	26	29	27	26	26
	14.06.05	19	24	-	26	26	24	23	26	26
	28.06.05	14	14	-	21	23	24	21	24	27
	13.07.05	24	22	-	27	27	27	25	27	27
	27.07.05	23	23	-	24	24	26	21	24	26
	10.08.05	27	26	-	27	24	26	27	24	26
	30.08.05	-	-	-	27	26	26	24	26	27
	14.09.05	-	-	-	27	27	26	24	21	23

* I = 0-30 cm, II = 30-60 cm, III = 60-90 cm

B2 Gemessene N_{\min} -Dynamik auf den Testfeldern in Feienberg

	Termin	Nitrat (kg/ha)				Ammonium (kg/ha)			
		I*	II*	III*	I-III**	I	II	III	I-III
Winterweizen	06.04.	2	2	2	6	29	16	16	61
	21.04.	3	2	5	10	98	46	29	173
	08.05.	14	14	4	32	42	31	36	109
	17.05.	4	3	3	10	59	33	41	133
	31.05.	9	5	4	18	82	41	33	156
	14.06.	9	7	-	16	82	36	-	118
	28.06.	5	5	-	10	8	10	-	18
	13.07.	3	2	-	5	13	5	-	18
	27.07.	3	5	-	8	8	8	-	16
	10.08.	12	10	-	22	31	28	-	59
	30.08.	6	18	-	24	35	29	-	64
	14.09.	3	3	-	6	18	28	-	46
	Termin	I	II	III	I-III	I	II	III	I-III
Mais	06.04.	3	2	2	7	15	20	21	56
	21.04.	9	3	5	17	55	29	28	112
	17.05.	14	5	14	33	34	33	28	105
	31.05.	19	8	8	35	41	34	15	90
	14.06.	9	7	4	20	67	41	36	144
	28.06.	28	9	9	46	72	39	36	147
	13.07.	14	12	5	31	24	3	15	42
	27.07.	9	5	9	23	10	7	11	28
	10.08.	2	2	2	6	26	13	5	44
	30.08.	8	8	8	24	11	18	15	44
	14.09.	9	5	5	19	8	8	13	29
	08.11.	3	3	3	9	20	11	10	41
	Termin	I	II	III	I-III	I	II	III	I-III
Zuckerrüben	06.04.05	3	2	2	7	33	31	28	92
	21.04.05	19	9	5	33	82	29	34	145
	17.05.05	19	11	14	44	33	34	28	105
	31.05.05	19	10	14	43	46	49	21	116
	14.06.05	21	9	8	38	51	34	36	121
	28.06.05	19	8	5	32	13	10	51	84
	13.07.05	10	9	3	22	3	10	7	20
	27.07.05	5	10	3	18	3	5	3	11
	10.08.05	2	2	2	6	10	5	5	20
	30.08.05	2	2	2	6	26	20	20	66
	14.09.05	2	5	5	12	26	3	3	32
	26.10.05	2	7	2	11	23	7	18	48

* I = 0 - 30 cm, II = 30 - 60 cm, III = 60 - 90 cm, ** I-III = 0 - 90 cm

B3 Gemessene N-Konzentration im Grundwasser

BBR I, Sinnigen		BBR I, Taennelesa		Quelle 3, Kaufering		BBR IV, Pocking			
<i>Termin</i>	<i>mg/l</i>	<i>Termin</i>	<i>mg/l</i>	<i>Termin</i>	<i>mg/l</i>	<i>Termin</i>	<i>mg/l</i>	<i>Termin</i>	<i>mg/l</i>
29.10.91	34,4	06.10.86	28,9	20.03.90	36,3	10.03.83	51	15.03.93	85
21.04.92	36,9	15.11.88	30,3	03.04.90	36,3	07.09.83	68,2	03.06.93	83
24.09.92	36,8	06.07.89	26,9	25.07.90	35,9	24.11.83	65,6	31.08.93	76
18.10.93	40,1	08.10.90	23,4	25.09.90	35	31.01.84	75,3	02.12.93	79,4
04.10.94	36,5	17.10.91	26,2	26.02.91	35,8	03.05.84	69,1	22.02.94	76,5
28.09.95	34,6	19.10.92	25,8	24.04.91	34,5	11.07.84	57,6	17.05.94	76
04.12.95	35,9	04.10.93	23,3	01.08.91	35,8	31.10.84	58	10.08.94	76
15.01.96	34,9	04.10.94	28,2	09.10.91	38	14.02.85	58	14.11.94	62
19.03.96	33,4	28.09.95	27,3	20.02.92	35,9	22.04.85	68,2	31.01.95	68,4
31.07.96	32,3	05.08.96	19,6	31.03.92	34	07.08.85	72,3	09.05.95	81,3
08.10.96	31,4	08.10.96	19,2	06.07.92	35,6	10.10.85	82,5	17.08.95	73,2
18.11.96	30,9	18.11.96	20,3	14.10.92	35,3	28.01.86	82,5	13.11.95	67
13.01.97	30,7	13.01.97	23	09.02.93	34,1	20.05.86	57,7	27.02.96	76,7
17.03.97	32,1	17.03.97	23,9	16.06.93	34,4	05.08.86	78,7	20.05.96	69,1
12.05.97	30,8	12.05.97	22,3	03.08.93	32,7	27.11.86	55,9	27.08.96	85
21.07.97	30,1	21.07.97	20,8	05.10.93	32,1	27.05.87	69	12.11.96	70
08.09.97	31,3	08.09.97	20,1	28.02.94	36,1	19.08.87	65,3	05.02.97	82
10.11.97	30,5	10.11.97	18,2	22.06.94	37,7	17.11.87	63	14.05.97	90,5
21.01.98	30,4	19.01.98	19,1	09.08.94	34	22.02.88	65,3	05.08.97	81,2
02.03.98	29,9	02.03.98	19,6	11.10.94	35	19.05.88	40,7	17.11.97	71
18.05.98	26,8	18.05.98	13	01.03.95	36,3	31.08.88	69,1	09.02.98	70
20.07.98	28,4	20.07.98	19,5	29.06.95	36,1	15.11.88	62,2	13.05.98	66,5
07.09.98	27,9	14.09.98	18,4	25.08.95	35,6	15.02.89	73,3	17.08.98	66,8
09.11.98	29,4	09.11.98	18,5	19.10.95	33,9	18.05.89	73,7	16.11.98	49
		18.01.99	21,9	29.02.96	33,4	31.08.89	58,1	02.03.99	66,9
		01.03.99	28,3	25.04.96	36,4	14.11.89	65,3	18.05.99	66,4
		17.05.99	30,1	09.07.96	35,4	19.06.90	68,1	17.08.99	58
		12.07.99	29,4	15.10.96	39,9	30.08.90	71,5	02.11.99	52,8
		20.09.99	26,8	06.03.97	35	22.11.90	76,2	07.02.00	57
		29.11.99	27,5	10.04.97	33,5	19.02.91	88,2	22.05.00	72,3
		19.01.00	28	22.08.97	33,8	27.05.91	66,1	21.08.00	49,4
		21.03.00	27,8	22.10.97	32,9	28.08.91	68,3	24.11.00	42,3
		23.05.00	29,9	26.02.98	29,9	19.11.91	61,2		
		10.07.00	26,5	21.04.98	30,6	25.02.92	68,3		
		14.09.00	29,9	13.10.98	29,5	25.05.92	72		
		23.11.00	23,8	22.02.99	24	17.08.92	63,5		
				13.04.99	33	03.11.92	63		

C1 Pflanzen- und regionsspezifische Bewirtschaftungsangaben

Klimaregion 1													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat*	86	80	130	73	227	100	298	79	71	283	305	-	-
Ernte	-	210	304	233	220	283	232	288	232	216	232	-	-
1.Schnitt	156	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	176	161
2.Schnitt	191	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	232	197
3.Schnitt	227	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	240
1.Düngung	90	120	120	88	60	120	74	90	90	74	74	91	90
2.Düngung	166	166	196	121	90	150	120	151	120	120	120	170	171
3.Düngung	196	196	-	-	-	-	-	-	-	-	181	-	202

* Alle Angaben beziehen sich auf den Jahrestag

Klimaregion 2													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat	83	84	132	84	232	100	296	293	86	293	305	-	-
Ernte	-	222	286	236	225	285	234	283	238	223	246	-	-
1.Schnitt	163	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	179	161
2.Schnitt	193	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	239	192
3.Schnitt	236	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	237
1.Düngung	88	119	119	80	53	115	68	83	79	60	63	81	79
2.Düngung	164	164	195	114	83	143	112	141	113	100	108	160	168
3.Düngung	195	195	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	196

Klimaregion 4													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat	64	80	111	76	226	88	278	75	75	284	293	-	-
Ernte	-	201	272	216	221	264	215	267	215	206	222	-	-
1.Schnitt	161	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	167	145
2.Schnitt	190	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	232	190
3.Schnitt	235	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	237
1.Düngung	64	108	105	69	43	103	56	78	70	52	52	71	65
2.Düngung	140	159	186	106	74	135	108	141	107	97	100	156	149
3.Düngung	176	186	-	-	-	-	-	-	-	-	169	-	179

Klimaregion 5													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat	74	80	121	73	228	87	285	108	71	285	289	-	-
Ernte	-	209	271	219	205	273	216	278	220	200	214	-	-
1.Schnitt	154	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	161	157
2.Schnitt	185	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	222	188
3.Schnitt	229	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	229
1.Düngung	74	106	105	73	42	100	58	70	71	57	74	70	68
2.Düngung	156	152	177	103	69	136	93	130	104	100	111	152	159
3.Düngung	181	183	-	-	-	-	-	-	-	-	180	-	189

KG = Futterpflanzen, HA = Hafer, MS = Mais, WR = Winterweizen, KA = Kartoffeln, RG = Roggen, ZR = Zuckerrüben, SG = Sommergerste, SW = Sommerweizen, WG = Wintergerste, WW = Winterweizen, EXT = Extensive Wirtschaftswiese (2 Schnitte), INT = Intensive Wirtschaftswiese (3 Schnitte)

Klimaregion 6													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat	61	80	109	61	220	78	275	80	63	281	296	-	-
Ernte	-	198	265	211	204	265	212	263	213	193	219	-	-
1.Schnitt	139	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	159	137
2.Schnitt	171	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	222	169
3.Schnitt	215	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	218
1.Düngung	62	93	105	61	34	95	49	65	63	48	49	64	61
2.Düngung	140	140	171	94	65	125	100	122	96	95	98	142	142
3.Düngung	169	170	-	-	-	-	-	-	-	-	163	-	173

Klimaregion 7													
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT
Saat	60	80	106	61	221	75	274	60	60	282	298	-	-
Ernte	-	199	261	210	199	261	209	261	209	194	211	-	-
1.Schnitt	137	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	156	137
2.Schnitt	171	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	217	169
3.Schnitt	217	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	217
1.Düngung	60	91	91	62	34	91	50	60	63	47	48	60	61
2.Düngung	142	136	169	92	69	123	98	123	91	95	93	151	142
3.Düngung	176	169	-	-	-	-	-	-	-	-	152	-	172

KG = Futterpflanzen, HA = Hafer, MS = Mais, WR = Winterraps, KA = Kartoffeln, RG = Roggen, ZR = Zuckerrüben, SG = Sommergerste, SW = Sommerweizen, WG = Wintergerste, WW = Winterweizen, EXT = Extensive Wirtschaftswiese (2 Schnitte), INT = Intensive Wirtschaftswiese (3 Schnitte)

C2 Gesamtmenge und Aufteilung der N-Düngung auf die Einzelgaben

N-Düngung														
Kultur	KG	HA	MS	SW	WR	KA	RG	ZR	SG	WG	WW	EXT	INT	
Gesamt-N-Gabe (kg/ha)	207	85	145	180	192	135	66	171	84	128	156	54	171	
Anteil (%)	1.	40	33	70	60	60	50	60	70	80	70	35	55	40
	2.	30	33	30	40	40	50	40	30	20	30	35	45	30
	3.	30	33	-	-	-	-	-	-	-	-	30	-	30

KG = Futterpflanzen, HA = Hafer, MS = Mais, WR = Winterraps, KA = Kartoffeln, RG = Roggen, ZR = Zuckerrüben, SG = Sommergerste, SW = Sommerweizen, WG = Wintergerste, WW = Winterweizen, EXT = Extensive Wirtschaftswiese (2 Schnitte), INT = Intensive Wirtschaftswiese (3 Schnitte)

D Hydraulische Bodenparameter

Bodenartklasse	Ton (Vol,-%)	Sand (Vol,-%)	Por ¹ (%)	PSDI ²	BPH ³ (cm)	K _{sat} (cm/h)
Sande	1	94	41,88	0,517	7,6	20,35
Sande (Sk)	0	95	26,42	0,679	15,9	14,25
Lehmige Sande	10	65	44,87	0,394	10,9	2,16
Lehmige Sande (Sk)	11	67	32,65	0,437	20,0	1,51
Sandige Lehme	20	41	39,71	0,321	36,2	0,80
Sandige Lehme (Sk)	21	48	28,54	0,306	68,6	0,56
Tonige Schluffe	14	11	47,83	0,336	54,5	1,16
Schluffige Lehme	22	14	42,71	0,295	74,9	0,89
Tonige Lehme	31	29	43,81	0,245	50,7	0,28
Tone	50	26	45,10	0,133	80,0	0,09
Moorböden	0	0	84,67	0,300	55,0	1,00
Skelettböden	37	40	14,33	0,052	790,9	0,04

¹ Porosität, ²Pore size distribution index, ³Sprudeldruck

E1 Bodeninformationen der standortkundlichen Bodenkarte Bayern (Blatt L8132, Weilheim in Oberbayern)

ID	Bodentyp	C _{org} (%)			CN		
		I*	II	III	I	II	III
9	Braunerde aus schluffig-lehmigen Abschwemmmassen über Schotter	1,9	0,0	0,0	11	10	10
11	Kolluvium aus sandigen Abschwemmmassen	1,2	0,2	0,0	12	13	10
18	Ackerpararendzina, humusreich, aus carbonatreichem Schotter	3,2	1,4	0,0	10	10	10
22	Ackerparabraunerde geringer Entwicklungstiefe aus carbonatreichem Schotter	2,5	0,4	0,3	10	10	10
24	Kolluvium aus schluffig-lehmigen Abschwemmmassen über carbonatreichem Schotter	2,9	1,6	0,0	10	10	10
28	Pararendzina aus sandig-kiesiger Jungmoräne	3,6	0,0	0,0	10	10	10
29	Parabraunerde aus sandig-kiesiger Jungmoräne	3,1	1,1	0,0	12	10	10
30	Parabraunerde aus schluffig-kiesiger Jungmoräne (a)	1,9	0,6	0,0	11	10	10
31	Parabraunerde aus schluffig-kiesiger Jungmoräne (b)	2,7	0,0	0,0	10	10	10
33	Kolluvium aus schluffig-lehmigen Abschwemmmassen über Jungmoräne	3,1	1,8	0,7	11	12	10
34	Pseudogley-Parabraunerde aus kiesig-schluffiger und tonig-schluffiger Jungmoräne	2,8	0,0	0,0	11	10	10
35	Pseudogley aus kiesig-schluffiger Jungmoräne	5,1	0,8	0,0	12	12	10
60	Quellengley aus lehmiger Deckschicht über lehmig-tonigem Molassematerial	9,3	0,3	0,0	10	11	10
64	Kalkhaltiger Gley aus carbonatreichem Schotter	4,4	1,3	0,8	9	9	10
65	Gley-Braunerde aus lehmigem Substrat, im Untergund carbonathaltig	2,0	0,5	0,0	9	8	10
68	Pararendzina aus schluffig-kiesiger Jungmoräne	3,4	1,4	0,0	12	13	10
69	Pseudogley-Gley aus Jungmoräne	13,6	0,0	0,0	20	10	10
70	Gley aus schluffig-lehmigen Talsedimenten der Altmoränenlandschaft	3,5	0,0	0,0	16	10	10
71	Anmoorgley aus tonig-lehmigen Talsedimenten der Jungmoränenlandschaft	11,0	3,0	0,0	13	13	13
78	Niedermoor	61,8	78,0	78,0	16	22	26
84	Graubraune Auenrendzina	2,9	0,0	0,0	11	11	11
88	Auenkalkbraunerde	2,5	0,0	0,0	11	11	11
90	Auenrendzina-Auengley mit fossilem Ah-Horizont	3,5	0,0	0,0	10	10	10
91	Kalkhaltiger Auenanmoorgley mit fossilem Aa-Horizont	9,2	11,3	11,3	10	10	15
128	Pararendzina aus schluffig-kiesiger Jungmoräne	3,5	0,0	0,0	10	10	10
165	Gley-Braunerde aus lehmigem Substrat, im Untergund carbonathaltig	1,5	0,0	0,0	10	10	10
246	Braunerde aus fein- und mittelsandigem Molassematerial	1,3	0,4	0,0	12	9	10
247	Braunerde aus schwach lehmigem, fein- und mittelsandigem Molassematerial	1,4	0,5	0,0	12	12	10
252	Braunerde, z,T, schwach pseudovergleyt aus lehmiger Deckschicht	1,5	0,0	0,0	10	10	10

* I = 0-20 cm, II = 20-80 cm, III = 80-200 cm

E2 Bodeninformationen der Bodenübersichtskarte 1:1000000

ID	Bodentyp	C _{org}			CN		
		I*	II	III	I	II	III
6	Niedermoor	20,0	20,0	20,0	18	18	13
7	Hochmoor	20,0	20,0	20,0	50	50	39
8	Auenboden (Auengley-Vega) aus lehmig-tonigen Auensedimenten	3,1	2,0	0,0	10	10	10
10	Auenboden (Auenregosol) aus sandigen Flusssedimenten	4,6	4,6	0,0	13	13	10
11	Auenboden (Auengley-Auenbraunerde) aus lehmig-tonigen Flusssedimenten	0,9	0,8	0,7	9	10	10
13	Pararendzina aus kalkhaltigen, lehmigen Hochflut- und Auenablagerungen	1,2	0,3	0,3	6	10	10
14	Parabraunerde aus sandig-lehmigen Deckschichten auf eiszeitlichen Schotterplatten	2,3	0,5	0,0	12	10	10
15	Gley-Parabraunerde aus lössbedeckten Terrassenablagerungen	2,0	0,0	0,0	10	10	10
16	Braunerde aus lehmigen und sandig-lehmigen Flussablagerungen	3,2	2,3	0,0	12	10	10
18	Parabraunerde aus lössvermischten Tertiärablagerungen	1,2	0,5	0,0	12	10	10
21	Parabraunerde aus lehmig-sandigen, kalkhaltigen Moränenablagerungen	2,0	0,5	0,0	10	10	10
22	Pseudogley aus Geschiebedecksand über Geschiebelehm	2,6	0,1	0,0	26	10	10
30	Podsolige Braunerde aus kalkhaltigen, lössvermischten Moränenablagerungen	1,7	0,3	0,0	9	10	10
31	Braunerde-Podsol aus trockenen, nährstoffarmen Sanden	1,0	0,1	0,0	17	10	10
40	Tschernosem-Parabraunerde aus Löss	0,9	0,6	0,1	9	6	10
42	Fahlerde aus Löss	1,5	0,3	0,0	15	10	10
48	Pseudogley aus Löss	2,0	0,1	0,0	10	10	10
49	Rendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- u. Dolomitgesteinen	7,3	0,1	0,0	12	10	10
50	Braunerde-Terra fusca aus lehmig-tonigen Verwitterungsprodukten von Kalk-, Mergel- Dolomitgesteinen	3,9	1,2	0,0	9	12	10
51	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten von Mergel- und Tongesteinen	3,7	0,0	0,0	16	10	10
52	Braunerde aus Mergelgesteinen und kalkhaltigen Schottern	1,5	0,0	0,0	15	10	10
53	Braunerde aus basischen und intermediären magmatischen Gesteinen	0,5	0,0	0,0	6	10	10
55	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	5,8	0,5	0,0	16	10	10
57	Podsolige Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	1,5	0,0	0,0	20	10	10
58	Pseudogley-Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von Schluff-oder Tongesteinen	4,4	0,9	0,0	15	10	10
59	Braunerde aus lössvermischten Verwitterungsprodukten von harten Ton- und Schluffschiefen	1,8	0,4	0,0	10	10	10
61	Braunerde aus quarzitischen Sandsteinen und Konglomeraten	3,7	0,0	0,0	25	10	10
63	Braunerde-Podsol aus basenarmen Sandsteinen und Quarziten	1,5	0,0	0,0	20	10	10
65	Parabraunerde aus Lösslehm über unterschiedlichen Gesteinen	1,5	0,0	0,0	17	10	10
66	Braunerde-Pelosol aus lössvermischem Verwitterungsmaterial unterschiedlicher Gesteine	4,1	0,0	0,0	15	10	10
68	Pseudogley-Pararendzina aus Verwitterungsprodukten von Kalk- und Dolomitgesteinen	5,2	0,0	0,0	15	10	10
69	Syroseme aus Kalk- und Dolomitgesteinen	3,6	0,0	0,0	15	10	10
70,72	Pararendzinen aus anthropogenen Ablagerungen der Großstädte	2,3	0,0	0,0	12	10	10

* I = 0-20 cm, II = 20-80 cm, III = 80-200 cm

Erklärung

Ich versichere, daß ich die von mir vorgelegte Dissertation selbständig angefertigt, die benutzten Quellen und Hilfsmittel vollständig angegeben und die Stellen der Arbeit - einschließlich Tabellen, Karten und Abbildungen -, die anderen Werken im Wortlaut oder dem Sinn nach entnommen sind, in jedem Einzelfall als Entlehnung kenntlich gemacht habe; daß diese Dissertation noch keiner anderen Fakultät oder Universität zur Prüfung vorgelegen hat; daß sie - abgesehen von unten angegebenen Teilpublikationen - noch nicht veröffentlicht worden ist sowie, daß ich eine solche Veröffentlichung vor Abschluß des Promotionsverfahrens nicht vornehmen werde. Die Bestimmungen dieser Promotionsordnung sind mir bekannt. Die von mir vorgelegte Dissertation ist von Prof. Dr. Karl Schneider betreut worden.

Köln, den 28.April 2009

Christian Klar