

Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft
vertreten durch das
Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie

Abschlussbericht

des

Forschungs- und Entwicklungsvorhabens Nr. 13-8802.3529/39

KliWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe

Teil 3:

Vorstudie zur Simulation der Stoffflüsse von Stickstoff und Kohlenstoff im Parthe-Einzugsgebiet

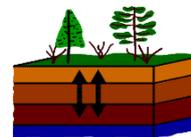
Jörg Scherzer, Gunter Wriedt, Dietrich Sames, Mike Müller,
Fred Hesser, Karsten Jasper, Hannaleena Pöhler

Durchführende Institutionen:

UDATA

Umweltschutz und Datenanalyse

Boden- und Grundwasserschutz - Simulationsmodelle - Messwertverwaltung



UDATA, Inh.: Dr. Jörg Scherzer
Maconring 98a, 67434 Neustadt/Wstr. Buchstraße 27, 09599 Freiberg
Tel.: 06321/354379 Fax: 06321/921541 info@udata.de www.udata.de



UFZ - UMWELTFORSCHUNGSZENTRUM
LEIPZIG-HALLE GMBH IN DER HELMHOLTZ-GEMEINSCHAFT

Department Hydrologische Modellierung; Departmentsleiter Dr. Michael Rode

INGENIEURBÜRO für GRUNDWASSER GmbH

04229 Leipzig, Nonnenstraße 9

Dr. Karsten Jasper, Postweg 11, CH 8143 Stallikon



Projektleiter Dr. Jörg Scherzer

28. Juni 2006

Berichtskennblatt

1. Zwischen- bzw. Abschlussberichts-Nr.: Abschlussbericht KliWEP Teil 3 (Vorstudie)	2. Berichtszeitraum November 2005 – Mai 2006
3. Titel des Berichts KliWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe - Teil 3: Vorstudie zur Simulation der Stoffflüsse von Stickstoff und Kohlenstoff im Parthe-Einzugsgebiet	
4. Autoren Dr. Jörg Scherzer (UDATA), Dr. Gunter Wriedt (UFZ), Dr. Dietrich Sames (IBGW), Dr. Mike Müller (IBGW), Fred Hesser (UFZ), Dr. Karsten Jasper, Hannaleena Pöhler (UDATA)	5. Abschlussdatum 31.05.2006
6. Durchführende Institution(en), Projektleiter UDATA, Inh.: Dr. Jörg Scherzer (federführend) Maconring 98a, 67434 Neustadt/Wstr. Buchstraße 27, 09599 Freiberg Tel.: 06321/354379 Fax: 06321/921541 info@udata.de www.udata.de UFZ Leipzig-Halle GmbH, Department Hydrologische Modellierung; Departmentsleiter Dr. Michael Rode (Unterauftragnehmer) Brückstr. 3a, 39114 Magdeburg Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH (Unterauftragnehmer) Nonnenstraße 9, 04229 Leipzig Dr. Karsten Jasper (Unterauftragnehmer) Postweg 11, CH 8143 Stallikon Projektleiter: Dr. Jörg Scherzer	7. Aktenzeichen 13-8802.3529/39
8. Fördernde Institution(en) Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft, vertreten durch das sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie	9. Gesamtlaufzeit 15.11.2005–31.05.2006
10. Zusätzliche Angaben, Sonstiges	11. Seitenzahl 137
	12. Tabellen (Anzahl) 8
	13. Abbildungen (Anzahl) 11
	14. Anlagen (Anzahl) 1 CD
15. Kurzfassung: Der gegenwärtige Kenntnisstand zur C- und N-Dynamik in Einzugsgebieten wird dargestellt. Wesentliche Einflussfaktoren auf die C- und N-Dynamik sowie potenzielle Auswirkungen prognostizierter Klimaänderungen werden diskutiert. Für den Aufbau des geplanten Modellverbundes zur Simulation der Stoffhaushaltsdynamik im Einzugsgebiet der Parthe werden verschiedene Modelltypen und Modelle vorgestellt und die Spannweite möglicher Lösungsansätze aufgezeigt. Zur Erweiterung des bestehenden KliWEP-Modellverbundes um den Bereich Stoffhaushalt wird vorgeschlagen, ein prozessorientiertes Bodenstickstoffmodul an das Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH anzukoppeln. Im Reaktionsraum Grundwasser wäre es sinnvoll, das Strömungsmodell PCGEOFIM [®] durch eine Kopplung mit dem geochemischen Modell PHREEQC zu erweitern. Eine sequenzielle Vorgehensweise könnte dazu beitragen, besonders relevante Prozesse für die KliWEP-Fragestellung zu identifizieren. Die bestehende und die erforderliche Datengrundlage für Stoffhaushaltssimulationen im Parthe-Gebiet wird dargestellt sowie eine Kosten-Nutzen-Analyse durchgeführt.	
16. Schlagwörter, Deskriptoren Stickstoff, Kohlenstoff, Stickstofftransport, Kohlenstofftransport, Stickstoffumsatz, Kohlenstoffumsatz, Wasserhaushalt, Stoffhaushalt, Simulationsmodell, WaSiM-ETH, Parthe, Einzugsgebiet, Modellkopplung, PCGEOFIM [®] , KliWEP	

Inhaltsverzeichnis

1	Aufgabenstellung.....	11
2	Gegenwärtiger Kenntnisstand über den Stickstofftransport und -umsatz im Einzugsgebietsmaßstab.....	13
2.1	Darstellung der Kohlenstoffdynamik.....	13
2.1.1	Kohlenstoffdynamik im Boden.....	13
2.1.2	Kohlenstoffdynamik in der ungesättigten Zone.....	14
2.1.3	Kohlenstoffdynamik im Grundwasser.....	14
2.1.4	Kohlenstoffdynamik in Oberflächengewässern.....	15
2.2	Darstellung der Stickstoffdynamik.....	17
2.2.1	Stickstoffdynamik im Boden.....	17
2.2.2	Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone.....	19
2.2.3	Stickstoffdynamik im Grundwasser.....	19
2.2.4	Stickstoffdynamik im Oberflächengewässer.....	22
2.3	Integrierte Betrachtung des Stofftransportes auf Einzugsgebietsebene.....	23
2.4	Darstellung des prognostizierten Klimawandels.....	25
2.5	Stickstofftransport und -umsatz im Kontext des prognostizierten Klimawandels.....	26
2.5.1	Auswirkungen auf den Wasserhaushalt.....	26
2.5.2	Auswirkungen auf die Kohlenstoffdynamik in terrestrischen Systemen.....	28
2.5.3	Auswirkungen auf die Stickstoffdynamik in terrestrischen Systemen.....	30
2.5.4	Auswirkungen auf die Stoffdynamik in Oberflächengewässern.....	31
2.5.5	Auswirkungen auf Landnutzung.....	32
2.5.6	Zusammenfassende Betrachtung des C- und N-Haushaltes von Einzugsgebieten und der Auswirkungen von Klimaänderungen.....	32
3	Zusammenstellung geeigneter Tools für den C- und N-Haushalt im Parthe-Gebiet unter Berücksichtigung der vorhandenen Wasserhaushaltsmodelle für das Parthe-Gebiet.....	35
3.1	Definition der Simulationsziele und Modellanforderungen.....	35
3.2	Erforderliche Prozesskomponenten, weitere Voraussetzungen für die Modellkopplung.....	36
3.2.1	Landnutzung.....	36
3.2.2	Vegetation – Pflanzenwachstum und Nährstoffaufnahme.....	36
3.2.3	Boden.....	37
3.2.4	Ungesättigte Zone.....	37
3.2.5	Grundwasser.....	37
3.2.6	Drainagen.....	39
3.2.7	Oberflächengewässer.....	39
3.2.8	Interaktion zwischen Grund- und Oberflächengewässern.....	40
3.2.9	Erosion.....	41
3.2.10	Punktuelle Einträge.....	41
3.2.11	Vegetationslose Flächen.....	41
3.2.12	Kanalisation.....	41
3.2.13	Lange Prognosezeiträume.....	42
3.2.14	C-Dynamik.....	42
3.2.15	Skalenproblematik.....	43
3.2.16	Rechenzeit.....	43
3.2.17	Online-/offline-Kopplung.....	43
3.2.18	Verfügbarkeit des ausführbaren Modells, Lizenzfragen, rechtliche Aspekte.....	44
3.2.19	Verfügbarkeit des Quellcodes, Zusammenarbeit mit Entwicklern.....	45
3.2.20	Dokumentation, Benutzerhandbuch.....	45
3.3	Kurzvorstellung geeigneter Modelle.....	45
3.3.1	Bodenwasserhaushalts- und Stickstoffmodelle.....	46
3.3.1.1	ANIMO.....	46
3.3.1.2	CANDY.....	48
3.3.1.3	CENTURY.....	49
3.3.1.4	CoupModel.....	50
3.3.1.5	PSCN-Modul.....	51
3.3.1.6	RISK-N.....	53

3.3.1.7	WHNSIM	54
3.3.1.8	Weitere Bodenmodelle	55
3.3.2	Grundwassermodelle	55
3.3.2.1	PCGEOFIM®	55
3.3.2.2	PHREEQC (hydrogeochemisches Modell)	58
3.3.2.3	TBC (Transport, Biochemie und Chemie)	59
3.3.2.4	MODFLOW und RT3D	59
3.3.3	Integrierte Einzugsgebietsmodelle	60
3.3.3.1	ArcEGMO	60
3.3.3.2	MODIFFUS	61
3.3.3.3	INCA	63
3.3.3.4	IWAN	64
3.3.3.5	SWAT	65
3.3.3.6	SWIM	66
3.3.3.7	STOFFBILANZ	67
3.3.3.8	WaSiM-ETH	68
3.3.4	Spezielle Modelle	69
3.3.4.1	REPRO	69
3.3.4.2	PASIM	70
3.3.5	Erosionsmodelle	72
3.3.5.1	AGNPS	72
3.3.5.2	EROSION-3D	72
3.3.6	Gewässergütemodelle	74
3.3.6.1	WASP7	74
3.3.6.2	QUAL2E	75
4	Diskussion von Lösungsansätzen für den KliWEP 3-Modellverbund im Rahmen eines Workshops	77
5	Vorschlag eines geeigneten Modellverbunds	82
5.1	Art der Kopplung (online/offline)	82
5.1.1	Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone	82
5.1.2	Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer	82
5.2	Zeitschritt der Kopplung	83
5.2.1	Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone	83
5.2.2	Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer	83
5.3	Interaktionen zwischen Wasser- und Stoffhaushalt	83
5.3.1	Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone	83
5.3.2	Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer	85
5.4	Anforderungen an ein Stoffhaushaltsmodul im KliWEP-Modellverbund	86
5.4.1	Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone	86
5.4.2	Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer	87
5.5	Auswahl eines Stickstoff-Moduls für den Modellverbund	87
5.5.1	Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone	87
5.5.2	Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer	88
5.6	Schnittstellendokumentation WaSiM-ETH/Stoffhaushaltsmodul	89
5.7	Schnittstellendokumentation PCGEOFIM®/PHREEQC	89
5.8	Qualifizierung des bisherigen KliWEP-Modellverbundes für Stoffhaushaltssimulationen	90
5.8.1	Qualifizierung von WaSiM-ETH	90
5.8.2	Qualifizierung von PCGEOFIM®	91
5.9	Sequenzielle Vorgehensweise zur Etablierung des KliWEP 3-Modellverbundes (ergänzend zur Leistungsbeschreibung)	92
6	Datengrundlage für die Stoffhaushaltsmodellierung	95
6.1	Erforderliche Eingangsdaten zur Parametrisierung des Stoffhaushaltsmodells	95
6.1.1	Reaktionsraum Boden/Pflanze	95
6.1.1.1	Randbedingungen	97
6.1.2	Reaktionsraum Grundwasser	97
6.1.3	Reaktionsraum Oberflächengewässer	98
6.1.4	Erosionsmodellierung	98

6.2	Erforderliche Daten zur Kalibrierung und Validierung des Stoffhaushaltsmoduls.....	98
6.2.1	Reaktionsraum Boden/Pflanze	98
6.2.2	Reaktionsraum Grundwasser.....	99
6.2.3	Oberflächengewässergüte.....	99
6.2.4	Erosionsmodellierung	100
6.3	Aufstellung von Landnutzungsszenarien, Generierung von Eingangsdaten.....	100
6.3.1	Grundlagen	100
6.3.2	Vorgeschlagene Vorgehensweise.....	100
6.3.3	Kurz- und mittelfristige Szenarien	101
6.3.4	Langfristige Szenarien.....	102
6.4	Verfügbare Messreihen zur Kalibrierung und Validierung der Modellrechnungen, Teil Beschaffenheit.....	103
6.4.1	Reaktionsraum Boden/Pflanze	103
6.4.1.1	Luftmessnetz/Deposition	103
6.4.1.2	Lysimeterdaten.....	104
6.4.1.3	Dauerbeobachtungsfläche Brandis (DBF II).....	105
6.4.1.4	Landwirtschaftliche Dauerbeobachtungsflächen	107
6.4.1.5	Bodenzustandserhebung im Wald.....	108
6.4.2	Reaktionsraum Grundwasser.....	109
6.4.2.1	Verfügbare Daten.....	109
6.4.2.2	Vorschlag für ein Monitoringkonzept.....	109
6.4.3	Reaktionsraum Oberflächengewässer	112
7	Aufwand-Nutzen-Betrachtung.....	116
8	Zusammenfassung.....	120
9	Literatur	122
10	Anhang	136
10.1	Modellübersichtstabelle.....	136
10.2	Programm des KliWEP 3-Workshops am 02.05.2006 im “Blockhaus” in Dresden.....	142
10.3	Teilnehmerliste des KliWEP 3-Workshops am 02.05.2006 im “Blockhaus” in Dresden.....	143

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Definition der Abbaufunktion	56
Tabelle 2:	Zahlenwerte zur Berechnung der Abbaufunktion (Beispiel)	57
Tabelle 3:	Potenzielle Denitrifikationsleistung (erarbeitet von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Ergänzungen durch FA GB 6 "Bodennutzung und Wirkungen auf Grundwasser" am 03.05.2005, Tabelle wurde übermittelt durch Fr. Dr. Haferkorn, Lysimeterstation Brandis)	96
Tabelle 4:	Übersicht der an der Lysimeterstation Brandis untersuchten Böden (aus: Haferkorn 2001)	107
Tabelle 5:	Übersicht der chemischen Messparameter für Niederschlag, Saugkerzenlösung und Lysimeterauslauf an der Station Brandis.....	108
Tabelle 6:	Messstellen in Oberflächengewässern des Parthe-Gebietes	113
Tabelle 7:	Übersicht der für KliWEP 3 potenziell relevanten chemischen, physikalischen und sensorischen Messparameter in Oberflächengewässern des Parthe-Gebietes	114
Tabelle 8:	Vergleichende Abschätzung von Aufwand und Nutzen unterschiedlicher Herangehensweisen für die geplante Stoffhaushaltsmodellierung im Rahmen von KliWEP 3	116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Änderung der mittleren Monatstemperaturen und Niederschläge im Parthe-Gebiet für die Zeiträume 1980-2003 und 2004-2050 (Daten aus: Hertwig 2004 - KliWEP 1, Abschlussbericht).....	27
Abbildung 2: Einflussfaktoren auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz (SOC – soil organic carbon, DOC – dissolved organic carbon) (aus LAL 2004).....	29
Abbildung 3: RISK-N Modellstruktur	53
Abbildung 4: Abhängigkeit der Abbaurate $nw-1 ds/dt$ vom Kinetikmodell (vgl. Tabelle 2).....	58
Abbildung 5: PASIM-Struktur, Umgebungsvariablen und Teilmodelle (aus Riedo et al. 1998).....	70
Abbildung 6: Schema Blockdiagramm Realisierung der Kopplung PCGEOFIM®/PHREEQC (aus Sames 2001).....	90
Abbildung 7: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für Luftkonzentrationen und Deposition.....	105
Abbildung 8: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für den Reaktionsraum Boden/Pflanze	106
Abbildung 9: Bestehende Grundwasser-Gütemessstellen im Parthe-Gebiet.....	110
Abbildung 10: Vorschlag für die Standorte der Gütemessstellen	111
Abbildung 11: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für den Reaktionsraum Oberflächengewässer	113

Anlagenverzeichnis

- Anlage 1: CD mit digitalen Versionen des vorliegenden Berichts:
Abschlussbericht_KliWEP 3-Vorstudie.doc (editierbar)
Abschlussbericht_KliWEP 3-Vorstudie.pdf (nicht editierbar)

Abkürzungsverzeichnis

AG	Auftraggeber
AN	Auftragnehmer
C	Kohlenstoff
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (dissolved organic carbon)
DIN	gelöster anorganischer Stickstoff (dissolved inorganic carbon)
DON	gelöster organischer Stickstoff (dissolved organic nitrogen)
EU	Europäische Union
EU-WRRL	EU-Wasserrahmenrichtlinie
Geofim	Simulator des Programmsystems PCGEOFIM®
GW	Grundwasser
GWBM	Grundwasserbeschaffenheitsmessstelle
GWN	Grundwasserneubildung
GWM	Grundwassermessstelle
GWO	Grundwasseroberfläche
IBGW	Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig
KliWEP	Abschätzung der Auswirkung der für Sachsen prognostizierten <u>K</u> limaveränderungen auf den <u>W</u> asser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der <u>P</u> arthe
LfL	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft
LfUG	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie
LMBV	Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft
MHM-Richtlinie	Montan-hydrologische Monitoring-Richtlinie
N	Stickstoff
PCGEOFIM®	<u>P</u> rogrammsystem for <u>C</u> omputation of <u>G</u> EOFIltration and <u>g</u> eo <u>M</u> igration
POC	partikulärer organischer Kohlenstoff
POM	partikulärer organischer Kohlenstoff (particular organic carbon)
SächsSchAVO	Sächsische Schutz- und Ausgleichsverordnung für die Land- und Forstwirtschaft
SBS:	Staatsbetrieb Sachsenforst
SOM	organische Bodensubstanz (soil organic matter)
TIC	gesamter anorganischer Kohlenstoff (total inorganic carbon)
TP	Gesamtphosphor (total phosphor)
TN	Gesamtstickstoff (total nitrogen)
TOC	gesamter organischer Kohlenstoff (total organic carbon)
UBG	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen
UIS-Datenspeicher	Umwelthinformationsdatenspeicher
WaSiM-ETH	<u>W</u> ater Flow and Balance <u>S</u> imulation <u>M</u> odel
ZB	Zwischenbericht

1 Aufgabenstellung

Die EU-WRRL erfordert den Erhalt bzw. die Wiederherstellung des guten Zustandes der Oberflächengewässer und des Grundwassers. Dabei zählt die Parthe zu den Oberflächenwasserkörpern, die nach der vorläufigen Bewertung das Ziel der EU-WRRL bis 2015 ohne zusätzliche Maßnahmen nicht erreichen werden. Der derzeitige Zustand zahlreicher Grundwasserkörper ist nach wie vor durch hohe Nitratgehalte gekennzeichnet. Untersuchungen zur Effizienzkontrolle der Maßnahmen der SächsSchAVO zeigen, dass sich im Mitteldeutschen Tiefland kein eindeutiger Zusammenhang zwischen aktueller Bewirtschaftung (Belastung durch Wirtschafts- und Mineraldünger) und Zustand der untersuchten Gewässer herstellen lässt. Ursache dafür sind die speziellen hydraulischen und chemischen Gebietseigenschaften (mächtige Drainwasserzonen, geringe Abflüsse etc.) und ihre Auswirkungen auf den Stickstofftransport und -umsatz (lange Transportwege und Verweilzeiten; große, stark differenzierte Reaktionsräume).

Klimastudien zeigen für Sachsen darüber hinaus gravierende Auswirkungen eines bereits beobachteten und noch zu erwartenden Klimawandels. Für die Fachplanungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) und des Staatsbetriebes Sachsenforst (SBS) besteht somit die Notwendigkeit, die Folgen sowohl von Klimaveränderungen als auch von Landnutzungsänderungen auf Wasser-, Land- und Forstwirtschaft abzuschätzen. Zu untersuchen sind u. a. die Auswirkungen von Bewirtschaftungsmaßnahmen, Waldmehrung und Waldumbau auf den Wasser- und Stoffhaushalt in mikro- bis mesoskaligen Gewässereinzugsgebieten.

Klimawandel und EU-WRRL stellen neue Anforderungen an die Bewirtschaftung und Prognose der Wasserressourcen in den Einzugsgebieten. Infolge des prognostizierten Klimawandels werden sich die Bedingungen für die Transport- und Umsatzprozesse verändern. Diese Veränderungen sind mittels Modellrechnung zu ermitteln. Dazu werden prognosefähige, interdisziplinäre d. h. gekoppelte Modellansätze benötigt, die oberirdische und unterirdische Abflüsse und ihre Wechselbeziehungen ausreichend genau abbilden und dabei auch Transport und -umsatz von Wasserinhaltsstoffen berücksichtigen. Hierfür stellen prozessorientierte Gebietswasserhaushaltsmodelle wie WaSiM-ETH und Grundwassermodelle wie PCGEOFIM[®] bzw. dessen Simulator Geofim, ein geeignetes Tool dar.

Im Rahmen des Projektes „KliWEP - Abschätzung der Auswirkung der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe“ wurden im Jahr 2004 hierfür die ersten Schritte absolviert. Im ersten Projektteil (KliWEP 1) wurde beispielhaft für den sächsischen Teil des Mitteldeutschen Tieflandes das Bodenwasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH für das unterirdische Einzugsgebiet der Parthe bis zum Pegel Thekla (ca. 400 km²) parametrisiert, kalibriert und validiert sowie mit dem aktualisierten Oberflächenwasser-/Grundwassermodell PART (Basis PCGEOFIM[®]) gekoppelt. Gegenstand des derzeit noch laufenden Folgeprojektes KliWEP 2 (Juli 2005-März 2006) ist die Weiterentwicklung von WaSiM-ETH sowie der Schnittstelle zu PCGEOFIM[®].

Aufgabe dieser Vorstudie für das Projekt KliWEP 3 ist es, einen geeigneten Modellansatz (Modul) zur Beschreibung des Stickstofftransportes und -umsatzes in der Boden- und Grundwasserzone des Parthe-Gebietes zu recherchieren. Voraussetzung für den Einsatz dieses Modellansatzes ist die Möglichkeit einer Kopplung an das bestehende Simulationssystem WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®], das Potenzial zur Simulation langer Prognosezeiträume und die Einsatzmöglichkeit in anderen Einzugsgebieten.

2 Gegenwärtiger Kenntnisstand über den Stickstofftransport und -umsatz im Einzugsgebietsmaßstab

2.1 Darstellung der Kohlenstoffdynamik

Die Stickstoffdynamik ist eng verknüpft mit der Dynamik des Kohlenstoffes bzw. der organischen Substanz. Aus diesem Grund wird die Dynamik der organischen Substanz gesondert dargestellt und der Beschreibung der Stickstoffdynamik vorangestellt.

2.1.1 Kohlenstoffdynamik im Boden

Die Dynamik der organischen Bodensubstanz wird von vielfältigen Faktoren beeinflusst. Hierzu zählen unter anderem das Klima und das Relief, im speziellen die Temperatur- und Feuchtedynamik, Bodeneigenschaften, die Nutzungsform und die Düngung. Eine umfassende Darstellung würde den Rahmen dieses Berichtes übersteigen. Es soll an dieser Stelle daher nur ein allgemeiner Überblick unter Berücksichtigung der für das Vorhaben KliWEP 3 relevanten Faktoren und Interaktionen gegeben werden.

Organische Ausgangsstoffe des Kohlenstoffkreislaufs sind die oberirdische Biomasse, die nach dem Absterben als Streu auf den Boden fällt, abgestorbene Wurzeln, organische Ausscheidungsprodukte von Wurzeln und Mikroorganismen sowie abgestorbene Organismen. In landwirtschaftlichen Böden ist zudem auch die Applikation von organischem Dünger zu berücksichtigen. Kohlenstoff ist im Boden in den verschiedensten Verbindungen enthalten. Diese unterliegen einem ständigen Ab- und Umbau durch Mineralisations- und Humifizierungsprozesse. Dabei werden die organischen Ausgangsstoffe zu Huminstoffen umgewandelt oder veratmet. Die Zusammensetzung und Eigenschaften der Huminstoffe sind von den jeweiligen Standortbedingungen abhängig. Wichtige Einflussgrößen sind zum Beispiel die Landnutzung (Zusammensetzung der organischen Ausgangsstoffe), Bodenfeuchte- und Temperaturdynamik, Sauerstoffverfügbarkeit.

Der jährliche Anfall organischer Ausgangsstoffe hängt vom Klima, vom Vegetationstyp und den Bodenverhältnissen ab. Das Pflanzenwachstum und damit der Aufbau von Biomasse ist neben der Temperatur- und Feuchtedynamik auch vom Kohlenstoffdioxidgehalt der Luft abhängig. Sowohl die Biomasseproduktion als auch der mikrobielle Abbau sind im gemäßigt humiden Klima eng mit der Temperatur korreliert. Daher führt ein mit den Temperaturen steigendes Pflanzenwachstum und Streuzufuhr nicht unbedingt zu einer Zunahme der organischen Bodensubstanz, da auch der mikrobielle Abbau zunimmt, welcher der Akkumulation organischer Substanz entgegenwirkt. Trockenphasen und Kälte begrenzen demgegenüber die mikrobielle Aktivität, so dass zum Beispiel Böden der kontinentalen Steppen hohe Gehalte an organischer Bodensubstanz aufweisen. Die Mineralisierung bzw. der Abbau organischer Bodensubstanz wird durch einen häufigen Wechsel der Bodenfeuchte gefördert, weil die organischen Kohlenstoffverbindungen durch die damit verbundene Strukturdynamik besser zugänglich gemacht und zudem organische Stoffe auch durch Desorption freigesetzt werden.

Die Kohlenstoffdynamik im Boden kann durch den so genannten Zwei-Komponenten-Ansatz (Gleichung 1) oder alternativ durch die so genannte Turnover-Rate (Gleichung 2) charakterisiert werden (Scheffer & Schachtschabel 1998). Beim Zwei-Komponenten-Ansatz (dieser wird in allen gängigen Bodenkohlenstoff-Modellen eingesetzt, z. B. CANDY, Franko et al. 1995) wird der C-Eintrag als Summe von Niederschlag, Streueintrag und organischer Düngung dem C-Austrag durch Atmung und Sickerwasseraustrag gegenübergestellt.

$$C\text{-Eintrag} - C\text{-Austrag} = \pm \text{Saldo}$$

Gleichung 1

Eine positive Differenz bedeutet eine Humusakkumulation, während im negativen Fall eine Abnahme des Humusgehaltes zu erwarten ist. In Ackerböden ist die Bilanz im Allgemeinen ausgeglichen.

Die Turnover-Rate setzt den Bodenumus in Bezug zum Streueintrag.

$$\text{Turnover - Rate} = \frac{\text{Humus im Boden}}{\text{Streueintrag}} \quad \text{Gleichung 2}$$

Die Turnover-Rate ist somit ein Maß für die Zeitspanne, wie lange es bräuchte, um die organische Substanz einmal vollständig umzusetzen. Diese Zeitspanne variiert unter anderem in Abhängigkeit von Bodentyp und Chemismus erheblich und kann Zeiträume von Jahrzehnten bis Jahrhunderten umfassen. Der größte Teil des organisch gebunden Kohlenstoffs ist im Mineralboden lokalisiert (Scheffer & Schachtschabel 1998). In Waldböden ist in der Regel weniger als 5 % des gesamten organischen Kohlenstoffs mobil und an der aktuellen Dynamik beteiligt (Scheffer & Schachtschabel 1998). Ähnliche Größenordnungen gelten auch für andere Bodenökosysteme (Grasland, landwirtschaftlich genutzte Böden).

In einem Boden stellt sich bei konstanten Umwelt- und Vegetationsbedingungen ein dynamisches Gleichgewicht zwischen Anlieferung und Abbau organischer Substanzen ein. Dieses Gleichgewicht ist mit einem charakteristischen Humusgehalt (und mit charakteristischen Humuseigenschaften) verknüpft. Bei Änderung der Umweltbedingungen, z. B. durch Klimawandel, stellt sich nach einer kürzeren oder längeren Übergangsphase ein neues Gleichgewicht ein. In diesem Zusammenhang besteht u. a. auch eine Rückkopplung zum N-Haushalt: Der Abbau organischer Substanz wird durch die Stickstoffverfügbarkeit beeinflusst, welche wiederum u. a. vom so genannten C/N-Verhältnis der Ausgangssubstanzen, von den Stickstoffumsätzen im Boden und der N-Düngung abhängt.

2.1.2 Kohlenstoffdynamik in der ungesättigten Zone

Gelöste organische Substanz (DOC) kann über das Sickerwasser aus dem Boden ausgetragen werden. Während der Versickerung in der ungesättigten Zone unterliegt die gelöste organische Substanz Sorptionsprozessen und chemischen Umsatzprozessen. Generell kann von einer Abnahme der Konzentrationen wie auch der Reaktivität der organischen Substanz mit der Tiefe (bzw. der Sickerzeit) ausgegangen werden (Oswald et al. 1999, Kalbitz et al. 2000, Neff & Asner 2001, Kalbitz et al. 2003, Kalbitz & Geyer 2003, Marschner & Kalbitz 2003, Siemens 2003, Jorgensen et al. 2004). Quantitativ spielt die Versickerung von DOC eine eher untergeordnete Rolle und wird daher auch in vielen Bodenmodellen vernachlässigt. Qualitativ ermöglicht beziehungsweise limitiert sie jedoch Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone und im oberflächennahen Grundwasser.

Derzeit existieren keine quantitativen Modelle, die eine realistische Simulation der C-Versickerung (und der qualitativen Zusammensetzung des DOC) außerhalb von speziell instrumentierten Forschungsstandorten erlauben.

2.1.3 Kohlenstoffdynamik im Grundwasser

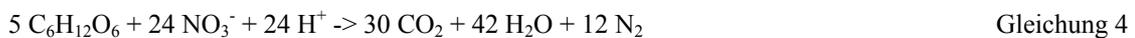
In Sedimenten tritt organischer Kohlenstoff in Form von pflanzlichen bzw. tierischen Überresten, als Biofilm um Sedimentkörner oder als Kleinstlebewesen auf. Die abgestorbene Biomasse wurde entweder autochthon sedimentiert oder durch glaziale, äolische oder fluviatile Prozesse umgelagert. Autochthone Biomasse findet sich u. a. in tertiären Sedimenten (bis hin zu Braunkohleflözen), Warmzeitablagerungen von Eiszeiten, quartären Flussablagerungen und als Torf in Mooren. Der überwiegende Anteil allochtho-

ner Biomasse im Norddeutschen Tiefland und im süddeutschen Molassebecken befindet sich in glazifluvialen Ablagerungen. In letzteren können organische Reste fein verteilt vorgefunden werden.

Lebende Organismen tragen im Grundwasser nicht zum Nettoumsatz von Kohlenstoff bei. Biofilme können jedoch mit ihren Bakterien als Katalysatoren für Reaktionen mit Nettostoffumsatz fungieren. Im Grundwasserraum erfolgt der Nettostoffumsatz von organischem Kohlenstoff durch mikrobiell induzierte Reaktionen mit geeigneten Oxidationsmitteln. Als wichtigste Oxidationsmittel sind Sauerstoff, Nitrat und Sulfat zu nennen. Die Sauerstoffatmung heterotropher Organismen läuft am Beispiel von Glukose unter folgender Reaktion ab:



Nach Aufzehrung des Sauerstoffs und damit verbundener Absenkung des Redoxpotentials ist die Oxidation des Kohlenstoffs durch Nitrat thermodynamisch begünstigt. Diese Denitrifikation läuft ebenfalls unter Beteiligung heterotropher Bakterien ab (heterotrophe Denitrifikation):



Darüber hinaus ist auch die Oxidation des organischen Kohlenstoffs durch Sulfat von großer Bedeutung (Organotroph-dissimilatorische Sulfatatmung, Desulfurikation), die nach Aufbrauch des Nitrats einsetzt:



Der reduzierte Schwefel kann zusammen mit Eisen wieder als Eisensulfid ausgefällt werden. Auch unter natürlichen Umständen gelangen geringe Mengen an Sulfat und Eisen in den Grundwasserraum. Diese wurden über die letzten Jahrtausende zum Teil als Eisensulfide fixiert und stehen als Reaktionspartner für Nitrat zur Verfügung (Kapitel 2.2.3).

Durch den sequentiellen Ablauf dieser Reaktionen kommt es je nach Reaktions- und Transportgeschwindigkeit zu einer mehr oder weniger ausgeprägten Zonierung des Grundwassers in eine oxidierte, sauerstoffhaltige (aerobe) Zone und in eine reduzierte Zone, die wiederum in eine sauerstofffreie (anaerobe) Denitrifikationszone und in eine nitratfreie, sulfatreiche Desulfurikationszone mit Schwefelwasserstoffbildung gegliedert sein kann (Postma et al. 1991).

Neben dem an Feststoffphasen gebundenen organischen Material befinden sich auch gelöste kohlenstoffhaltige Verbindungen (DOC) im Grundwasser, die mit dem neu gebildeten Grundwasser eingetragen werden (Kapitel 2.1.2) oder sich durch Zersetzung von Biomasse autochthon bilden. Aufgrund der Sorption und der Umsatzprozesse im Grundwasserkörper sind die Austräge von DOC an chemisch weitgehend inaktive Fraktionen gebunden, die nur bedingt an weiteren Stoffumsätzen teilnehmen. Lediglich bei kurzen Transportstrecken zum Gewässer, zum Beispiel in Feuchtgebieten und Uferandbereichen, erfolgt ein nennenswerter Weitertransport reaktiver organischer Substanz. Eine modellhafte Beschreibung der DOC-Bildung und der Reaktivität des gebildeten DOC ist derzeit nicht hinreichend möglich.

2.1.4 Kohlenstoffdynamik in Oberflächengewässern

Auch in Oberflächengewässern unterliegt die C-Dynamik einer Vielzahl komplexen Wechselwirkungen, die eng mit den biologischen Prozessen im Gewässer verknüpft sind. Im Folgenden erfolgt ein Überblick über die wichtigsten Eintrags- und Austragspfade sowie die internen Prozesse:

Im Fließgewässer tritt Kohlenstoff als gelöster organischer Kohlenstoff (DOC), als partikulärer organischer Kohlenstoff (POC), als anorganischer Kohlenstoff (TIC als CO_3^{2-} , HCO_3^- , H_2CO_3) sowie als pflanzliche und tierische Biomasse auf. In diesen Formen erfolgt sowohl ein Eintrag aus den obenliegenden Gewässerabschnitten oder Zuflüssen als auch ein Austrag in die unterliegenden Abschnitte (ALLAN 1995).

Ein weiterer Eintragspfad ist der Zustrom von bodenbürtigem DOC mit dem Grundwasserzufluss, Drainagewasser und anderen Abflusskomponenten. Dazu kommen in besonderem Maße direkte Einträge von organischen Substanzen mit dem Streueintrag (Laubfall) sowie infolge der Extraktion löslicher Substanzen aus der Vegetation mit Niederschlagswasser. Die Primärproduktion durch frei schwimmende Algen, Periphyton (festsitzende Algen und Cyanobakterien) und Wachstum von Makrophyten führt ebenfalls zu einem Eintrag von Kohlenstoff in das Gewässersystem in Form von pflanzlicher Biomasse, die nach Absterben für den internen Umsatz als Energiequelle zur Verfügung steht. Die Primärproduktion im Fließgewässer wird neben der Nährstoffverfügbarkeit insbesondere durch die Lichtverhältnisse bestimmt. Intensive Beschattung durch Ufervegetation oder in Wäldern führen zu verringertem Algenwachstum und Makrophytenbewuchs. Die Ausbildung einer stabilen Algenpopulation wird insbesondere von der Fließgeschwindigkeit des Gewässers bestimmt, da der Transport der Ausbildung einer stabilen Population entgegenwirkt.

Die Gewichtung einzelner Eintragspfade ist eng verknüpft mit der Gewässergröße sowie den Umlandbeziehungen des Gewässers einschließlich ihrer saisonalen Dynamik. So hängt der Eintrag von Streu aus der umgebenden Vegetation eng von der Vegetationsdynamik ab und erfolgt vorzugsweise über den Laubfall im Herbst. Während der Grundwasserzustrom eine weitgehend konstante Last an DOC zuführt, können bei Hochwasserereignissen auch schnelle Transportpfade aktiviert werden, die kurzzeitig erhebliche Mengen von Kohlenstoff als DOC und POC von der Geländeoberfläche oder aus dem Oberboden zuführen. Auch die Primärproduktion im Gewässer folgt dem saisonalen Temperatur- und Lichtzyklus.

Durch die mechanische Zerkleinerung von abgestorbenen Pflanzen (Makrophyten, Periphyton und Algen), Tieren und Streueinträgen wird der in Biomasse gebundene Kohlenstoff in POM und durch weitere Zersetzung in DOC überführt. Es wird davon ausgegangen, dass DOC aus dem Bodenwasser- und Grundwasserzustrom als Energiequelle für den Gewässerstoffhaushalt nur von untergeordneter Bedeutung ist und den Gewässerabschnitt weitgehend unverändert wieder verlässt. Dies ist vor allem darauf zurückzuführen, dass bereits im Boden und Grundwasser erhebliche Umsatzprozesse erfolgen, die eine Umwandlung der gelösten und partikulären organischen Substanzen in refraktäre Moleküle mit weitgehend verminderter Reaktivität bewirken (ALLAN 1995).

Neben dem Austrag von Algen, DOC und POC mit dem Wasserstrom sind Mineralisationsprozesse infolge der Respiration von Tieren und Pflanzen als wichtigste Senke zu nennen. Dabei wird organischer Kohlenstoff zu CO_2 und Wasser zersetzt. CO_2 tritt im Wasser als Carbonat, Bicarbonat oder Kohlensäure auf und steht über das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht und den CO_2 -Partialdruck mit der Atmosphäre im Austausch.

Grundsätzlich sind auch in Gewässern alle biochemischen Prozesse temperaturabhängig und nehmen mit steigender Temperatur an Intensität zu.

Zusammenfassend bleibt festzuhalten, dass der laterale Zustrom von DOC über Grund- und Bodenwasser zwar erhebliche C-Anteile zuführen kann, der aber nur begrenzt für die interne Dynamik zur Verfügung steht und das System weitgehend unverändert wieder verlässt. Die interne Dynamik wird dagegen durch den Streueintrag und die Primärproduktion gesteuert. Je kleiner das Gewässer ist, umso bedeutender ist die Beziehung zum Umland für den Stoffeintrag in das Gewässersystem. In großen Flüssen dagegen ist der natürliche Stoffeintrag aus der Umgebung von untergeordneter Bedeutung und die Primärproduktion bestimmend für den Kohlenstoffhaushalt.

2.2 Darstellung der Stickstoffdynamik

2.2.1 Stickstoffdynamik im Boden

Die Stickstoffdynamik im Boden und in der ungesättigten Zone wird durch eine Vielzahl biogeochemischer und physikalischer Prozesse bestimmt. Wichtige Einflussfaktoren sind der Wasserhaushalt, die Temperatur und die Vegetationsdynamik. Der Bodenstickstoffkreislauf setzt sich zusammen aus Einträgen, Austrägen, verschiedenen Stickstoffspeichern (Stickstoffverbindungen) und den Flüssen (Umsatzprozessen) zwischen diesen Speichern (Abbildung 1).

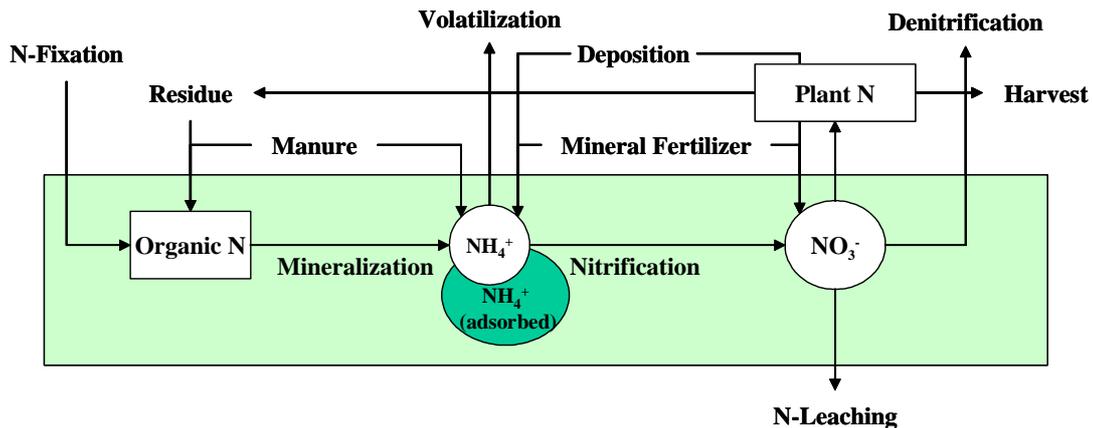


Abbildung 1: Schema des Stickstoffkreislaufs im Boden (aus Wriedt 2004)

Die Hauptquellen sind der Eintrag von organischem und mineralischem Dünger aus der Landwirtschaft, die Einbindung von Pflanzenresten in die organische Bodensubstanz, die Fixierung von Stickstoff aus der Atmosphäre durch symbiotische Bakterien und Pilze sowie die atmosphärische Deposition. Die Einträge werden entweder in die organische Bodensubstanz oder den mineralischen Stickstoff (als Ammonium oder Nitrat) integriert. Übergänge zwischen den einzelnen Stickstoffkomponenten erfolgen durch die Prozesse der Mineralisation (Degradation organischer Substanz und Freisetzung von Ammonium), der Nitrifikation (Oxidation von Ammonium zu Nitrat) und der Denitrifikation (Reduktion von Nitrat zu gasförmigen Stickstoff unter anaeroben Bedingungen). Austragspfade für Stickstoffkomponenten sind die Aufnahme durch die Vegetation und Abfuhr von der Fläche über die Ernte, die Versickerung von Nitrat zum Grundwasser und die bereits erwähnte Denitrifikation, durch welche gasförmiger Stickstoff wieder in die Atmosphäre gelangt. Auch durch die Volatilisation, also die Umwandlung von gelöstem Ammonium in gasförmiges Ammoniak führt zu einem Verlust von Stickstoff. Generelle Beschreibungen des Stickstoffkreislaufs finden sich zum Beispiel in Lehrbüchern der Bodenkunde (Miller & Donahue 1995, Scheffer & Schachtschabel 1998).

In den letzten Jahrzehnten wurden verschiedene Bodenstickstoffmodelle entwickelt, wie z. B. EPIC (Sharpley & Williams 1990), WASMOD/STOMOD (Reiche 1991), WHNSIM (Huwe 1992), HERMES (Kersebaum 1995), CANDY (Franko et al. 1995), ANIMO (Groenendijk & Kroes 1997) oder RISK-N (Gusman & Marino 1999). Einen Überblick über den aktuellen Stand der Bodenstickstoffmodellierung gibt z. B. Kersebaum (1999). Bodenstickstoffmodelle integrieren in der Regel mehrere Teilmodelle zur Beschreibung des Bodenwasserhaushalts, von Ein- und Austrägen und von Umsatzprozessen. Die Beschreibung der Bodenwasserdynamik ist eine unabdingbare Voraussetzung für die Simulation von vertikalem Transport und von feuchteabhängigen Umsatzprozessen (Kersebaum 1999). Darüber hinaus ist auch eine Beschreibung der Bodentemperaturdynamik erforderlich. Der Bodenwasserhaushalt wird teilweise mit Hilfe einfacher Speicheransätze (z. B. CANDY, Franko et al. 1995), zum Teil aber auch auf Basis der prozessorientierteren Richards-Gleichung (z. B. WHNSIM, Huwe 1992, WASMOD/STOMOD, Reiche 1991) modelliert. Der Stickstofftransport wird in komplexeren Modellen meist als eindimensionaler Transport auf Basis der Konvektions-Dispersions-Gleichung simuliert (z. B. WHNSIM, Huwe 1992, WASMOD/STOMOD, Reiche 1991). Einfachere Ansätze gehen teilweise auch von einem reinen Misch-

zellenansatz aus, welcher nur den konvektiven Transport berücksichtigt (z. B. RISK-N, Gusman & Marino 1999).

Die Mineralisation wird im Allgemeinen als Abbaufunktion erster Ordnung dargestellt, die durch einen Temperatur- und Feuchtefaktor modifiziert wird. Damit wird ein potenziell mineralisierbarer N-Pool beschrieben (Stanford & Smith (1972) in Kersebaum 1999), der aufgezehrt wird, wenn keine weitere Zufuhr von organischer Substanz (organischem Stickstoff) erfolgt. Der organische Stickstoff wird im Allgemeinen in zwei oder mehr Teilspeicher mit unterschiedlicher Abbaugeschwindigkeit (Reaktivität) aufgeteilt. Für praktische Anwendungen hat sich eine Aufteilung in zwei Speicher als ausreichend erwiesen (Kersebaum 1999; Scheffer & Schachtschabel 1998). Zur Beschreibung der Feuchte- und Temperaturabhängigkeit wird die Mineralisationsrate durch Korrekturfunktionen modifiziert. Dabei kommen unterschiedliche Korrekturfunktionen zum Einsatz, die zum Teil zu erheblichen Abweichungen (bis zu einem Faktor von 5) in den berechneten Mineralisationsraten führen können (Kersebaum 1999). Zahlreiche Modelle koppeln die N-Mineralisation an die Kohlenstoffdynamik (z. B. CANDY, Franko et al. 1995, CENTURY, Parton et al. 1987). Dabei wird die N-Mineralisierung durch die Umsatzraten der Kohlenstoff-Pools und das C/N-Verhältnis bestimmt. Als Mineralisationsmodell ist der Ansatz von Kersebaum & Richter (1991) weit verbreitet, der auf Löss-Böden abgeleitet wurde. In diesem Modell werden Reaktionskonstanten von 0.01263 d^{-1} für den schnell umsetzbaren N-Pool und von 0.0059 d^{-1} für den langsam umsetzbaren N-Pool verwendet. Neuere Untersuchungen von Heumann et al. (2002) hingegen zeigen, dass für die Mineralisation auf Sandböden andere Reaktionskonstanten (0.00865 d^{-1} und 0.0023 d^{-1}) zugrunde gelegt werden müssen, die Mineralisationskonstanten also keine universellen Größen darstellen sondern als standortspezifische Größen zu betrachten sind.

Denitrifikation kann ebenfalls durch Reaktionsmodelle erster Ordnung beschrieben werden. Die Abhängigkeit der Denitrifikationsraten von der Bodentemperatur und -feuchte wird wie bei den Mineralisationsmodellen auch, durch Korrekturfunktionen dargestellt. Die Denitrifikation läuft nur unter sauerstoffarmen Verhältnissen ab, die sich bei hoher Wassersättigung und Abschluss der Luftzirkulation einstellen. Bei Temperaturen unter $5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ wird im Allgemeinen von einer untergeordneten Bedeutung der Denitrifikation ausgegangen. Die organische Bodensubstanz stellt den wichtigsten Reaktionspartner für die Denitrifikation dar. Viele Denitrifikationsmodelle enthalten daher Rückkopplungen zum Gehalt an organischer Substanz (z. B. CANDY, Franko et al. 1995, CENTURY, Parton et al. 1987). Wie bei den Mineralisationsmodellen gibt es auch verschiedene Denitrifikationsmodelle. Ein Vergleich unterschiedlicher Denitrifikationsfunktionen findet sich bei Marchetti et al. 1997. Die organische Bodensubstanz wird durch die Humifizierung von abgestorbenem Pflanzenmaterial laufend erneuert, so dass auch das Denitrifikationspotenzial des Bodens erhalten bleibt.

Die atmosphärische Deposition gasförmiger, partikulärer und gelöster Stickstoffverbindungen stellt einen weiteren wichtigen Eintragspfad dar. In Modellen geht die atmosphärische Deposition als konstanter Wert ein. Konventionelle Depositionssammler erlauben allerdings nur die Erfassung der partikulären und gelösten, nicht aber der gasförmigen oder atmogenen Deposition. Neuere Untersuchungen am UFZ und Langzeit-Düngungsversuche zeigen, dass auch über die gasförmigen (atmogenen) Deposition relevante N-Einträge erfolgen: Mit der neu entwickelten ITNI-Methode (Integral Total Nitrogen Input) konnten Böhme & Russow (2002) atmogene Depositionsraten von $46\text{-}74 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ für Sachsen-Anhalt nachweisen. Diesen Raten steht eine konventionell ermittelte „Gesamt“-Deposition von lediglich $30\text{-}35 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ gegenüber. In Langzeit-Düngungsexperimenten konnte nachgewiesen werden, dass die atmogene Deposition zumindest teilweise als aktiver Aufnahmeprozess durch die Pflanzen erfolgt: So stellte Merbach (2002) im Rahmen des statischen Düngungsversuchs in Bad Lauchstädt auf Referenzflächen ohne Düngergabe eine Gesamtdeposition in der Größenordnung von $52 \text{ kg N}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ fest, wobei der Anteil der gasförmigen Deposition pflanzenspezifisch war.

Insgesamt gilt es als erwiesen, dass die konventionell messbare Gesamtdeposition die tatsächliche Gesamtdeposition unterschätzt, weil der Anteil der atmogenen Deposition nicht erfasst wird. Es liegen bisher jedoch noch nicht ausreichend Daten vor, um die atmogene Deposition quantitativ mit Modellen abzuschätzen. Als Folge davon können in Modellsimulationen erhebliche Bilanzfehler auftreten.

Modellansätze zur Beschreibung der Pflanzenaufnahme reichen von einfachen logistischen Entzugsfunktionen bis hin zu komplexen Pflanzen- oder Vegetationsmodellen. Komplexe Modellansätze (z. B. WHNSIM, Huwe 1992, PASIM, Riedo et al. 1998, EPIC, Sharpley & Williams 1990) werden oft durch die Verfügbarkeit der erforderlichen Modellparameter eingeschränkt, zumal diese in der Natur sehr varia-

bel sein können. Logistische Entzugsfunktionen (z. B. CANDY, Franko et al. 1995) gehen demgegenüber von vorgegebenen Entzugsmengen aus und sind somit nicht in der Lage, Stressfaktoren wie ungünstige Witterung, Dürre oder Mangel an verfügbarem N abzubilden. Insbesondere in regionalen Modellanwendungen und Langzeitsimulationen werden die Angaben zur N-Aufnahme und Erntemengen aus Vegetationsdatenbanken oder den Düngungsempfehlungen der Länder abgeleitet, welche die standortspezifischen und witterungsbedingten Variationen nicht berücksichtigen. Die tatsächliche Variabilität des Pflanzenwachstums und der N-Aufnahme wird nur unzureichend berücksichtigt und stellt eine weitere Fehlerquelle in den N-Bilanzen dar.

Trotz jahrelanger intensiver Forschung bleibt eine Quantifizierung der am Stickstoffhaushalt beteiligten Prozesse schwierig. Quellen der Unsicherheit bei numerischen Modellsimulationen liegen insbesondere in der Parametrisierung der beteiligten Prozesse und in der Quantifizierung der Eingangsdaten. Dies wird u. a. auch durch einen auf Grundlage von Lysimeterdaten der Station Brandis (Parthe-Gebiet) durchgeführten Modellvergleich zur Bodenstickstoffmodellierung bestätigt. Die Ergebnisse der Simulationen mit den Modellen Candy, EPIC, HERMES, MINERVA, STOTRASIM und SWIM zeigen erhebliche Abweichungen zu den gemessenen Stickstoffausträgen der Lysimeter (Dreyhaupt 1999). Als primäre Ursache hierfür werden Daten- und Prozessunsicherheiten angeführt.

2.2.2 Stickstoffdynamik in der ungesättigten Zone

Die Transportprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes sind prinzipiell vergleichbar mit den Bodenprozessen. Da hier jedoch keine Wechselwirkung mit der Vegetation stattfindet, kann hier die Denitrifikation als wichtigster Umsatzprozess angesehen werden. Die Versickerung organischer Substanz (als DOC) stellt die wichtigste C-Quelle für die Denitrifikation in der ungesättigten Zone dar. Brye et al. (2001) konnten in Lysimeterstudien in den USA zeigen, dass unter landwirtschaftlicher Nutzung die Denitrifikation unterhalb des Wurzelraumes durch den DOC-Austrag limitiert wurde, während in einem Grasland-Lysimeter die Nitratkonzentration der limitierende Faktor war. Die Untersuchungen deuteten auch auf eine unterschiedliche Reaktivität der organischen Substanz unter den beiden Landnutzungen hin. An vielen Standorten ist die Denitrifikation unterhalb des Wurzelraumes allerdings prinzipiell vernachlässigbar, weil die eingeschränkte Verfügbarkeit organischer Substanz die Denitrifikation limitiert (z. B. Richards & Webster 1999, Springob & Böttcher 1999, Walther 2001).

An semiterrestrischen Standorten (Gleyböden, anmoorige und moorige Böden) versickert in der Regel mehr organische Substanz zum Grundwasser als in terrestrischen Böden, da hier Sickerstrecke und -zeit durch die ungesättigte Zone aufgrund des geringeren Grundwasserflurabstands verkürzt ist (Oswald et al. 1999). Insbesondere wenn der Grundwasserspiegel zumindest zeitweise innerhalb der Wurzelzone liegt, kann die organische Bodensubstanz auch direkt Reaktionspartner für Denitrifikation im (oberflächennahen) Grundwasser sein (Becker 1999, Well et al. 2005).

2.2.3 Stickstoffdynamik im Grundwasser

Nitrat ist eine reaktive Spezies, die in der Regel den Grundwasserraum nicht im Umfang des Eintrages wieder verlässt, sondern dort erheblichen Stoffumsatz verursacht und selbst zu anderen Spezies umgewandelt wird. Einen guten Überblick über die nitratrelevanten Umsatzprozesse im Grundwasser gibt Korom (1992). Der Anteil, der nicht mit dem grundwasserbürtigen Abfluss in die Oberflächengewässer gelangt oder gefördert wird, verlässt den Grundwasserraum und die ungesättigte Zone gasförmig als molekularer Stickstoff und zu einem geringen Teil als Treibhausgas Distickstoffoxid (Lachgas).

In natürlichen Systemen ist Nitrat nach Sauerstoff das zweitstärkste Oxidationsmittel. Für die bakterielle Atmung kann Nitrat analog zum Sauerstoff verwendet, und damit organischer Kohlenstoff, Pyrit und andere reduzierte Feststoffphasen im Grundwasserraum oxidiert werden. Im Gegensatz zum gelösten Gas

Sauerstoff ist Nitrat als hydratisiertes Ion im Wasser gelöst und kann in wesentlich höheren Konzentrationen auftreten.

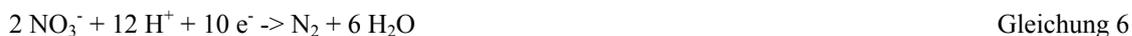
Die stoffspezifischen Eigenschaften des Nitrats, verbunden mit seinem anthropogen stark erhöhten Eintrag, haben eine tiefgründigere Oxidation der terrestrischen Lithosphäre zur Folge als es im natürlichen Stoffhaushaltssystem möglich wäre. Ebenso wie die Verbrennung fossiler Energieträger führt dieser Prozess zu einer vermehrten Rückoxidation von langfristig gespeichertem organischem Kohlenstoff.

Mit dem massiven Eintrag von Nitrat bildet sich eine fortschreitende nitratreduzierende Zone (Denitrifikationszone) zwischen der im natürlichen System vorhandenen aeroben (Oxidationszone) und der sulfat-reduzierenden Zone (Desulfurikationszone) aus. Die Kapazität eines Grundwasserraumes zur Reduktion eingetragener Oxidationsmittel ist vom Gehalt an reaktiven Feststoffphasen abhängig, die in reduzierter Form vorliegen.

In den bereits durch Sauerstoff oder Nitrat oxidierten Bereichen stehen die Feststoffphasen mit Nitrat im chemisch-thermodynamischen Gleichgewicht und puffernde Redoxreaktionen laufen nicht mehr ab. Der andauernde Nitratreintrag weitet diese Bereiche durch fortschreitende Oxidation aus und verringert die im Grundwasserraum vorhandene Reduktionskapazität. Der Verlust an Reduktionskapazität ist innerhalb historischer Zeiträume ein irreversibler Prozess. Neue reduzierte Feststoffphasen können sich innerhalb der bereits oxidierten Bereiche bei der derzeitigen Beschaffenheit der Grundwasserneubildung nicht bilden (Postma et al. 1991, Korom 1992).

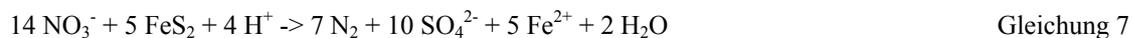
In Sedimentgesteinen bilden vor allem organischer Kohlenstoff und Eisensulfide die Reduktionskapazität des Grundwasserraums. Die beiden Stoffgruppen unterscheiden sich stark hinsichtlich der Reaktionsgeschwindigkeit in Kontakt mit Eisensulfiden. In Grundwasserräumen mit vorhandenem Pyrit sind sehr scharfe Oxidationsfronten beobachtet worden. Dies lässt auf einen schnellen Umsatz schließen. Der Umsatz mit organischem Kohlenstoff verläuft dagegen kinetisch gehemmt, ohne scharfe Fronten auszubilden. Das größere Gefährdungspotenzial geht hierbei von den Eisensulfiden aus, da hier wandernde Fronten erst erkannt werden, wenn sie Vorfluter oder Brunnen erreicht haben und dann ein massiver Nitrataustrag erfolgt.

Die Reduktion von Nitrat kann allgemein wie folgt formuliert werden:



Diese Reaktion läuft über mehrere Zwischenstufen ab und ist weitgehend irreversibel (Stumm & Morgan 1981).

Eine wichtige Reaktion des Oxidationsprozesses findet mit dem Disulfid-Schwefel im Pyrit unter Beteiligung von Thiobacillus Denitrificans statt (autotrophe Denitrifikation):



Ist Nitrat im stöchiometrischen Überschuss zu Pyrit vorhanden, kann auch das freigesetzte Eisen(II) als Reduktionsmittel wirken (anorganische NO_3^- -Reduktion).

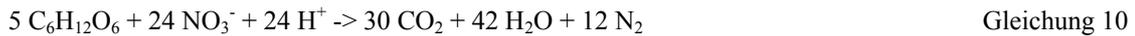


Die bei dieser Redoxreaktion entstehen Fe^{3+} -Ionen werden durch Ausfällung von Eisen(III)-Hydroxid entfernt,



weil Eisen(III)-Hydroxid nur ein sehr geringes Löslichkeitsprodukt besitzt. Bei dieser Ausfällungsreaktion werden H^+ -Ionen freigesetzt, die zur Erniedrigung des pH-Wertes und zur Verschiebung des Kalk-Kohlensäure-Gleichgewichts führen und damit hohe Stoffumsätze über Säure-Basen-Reaktionen nach sich ziehen können. Eisen(III)-Ionen können aber je nach Bildungsbedingungen auch als Oxide, Oxihydrate, Phosphate und Sulfate ausgefällt werden (Füchtbauer 1988). Auch weitere Fe(II)-haltige und sulfidhaltige Minerale können an nitratreduzierenden Prozessen beteiligt sein.

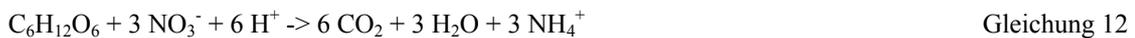
Neben der Oxidation von Pyrit stellt die mikrobielle Oxidation organischer Substanz durch Nitrat den zweiten wichtigen Reaktionskomplex dar. Wichtige Reaktionen in diesem Zusammenhang sind die heterotrophe Denitrifikation



bzw.



und die Reduktion von Nitrat zu Ammonium (Nitratammonifikation):



Die chemischen Prozesse bilden ein komplexes System aus gekoppelten Gleichgewichtsreaktionen, die in ihrer Art und Geschwindigkeit von der jeweiligen Elementhäufigkeit, der Art ihrer Verbindungen, Druck und Temperatur abhängig sind. So schreiben auch Eckart et al. (1996), dass es die komplexen Umsetzungsvorgänge im Untergrund notwendig machen, dass neben der Art und Ausbreitung der betrachteten Schadstoffe das hydrochemische Milieu in seiner Gesamtheit erfasst wird.

Nur wenige Studien geben Auskunft über die Geschwindigkeit der Denitrifikationsprozesse. So konnten Frind et al. (1990) im pleistozänen Gebiet Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover unter Annahme einer vereinfachten Reaktionsfunktion erster Ordnung Halbwertszeiten für die autotrophe Denitrifikation (Pyritoxidation) in der Größenordnung von 1-3 Jahren bestimmen. Pätsch et al. (2003) geben Halbwertszeiten von 1,3-3,4 Jahren für einen pleistozänen Grundwasserleiter in Thülsfelde in der Nähe von Oldenburg (NdS) an. Es ist davon auszugehen, dass die Halbwertszeiten durch die qualitative Zusammensetzung und der Menge reaktiver Substanzen beeinflusst werden und spezifisch für die jeweiligen Grundwasserleiter sind. Obwohl die Oxidation organischer Substanz durch Nitrat der Pyritoxidation gegenüber thermodynamisch begünstigt ist, läuft die Pyritoxidation bevorzugt ab, wahrscheinlich aufgrund der unterschiedlichen mikrobiellen Verfügbarkeit von Pyrit und organischen Substanzen (Postma et al. 1991, Böttcher et al. 1991). Böttcher et al. (1991) gehen für die heterotrophe Denitrifikation durch Oxidation organischer Substanz von Halbwertszeiten in der Größenordnung von 100 Jahren aus.

Organische Bodensubstanz kann als Substrat für die Denitrifikation dienen, wenn der Grundwasserspiegel zumindest zeitweise in Kontakt mit der Wurzelzone gerät, wie das in semiterrestrischen Böden der Fall ist (Well et al. 2005).

In pleistozänen Grundwasserleitern können die Verweilzeiten des Wassers Jahre bis Jahrzehnte betragen. Kunkel & Wendland (1999) geben für das Einzugsgebiet der Elbe Verweilzeiten zwischen einem und 250 Jahren an. In diesen Grundwasserleitern kann aufgrund der Gehalte an Pyrit und organischer Substanz eine weitgehende bis vollständige Nitratreduktion stattfinden. Neuere experimentelle Studien belegen die engen Beziehungen zwischen Grundwasseralter, Eintragungsgeschichte, Denitrifikationsprozessen und Nitratbelastung (Böhlke & Denver 1995, Böhlke et al. 2002). Sie weisen insbesondere darauf hin, dass die Effekte von Landnutzungsänderungen aufgrund von Verweilzeiten in ähnlicher Größenordnung stark modifiziert werden.

2.2.4 Stickstoffdynamik im Oberflächengewässer

Im Gewässersystem tritt N als gelöster organischer Stickstoff (DON), gelöster anorganischer Stickstoff (DIN, als Nitrat, Nitrit, Ammonium) sowie gasförmig als N₂ und Lachgas (N₂O) sowie in lebender und toter pflanzlicher und tierischer Biomasse auf (ALLAN 1995).

Ein wichtiger Eintrag erfolgt über den Streufall in Form von abgestorbener Biomasse aus dem Gewässerumland. Der organisch gebundene Stickstoff wird über die Verkleinerung und Abbau der organischen Substanz in POC und DOC schließlich als DON bilanzierbar. Auch direkte Einträge über die Düngung umliegender Flächen sind möglich. Weitere Einträge erfolgen über den Grundwasserzustrom und andere Abflusskomponenten als DON sowie als DIN (vorzugsweise als Nitrat). Analog zum DOC-Eintrag über das Grundwasser steht DON für weitere Umsatzprozesse aufgrund der geringen Reaktivität des DOC nur eingeschränkt zur Verfügung. Der Eintrag von Nitrat über laterale Zuflüsse hängt insbesondere von den Einträgen in die Fläche und den Denitrifikationsbedingungen während des Transports zum Gewässer ab. Auch hier kann die Dynamik der Gewässer-Umland-Beziehungen zu einer unterschiedlichen Gewichtung der Transportpfade und damit der N-Einträge führen. So führen zum Beispiel Grundwasserstandsschwankungen u. U. zu einem temporären Anschluss von Gräben und Drainagen an das Gewässersystem, wodurch es zu einem intermittierenden Anschluss von Belastungsflächen kommt. Schließlich kann auch die N-Fixierung durch autotrophe Organismen, Bakterien und Pilze zu erheblichen Einträgen in das Gewässersystem führen.

Auch in Oberflächengewässern unterliegt Stickstoff vielfältigen Umsetzungsprozessen, welche den Austrag aus dem Einzugsgebiet beeinflussen können. Die Stickstoffumsetzungen in den oberirdischen Gewässern sind im Wesentlichen die Nitrifikation, die Nitrat- und Ammoniumaufnahme durch autotrophe Organismen, Pilze und Bakterien und die Ammoniumbildung bei der Mineralisierung organischer Substanz. Auch Denitrifikationsprozesse können eine Rolle spielen.

Die Mineralisierung organischer Substanz und die damit verbundene Ammonifikation ist an die Verfügbarkeit von Sauerstoff gebunden. Auch die Nitrifikation erfolgt unter Verbrauch von Sauerstoff. Die Nitrifikation kann durch hohe Belastung und Mineralisation von organischem Kohlenstoff aufgrund der Konkurrenz um den Sauerstoff gehemmt sein.

Die Denitrifikation ist im Freiwasser aufgrund der meist guten Sauerstoffversorgung der Oberflächengewässer von geringer Bedeutung, jedoch kann Denitrifikation in der hyporheischen Zone, also im Sediment in der Gewässersohle auftreten und durch die Interaktion von Freiwasser und Sediment und beim Übertritt vom Grundwasser zum Oberflächenwasser erheblichen Nitratabbau bewirken. Die Bedeutung der Denitrifikation in fließenden Gewässern ist auch abhängig von Fließgeschwindigkeit und Gewässergröße. Insbesondere in Kleingewässern kann Denitrifikation aufgrund der im Verhältnis zum Gewässerkörper großen Kontaktfläche zum Sediment eine wichtige Nitratsenke darstellen. In der hyporheischen Zone ist aufgrund der geringen Sauerstoffverfügbarkeit für Nitrifikationsprozesse auch eine Anreicherung von Ammonium möglich. Durch die Interaktion von freiem Gewässer und dem Sediment kommt es zu gekoppelten Nitrifikations-Denitrifikationskreisläufen. Die Quantifizierung der Denitrifikation in Fließgewässern ist Gegenstand laufender Forschungen und kann in Modellen bisher erst eingeschränkt dargestellt werden.

In unbelasteten schnell fließenden Bächen und Flüssen ist die Assimilation von Nitrat wie auch von Ammonium durch autotrophe Organismen relativ klein, da der Gehalt an pflanzlichen Organismen und die Konzentration der anorganischen Stickstoffverbindungen meist niedrig ist. Mit abnehmender Strömungsgeschwindigkeit und steigender Belastung nehmen beide zu und entsprechend wird auch die Stickstoffaufnahme durch die Organismen größer.

Das Pflanzenwachstum und damit die Assimilation von Stickstoffkomponenten ist jedoch nicht nur an die Verfügbarkeit von Stickstoff und die Limitierung von Licht gebunden. Insbesondere in Fließgewässern stellt Phosphor häufig den das Pflanzenwachstum limitierenden Nährstoff dar (ALLAN 1995).

Wie im Boden und Grundwasser sind die Reaktionsgeschwindigkeiten der einzelnen Umsatzprozesse neben anderen Faktoren temperaturabhängig. In Fließgewässern spielt auch die Turbulenz und Fließgeschwindigkeit eine Rolle, da sie den Sauerstoffgehalt im Gewässer beeinflusst.

Ähnlich wie die C-Dynamik im Gewässer werden die N-Einträge neben den lateralen Zuflüssen von zusätzlichen internen (N-Fixierung) und externen (Streueintrag, Düngung) Quellen bestimmt, die im einzelnen nur bedingt quantifizierbar sind. Auch bestehen noch erhebliche Kenntnisdefizite bezüglich der Umsätze im Sediment. Zur Beschreibung der Veränderungen der internen Dynamik muss Phosphor als i. d. R. als limitierender Nährstoff für die Primärproduktion berücksichtigt werden.

2.3 Integrierte Betrachtung des Stofftransportes auf Einzugsgebietsebene

Durch den Erlass der Wasserrahmenrichtlinie durch die EU gelangt zunehmend der Einfluss von Managementmaßnahmen auf die Stickstoffbelastung der Wasserkörper in Flussgebieten in den Fokus der Aufmerksamkeit. Neuere Studien haben daher insbesondere die Quantifizierung und Modellierung der Nitratflüsse auf Einzugsgebietsebene zum Ziel. Auswirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt von Einzugsgebieten wurden dagegen bisher noch nicht umfassend erforscht.

Im Vergleich zu natürlichen Ökosystemen haben Agroökosysteme aufgrund der anthropogenen Einträge einen wesentlich höheren Durchsatz an Nährstoffen (Hendrix et al. 1992, Magdoff et al. 1997). Stickstoff wird in Einzugsgebieten überwiegend als gelöstes Nitrat und Ammonium mit dem Wasser verlagert, wobei dem Sickerwasser-Grundwasserpfad vor allem in Lockergesteinsbereichen eine besondere Rolle zukommt. Ökosysteme werden auf verschiedenen Skalenebenen von N-Einträgen beeinträchtigt. Im lokalen Maßstab sind vor allem Grundwasser und Kleineinzugsgebiete zu nennen, auf regionaler Ebene erhalten vor allem Flüsse und Seen hohe N-Einträge (Werner 1994).

Landschaften sind heterogene „patch-works“, in denen räumliche Muster und Prozesse wechselwirken, wobei transport- und retentionsdominierte Domänen entstehen. Die betreffenden Landschaftseinheiten wirken dabei als biogeochemische Prozessoren, die den Stoffhaushalt auf der Landschaftsebene kontrollieren (Frede und Bach 1995).

Entsprechend ihrer Rolle im Stoffhaushalt lassen sich Landschaftskomponenten als Retentionsgebiete oder als Korridore für den Nährstoffhaushalt ausweisen. Korridore, wie zum Beispiel Makroporen, präferentielle Zwischenabflusspfade, Drainagerohre und Bäche bewirken einen schnellen Nitrattransport aus der Fläche in die Flüsse. In den Retentionsgebieten erfolgt ein Rückhalt infolge Denitrifikation. Hierzu gehören insbesondere Böden und Grundwasserleiter sowie die Übergangsbereiche zwischen ungesättigter und gesättigter Zone (Kapillarsaum), Uferrandbereiche und die hyporheische Zone im Gewässer.

Das Retentionspotential für Stickstoff variiert räumlich und ist quantitativ begrenzt, eine genaue quantitative Bestimmung ist mit großen Unsicherheiten behaftet (Haag & Kaupenjohann 2000). Auf Einzugsgebietsebene wird der überwiegende Teil der Stickstofffrachten im Gebiet zurückgehalten. Hierbei ist insbesondere der additive Effekt der Transport- und Retentionsprozesse in verschiedenen Landschaftselementen ausschlaggebend, wodurch auch eine Verzögerung der Austräge in die Gewässersysteme von Jahren bis Jahrzehnten erfolgt. Die Denitrifikationsprozesse führen jedoch auch in verstärktem Maße zur Emission von Stickoxiden, die in bedeutendem Maße zum anthropogenen Treibhauseffekt beitragen. Dadurch führt die „Nutzung“ des natürlichen Retentionspotentials der Umwelt zur Verminderung der Nitratbelastung im Gewässer zu einer teilweisen Verlagerung der Stickstoffproblematik in die Atmosphäre.

Derzeit existieren viele konkurrierende und alternative Modellansätze zur Beschreibung der vielfältigen biogeochemischen Prozesse in Landschaftskompartimenten oder Ökosystemen, wobei generell gültige Modelle nicht verfügbar sind (Hauha et al. 1996, Oreskes et al. 1994). Eine genaue quantitative Vorhersage der Stickstoffdynamik und Austräge erscheint derzeit unmöglich (Jury & Flüßler 1992, Richter & Benbi 1996), wobei unter anderen folgende Faktoren eine Rolle spielen:

- Nichtlinearität der Transport- und Umsatzprozesse (Breckling 1992, Wagnet 1998)
- Aufgrund der räumlichen Heterogenität auf allen Skalenebenen können die räumlichen Strukturen auf keinem Maßstab ausreichend erfasst werden (Beven 1996). Die Abbildung unter- oder überskaliger Prozesse entfällt oder erfordert spezielle Verfahren des Up- oder Downscalings, die ebenfalls problematisch sind (Blöschl & Sivapalan 1995).

- Ein spezielles Problem stellen die Stoffaustauschprozesse zwischen den Landschaftskompartimenten dar, zum Beispiel im Kapillarsaum zwischen ungesättigter und gesättigter Zone oder beim Übergang vom Grund- zum Oberflächengewässer oder in der hyporheischen Zone (Del Re und Trevisan 1995, Grunewald 1996). Selbst in speziellen Detailstudien konnte bisher noch kein hinreichendes Verständnis der Austausch- und Umsatzprozesse erzielt werden.

Eine Verlagerung von Kohlenstoff mit den Wasserflüssen erfolgt durch gelöste Kohlenstoffverbindungen (DOC). Bisher liegen jedoch nur unzureichende Erkenntnisse über die quantitative und qualitative Bedeutung des C-Transportes vor. Als partikuläre Substanzen kann organischer Kohlenstoff und organischer Stickstoff durch Erosion und Oberflächenabfluss verlagert werden. Mit dem Grundwasserstrom gelangt überwiegend refraktäre organische Substanz in die Gewässer, die den Großteil ihrer Reaktivität bereits eingebüßt hat.

Im Rahmen des Elbe-Ökologie-Projektes wurde bereits eine Simulation des Transportes diffuser Stickstoffeinträge aus landwirtschaftlichen Quellen bis zum Austritt in die Gewässer am Beispiel des Parthe-Gebietes durchgeführt (Haferkorn et al. 2003). Basis der Modellierung war die Kopplung der Modelle REPRO (Hülsbergen & Diepenbrock 1997) und CANDY (Franko et al. 1995) mit dem gekoppeltem Grund-/Oberflächenwassermodell PART auf Basis des Programmsystems PCGEOFIM® (Boy & Sames 1997).

Als besondere Probleme wurden herausgestellt:

- Konvektion, Dispersion und Reaktionen laufen zeitgleich ab. Die tiefenintegral gemessenen Grundwasserkonzentrationen erlauben keine Trennung der Prozesse und keine scharfe Abschätzung von Prozessparametern.
- Der reaktive N-Umsatz ist abhängig von der Verfügbarkeit und der Verteilung von Reaktionspartnern und katalysierenden Mikroorganismen. Dadurch ergibt sich ein zeitlich und räumlich variabler N-Umsatz, der im Modellraster nur erschwert abgebildet werden kann.
- Eine Kalibrierung der simulierten flächenhaften N-Einträge mit der Grundwasserneubildung ist aufgrund der Größe und Heterogenität des Gebiets nur mit sehr großem Aufwand möglich.
- Gleiches gilt für die Erfassung der Abflusskomponenten und der daran gebundenen N-Einträge in die Vorfluter sowie für die Erfassung des unterirdischen Austrags aus dem Gebiet.
- Die räumliche Heterogenität der Umsatzbedingungen ist größer, als die für die Strömungsmodellierung verwendete horizontale und vertikale Diskretisierung.

Die wesentlichen Schlussfolgerungen und Empfehlungen für weitergehende Studien sind:

- Die Wasserversickerung und der Stoffaustrag aus dem CANDY-Modell wurden direkt dem jeweils obersten Grundwasserleiter zugeführt. Dadurch konnte die Stoffretention und die Verzögerung des Sickerwassers in der ungesättigten Zone unterhalb des Wurzelraumes nicht berücksichtigt werden. Die explizite Berücksichtigung der Drainzone durch ein geeignetes Modell ist daher anzustreben.
- Aufgrund der groben vertikalen Diskretisierung des Modells GEOFIM/PART wurde der Stofftransport künstlich beschleunigt, da die Einträge jeweils über die gesamte Zelmächtigkeit vermischt werden. Hier wäre eine Verfeinerung des vertikalen Rasters für eine realistischere Simulation wünschenswert.
- Durch die 2-dimensionale Darstellung der Grundwasserleiter können die Reaktionszonen in den Grundwasserstauern nicht berücksichtigt werden. Eine explizite Darstellung in einem dreidimensionalen Grundwassermodell sollte daher geprüft werden.
- Der Einfluss der Grundwasserstandsschwankungen auf den Chemismus sowie die tatsächlichen Stoffeinträge über die Grundwasseroberkante sind weitgehend unbekannt. Es werden spezielle Beschaffenheitsuntersuchungen gefordert.
- Der Modellverbund CANDY und PCGEOFIM®/PART kann die Abflussbildung auf der Landoberfläche sowie laterale Flüsse in der ungesättigten Zone nicht abbilden. Daher wird eine entsprechende Modellerweiterung empfohlen.
- Insbesondere die Kenntnisse über den Belastungsstatus im Grundwasser sowie über die speziellen Umsatzprozesse im Grundwasser und der ungesättigten Zone sind noch unzureichend. Auch hier wer-

den weitere Untersuchungen gefordert, um hinreichend gute Parametersätze für die Simulation des Nitrattransportes im Einzugsgebiet zu erhalten.

Eine vergleichbare Studie zum Stickstofftransport wurde von Wriedt (2004) bzw. Wriedt et al. (2005) am Beispiel des Schaugrabens bei Osterburg in der Altmark durchgeführt. Hierbei wurde das Bodenstickstoffmodell RISK-N mit den Grundwassermodellen MODFLOW und RT3D gekoppelt. Im Unterschied zur Studie von Haferkorn et al. (2003) wurden bei Wriedt (2004) die reaktiven Stoffumsätze im Grundwasser explizit und in Abhängigkeit von den Reaktionspartnern berücksichtigt, wobei die Parametrisierung des Modells auf Literaturwerten beruhte. Auch in dieser Studie erwiesen sich die Diskretisierung des Untergrundes in Relation zur Heterogenität der Prozesse, die Modellkalibrierung sowie unzureichendes Verständnis der Prozesse und der Verteilung reaktiver Substanzen im Untergrund als zentrale Probleme.

2.4 Darstellung des prognostizierten Klimawandels

Bei der Klimamodellierung konnten innerhalb der vergangenen Jahre deutliche Fortschritte erzielt werden. So können vergangene Klimate gut abgebildet werden und die prognostizierten Temperaturen bis 2100 zeigen übereinstimmend einen weiteren, allerdings unterschiedlich stark ausfallenden Anstieg an (Balzer et al. 1998, Schär et al. 2003). Auf globaler Ebene existieren inzwischen eine Reihe von relativ stabilen Prognosen für den zukünftigen Klimawandel (zusammenfassend z. B. Schönwiese et al. 2001, Watson et al. 2001, Zebisch et al. 2005). Im Mitteleuropäischen Raum ist bis 2100 nach Enke (2001), EEA (2004), SMUL (2005), Watson et al. (2001) und Zebisch et al. (2005) übereinstimmend eine Erwärmung zwischen 1,6 °C und 6,3 °C zu erwarten. Der große Schwankungsbereich ist vor allem auf verschiedene angenommene Ausgangsbedingungen, die alle auf den im IPCC – Bericht (Watson et al. 2001) dokumentierten Emissionsszenarien beruhen und auf verschiedene Regionalisierungsverfahren (z. B. Enke 2003 oder Mitchell et al. 2004) zurückzuführen. Im sächsischen Bereich werden die Mitteltemperaturen nach Enke (2003) zwischen +0,3 °C und +0,4 °C in Frühling und Winter bis +1,0 °C und +1,1 °C in Sommer und Frühling zunehmen. Dabei werden die Erhöhungen wahrscheinlich analog zu den Temperaturentrends in der Vergangenheit insbesondere im Winter nicht gleichförmig über die Dekaden erfolgen. Parallel wird wahrscheinlich auch die Sonnenscheindauer in Frühjahr und Sommer deutlich ansteigen. Innerhalb des Landes Sachsen existieren nach den Untersuchungen von Enke (2001, 2003) in Bezug auf den Anstieg von Temperatur und Sonnenscheindauer keine signifikanten räumlichen Unterschiede.

Im Unterschied zu Temperaturentrends sind Veränderungen im Niederschlagsregime bisher aufgrund starker kleinräumiger Abhängigkeit und sich daraus ergebender Repräsentanzprobleme nur selten eindeutig feststellbar. Für Deutschland sind im Gegensatz zur Temperatur über die vergangenen Jahrzehnte keine signifikanten Trends im Niederschlagsverhalten feststellbar (Zebisch et al. 2005). In Bezug auf die Prognose künftiger Niederschlagsmuster schlagen sich die Unsicherheiten aus der Vergangenheit auch in der Modellierung künftiger Niederschläge nieder. So ist nach Schär et al. (2003) bereits die Streuung der globalen Modelle in Bezug auf Niederschlagsprognosen sehr groß. Auf regionalem Maßstab können vor allem Veränderungen bei konvektiven Niederschlägen, die besonders im Sommer von Bedeutung sind, kaum räumlich und zeitlich festgelegt werden (Enke 2003). Bei aller Vorsicht bei der Interpretation verschiedener Szenarien können trotzdem gewisse Veränderungsmuster abgeleitet werden. Für den Zeitraum bis 2080 erwarten Zebisch et al. (2005) im Mittel unter 10 % Änderung der Jahresniederschläge in Deutschland. Dabei wird es nach Zebisch et al. (2005) vor allem im Westen und Süden Deutschlands eine Niederschlagszunahme im Winter geben, während es im Nordosten Deutschlands tendenziell zu einer Abnahme der Niederschläge kommen wird. Dies gilt insbesondere für das Einzugsgebiet der Elbe (siehe auch Enke 2003, Wechsung 2005). Dieser künftige Trend ist wahrscheinlich auf das veränderte Verhalten großräumiger Zirkulationsmuster zurückzuführen (SMUL 2005, Wechsung 2005, Zebisch et al. 2005). Für Sachsen wird von Enke 2003 und Zebisch et al. 2005 prognostiziert, dass es im Winter wahrscheinlich über die Dekaden hinweg zu ungleichmäßig verteilten Niederschlagszunahmen kommen wird, während es im Sommer vor allem im Norden Sachsens trockener werden wird. Allerdings könnte es zu signifikanten regionalen Unterschieden kommen, die z. B. durch Lee-Lagen an Gebirgen hervorgerufen werden; so ist für verschiedene Bereiche des Erzgebirges nach Enke (2003) auch mit einer leichten Niederschlagsabnahme im Winter zu rechnen, während im Sommer hier kaum Veränderungen zu erwarten sind. Es muss

außerdem nach SMUL (2005) mit einem drastischen Rückgang der Niederschläge in der Vegetationsperiode gerechnet werden. In der Prognose von Extremereignissen bei Niederschlag sind die Unsicherheiten weit größer als bei Temperaturextremen, nicht nur, wie Frei (2003) ausführte, in Bezug auf Extremniederschläge, sondern nach Hänsel (Lehrstuhl für Geochemie und Geoökologie, TU Bergakademie Freiberg persönl. Mitteilung 2006) auch in Bezug auf Trockenperioden. Prognosen in diesem Bereich sind also derzeit noch mit großer Vorsicht zu betrachten. Enke (2003) geht davon aus, dass Tage mit extremen Niederschlägen wahrscheinlich besonders im Sommer zunehmen werden, während in Herbst und Winter keine signifikanten Veränderungen von Extremereignissen zu erwarten sind.

Die für das KliWEP-Projekt des LfUG Sachsen verwendete Klimaprognose wurde 1999/2000 vom Institut für Meteorologie an der Freien Universität Berlin erstellt (Enke 2001). Die Klimaprognose bezieht sich auf das Bundesland Sachsen und wurde für die Zeitscheibe 2040-2060 erstellt. Die Prognosen lassen sich wie folgt zusammenfassen:

- Zunahme der Häufigkeit warmer Wetterlagen in Verbindung mit vorherrschender Südwestanströmung und Verstärkung der Lee-Effekte nördlich des Erzgebirges
- Anstieg der mittleren Jahrestemperatur um bis zu 2.7 K und Anstieg der Maximumtemperatur im Frühjahr um bis zu 4 K.
- Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen vorwiegend durch Rückgang der Frühjahrs- und Sommerniederschläge.
- Zunahme der Sonnenscheindauer vor allem im Frühjahr und Sommer

Mit den „WEREX-Daten 2001-2050“ (Enke 2004) stehen stationsbezogene Klimadaten für den Prognosezeitraum 2001-2050 zur Verfügung. Die Veränderungen des mittleren Klimas für die Zeiträume 1980-2003 und 2004-2050 finden sich in Abbildung 1.

2.5 Stickstofftransport und -umsatz im Kontext des prognostizierten Klimawandels

2.5.1 Auswirkungen auf den Wasserhaushalt

Als Folge eines weiter anhaltenden Temperaturanstiegs und einer möglichen Änderung von Niederschlagsmenge und -verteilung könnten sich bedeutende Konsequenzen für den Wasserhaushalt und die Abflussdynamik ergeben (u. a. Brouwer & Falkenmark 1989, Schulla 1997, Gurtz et al. 1997, Frederick & Major 1997, IPCC 2001, Bronstert et al. 2002, Lahmer 2004 und 2005, Jasper et al. 2004, Kleinn et al. 2005):

- weniger Winterniederschläge in Form von Schnee
- Anstieg der Schneefallgrenze und früher eintretende Schneeschmelze
- Zunahme der Häufigkeit und Stärke von Hochwassern vor allem im Winter
- Zunahme der Häufigkeit und Stärke von Niedrigwassern vor allem im Sommer
- Veränderungen im Abflussregime/Zunahme der Schwankungen in der Abflussdynamik: Schnelle Abflusskomponenten erhöhen ihren Anteil am Gesamtabflussvolumen.
- größere Schwankungen der jährlichen Niederschlagsmengen
- vermehrte Starkniederschläge
- Abnahme der jährlichen Niederschlagssummen: Die prognostizierte Zunahme der Winterniederschläge wird voraussichtlich den Rückgang der Niederschläge im Frühjahr und Sommer nicht ausgleichen (Kapitel 2.4)

- Abnahme der Bodenfeuchte insbesondere während der Vegetationsperiode: Ein erhöhter Verdunstungsanspruch, evtl. verstärkt noch durch reduzierte Niederschläge, könnte im Vergleich zum Ist-Zustand bereits im Frühjahr zu einer signifikanten Abnahme der Bodenwassergehalte führen. Insbesondere im Sommer wäre dann mit einer verstärkten Bodenaustrocknung zu rechnen.
- Abnahme der Grundwasserneubildung: Früher einsetzende Schneeschmelze und gleichzeitig kleinere Schneevolumina reduzieren die Bereitstellung von potenziellem Infiltrationswasser im Frühjahr. Die zunehmende Bodenaustrocknung vermindert die Tiefenversickerung von Bodenwasser und begünstigt fallende Grundwasserspiegel. Dies gilt zunehmend auch für flussnahe Gebiete, die heute noch von Grundwasserspeisung infolge Kapillaraufstieg profitieren.
- mögliche Zunahme der Verweilzeiten im Untergrund infolge verminderten Grundwasserabflusses

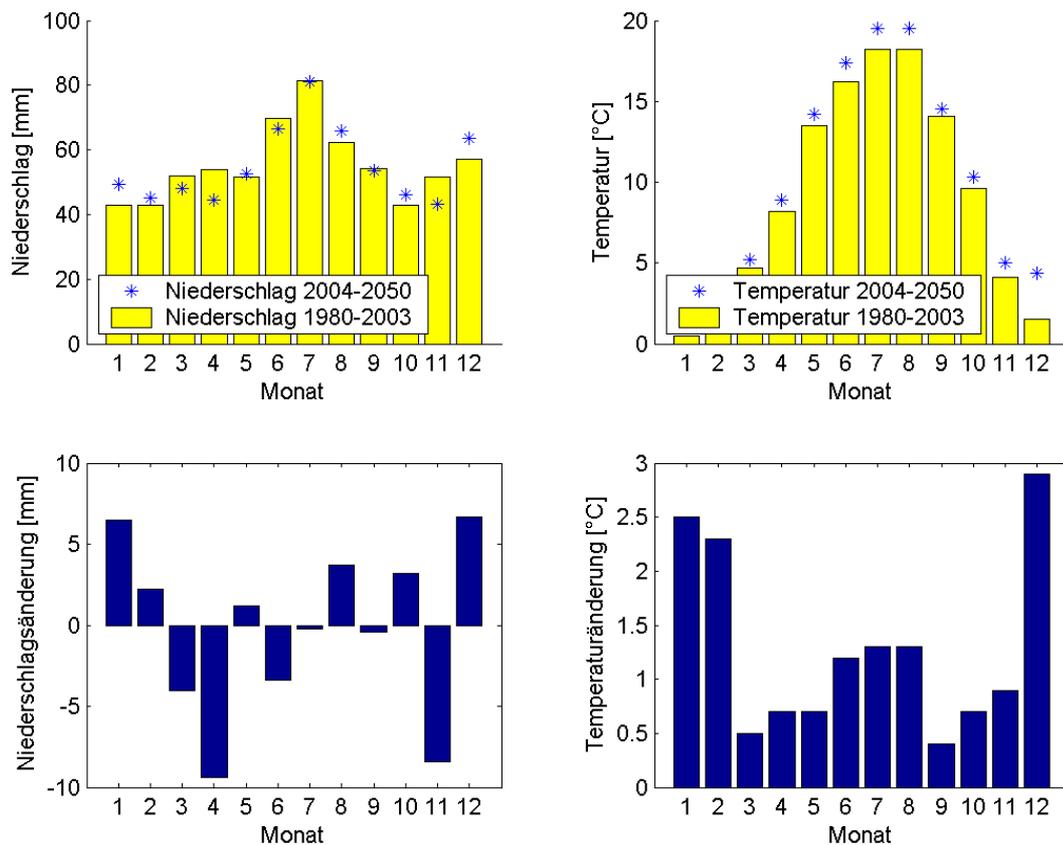


Abbildung 1: Änderung der mittleren Monatstemperaturen und Niederschläge im Parthe-Gebiet für die Zeiträume 1980-2003 und 2004-2050 (Daten aus: Hertwig 2004 - KliWEP 1, Abschlussbericht)

Zahlreiche Prognosen gehen auch von einer zukünftigen Häufung außergewöhnlicher Witterungsfälle aus. Insgesamt ist mit einer Zunahme der Klimavariabilität und der Klimaextreme zu rechnen. Klimaszenarien deuten an, dass insbesondere die Häufigkeit, Dauer und Intensität von sommerlichen Hitze- und Trockenheiten zunehmen wird. Daneben könnten aber auch andere Situationen wie winterliche Kälteeinbrüche oder Stürme vermehrt auftreten.

Die Folgen der weiter schreitenden Klimaveränderung können dazu führen, dass Elemente des Wasserkreislaufes Werte annehmen, welche die heute gültigen Erfahrungswerte überschreiten. Deshalb ist mit Konsequenzen für verschiedene wasserwirtschaftliche Aspekte zu rechnen:

- sommerliche Wasserknappheit mit Konsequenzen für die Wasserqualität: Durch eine geringere Wasserführung der Seen und Flüsse würden einerseits eingetragene Schadstoffe nicht mehr stark genug

verdünnt werden, andererseits würde auch die Wassertemperatur stärker ansteigen. Insbesondere kleinere Gewässer dürften einen überproportionalen Anstieg verzeichnen.

- Beeinträchtigung von flussnahen Grundwasserversorgungseinrichtungen durch verringerte Infiltration von Regen und Exfiltration von Flusswasser sowie gleichzeitiger Zunahme der Verdunstung
- höhere Ansprüche an den Hochwasserschutz durch vermehrtes Auftreten von extremen Abflüssen
- politische Brisanz durch Veränderungen im Abflussvolumen und in der Abflussdynamik (zunehmende Gefährdung der Schifffahrt, notwendige Anpassung in der Raumordnungspolitik und flexiblere Bewirtschaftung von Speichern und Seen etc.)

Die Auswirkung der Klimaänderung auf die hydrologischen Verhältnisse könnte auch weit reichende Konsequenzen für den landwirtschaftlichen Sektor nach sich ziehen. Es sei an dieser Stelle nur auf die zunehmende Gefahr von sommerlichen Dürreperioden sowie auf die erhöhte Klimavariabilität insgesamt verwiesen, die die Anpassungsfähigkeit der Landwirtschaft vor neue Herausforderungen stellen könnte (z. B. Jasper 2004).

Im Rahmen von Teil 1 des KliWEP-Projektes (Abschluss November 1994) wurden erste Untersuchungen zur Auswirkung des prognostizierten Klimawandels auf den Wasserhaushalt im Parthe-Gebiet durchgeführt (Hertwig 2004). Für den Zeitraum 2004-2035 wurde eine Zunahme der Grundwasserneubildung prognostiziert, ab 2050 dagegen eine Abnahme. Hinsichtlich des Grundwasserflurabstandes wurde in dieser Studie ein Absinken um ca. 2 m bis zum Jahr 2050 vorausgesagt.

2.5.2 Auswirkungen auf die Kohlenstoffdynamik in terrestrischen Systemen

Die Abschätzung der klimabedingten Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik ist aufgrund seiner Komplexität eine der herausfordernden Forschungsfragen unserer Zeit und Gegenstand zahlreicher Untersuchungen (u. a. Apps & Kurz 1991; Mäkipää et al. 1999; Lal 2004; Allen et al. 2005). Das weltweit größte Projekt zur Erforschung der Kohlenstoffdynamik und seiner Beeinflussung durch das Klima oder die Bewirtschaftung ist der von der EU finanzierte europäische Forschungsverbund "CarboEurope" (<http://www.carboeurope.org/>). Er stellt einen Zusammenschluss von 15 europäischen Forschungsprojekten dar (Beteiligung von 61 Forschungszentren aus 17 europäischen Ländern) und verfolgt das Ziel, die Kohlenstoffbilanz der terrestrischen Biosphäre Europas zu verstehen und zu berechnen, und zwar auf der kontinentalen, regionalen und lokalen Skala. Ein verbessertes Verständnis zur Kohlenstoffdynamik, seinen Interaktionen und seiner zukünftigen Entwicklung ist auch das erklärte Ziel des „Global Carbon Project“ (<http://www.globalcarbonproject.org/>).

Die Kohlenstoffspeicherung in Pflanzen und Böden ist ein komplexer Prozess, der Messungen und Modellierungen auf unterschiedlichsten räumlichen und zeitlichen Ebenen verlangt. Insbesondere die biologischen Prozesse bei der Zersetzung von organischer Substanz gelten als der bislang am wenigsten verstandene Teil des Kohlenstoffkreislaufs. Die Abschätzung von Veränderungen in der Kohlenstoffdynamik unter veränderten Klimabedingungen setzt zunächst die Kenntnis der beeinflussenden Faktoren und der beteiligten Prozesse voraus (Abbildung 2).

Auf Grundlage des heutigen Kenntnisstandes zur Kohlenstoffdynamik lassen sich folgende wahrscheinlichen Einflüsse der Klimaänderung (erhöhtes CO₂, erhöhte Temperatur, veränderter Wasserhaushalt, etc.) auf den Kohlenstoff ableiten:

- Zunahme des vegetativen Kohlenstoff-Pools (Biomasseproduktion) infolge Erhöhung des C/N-Verhältnisses in den Pflanzen (verbesserte Stickstoffnutzungseffizienz); verlängerte Photosynthesenzeiten; Verbesserung der Wassernutzungseffizienz der Vegetation.
- Abnahme der Kohlenstoffspeicherung im Boden infolge Zunahme des Wurzelwachstums und damit verbundener erhöhter mikrobieller Aktivität und Bodenrespiration. Eine vergrößerte C-Freisetzung (CO₂, CH₄) könnte vor allem in Mooregebieten problematisch sein. Hier besteht die Gefahr einer positiven Rückkopplung, also einer Verstärkung des Treibhauseffektes.

- Abnahme der Kohlenstoffspeicherung im Boden infolge der Erhöhung der Mineralisation von organischer Substanz (vor allem in den langsamen Kohlenstoff-Pools)
- Erhöhung des Stoffumsatzes im Grundwasserraum infolge der Temperaturerhöhung

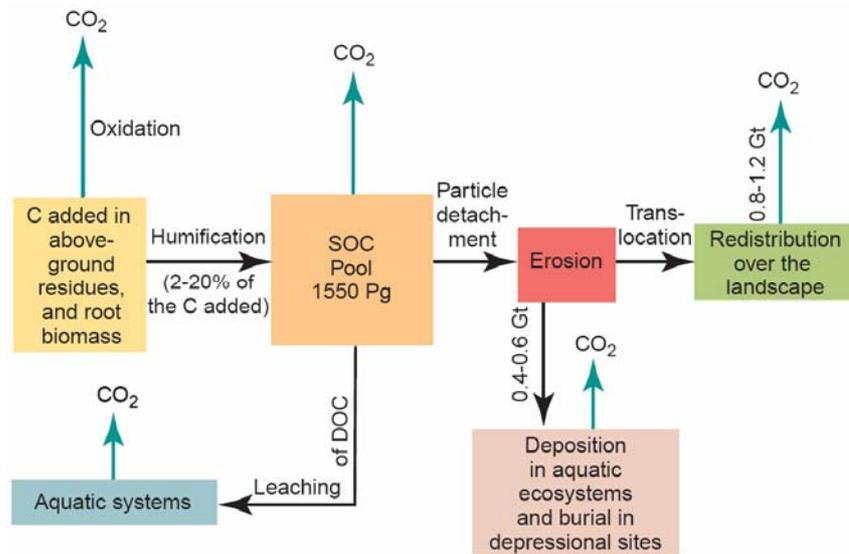


Abbildung 2: Einflussfaktoren auf die Dynamik der organischen Bodensubstanz (SOC – soil organic carbon, DOC – dissolved organic carbon) (aus LAL 2004)

Abschließend sei an dieser Stelle auch auf den signifikanten Einfluss von Nutzungsstrategien (sowohl im Forstwesen als auch in der Landwirtschaft) auf die Entwicklung der Kohlenstoff-Pools hingewiesen.

Die Absenkung des Grundwasserspiegels kann durch den Zutritt von Sauerstoff zu vormaligen Grundwasserbereichen zu einer Oxidation von Pyrit und organischem Kohlenstoff führen, wodurch sich weitere Umweltprobleme (Versauerung, Sulfatfreisetzung) ergeben. Im Grundwasserkörper kann die Temperaturerhöhung ebenfalls eine Erhöhung der Umsatzraten hervorrufen.

Eine Schlüsselgröße für die Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Kohlenstoff- und den Nährstoffhaushalt ist die Primärproduktion bzw. das Pflanzenwachstum, da sie die Nährstoffentzüge aus dem Boden sowie die Rückführung über die Streu und Wurzelreste beeinflusst. Die Veränderungen des Pflanzenwachstums oder der Produktivität natürlicher oder landwirtschaftlicher Systeme resultieren aus dem gemeinsamen Wirken verschiedener Komponenten.

Das Ertragspotential landwirtschaftlicher Kulturen wird im Wesentlichen bestimmt vom Klima (Temperatur und Strahlung), dem CO₂-Gehalt der Atmosphäre und Pflanzeigenschaften. Dieses Potenzial kann aufgrund weiterer natürlicher Standorteigenschaften wie Bodenfeuchte (Trockenstress oder Nässe) und Nährstoffverfügbarkeit begrenzt werden. Darüber hinaus gibt es weitere ertragsmindernde Faktoren, wie zum Beispiel Schädlingsbefall, Krankheiten, Konkurrenz (Unkräuter) und Luftverschmutzung (zum Beispiel Ozon), deren Auftreten ebenfalls durch Klimaänderungen beeinflusst werden kann. Zum Teil kann sich die Vegetation auch an veränderte Umweltbedingungen durch Erhöhung der Wasser- und Nährstoffnutzungseffizienz anpassen.

Generell ist durch die Temperaturzunahme und die Erhöhung des CO₂-Gehaltes in der Atmosphäre ein erhöhtes Pflanzenwachstum zu erwarten, sofern Trockenphasen und Hitzeperioden nicht begrenzend wirken. Eine CO₂-Limitation durch andere Faktoren, wie oben dargestellt, ist jedoch möglich (Goudriaan & Zadoks 1995). In einer Studie von Gedney et al. (2006) wurde dargestellt, dass die Erhöhung der CO₂-Gehalte in der Atmosphäre gegenwärtig zu einer Verringerung der Transpirationsleistung führt, da die Pflanzen aufgrund des erhöhten CO₂-Partialdruckes den Gasaustausch mit der freien Atmosphäre verringern können. Neuere Modellrechnungen erklären z. T. auch die beobachtete Reduktion der globalen Abflüsse um 3 % mit diesem Effekt.

Darüber hinaus ist die kurzfristig beobachtbare Reaktion der Vegetation auf Klimaänderungen nicht gleichbedeutend mit der langfristig möglichen Umstellung des Pflanzenstoffwechsels (Rustad 2001) (Stichwort: N-Effizienz, Transpirationsleistung).

Insgesamt lässt sich die Veränderung des Ertragspotentials und der tatsächlichen Erträge infolge der Klimaänderungen daher gegenwärtig nicht sicher bestimmen.

2.5.3 Auswirkungen auf die Stickstoffdynamik in terrestrischen Systemen

Auch die Auswirkungen der Klimaänderungen auf die Stickstoffdynamik sind im Einzelnen sehr komplex und können hier lediglich in Form eines Überblicks zusammengefasst werden. In der Vergangenheit standen eher der Wasser- und der Kohlenstoffhaushalt im Blickfeld der Klimafolgenforschung. Zum Themenkomplex „Klimawandel und Stickstoffhaushalt“ besteht noch erheblicher weiterer Forschungsbedarf.

Eine Erhöhung des Pflanzenwachstums infolge der Klimaänderungen hat möglicherweise auch einen erhöhten N-Bedarf zur Folge. Jedoch kann dieser evtl. durch eine effektivere Ressourcennutzung und Veränderung des C/N-Verhältnisses ausgeglichen werden, so dass möglicherweise keine Limitation des Pflanzenwachstums durch die Boden-N-Verfügbarkeit gegeben ist. Wie bereits in Kap. 2.5.2 dargestellt, sind langfristig mögliche Umstellungen des Pflanzenstoffwechsels derzeit nicht abzusehen. Auch deuten neuere Untersuchungen daraufhin, dass N-Mangel durch zusätzliche Nutzung „externer“ Quellen (Sowerby et al. 2005) kompensiert werden kann. Dies könnte zum Beispiel im Zuge der atmosphärischen Deposition erfolgen (Russow & Böhme 2004).

Generell führt ein Temperaturanstieg auch zu einer Beschleunigung der Stoffumsätze im Boden. Sowohl Mineralisation als auch Denitrifikation sind temperaturabhängig. Die Bodenfeuchtedynamik kommt als weiterer Faktor ins Spiel, da Mineralisation durch Trockenheit und Wassersättigung limitiert wird, während die Denitrifikation nur unter Wassersättigung auftritt.

Parallel zur Kohlenstoffdynamik ist grundsätzlich eine Abnahme des organisch gebundenen Bodenstickstoffs infolge erhöhter Mineralisation und Bodenrespiration zu erwarten. Differenziert nach Jahreszeiten ergibt sich folgendes Bild: Es ist mit einer erhöhten Mineralisation im Winter zu rechnen. Gleichzeitig nimmt auch die Auswaschung durch das erhöhte N-Angebot und das gesteigerte saisonale Sickerwasser aufkommen zu. Die vermehrten Trockenperioden im Sommer haben eine verringerte Mineralisation und damit auch eine geringere N-Verfügbarkeit im Boden zur Folge. Dadurch kann das Stickstoffangebot sich wiederum limitierend auf das Pflanzenwachstum und die Biomasseproduktion auswirken. Ob dies tatsächlich der Fall ist, bleibt jedoch unklar, da der Stickstoffbedarf der Pflanzen möglicherweise auch aus externen Quellen (atmosphärische Deposition) gedeckt werden kann (Sowerby et al. 2005, Böhme & Russow 2002, Merbach 2002).

Eine beschleunigte Mineralisation muss jedoch nicht zwangsläufig zur Abnahme des organischen N-Pools und Verstärkung der Nitratauswaschung führen. Möglicherweise kann ein erhöhtes Pflanzenwachstum (N-Aufnahme der Vegetation bzw. Anfall von Biomasse) diese Effekte wieder ausgleichen. Damit verbunden kann sich auch der Nährstoffentzug aus dem Boden verändern.

Durch den Temperaturanstieg können sich die Denitrifikationsraten insbesondere im Winter und Frühjahr im Boden erhöhen, die Gesamtdenitrifikationsleistung kann jedoch durch die Änderungen im Wasserhaushalt herabgesetzt sein (wärmere Winter, aber weniger Feuchteperioden).

Eine Veränderung der Bodenausträge von Stickstoff wirkt sich unter Umständen nur langfristig in den Einträgen zum Gewässernetz aus, weil die Verweilzeiten im Grundwasser zu einer Verzögerung des Signals führen und bei einem hohen Denitrifikationspotential des Grundwassers und der Uferbereichs die Stickstofffrachten aus dem Boden durch Denitrifikation effektiv abgebaut werden. Lediglich Änderungen in drainierten Flächen und in Flächen, die in deutlicher Nähe zum Gewässernetz liegen (kurze Transportzeiten und unvollständige Denitrifikation) sind zeitnah auch im Gewässernetz bemerkbar.

Durch ein Absinken der Grundwasserstände und die Verringerung von Wassersättigungsphasen im Boden kann es auch zu einer Verminderung der Drainageflüsse kommen. Dadurch wird auch die Nitratzufuhr zu

den Oberflächengewässern über die Drainagen verringert. Wie beim Kohlenstoff bereits dargestellt, kann die Temperaturerhöhung im Grundwasser ebenfalls zu einer Erhöhung der Umsatzraten (Denitrifikationsprozesse) führen.

Insgesamt zeichnet sich ab, dass hinsichtlich der Auswirkungen des Klimawandels auf die Stickstoffdynamik in Abhängigkeit der jeweiligen Umweltfaktoren unterschiedliche Auswirkungen zu verzeichnen sein werden. Diese könnten sich möglicherweise gegenseitig ausgleichen oder auch verstärken. Eine fundierte Bewertung der komplexen Zusammenhänge kann nur mit Hilfe von numerischen Simulationsrechnungen erfolgen.

2.5.4 Auswirkungen auf die Stoffdynamik in Oberflächengewässern

Der Einfluss der Klimaänderungen auf die Ökologie und Qualität der Fließgewässer ist bisher kaum vorherzusagen, da neben der Unsicherheit der Prognose klimatischer Änderungen und den Veränderungen der lateralen Stoffeinträge auch die ökologischen Konsequenzen für die Biozönose nicht vorhersehbar sind. Neben einer Verschiebung des Artenspektrums der Biozönosen sind hier wie im System Boden-Pflanze auch eine Veränderung des N-Bedarfs, der N-Nutzungseffizienz und die Reaktion auf den CO₂-Gehalt zu berücksichtigen. Jedoch stehen diese Prozesse zurzeit noch nicht im Blick laufender Forschungen. Die Auswirkungen des veränderten Wasserhaushaltes kann vermutlich als das wichtigste Problem angesehen werden. Eine Veränderung des Abflussregimes mit z. B. einer Verminderung des Gesamtabflusses, verlängerte Niedrigwasserabflusszeiten und/oder veränderter Niedrigabflussmengen hat große Wirkungen auf die aquatische Biozönose und den Stoffhaushalt des Fließgewässers, sie beeinflusst zudem die Gewässer-Umland-Beziehungen. Höhere Temperaturen wirken sich auch in Gewässern beschleunigend auf alle Umsatzprozesse aus. Welche Bedeutung Temperaturänderungen auf Stoffumsätze gerade in kleinen Gewässern mit kurzen Verweilzeiten haben, ist bisher unklar.

Als Empfänger für die Wasser- und Stoffflüsse in Einzugsgebieten stellen die Oberflächengewässer das Endglied in der Transportkette im Einzugsgebiet dar. Entsprechend führen Änderungen der Austräge aus der ungesättigten Bodenzone zu einer zeitverzögerten Reaktion der Fließgewässer, wobei die Transportzeitverteilung der Stoffflüsse über die verschiedenen Transportpfade berücksichtigt werden muss. Ob diese Reaktion quantitativ erfassbar ist, hängt auch von der relativen Bedeutung der weiteren Stoffeintragspfade Streueintrag, direkte Düngereinträge und N-Fixierung ab. Die Veränderung der Stoffeinträge durch laterale Zuflüsse in das Gewässersystem infolge einer veränderten Belastung aus dem Einzugsgebiet sowie der Verschiebungen im Wasserhaushalt (z. B. Veränderung der relativen Bedeutung einzelner Abflusskomponenten) sind derzeit noch am ehesten im Rahmen von Modellrechnungen beschreibbar.

Aufgrund der kurzen Fließzeiten auch bei Niedrigwasserabflüssen in der Parthe ($\leq 1-2$ d) bzw. im Schnellbach ($\leq 1-2$ h) ist nur mit begrenzten Änderungen infolge der internen Stoffumsatzprozesse im Gewässer zu rechnen. Langfristig können sich Verschiebungen der internen Stoffflüsse ergeben, eine Auswirkung auf die Gewässerqualität ist nur sehr schwer vorherzusagen.

Generell ist der Einfluss gewässerinterner Stoffumsätze auf die aquatische Biozönose in Niedrigwasserperioden und in der Regel höheren Temperaturen größer als bei höheren Abflüssen. Daher können diese Stoffumsätze den Einfluss insbesondere veränderter Niedrigwasserabflüsse verstärken. Diese Aussage gilt im Wesentlichen jedoch nur für Phosphor als i. d. R. eutrophierungsrelevantem Nährstoff. Nitrat-Stickstoff kommt im mitteleuropäischen Raum nur eine untergeordnete Bedeutung für die Fließgewässerbiozönose zu. Die Auswirkungen eines veränderten Stickstoffumsatzes im Fließgewässer auf dessen Stickstofffracht werden als begrenzt eingestuft. Die Veränderung des Abflussregimes und der Einträge in das Gewässersystem kann insgesamt als Faktor von größerer Bedeutung angesehen werden.

2.5.5 Auswirkungen auf Landnutzung

Eine direkte Auswirkung der zukünftigen Klimaänderungen auf die Landnutzung lässt sich nur bedingt abschätzen. Grundsätzlich ist eine Verschiebung des Artenspektrums in der natürlichen Umwelt entsprechend der erhöhten Temperaturen oder der veränderten Bodenfeuchte denkbar.

In der forstwirtschaftlichen Forschung sind im nordostdeutschen Tiefland bereits Tendenzen zum langfristigen Umbau in Hinblick auf ökologisch angepasste Baumarten erkennbar, wobei hier immer auch der ökonomische Nutzen im Vordergrund steht (z. B. www.OakChain.de, www.enforchange.de).

Die landwirtschaftliche Nutzung wird noch in wesentlich stärkerem Maße als die Forstwirtschaft von ökonomischen und rechtlichen Rahmenbedingungen bestimmt und sich v. a. entsprechend der zukünftigen Marktsituation, der Nachfrage, der Förderungspolitik, der Naturschutzgesetzgebung und der technologischen Entwicklung (z. B. Zucht, Gentechnik, Bewässerungstechnologien, Verdunstungsschutz) ausrichten.

Insgesamt ist vermutlich zu erwarten, dass die Einflüsse von ökonomisch und politisch induzierten Landnutzungs- und Düngungsänderungen auf die N-Bilanzen größer sind als die direkt klimabedingten Auswirkungen.

2.5.6 Zusammenfassende Betrachtung des C- und N-Haushaltes von Einzugsgebieten und der Auswirkungen von Klimaänderungen

Die Prozessdynamik im System Boden-Pflanze im Zusammenwirken mit der Entwicklung der zukünftigen Klimabedingungen und der Landnutzungsentwicklung bestimmt im Wesentlichen die Einträge an Stickstoff in die nachfolgenden Reaktionsräume ungesättigte Zone, Grundwasser und Oberflächengewässer. Der Stoffumsatz in der ungesättigten Zone und im Grundwasser wird im Wesentlichen von der Anlieferung reaktiven Stickstoffs (Nitrat) aus der Bodenzone und der Verfügbarkeit von Reaktionspartnern bestimmt. Die veränderte Eintragsituation wirkt sich entsprechend der Transportzeitverteilung zeitverzögert auf die Anlieferung von N an das Gewässersystem aus. Umsätze im Gewässersystem selbst unterliegen wiederum einer eigenen Dynamik, bei der auch zusätzliche Eintragsquellen und Senken berücksichtigt werden müssen.

Es bestehen nach wie vor zahlreiche Erkenntnisdefizite, die eine Simulation zukünftiger Entwicklungen erschweren. Als wichtige Punkte sind zu nennen:

- Die Reaktion des Pflanzenwachstums und des Transpirationsverhaltens auf langfristig veränderte CO₂-Gehalte der Atmosphäre, Feuchte- und Temperaturverhältnisse
- Langfristige Änderung der N-Nutzungseffizienz und der N-Aufnahme von Pflanzen unter veränderten Wachstumsbedingungen

Diese beiden Punkte wirken sich insbesondere auf die N-Bilanz des Bodens (in Zusammenwirken mit den bodeninternen Prozessen aus) und sind daher für eine Bestimmung der Bodenausträge (bei angenommener Landnutzung und Düngung) und damit der Einträge in die nachgeordneten Reaktionsräume (Grundwasser, Fließgewässer) maßgebend. Weitere relevante Punkt sind:

- Die zukünftige Entwicklung der Landwirtschaft kann insbesondere für größere Zeithorizonte (mehrere Jahrzehnte) nicht prognostiziert werden. Neben ökologischen Faktoren sind auch die sozio-ökonomischen Randbedingungen maßgeblich. Die durch Landnutzungs- und Düngungsänderungen hervorgerufenen Änderungen der N-Bilanzen können die klimabedingten Einflüsse möglicherweise deutlich übersteigen.
- Daten zu Art und Intensität der Umsatzprozesse im Untergrund sowie zur Verfügbarkeit von Reaktionspartnern und zur Transportzeitverteilung sind für eine Modellierung im Allgemeinen unzureichend und müssen gebietspezifisch auf Basis von Prozessuntersuchungen erhoben werden.

- Die Quantifizierung der internen Gewässerdynamik ist insbesondere bei kleineren Fließgewässern problematisch aufgrund der Wechselbeziehungen zum Umland und der unzureichenden Prozesskenntnis bezüglich der Interaktionen von Gewässer und Gewässersediment. Die Durchführung spezifischer Prozessuntersuchungen im Gewässer ist für eine Quantifizierung der Prozesse und eine Modellparametrisierung unerlässlich.
- Die Veränderung der Gewässerökologie und der gewässerinternen Stoffumsätze infolge von Klimaänderungen wurden bisher noch nicht wissenschaftlich untersucht.

3 Zusammenstellung geeigneter Tools für den C- und N-Haushalt im Parthe-Gebiet unter Berücksichtigung der vorhandenen Wasserhaushaltsmodelle für das Parthe-Gebiet

3.1 Definition der Simulationsziele und Modellanforderungen

Auf Basis der Klimaprognose für das Land Sachsen sollen die Auswirkungen des Klimawandels auf den C- und N-Haushalt im Einzugsgebiet der Parthe simuliert werden. Für die Auswahl geeigneter Modelle und Entwicklung eines Modellverbundes ist eine detaillierte Zieldefinition erforderlich, in der die auszuwertenden Zielgrößen definiert werden. Darüber muss zunächst festgelegt werden, ob auf Basis der Klimaprognose Szenarioanalysen durchgeführt werden sollen oder quantitative Vorhersagen erwartet werden.

Wie in Kapitel 2 ausführlich erläutert wurde, erlaubt der aktuelle Kenntnisstand des Stoffhaushalts in den Reaktionsräumen Pflanze/Boden, Grundwasser und Oberflächengewässer in vielen Fällen noch keine exakte Quantifizierung der entsprechenden Parameter und Prozesse. Darüber hinaus bestehen auch hinsichtlich der Klima- und Landnutzungsprognosen erhebliche Unsicherheiten. In Kap. 6 wird außerdem noch eingehend auf die verfügbare Datengrundlage für die Modellparametrisierung, -kalibrierung und -validierung eingegangen. Als Konsequenz dieser Unwägbarkeiten sollen sich die weiteren Überlegungen zum Modellverbund für den N- und C- Haushalt im Rahmen dieser Vorstudie auf die Berechnung von Szenarien konzentrieren. Dies entspricht der üblichen Vorgehensweise bei der Untersuchung des N- und C- Haushalts auf der Ebene von mesoskaligen Einzugsgebieten wie der Parthe.

Aufbauend auf den Simulationszielen müssen die erforderlichen Prozesse und Reaktionsräume ausgewählt werden und die räumliche und zeitliche Auflösung der Modelle abgestimmt werden. Für die Konzeption eines Modellierungsansatzes und die Bewertung alternativer Ansätze ist insbesondere zu prüfen, ob die wesentlichen Prozesse und ihre Wechselwirkungen in den jeweiligen Modellen und im Modellsystem insgesamt abgebildet werden. So lassen sich z. B. mit einem Grundwassermodell, welches eine grobe räumliche Auflösung verwendet, zwar Stoffflüsse im Einzugsgebiet darstellen, reaktive Prozesse können dann aber nicht adäquat abgebildet werden. Hierbei ist auch numerischen Effekten Rechnung zu tragen.

Insbesondere die C- und N- Dynamik im Boden wird von komplexen Wechselwirkungen mit dem Klima und der Vegetation bestimmt, so dass die Anbindung detaillierter Vegetationsmodelle erforderlich sein kann. Möglicherweise lassen sich jedoch dominierende Wirkungen isolieren, die auch in einfacheren Modellen darstellbar sind. Dabei müssen auch die verfügbaren Datengrundlagen, die Unsicherheiten der Eingangsdaten und Modellparameter und die Grenzen der Kalibrier- und Validierbarkeit der Modelle berücksichtigt werden. Gerade die für eine Simulation der Umsatzprozesse im Grundwasserraum erforderlichen Daten, insbesondere die Verteilung und die Gehalte an reaktiven Substanzen, sind nur schwer und nur mit umfangreichem Messaufwand zu beschaffen. Bereits die Bestimmung von Stoffausträgen aus dem Boden ist sehr aufwändig und kann lediglich an Einzelstandorten mit Hilfe von Lysimetern oder durch chemische Analyse von Saugkerzenwässern in Verbindung mit numerischen Modellsimulationen des Wasserhaushalts exemplarisch durchgeführt werden. Auf der Ebene von Einzugsgebieten sind derartige Untersuchungen hingegen nicht realisierbar.

Auch der Zeithorizont der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen. Aufgrund der relativ langen Verweilzeit im Grundwasser (u. U. mehrere Jahrzehnte) ist davon auszugehen, dass Änderungen der N-Dynamik erst langfristig im Austrag ins Gewässernetz feststellbar sind. Während sich im Bodenmodell nach einer gewissen Simulationszeit ein den Umweltbedingungen entsprechendes Gleichgewicht zwischen Ein- und Austrägen einstellt, unterliegt der Grundwasserraum bei Berücksichtigung von Stoffumsätzen einer permanenten Veränderung. Simulierte Änderungen des Stoffhaushalts im Grundwasser lassen sich unter diesen Voraussetzungen daher nicht ohne weiteres mit dem Ist-Zustand vergleichen. Es muss vielmehr zunächst durch Fortschreibung der Ist-Einträge in die Zukunft ein Vergleichszustand geschaffen werden. Im Gewässersystem ist dagegen aufgrund der kurzen Verweilzeiten (Stunden bis Tage) keine kontinuierliche Simulation erforderlich.

Die Simulation soll nach Maßgabe des LfUG auf den bereits bestehenden Wasserhaushaltsmodellen für das Parthe-Gebiet aufbauen. Dies sind namentlich gekoppelte Anwendungen der Modelle WaSiM-ETH (Hydrologie) und PCGEOFIM[®] (Grundwasserströmung und Transport). Mit dem Modellverbund

WaSiM-ETH und PCGEOFIM[®] kann der Wasserhaushalt gemäß den Resultaten der Vorstudien KliWEP 1 (abgeschlossen) und KliWEP 2 (Stand: 2. Zwischenbericht v. 15.11.2005) zufriedenstellend abgebildet werden. Aufbauend auf diesen Modellen müssten in dem im Rahmen von KliWEP 3 geplanten Modellverbund noch die Stofftransport- und Stoffumsatzkomponenten zur Beschreibung der C- und N-Dynamik in den einzelnen Reaktionsräumen implementiert werden. Durch diese Vorgehensweise könnten sich technische und inhaltliche Einschränkungen hinsichtlich der Auswahl geeigneter Modellwerkzeuge ergeben. Darüber hinaus könnte die Anwendbarkeit des resultierenden Gesamtmodells aufgrund der räumlichen wie zeitlichen Auflösung und der erforderlichen Rechenzeit begrenzt sein.

Alternativ wäre auch ein mehrstufiges Verfahren denkbar, bei dem zunächst die Auswirkungen des Klimawandels in Standortsimulationen für das System Boden-Pflanze mit detaillierten Modellen untersucht werden, um die wesentlichen Einflussgrößen zu bestimmen. Auf dieser Basis könnte zum Beispiel ein geeignetes Modell für die regionale Simulation gewählt werden. Nachgeschaltet würde dann das Grundwassersystem betrachtet oder ein integriertes Einzugsgebietsmodell angewandt.

3.2 Erforderliche Prozesskomponenten, weitere Voraussetzungen für die Modellkopplung

Die in Kapitel 2 durchgeführte Analyse des Stoffhaushaltes von Einzugsgebieten und seiner Beziehung zu Klimaänderungen zeigte, dass insbesondere die temperatur- und feuchteabhängig Dynamik von Pflanzenwachstum, Nährstoffaufnahme und Umsatzprozessen im Boden entscheidend ist für die adäquate Simulation der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Stoffhaushalt. Gemäß der Leistungsbeschreibung des Auftraggebers (Punkt 2.2) sind eine Reihe spezieller Punkte bei der Erstellung des Modellkonzeptes gezielt zu berücksichtigen. Weitere Voraussetzungen für die Realisierung der Modellkopplung wurden im Lauf der Projektbearbeitung deutlich und wurden ebenfalls in dieses Kapitel integriert. Diese Punkte werden im Folgenden im Hinblick auf ihre Relevanz in Hinblick auf die Darstellung der erwünschten Wirkungszusammenhänge sowie hinsichtlich ihrer Implementierbarkeit in einem Modellsystem vorgestellt und diskutiert.

3.2.1 Landnutzung

Die Verteilung der zukünftigen Landnutzung und die Bewirtschaftung sind zwingende Eingangsparameter des Modells. Die entsprechenden Daten können in Form eines oder mehrerer Szenarien bereitgestellt werden. Ein Verfahren zur Ableitung von Landnutzungsszenarien wird in Kap. 6.3 dargestellt.

3.2.2 Vegetation – Pflanzenwachstum und Nährstoffaufnahme

Ein geeignetes Wachstumsmodell sollte mindestens die Abhängigkeit des Pflanzenwachstums von der Temperatur und der Bodenfeuchte darstellen können. Wenn möglich, wäre auch eine Reaktion des Pflanzenwachstums auf den CO₂-Gehalt der Luft wünschenswert. Der N-Entzug aus dem Boden sollte in Abhängigkeit vom N-Bedarf (Wachstum und Zielgehalte) und N-Verfügbarkeit erfasst werden. Wie bereits in Kap. 2.5.3 dargestellt, ist die Modellierung dieser Prozesse mit erheblichen Unsicherheiten behaftet und deren quantitative Bedeutung derzeit noch nicht abschätzbar.

Bei der Kopplung eines Wachstumsmodells, welches auf Umweltfaktoren reagiert, mit WaSiM-ETH wäre außerdem zu beachten, dass die für den Wasserhaushalt relevante Vegetationsentwicklung in WaSiM-ETH bisher durch Stützstellen in der Landnutzungstabelle gesteuert wird. Für die Realisierung einer derartigen (online-) Kopplung wären somit möglicherweise größere Eingriffe in die Programmstruktur

tur von WaSiM-ETH erforderlich. Analoges gilt für die am LFUG derzeit geplante Flexibilisierung der Vegetationsperioden in WaSiM-ETH mit Hilfe eines so genannten Temperatursummenansatzes. Gängige Stoffhaushaltsmodelle oder -module wie SWAT (vgl. Kap. 3.3.3.5) verfügen teilweise bereits über vergleichbar konzipierte Ansätze, welche aber nicht unmittelbar mit der Landnutzungstabelle oder dem geplanten Temperatursummenansatz von WaSiM-ETH kompatibel wären.

3.2.3 Boden

Die Geschwindigkeit biochemischer Prozesse im Boden wie zum Beispiel die Mineralisation und die Denitrifikation ist von der Temperatur und der Sauerstoffverfügbarkeit abhängig, wobei letztere durch die Bodenfeuchtedynamik bestimmt wird. Das heißt, die Umsatzprozesse im Boden müssen temperatur- und feuchteabhängig dargestellt werden. Voraussetzung ist eine vorhergehende Simulation von Bodentemperatur und Bodenfeuchte. Der Austrag löslicher Komponenten (Nitrat und DOC) ist von der Versickerung von Bodenwasser und der Umsatzdynamik abhängig. Ein Ferntransport von Boden-Dock kann aufgrund der schnellen Degradation und der Sorption in der ungesättigten Zone in der Regel vernachlässigt werden. Eine quantitative Modellierung der DOC-Austräge ist aufgrund der unzureichenden Prozesskenntnis nicht möglich, es sind zudem auch keine Modelle verfügbar, mit denen ein C-Austrag in regionalen Simulationen halbwegs zuverlässig modelliert werden kann (vergleiche auch den Punkt C-Dynamik).

Gängige Bodenkohlenstoff- und Stickstoffmodelle bilden die Stoffumsätze in Abhängigkeit von der Bodenfeuchte und Bodentemperatur ab. Auch wenn hier unterschiedliche Ansätze zur Anwendung kommen, werden diese Einflüsse prinzipiell berücksichtigt. Die wesentlichen Unterschiede bestehen hinsichtlich der Anbindung oder Integration der Vegetationsdynamik in das Prozessgeschehen.

Falls ein Modellansatz für den Reaktionsraum Boden ausgewählt würde, welcher die Dynamik der Vegetation und deren Einfluss auf die Kohlenstoffdynamik im Boden nicht berücksichtigt, so wäre im geplanten Modellverbund eine Kopplung des Stickstoffumsatzes im Boden an den Kohlenstoffkreislauf prinzipiell nicht notwendig. Man kann die N-Dynamik im Boden auch ohne C-Dynamik darstellen, wie auch in vielen Modellen verwirklicht. Das Argument für die C-Dynamik ist vor allem prozessbezogen, weil die N-Mineralisation eine Folgeerscheinung der Mineralisation organischer Bodensubstanz (entsprechend N-Gehalt) darstellt und über die C-Dynamik auch eine Kopplung zum Pflanzenwachstum und Witterungseinflüssen auf das Pflanzenwachstum hergestellt werden kann, was auch die N-Entzüge bzw. den N-Eintrag über abgestorbenes Material beeinflusst.

3.2.4 Ungesättigte Zone

Die Transportzeit durch die ungesättigte Zone sollte im Modellverbund berücksichtigt werden. Denitrifikation ist an vielen Standorten aufgrund der mangelnden Verfügbarkeit reaktiven organischen Kohlenstoffs stark limitiert und kann daher vernachlässigt werden. Die ungesättigte Zone ist im Idealfall Bestandteil des Bodenmodells.

3.2.5 Grundwasser

Im Grundwasser muss die Denitrifikation sowie die Verweilzeit im Grundwasser abgebildet werden. Hier sind unterschiedlich komplexe Ansätze zur Beschreibung der Denitrifikation möglich, von einfachem Abbau bis zur expliziten Kopplung an die Verfügbarkeit von Reaktionspartnern. Der C-Haushalt spielt im Wesentlichen nur in Hinblick auf die Zehrung des sedimentären Kohlenstoffs durch Denitrifikation eine

Rolle. Eisensulfide stellen einen weiteren sedimentären Bestandteil dar, der durch Denitrifikation aufgezehrt wird.

Veränderungen der Grundwasserneubildung wirken sich auch auf die Grundwasserstände bzw. die Potenziale und damit auf die hydraulischen Gradienten und Fließgeschwindigkeiten aus. Dadurch wird eine Veränderung der Verweilzeiten im Grundwasser bewirkt. Eine instationäre Strömungsmodellierung kann diese Prozesse prinzipiell erfassen.

In integrierten Einzugsgebietsmodellen kommen allerdings in der Regel Speicheransätze für den Grundwasserbereich zum Einsatz, die im Vergleich zu einem numerischen Grundwasserströmungsmodell die Bewegung des Grundwassers nur sehr vereinfacht abbilden. Eine Transportverzögerung wird durch die Durchmischung des Speichervolumens erfasst, Denitrifikation kann je nach Modell vereinfacht z. B. als Abbaureaktion erster Ordnung berücksichtigt werden. Es wird dabei vorausgesetzt, dass die Denitrifikation nicht durch die Verfügbarkeit von Pyrit oder organischer Substanz limitiert wird.

Bei Verwendung eines komplexeren Grundwasserströmungs- und -transportmodells wie z. B. PCGEOFIM® kann der Stoffumsatz durch Annahme eines einfachen Abbaus oder durch explizite Berücksichtigung der Stoffumsätze (inklusive Zehrung der Reaktionspartner) auf Basis reaktionskinetischer Ansätze berücksichtigt werden. Letztere können unterschiedlich komplex implementiert werden.

- Denitrifikation durch eine einfache Abbaukinetik (erster Ordnung oder nach Michaelis-Menten)
- Denitrifikation mit Umsatz der Reaktionspartner organische Substanz und Pyrit als Gleichgewichtsreaktion
- Denitrifikation durch sofortigen stöchiometrischen Umsatz der Reaktionspartner organische Substanz und Pyrit
- Denitrifikation mit Umsatz der Reaktionspartner organische Substanz und Pyrit durch kinetische Reaktionsansätze (erster oder gemischter Ordnung oder nach Michaelis-Menten, Kopplung PCGEOFIM® mit PHREEQC)

Grundsätzlich ergibt sich hier das Problem, dass die erforderlichen Reaktionskonstanten und die Hintergrundkonzentrationen von Pyrit und organischer Substanz nur mit erheblichem experimentellen Aufwand und großen Unsicherheiten zu bestimmen sind oder aus Literaturwerten abgeleitet werden müssen. Die Simulation der Stoffumsatzprozesse im Grundwasserraum basiert also in jedem Fall auf Schätzwerten.

Desweiteren ist die Anwendbarkeit komplexer Reaktionsansätze auch durch die räumliche Auflösung des Modellgitters beeinflusst, da die numerische Lösung der Transportgleichung in einem finiten Gitter eine numerische Dispersion verursacht. Dieser Effekt beruht auf der mathematischen Formulierung des Transportproblems: Ist der Zufluss innerhalb eines Zeitschrittes kleiner als das Zellvolumen, kommt es a) zu einem künstlichen Verdünnungseffekt, weil die Stoffkonzentration nur über das gesamte Zellvolumen bestimmt wird und b) zu einer künstlich verstärkten Ausbreitung, weil der Stoff sich über das gesamte Zellvolumen verteilt. Diese numerische Dispersion führt insbesondere bei der Betrachtung diffuser Einträge über die Grundwasserneubildung zu erheblichen Abweichungen der simulierten Stoffkonzentration von der messbaren Stoffkonzentration. Die Grundwasserneubildung (Größenordnung: $100 \text{ l}/(\text{m}^2 \cdot \text{a})$) macht in der Regel nur einen Bruchteil des Zellvolumens aus (Größenordnung: $> 1 \text{ m}^3/\text{m}^2$). Als Folgeeffekt ist zu berücksichtigen, dass viele Reaktionskinetische Ansätze konzentrationsabhängig sind und die künstliche Verdünnung auch die Reaktionsraten beeinflusst.

Temperaturänderungen an der Erdoberfläche wirken sich im Grundwasserleiter nur geringfügig aus (\sim Jahresmitteltemperatur) und führen allenfalls zu einer leichten Beschleunigung der Umsatzraten. Die Umsatzmengen sind letztendlich abhängig von der Anlieferung reaktiver Substanzen mit dem Sickerwasser und dem Angebot an Reaktionspartnern im Grundwasserleiter. Da letztere gegeben sind und sich umsatzabhängig verändern, ist die Zulieferung von Stoffen mit dem Sickerwasser die steuernde Größe des Umsatzgeschehens. Damit ist auch die Komplexität der Abbildung der Umsatzprozesse im Grundwasserraum von sekundärer Bedeutung. Bei geringem Angebot an Pyrit und organischer Substanz im Grundwasserleiter sollte jedoch der Nitratumsatz stöchiometrisch an den Umsatz der Reaktionspartner gekoppelt sein, da möglicherweise eine Limitierung der Umsätze durch die Aufzehrung der Reaktionspartner erfolgen kann.

Die Untersuchungen im Elbe-Projekt (Lahmer & Becker 2004) zeigen insbesondere für die Sedimente des Tertiärs hohe Gehalte an C und S, die für Denitrifikation verantwortlich sein können. Batch-Versuche lassen eine Bevorzugung der heterotrophen Denitrifikation vermuten (C-Konsum). In den Sedimenten des Quartärs sind die Gehalte an C und S geringer und Denitrifikationsprozesse vermutlich quantitativ von geringerer Bedeutung. Jedoch können an semi-terrestrischen Standorten im oberflächennahen Grundwasser intensive Denitrifikationsprozesse durch DOC-Eintrag aus der Bodenzone ablaufen. Die Unsicherheiten in den angegebenen C- und S-Gehalten sind aufgrund der Datendichte und der Heterogenität des Untergrundes als sehr hoch einzustufen. Bei Vermeidung von aufwändigen Felduntersuchungen müssen die C- und S-Gehalte auf Basis von Literaturwerten geschätzt werden.

Werden die Gehalte an Pyrit und organischer Substanz im Aquifer als langfristig nicht limitierend eingestuft, ist die Verwendung einer einfachen Abbaureaktion erster Ordnung oder nach Michaelis-Menten ohne Berücksichtigung der Reaktionspartner ausreichend. Ist jedoch eine Zehrung der Reaktionspartner und eine Limitierung der Umsatzraten durch Verbrauch der Reaktionspartner zu erwarten, müssen die stöchiometrischen Beziehungen mit einem geochemischen Modell, z. B. PHREEQC, explizit berücksichtigt werden. Um solche Gebiete zu identifizieren, sollte zunächst eine Bilanzierung der C- und S-Mengen im Untergrund erfolgen. Hierbei wäre insbesondere zu testen, ob die verfügbaren Mengen an C und S im Feststoff unterhalb der stöchiometrisch nötigen Mengen für eine vollständige Umsetzung liegen.

Hydrogeochemische Modelle wie PHREEQC sind allerdings wesentlich anspruchsvoller in Bezug auf die erforderliche Rechenleistung. Es ist daher zu erwägen, beide Ansätze zu kombinieren und PHREEQC nur dort einzusetzen, wo es auf Grund der äußeren Bedingungen (C und S-Gehalte) notwendig ist. Werden die Gehalte an C- und S im Feststoff im Modell bilanziert, kann die Bestimmung der mit PHREEQC zu berechneten Bereiche und die Schrittweite der Rechnung dynamisch im Modell ermittelt werden. PHREEQC würde dann in diesem Zeitschritt an den ermittelten Orten rechnen und somit seine Rechenzeit signifikant verringern.

Dieser hybride Ansatz lässt auch einen direkten Vergleich zwischen den einfachen Ansätzen und PHREEQC zu, da beide für das gleiche Gebiet gerechnet werden können.

3.2.6 Drainagen

Drainagen bewirken einen schnellen Stofftransport von der Bodenzone zum Fließgewässer. Aufgrund der kurzen Transportzeiten in den Drainagen sind keine nennenswerten internen Stoffumsätze zu erwarten und können daher vernachlässigt werden. Es existieren auch keine Modellansätze, die Umsatzprozesse innerhalb der Drainagesysteme beschreiben.

3.2.7 Oberflächengewässer

Als Endglied in der Transportkette eines Einzugsgebietes ist für Oberflächengewässer zunächst die Anlieferung von Stickstoff über die verschiedenen Abflusspfade und die Dynamik der Gewässer-Umland-Beziehungen entscheidend. Diese lateralen Stoffeinträge in das Gewässersystem können theoretisch im geplanten Modellverbund ohne weitergehende Gütesimulation der Oberflächengewässer berücksichtigt werden. Über die lateralen Stoffeinträge kann auch eine Reaktion der Gewässerfrachten auf Klimaänderungen über die Wirkungskette Boden-Grundwasser-Fließgewässer simuliert werden. Es ist für eine Modellvalidierung jedoch zu berücksichtigen, dass die tatsächlichen Stoffeinträge unbekannt sind und Pegelfrachten auch die Umsatzprozesse im Gewässersystem widerspiegeln. Die Einträge über Punktquellen unterliegen anderen Wirkungszusammenhängen und bewirken zunächst eine additive Veränderung der Grundlast.

Aufgrund der relativ kurzen Verweilzeiten in der Parthe bzw. in Teileinzugsgebieten ist nicht von quantitativ relevanten Änderungen der Stofffrachten innerhalb dieser Verweilzeit zu rechnen. Jedoch kann De-

nitrifikation insbesondere in Kleingewässern aufgrund des Wasser- und Stoffaustauschs zwischen Wasserkörper und Sediment temperaturabhängig von Bedeutung sein.

Die interne Stoffumsatzdynamik wird neben den (simulierten) lateralen Einträgen von weiteren Stoffeintragspfaden bestimmt (Phytosynthese, N-Fixierung, Streueinträge, direkte Einträge, P-Einträge über Erosion), die je nach Gewässer quantitativ von Bedeutung sein können. Umsatzprozesse beim Übergang vom Grund- zum Oberflächengewässer können aufgrund mangelnder Prozesskenntnis zur Zeit nicht in Modellen abgebildet werden und sind Gegenstand laufender Forschungsarbeiten.

Aus den hier dargestellten Überlegungen lässt sich schlussfolgern, dass eine explizite Simulation der Oberflächengewässergüte für die Ermittlung klimabedingter Änderungen auf die Stickstofffracht der Gewässer nicht prioritär ist. Die klimabedingten Änderungen der lateralen Stoffflüsse werden im Verbund bereits berücksichtigt. Eine Betrachtung der internen Dynamik von Fließgewässern würde die Berücksichtigung zusätzlicher Eintragspfade und Umsatzprozesse erfordern, die insbesondere in Kleingewässern nur unzureichend geschätzt werden können. Für eine Abschätzung der Relevanz gewässerinterner Stoffumsatzprozesse (wie zum Beispiel Denitrifikation) wären darüber hinaus spezifische Prozessuntersuchungen erforderlich.

Soll eine Gewässergütesimulation durchgeführt werden, ist eine online-Kopplung nicht erforderlich, weil das Oberflächengewässersystem im wesentlichen Empfänger von Wasser und Stoffen aus den anderen Reaktionsräumen ist und Rückkopplungen in nicht gestörten Systemen i. d. R. nur eine untergeordnete Bedeutung haben. Vielmehr könnten die simulierten Stoffeinträge in das Fließgewässer für eine unabhängige nachgeschaltete Simulation der Gewässergüte genutzt werden (Input-Output-Kopplung) und ein Vergleich zwischen Ist- und prognostiziertem Zustand angestellt werden.

Für die Ermittlung langfristiger Frachten (z. B. Jahresfrachten) ist eine Langzeitsimulation aufgrund der sich stets ändernden Rahmenbedingungen wie Nitratkonzentration, hydraulischem Radius und Temperatur erforderlich.

Eine Gewässergütesimulation ist dann sinnvoll, wenn neben den Nährstofffrachten und -Konzentrationen auch Fragen der Gewässerökologie betrachtet werden sollen. In diesem Fall wären für eine sinnvolle Parametrisierung des Gewässergütemodells begleitende Prozessuntersuchungen zwingend erforderlich, da die erforderlichen Parameter gewässerspezifisch sind und daher nicht aus Literaturwerten abgeleitet werden können. Es müsste dann auch Phosphor simuliert werden, da dieser als limitierender Nährstoff für die internen Prozesse von größerer Bedeutung ist als Stickstoff.

3.2.8 Interaktion zwischen Grund- und Oberflächengewässern

Interaktion zwischen Grund- und Oberflächenwasser kann in bestehenden Modellen, zum Beispiel im Modellverbund WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®], in Form von Grundwasserexfiltration und -infiltration berücksichtigt werden. Stoffumsätze beim Übergang vom Grund- zum Oberflächengewässer und zurück (Hyporheische Zone) werden in bestehenden Modellen dagegen nicht abgebildet. Hier besteht auch noch erheblicher Forschungsbedarf, um quantitative Modellanwendungen zu ermöglichen. Die Prozesse in der hyporheischen Zone würden wahrscheinlich in einer weiteren Abnahme der N-Konzentrationen durch Denitrifikation und einer Verschiebung zwischen Ammonium- und Nitratanteile resultieren. Für eine genauere Einschätzung der Bedeutung von Umsatzprozessen bei der Interaktion von Grund- und Oberflächengewässern sind gewässerspezifische Prozessuntersuchungen erforderlich.

3.2.9 Erosion

Erosion ist in Hinblick auf den N-Umsatz und -Transport nicht in größerem Umfang relevant, da dieser überwiegend in Form gelösten Nitrats mit dem Sickerwasser erfolgt. Mit dem Sedimenttransport kann jedoch eine Verlagerung von organischem C sowie von Phosphor in nennenswertem Umfang erfolgen. Auch die Erosion reagiert entsprechend der Vegetationsbedeckung und Bewirtschaftung auf Veränderungen insbesondere des Niederschlagsregimes.

Eine Berücksichtigung der Erosion ist insbesondere dann erforderlich, wenn Sedimentfrachten und P-Einträge in das Gewässersystem dargestellt werden sollen.

3.2.10 Punktuelle Einträge

Punktuelle Einträge aus der Abwasserbehandlung oder sonstigen Einleitern beeinflussen die Grundlast der Gewässer an gelösten und suspendierten Stoffen. Punktuelle Einträge werden von ökonomischen, technologischen und sozialen Faktoren bestimmt und müssen daher als Eingangsdaten für den Modellverbund bereitgestellt werden. Eine direkte Abhängigkeit zu Klimaänderungen ist nicht gegeben. Die Punkteinträge wirken sich in der Regel ausschließlich auf die Stofffrachten und Stoffumsätze im Oberflächengewässersystem aus. Die Berücksichtigung von Punkteinträgen wäre somit nur für eine nachgeschaltete Simulation der internen Stoffhaushaltsdynamik von Bedeutung, um die Grundlast des Gewässers durch punktuelle Einträge berücksichtigen können. Ein Eintragsszenario für eine Prognosesimulation könnte auf der Fortschreibung des Status Quo beruhen oder die prognostizierte demographische Entwicklung berücksichtigen. In jedem Fall müssen diese Daten extern bereitgestellt werden.

3.2.11 Vegetationslose Flächen

Die adäquate Berücksichtigung von Flächen ohne Vegetation (z. B. Siedlungen, Straßen, Halden) ist in erster Linie für die Simulation des Wasserhaushalts (Infiltration, Verdunstung, Direktabfluss) von Bedeutung. Bezüglich des C- und N-Umsatzes sind hier keine speziellen Prozesse zu erwarten, welche nicht in den gängigen Modellen abgedeckt würden. Im Prinzip ist für „unbelebte“ Gebietsanteile gegenüber landwirtschaftlicher oder forstlicher Nutzung eine vereinfachte Herangehensweise hinsichtlich des Stoffhaushalts ausreichend.

3.2.12 Kanalisation

Bei Berücksichtigung der Kanalisation kommen weitere siedlungswasserwirtschaftliche Gesichtspunkte hinzu:

- Import und Export von Wasser außerhalb des Einzugsgebietes (Trinkwasserreservoir)
- Wasserentnahmen und Einleitung von Wasser in die natürlichen Gewässer (Flüsse) über die Kanalisation
- Stoffbelastung der Abwässer.

Wenn entsprechende Daten von Wasserver- und -entsorgern vorliegen, können diese im bestehenden Wasserhaushaltsmodell sowie bei der Berechnung der Frachten für die Oberflächengewässer berücksichtigt werden

Desweiteren wäre es ggf. erforderlich, Bedarfsszenarien für den Trink- und Brauchwasserkonsum (Ist-Zustand, 2050, 2100) zu entwickeln. Für diesen Punkt ist allerdings keine direkte Verknüpfung mit den Auswirkungen der Klimaänderung herzustellen. Der Wasserbedarf der Zivilisation dürfte weitaus stärker von der Bevölkerungsdichte, der Nutzungseffizienz sowie von politischen, ökonomischen und rechtlichen Faktoren abhängen als von den klimatologischen Gegebenheiten.

3.2.13 Lange Prognosezeiträume

Die Notwendigkeit langer Prognosezeiträume ergibt sich insbesondere aus den relativ langen Verweilzeiten im Grundwasser, welche in pleistozänen Grundwasserleitern unter Umständen mehrere Jahrzehnte betragen können, wodurch die Austräge aus der Bodenzone mit entsprechender Verzögerung wirksam werden.

3.2.14 C-Dynamik

Für die Modellauswahl ist entscheidend, welche Zielstellung mit der Abbildung der C-Dynamik verfolgt wird. Dies könnte sein: Veränderung des C-Pools (Humusgehalte) im Boden; C-Austrag in die Gewässer (Erosion); C-Austrag aus den Gewässern; C-Austräge aus dem Boden über den Sickerwasserpfad.

Im Boden ist eine Abbildung der C-Dynamik nur dann sinnvoll, wenn Aussagen über die Entwicklung der Humusgehalte und der oberirdischen Biomasse getroffen werden sollen. Dann muss der C-Pool dynamisch angelegt sein und die Einträge pflanzlicher Biomasse als Streu und abgestorbene Wurzeln dem Boden-C-Pool explizit zugeschlagen werden. Daher verzichten viele Stickstoffmodelle auf eine explizite Abbildung des C-Haushalts. Die Bildung und Versickerung von DOC kann derzeit auf Standortebene nur bedingt und auf Einzugsgebietsebene nicht simuliert werden. Das Modell ANIMO kann als einziges Bodenmodell eine Versickerung von DOC simulieren, eine Parametrisierung für die Verwendung außerhalb von gut untersuchten Forschungsstandorten ist diesbezüglich jedoch nicht möglich. Aufgrund von Sorption und Abbauprozessen ändern sich die chemischen Eigenschaften gelöster Kohlenstoffverbindungen während des Transports und verlieren ihre Reaktivität. Neben der Unsicherheit der quantitativen Beschreibung der DOC-Austräge ist also auch die Verfügbarkeit für weitere biochemische Umsatzprozesse begrenzt.

Für den Grundwasserbereich existieren bisher noch keine Modellansätze zur Beschreibung der C-Dynamik und des Transports gelöster Kohlenstoffverbindungen (DOC). Zwar können einfache Modelle den Abbau eines C-Pools im Aquifer durch Mineralisation, Denitrifikation und Desulfurikation abbilden, eine Quantifizierung der C-Umsatzdynamik und der Transportdynamik von DOC ist aufgrund der unzureichenden Prozesskenntnis bisher allerdings noch nicht möglich.

Im Grundwasser stellt sedimentärer Kohlenstoff einen reaktiven Stoffpool für die Denitrifikation dar. Der Ferntransport von gelösten Kohlenstoffverbindungen kann aufgrund der unzureichenden Prozesskenntnis nicht quantifiziert werden.

In Oberflächengewässern resultiert eine Belastung mit organischem Kohlenstoff vor allem aus Einträgen über die Kanalisation oder sonstige Einleiter. Diese wirken aufgrund des Sauerstoffbedarfs belastend auf die Gewässerqualität. Einträge über laterale Zuflüsse (Drainagen und Grundwasser) sind im Allgemeinen unbekannt, weitere Einträge aus Photosynthese und Streueinträge sind ebenfalls nur bedingt quantifizierbar.

3.2.15 Skalenproblematik

Zwischen einem realen System und einem Modell besteht aus prinzipiellen Gründen sowohl ein zeitlicher als auch ein räumlicher Skalenunterschied (Beven 1993). Modelle sind somit nicht in der Lage, alle in der Natur ablaufenden Prozesse in ihrer vollen Komplexität widerzuspiegeln. Dies hat zur Folge, dass Simulationsmodelle in der Regel gezielt für die Modellierung in bestimmten Raum- und Zeitskalen entwickelt werden.

Zur Skalenproblematik gehört neben der Verfügbarkeit der für die Modellierung erforderlichen Eingangsdaten in ausreichender Auflösung (z. B. Bewirtschaftungsdaten) insbesondere auch das Spannungsfeld zwischen räumlicher und zeitlicher Diskretisierung und der dafür erforderlichen Rechenzeit.

Vorgabe der KliWEP 3-Vorstudie ist es, einen geeigneten Modellverbund für das Parthe-Gebiet (Gebietsgröße ca. 315 km² bis Pegel Thekla) vorzuschlagen. Der vorgeschlagene Modellverbund muss gemäß Leistungsbeschreibung darüber hinaus auch auf andere Einzugsgebiete übertragbar sein. Aufgrund der geschilderten Skalenproblematik wird dies als „Übertragbarkeit auf vergleichbar große Einzugsgebiete“ interpretiert.

Die bisherige horizontale räumliche Auflösung im WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]-Modellverbund für das Parthe-Gebiet beträgt 125 x 125 m, der Zeitschritt von WaSiM-ETH sowie der Kopplungsschritt beträgt 1 d.

3.2.16 Rechenzeit

Um eine ausreichende Anzahl von Simulationen zur Kalibrierung und Validierung durchführen zu können, sind auch Aspekte der Rechenzeit für den Modellverbund zu berücksichtigen. Wünschenswert wäre eine maximale Rechenzeit im Bereich von einigen Stunden für einen gekoppelten Modellauf.

Die in KliWEP 2 erweiterte Modellversion von WaSiM-ETH benötigt für eine 20-jährige Wasserhaushaltssimulation im 8 km² großen Schnellbachgebiet (räumliche Auflösung 125 m x 125 m; Rechenzeitschritt 1 d) eine Rechenzeit von ca. 14 Minuten (Hardwareausstattung: INTEL Pentium M, 1.7 GHz; verwendete Parameterkonfiguration entsprechend Kap. 5.4.1 der vorliegenden Studie). Bei der Extrapolation dieser Werte auf das Parthe-Gebiet bis zum Pegel Leipzig-Thekla (ca. 315 km²) lässt sich hieraus ein Rechenzeitbedarf von ca. 22 h ableiten. Zu beachten ist, dass der rechenzeitaufwendigste Prozess hierbei die Abarbeitung der Richards-Gleichung für den ungesättigten Wassertransport im Boden ist. In diesem Zusammenhang kommt der optimierten Konfiguration und Parametrisierung des Bodenmodells (vertikale Horizontierung und Diskretisierung, notwendige Anzahl von Diskretisierungsschichten etc.) eine erhebliche Bedeutung zu. Die KliWEP 2-Testsimulationen haben gezeigt, dass diese Faktoren die Rechenzeit sehr stark beeinflussen. So z. B. lassen sich im aktuellen Beispiel bei Verwendung eines weniger stark strukturierten Bodenprofils Rechenzeiterparnisse von mehreren 100 % erzielen.

Die Rechenzeit des Grundwassermodells PCGEOFIM[®] für das Parthe- bzw. das Schnellbach-Gebiet liegt nach Untersuchungen von Herrn Sames (IBGW) etwa um einen Faktor 10 unterhalb der Rechenzeit von WaSiM-ETH. Insgesamt wird die Rechenzeit des Modellverbundes derzeit somit im Wesentlichen durch WaSiM-ETH bestimmt.

3.2.17 Online-/offline-Kopplung

Es muss unterschieden werden zwischen den Alternativen einer *online*- bzw. einer *offline*-Kopplung zwischen WaSiM-ETH einerseits und dem Stoffhaushaltsmodul andererseits.

Bei einer online-Kopplung interagieren die Modelle zur Laufzeit miteinander und tauschen Variablen aus. Wenn z. B. im Stoffhaushaltmodul das Pflanzenwachstum aufgrund eingeschränkter Nährstoffverfügbarkeit zum Erliegen kommen sollte, könnte im Transpirationsmodul ein geringerer Blattflächenindex wirksam werden und so gegenüber dem jahreszeitlichen Optimum zu einer verringerten Transpiration führen. Eine online-Kopplung impliziert hohe Anforderungen an die Kompatibilität der Programmstrukturen von Wasser- und Stoffhaushaltsmodell. Darüber hinaus ist es hierzu erforderlich, programmseitig genau definierte Schnittstellen herzustellen, was in der Regel mit einem erheblichen Aufwand verbunden ist. Ein Beispiel für eine online-Kopplung ist der KliWEP 2-Modellverbund zwischen WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]. Wie die Erfahrungen bei der Kopplung zwischen WaSiM-ETH und PCGEOFIM[®] zeigen, kommt es trotz interaktiven Datenaustausches an der Modellschnittstelle immer noch zu Informationsverlusten: So können WaSiM-ETH-seitige detaillierte bodenphysikalische Informationen im Bereich der Modellschnittstelle nicht an PCGEOFIM[®] weitergegeben werden, da das Grundwassermodell mit einer wesentlich einfacheren Parametrisierung des Untergrundes arbeitet. Umgekehrt ist die kapillare Aufstiegsrate aus dem Grundwasser im KliWEP 2-Testgebiet (Schnellbach) von der örtlich sehr komplexen Aquifersituation abhängig (mehrere Grundwasserstockwerke, welche teilweise im Untersuchungsgebiet austreichen und zudem teilweise temporär leer laufen). Diese Information kann wiederum nicht ohne weiteres in die Modellstruktur von WaSiM-ETH integriert werden. Im Einzelfall sollte somit eingehend geprüft werden, ob das Kosten/Nutzen-Verhältnis bei einer online-Modellkopplung gewahrt ist. Die Beantwortung dieser Frage hängt sehr stark von der Zielstellung des jeweiligen Projektes ab („Welche Prozesse müssen im Gesamtmodell zwingend abgebildet werden?“).

Wenn Modelle offline gekoppelt werden, bedeutet dies, dass zunächst eines der Modelle (hier: Modellverbund WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]) über die komplette Simulationsperiode abgearbeitet wird und das andere Modell (hier: Stoffhaushalt) anschließend mit einem Ausgabedatensatz des abgeschlossenen Modellaufes angetrieben wird. Diese Art der Kopplung ist technisch wesentlich einfacher realisierbar bzw. erfordert teilweise keine programmseitige Herstellung einer Schnittstelle: Die Strukturen der Ausgabedaten können zur Gewährleistung der Kompatibilität mit dem nachgeschalteten Modell ggf. manuell transformiert werden. Erfahrungsgemäß wäre es allerdings auch für den Fall einer offline-Kopplung zweckmäßig, eine Schnittstelle entwickeln, welche die Ausgabedaten in die entsprechenden Eingabedaten transformiert. Gerade bei einer hohen Anzahl von Simulationsläufen oder komplexen Modellen ist der Aufwand für manuelle Arbeiten nicht zu unterschätzen. Darüber hinaus sind häufig auch die Eingabedateien so kompliziert aufgebaut, dass ein Programm zur Datenübertragung in die Steuerdateien wesentlich schneller herzustellen ist als eine manuelle Übertragung. Voraussetzung für eine offline-Kopplung sind i. d. R. Modelle, die mit ASCII-basierten Ein- und Ausgabedateien funktionieren, da auf diese leicht manuell oder mit anderen Programmen zugegriffen werden kann.

Insgesamt bleibt festzuhalten, dass eine online-Kopplung durch die Möglichkeit einer Rückkopplung zwischen den Modellen bessere Voraussetzungen für prozessorientierte Simulationen bietet als die offline-Kopplung. Allerdings ist die Generierung einer online-Kopplung mit erheblichem Aufwand verbunden und es kommt gegenüber integrierten Modellansätzen erfahrungsgemäß zu höheren Informationsverlusten an der Schnittstelle.

3.2.18 Verfügbarkeit des ausführbaren Modells, Lizenzfragen, rechtliche Aspekte

Elementare Voraussetzung der Integrationsmöglichkeit eines Stoffhaushaltsmodells bzw. -moduls in den KliWEP 3-Modellverbund als offline-Kopplung ist die Verfügbarkeit des ausführbaren Programms. In der Praxis existiert eine Spannweite an Lizenzbestimmungen, welche teilweise allerdings nicht offensichtlich sind bzw. sich in einer rechtlichen Grauzone bewegen. Je nach Programm bringen die Lizenzbestimmungen unterschiedliche Einschränkungen mit sich: Die GPL (GNU General Public Licence) zum Beispiel berechtigt zur freien Nutzung, Weitergabe und Modifikation des Quellcodes (bei Erhalt der GPL!). Andere Lizenzmodelle beinhalten in der Regel Verbot der Quellcode-Modifikation (und -Einsicht) sowie eine kostenfreie oder kostenpflichtige Weitergabe der ausführbaren Programme. Nicht alle Modellentwickler stellen ihre Modelle für eine allgemeine Nutzung zur Verfügung. Bei den Modellen handelt es sich oft Programme aus dem wissenschaftlichen Bereich, die im Rahmen der Forschungstätig-

keit genutzt und weiterentwickelt werden. Rechtlich problematisch ist somit insbesondere, wenn eigentlich frei verfügbare Programme durch Drittautorenen mit Änderungen versehen werden und dann unter neuem Namen, möglicherweise unter Verletzung der GPL-Lizenz, kommerziell angeboten werden.

3.2.19 Verfügbarkeit des Quellcodes, Zusammenarbeit mit Entwicklern

Eine online-Kopplung mit Drittmodellen kann in der Regel nur erarbeitet werden, wenn auch der Quellcode des jeweiligen Programms vorliegt und zur Modifikation freigegeben ist. Aus Effizienzgründen bietet es sich zur Realisierung einer online-Kopplung an, die direkte Zusammenarbeit mit dem Modellentwickler bzw. der Entwicklergruppe zu suchen. Da viele der prinzipiell infrage kommenden Modelle im Forschungssektor entwickelt wurden, ist im Einzelfall zu prüfen, ob eine (Auftrags-)Modifikation von Entwicklerseite (mit festem Zeitrahmen) durchgeführt werden kann. Die Bereitschaft zur Kooperation wird neben personellen und finanziellen Möglichkeiten auch vom wissenschaftlichen Interesse an der Fragestellung abhängig sein.

3.2.20 Dokumentation, Benutzerhandbuch

Ein vielfach unterschätzter Problembereich ist die Tatsache, dass viele Modelle nicht umfassend dokumentiert sind und/oder kein Benutzerhandbuch vorliegt (Tiktak und van Grinsven 1995). Diese Modelle sind somit im Wesentlichen nur durch den Entwickler selbst nutzbar (Landsberg et al. 1991).

3.3 Kurzvorstellung geeigneter Modelle

Bestehende Stickstoff- und Kohlenstoffmodelle sind meist disziplinär ausgerichtet und betrachten spezielle Reaktionsräume. Oft sind diese strukturell mit eigenen Wasserhaushaltsmodellen verknüpft. Grob lassen sich die Modelle wie folgt gliedern:

- Bodenstickstoffmodelle enthalten meist ein integriertes Bodenwassermodell und berücksichtigen in vereinfachter Form den N-Entzug durch die Vegetation. Viele Modelle könnten prinzipiell auch zur flächenverteilten Simulation der Bodenausträge auf Einzugsgebietsebene eingesetzt werden. Beispielfürhaft beschreiben wir hier die Modelle ANIMO, CANDY, CENTURY, CoupModel, RISK-N und WHNSIM sowie das so genannte PSCN-Modul. Derartige Standortmodelle können durch Anbindung an ein GIS auch für regionale Simulationen genutzt werden und im Verbund mit Grundwassermodellen eingesetzt werden. Sie liefern dann die für die Grundwassermodellierung erforderlichen Eingangsdaten Grundwasserneubildung und Stickstoffausträge.
- Grundwassermodelle zur Simulation von Stofftransport erfordern einen Modellverbund aus einem Grundwasserströmungsmodell und einem Stofftransportmodell. Letztere beschreiben den Transport von Substanzen zunächst ohne Berücksichtigung von Umsatz- und Transformationsprozessen. Zur Beschreibung spezifischer Umsatzprozesse und Reaktionen (z. B. Denitrifikation) müssen spezielle Reaktionsmodelle entwickelt werden. Einige Stofftransportmodelle bieten eine Softwareumgebung, in der spezielle Reaktionen implementiert werden können. Für andere ist eine Kopplung mit externen geochemischen Modellen erforderlich. Wir beschreiben hier die Modelle PCGEOFIM[®]+PHREEQC und MOFLOW+RT3D. Wie oben bereits dargestellt, muss die Grundwasserneubildung und der Nitrateintrag mit externen Modellen abgeschätzt werden.
- Darüber hinaus existieren integrierte Modelle zur Beschreibung des Stickstoffhaushalts auf Einzugsgebietsebene. Diese verknüpfen Teilmodelle für die einzelnen Reaktionsräume, wobei je nach Modell

empirische, konzeptionelle oder prozessorientierte Beschreibungen Anwendung finden. Als Beispiele für die verschiedenen Ansätze führen wir hier die Modelle ArcEGMO, MODIFFUS, INCA und SWAT an.

- Zur Simulation von Stoffumsätzen in Oberflächengewässern können Gewässergütemodelle (z. B. ATV-Modell, QSIM, WASP5, QUAL2E, Mike 11 und andere) eingesetzt werden. Diese verfügen in der Regel über hydraulische Modellkomponenten zur Berechnung der Wasserspiegellagen und Fließgeschwindigkeiten im Fließgewässer. Der Stoffumsatz wird durch entsprechende Stoffumsatzmodule beschrieben. Die verfügbaren Gewässergütemodelle wurden zwar für den Einsatz in größeren Gewässern entwickelt, sind aber prinzipiell auch für kleinere Gewässer einsetzbar, sofern die entsprechenden Eingangsdaten verfügbar sind. Schnittstellen für die Anbindung von räumlich und zeitlich differenziertem Grundwasserzustrom (Anbindung an ein externes Grundwassermodell) sind in der Regel nicht vorhanden oder vorgesehen, da diese Modelle als eigenständige Modellanwendungen entwickelt wurden. Eine Kopplung an Einzugsgebietsmodelle ist i. d. R. über Gewässerknoten möglich, an welche die Zuflüsse aus Nebenflüssen oder -bächen oder punktuellen Quellen gekoppelt werden. Diese Zuflüsse lassen sich für jedes Gewässerkompartiment definieren und prinzipiell mit einem räumlich gegliederten Einzugsgebietsmodell engmaschig verknüpfen. Allerdings steigt mit zunehmender Anzahl der Gewässerkompartimente im Fließgewässergütemodell auch dessen Rechenzeit deutlich. Segmentlängen von 50-100 m können für kleinere Gewässer implementiert werden. Gewässergütemodelle wurden vor allem für die Simulation von Flüssen und die Untersuchung des Einflusses punktueller Einträge entwickelt. Die Beschränkung der Simulation der Gewässergüte auf den Gewässerschlauch wird dadurch ermöglicht, dass die Umlandbeziehungen gegenüber den gewässerinternen Prozessen von geringerer Bedeutung sind. Die derzeit verfügbaren Gewässergütemodelle berücksichtigen i. d. R. instationäre Wasserflüsse. Aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern im Vergleich zu Grundwassermodellen sind für Stofftransport- und Umsatzsimulationen deutlich kleinere Zeitschritte erforderlich, was zu sehr hohen Rechenzeiten führen kann, sofern das Fließgewässer räumlich hoch aufgelöst mit einer großen Anzahl von Modellkompartimenten simuliert wird. Für die Kopplung z. B. an hydrologische Modelle oder Grundwassermodelle wäre die Entwicklung entsprechender Schnittstellen erforderlich, die die Datenübergabe automatisieren. Schnittstellen müssten zudem unterschiedliche Rechenschrittweiten der Modelle synchronisieren.
- Erosionsmodelle wie AGNPS und Erosion-3D berechnen ausgehend vom Oberflächenabfluss den Transport von Sediment und ggf. des im Sediment gebundenen Stickstoffs, Phosphors und Kohlenstoffs in das Gewässersystem.
- Für besondere Fragestellungen existieren Spezialmodelle, zum Beispiel N-Dynamik im Grünland (PASIM).

3.3.1 Bodenwasserhaushalts- und Stickstoffmodelle

3.3.1.1 ANIMO

Überblick

ANIMO (GROENENDIJK & KROES 1997, 1999) ist ein Modell zur Simulation der Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphordynamik in Böden. Es wurde am Institute for Land and Water Management Research in den Niederlanden entwickelt und wird heute von ALTEERRA in Wageningen betreut. Das ausführbare Programm ist auf Basis individueller Nutzervereinbarung für Forschungszwecke kostenlos verfügbar.

Nähere Infos unter <http://www.alterra.wur.nl/nl/producten/modellen.htm>.

Komponenten

Der Wasserhaushalt wird von ANIMO nicht berechnet, sondern muss von einem eigenständigen Wasserhaushaltsmodell bereitgestellt werden. Die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation werden anschließend über eine Steuerdatei in ANIMO eingelesen.

Der Stofftransport erfolgt auf Basis der Konvektions-Dispersionsgleichung. Die transportierten Stoffe sind: DOC, NH₄-N, NO₃-N, DON, PO₄-P, DOP.

ANIMO berücksichtigt vier organische C-Pools: Humus/Biomasse, frische organische Substanz, gelöste organische Substanz sowie einen Wurzelexudat-Pool. Dabei kann die frische organische Substanz in verschiedene Fraktionen mit unterschiedlichen Abbauraten, N- und P-Gehalten unterteilt werden. Die Umsatzprozesse organischer Substanz werden in Abhängigkeit von Temperatur, Bodenfeuchte, pH-Wert und Sauerstoffgehalt dargestellt.

Die Pflanzenaufnahme von Stickstoff und Phosphor wird über drei verschiedene Ansätze dargestellt:

- **Ackerfrüchte:** Die Aufnahme von Ackerfrüchten erfolgt auf Basis eines „Water-Use Efficiency“-Ansatzes. Die Vegetationsperiode wird in zwei Wachstumsphasen eingeteilt. Für jede Phase werden die erwartete kumulierte Transpiration und der erwartete optimale N-Bedarf definiert. In Jahren mit höherer oder niedrigerer Transpiration wird der optimale Gesamt-N-Bedarf proportional erhöht oder erniedrigt. Die reale Nährstoffaufnahme wird dann in Abhängigkeit von Nährstoffverfügbarkeit und Pflanzenbedarf angepasst. Der Nährstoffbedarf berücksichtigt ggf. den Bedarf aufgrund eines akkumulierten N-Defizits in vorherigen Zeitschritten, den Bedarf aufgrund des Pflanzenwachstums (Trockenmasseproduktion) und einen Luxuskonsum bei übermäßigem Angebot an Nährstoffen im Boden.
- **Grasland:** Der Nährstoffbedarf von Grasland ergibt sich aus dem Pflanzenwachstum (Trockenmasseproduktion) sowie dem potenziellen und aktuellen Nährstoffstatus der Pflanze. Für Grasland wurde im Gegensatz zu Ackerfrüchten ein einfaches Wachstumsmodul auf Basis eines „Light use efficiency“-Ansatzes (in Abhängigkeit von der Strahlung) implementiert. Auch Beweidung kann berücksichtigt werden.
- **Externes Wachstumsmodell:** Als dritte Möglichkeit können Daten zum Pflanzenwachstum extern berechnet und über eine Steuerdatei eingelesen werden. Dabei werden für jeden Zeitschritt Angaben zur N- und P-Aufnahme, Biomasseproduktion und N- und P-Mengen in Biomasseentzügen (Erntegut, Beweidung) übergeben.

Die Bodentemperatur kann wie der Wasserhaushalt extern berechnet und eingelesen werden. Zusätzlich besteht die Möglichkeit, die Bodentemperatur über eine Sinusfunktion in Abhängigkeit von der Lufttemperatur und der Bodentiefe darzustellen, wobei die Amplitude mit der Tiefe abnimmt.

Stoffumsätze (Mineralisation, Nitrifikation, Denitrifikation) werden durch Umweltfaktoren wie Feuchte, Temperatur, pH-Wert und Belüftung beeinflusst.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

ANIMO ist zunächst ein Standortmodell für die Abbildung der vertikalen Stoffflüsse. Das Modell wurde durch Verknüpfung mit GIS auch bereits auf regionalem Maßstab angewendet. Drainagen und Grundwassereinfluss können berücksichtigt werden. Das Modell rechnet in Tagesschritten.

Bemerkungen

Durch die Möglichkeit, die Ergebnisse externer Wasserhaushaltssimulationen einzulesen, stellt ANIMO die einzige im Rahmen der Vorstudie aufgezeigte Möglichkeit dar, eine weitgehend prozessorientierte Stoffhaushaltssimulation durchzuführen ohne programmtechnische Änderungen oder Erweiterungen am bestehenden KliWEP-Modellverbund und/oder am Stoffhaushaltsmodell vornehmen zu müssen. Im Rahmen der Entwicklung des Modellsystems IWAN (vgl. Kap. 3.3.3.4) wurde eine (offline-)Anbindung von ANIMO an das Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH erstellt. Ähnlich wie beim Wasserhaushalt können N- und P-Entzüge von einem externen Wachstumsmodell übernommen werden.

3.3.1.2 CANDY

Überblick

Das am Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH entwickelte Modell CANDY (Carbon and Nitrogen Dynamics) (Franko et al. 1995) simuliert die Dynamik des Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalts im Boden sowie die Bodentemperatur und den Bodenwasserhaushalt als eindimensionale Prozesse. Eine Regionalisierung des Modells erfolgt über eine GIS-Schnittstelle (ArcView). Das Modell wurde ursprünglich zur Simulation von Klimaänderungseffekten auf die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden sowie auf die Änderung von Bodeneigenschaften in Kombination mit Ertragsmodellen entwickelt.

Die ausführbare Version des CANDY-Modells kann im Internet <http://www.ufz.de/index.php?de=841> kostenlos bezogen werden.

Das CANDY-Modell wurde u. a. bereits im Parthe-Gebiet eingesetzt (Haferkorn 2003). Hierbei erfolgte auch eine Kopplung mit dem Grundwassermodell PCGEOFIM[®].

Komponenten

Bodenfeuchte und Wasserbewegung werden im Bodenwassermodul auf Basis der meteorologischen Daten errechnet. Die Versickerung wird auf Basis eines Kapazitätsansatzes berechnet. Im Einzelnen werden folgende Teilprozesse modelliert:

- Versickerung von Bodenwasser durch Gravitationskräfte nach GLUGLA
- Niederschlagsinterzeption
- Potenzielle Evapotranspiration nach TURC
- Schneeakkumulation und Tauen
- Einfluss des Pflanzenbestandes über Durchwurzelungstiefe und Bedeckungsgrad/LAI

Die Bodenwärmedynamik wird nach dem Modell von Suckow (1969) simuliert.

Grundlage des Stoffhaushaltsmodells ist die enge Kopplung des C- und N-Kreislaufs im Boden. Die organische Bodensubstanz wird in verschiedene aktive und inerte Pools unterteilt. Die organischen Bodestickstoffgehalte berechnen sich aus dem jeweiligen C/N-Verhältnis der einzelnen organischen Pools. Das Modell bildet folgende Teilprozesse ab:

- Deposition und Düngung
- Abbau und Mineralisierung organischer Substanz durch Simulation des C-Umsatzes unter Berücksichtigung von Bodenfeuchte, Durchlüftung und Temperatur. Daraus abgeleitet die Immobilisierung und Mineralisierung von Stickstoff.
- Nitrifikation
- Denitrifikation

CANDY enthält kein detailliertes Pflanzenmodell. Die Stickstoffaufnahme wird mit einer logistischen Entzugsfunktion dargestellt. In einer detaillierten Datenbank werden die erforderlichen Vegetationsparameter bereitgestellt.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

CANDY ist zunächst ein eindimensionales Standortmodell. Das Bodenprofil umfasst eine Tiefe von 2 m, die in 20 homogene Bodenschichten von 10 cm Dicke aufgeteilt werden. Für den regionalisierten Ansatz werden im GIS homogene Teilflächen erzeugt (Schläge), für welche die Simulationen durchgeführt werden. Die Simulation erfolgt in Tagesschritten.

Bemerkungen

Nach Auskunft des Entwicklers, Herrn Dr. Uwe Franko (UFZ Leipzig-Halle GmbH), sind mögliche Prozesse, welche innerhalb des Modellverbundes mit Candy abgedeckt werden könnten: Mineralstickstoff im Boden, Nitratauswaschung, N-Entzug durch Pflanzen, Biomassebildung wichtiger Kulturpflanzen, Koh-

lenstoff im Boden (Humus) und evtl. DOC-Auswaschung, u. a. auch in Abhängigkeit von der Datengrundlage. Bei Windows als Betriebssystem wäre eine online-Kopplung möglich, offline wäre auch bei anderen Systemen eine Anbindung möglich. In beiden Fällen würde jedoch spezieller Anpassungsaufwand bestehen. Die Kopplung könnte in Tagesschritten erfolgen. Herr Franko schlägt weiterhin vor, die Evapotranspiration in CANDY zu rechnen und nur den Wassertransport durch WaSiM-ETH durchzuführen. In diesem Fall wären nur die Wasserflüsse auszutauschen, der Wassergehalt wäre dann auf beiden Seiten bekannt und man könnte auch eine Fehlerkontrolle einbauen. CANDY würde die Wasserentnahme aus den Rechenschichten liefern und die Transportflüsse erhalten.

Der Bearbeitungsaufwand auf Seiten von Candy würde von den genauen Anforderungen abhängen. Im Idealfall würde der Aufwand wenige Monate betragen.

3.3.1.3 CENTURY

Überblick

CENTURY (Parton et al. 1987; Parton et al. 1993; Parton & Rasmussen 1994) ist ein prozessorientiertes Modell zur Beschreibung der Stoffdynamik (C, N, P, S) in Ökosystemen. Vordergründig wurde das Modell für die Simulation von Agrarökosystemen entwickelt (u. a. mit Berücksichtigung vielfältiger ackerbaulicher Massnahmen zum Anbau und Management). Allerdings verfügt es auch über Module und Parameter, die seine Anwendung in Grasland-, Savannen- oder Waldökosystemen erlauben. In seiner aktuellsten Ausbaustufe gestattet CENTURY eine Simulation der Stoffdynamik in hoher zeitlicher Auflösung (Tagesschritte) und unter Berücksichtigung der Bodenwasserdynamik in geschichteten Böden (Richards-Ansatz). Außerdem enthält es Module zur Berechnung von Erosion und Deposition (CENTURY5; <http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/>).

CENTURY5 ist in C++ codiert und auf verschiedenen Rechnerarchitekturen (Windows, Linux, Unix) lauffähig. Es ist frei verfügbar (incl. Quelltext) und gut dokumentiert, letzteres allerdings ausschließlich in Englisch (<http://www.nrel.colostate.edu/projects/century5/reference/index.htm>).

Komponenten

CENTURY versucht ein breites Spektrum an Prozessen abzubilden (C, N, P, S Dynamik in verschiedenen Ökosystemen – Agrarlandschaft, Wald, Savanne) und besteht demzufolge aus einer Vielzahl von Modellkomponenten:

- Teilmodell „*organische Bodensubstanz*“ (Soil Organic Matter – SOM): SOM stellt einen der wichtigsten C-Pools innerhalb der Biosphäre dar. CENTURY unterscheidet 4 Fraktionen der Pflanzenrückstände (metabolische und strukturelle Fraktion jeweils für ober- und unterirdische Streu) sowie 3 Fraktionen für die organische Bodensubstanz (aktive, langsame bzw. intermediäre, passive). Die kürzesten Umsatzzeiten werden in der metabolischen Fraktion erzielt (0.1-1 Jahre), die längsten in der passiven Fraktion (200-1.500 Jahre). Die Umsatzrate der Pflanzenrückstände wird durch den Lignin Gehalt, die Bodenfeuchte, die Temperatur und die Kultivierung beeinflusst. Für die Umsetzung des aktiven und passiven SOM-Pools ist dagegen die Bodentextur (insbesondere der Tongehalt) von Bedeutung. CENTURY berücksichtigt Verluste über Leaching von gelösten Stoffen.
- Teilmodell „*Wasserbilanz, Auswaschung und Bodentemperatur*“: CENTURY gestattet mit vereinfachten Ansätzen die hydrologische Wasserbilanz abzubilden. Es simuliert die zeitliche Entwicklung von Evapotranspiration (getrennt nach Evaporation und Transpiration), Bodenfeuchte, Schneewasseräquivalent, ober- und unterirdischer Abfluss. Zur Berechnung der potenziellen Evapotranspiration werden ausschließlich Temperaturen verwendet (mittleres monatliches Maximum und Minimum). CENTURY erlaubt die Berücksichtigung von Verluste durch Auswaschung in allen betrachteten Pools (C, N, P und S). Die Berechnung der Bodentemperaturen basiert auf Ansätzen von Parton (1984).

- Teilmodell „*Stickstoff*“: Das N-Modell besitzt eine ähnliche Struktur wie das C-Modell (SOM). Es enthält Module zur atmosphärischen N-Deposition, symbiotischer und nichtsymbiotischer N-Fixierung, N-Auswaschung (gelöstes N) und N-Verflüchtigung über die Gasphase.
- Teilmodell „*Acker und Grünland*“: Mit Hilfe von CENTURY können verschiedenste Acker- und Grünland-Ökosysteme parametrisiert werden. Ein umfassender Parameterkatalog gestattet die Anpassung des Modells an den jeweiligen Standort. Das Wachstumsmodell umfasst Pools für lebendes (shoots, roots) und totes (standing dead) Pflanzenmaterial. In CENTURY wird das Pflanzenwachstum in Acker- und Grünland-Ökosystemen durch Temperatur, Bodenfeuchte, Abschattung, Nährstoffverfügbarkeit, Weidung und Feuer beeinflusst. CENTURY berücksichtigt die Entwicklung von Wurzel und Blattflächenindex sowie die Auswirkungen der Ernte (z. B. Grasschnitte) auf die Biomasseproduktion.
- Teilmodell „*Wald*“: Das Waldmodell unterteilt die Bäume in Blätter, Geäst, Stammbereich, Fein- und Grobwurzeln. Für die Berechnung der monatlichen (Brutto)Biomasseproduktion werden die (Brutto)Produktionsrate, die Bodenfeuchte und –temperatur, der Blattflächenindex sowie die Nährstoffverfügbarkeit berücksichtigt. Mit Hilfe des Waldmodells lassen sich der Einfluss von Abholzungen und anderen forstlichen Maßnahmen auf die Biomasseproduktion abschätzen.
- *Andere Modellkomponenten*: CENTURY erlaubt den Einfluss von z. B. Bodenbearbeitung und -bewirtschaftung, Düngung, Bewässerung, CO₂-Anreicherung, Mikrokosmen und Erosion/Deposition auf die Stoffdynamik (C, N, P, S) im Ökosystem abzuschätzen.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

CENTURY ist ein eindimensionales Standortmodell. Der Boden kann in maximal 10 Schichten unterteilt werden. Die Schichten sind durch eine spezifische Schichtdicke sowie durch Angaben zur Bodenkörnung (Bodenarten), der Lagerungsdichte, der Feldkapazität, dem Welkepunkt, der Porosität und dem Tiefenprofil des organischen Bodenanteils definiert. Die kontinuierlichen Simulationen erfolgen in Tagesschritten (CENTURY5). Der meteorologische Modellantrieb wird in monatlicher Auflösung benötigt (maximale und minimale Lufttemperaturen sowie Niederschlagssummen).

Bemerkungen

Neben den meteorologischen Daten erfordert die Anwendung von CENTURY Angaben zu nachfolgenden Größen: (1) Ligningehalt des Pflanzenmaterials, (2) Gehalte von N, P und S in den Pflanzen, (3) Bodentextur, (4) N-Einträge aus der Atmosphäre und dem Boden, (5) Initialwerte für die Gehalte an C, N, P und S im Boden.

3.3.1.4 CoupModel

Überblick

Bei CoupModel (Jansson & Karlberg 2004) handelt es sich um ein prozessorientiertes gekoppeltes Wasser-, Wärme-, Stickstoff und Kohlenstofftransfermodell für Boden/Pflanze/Atmosphäre-Systeme. Es gehört damit zur Gruppe der so genannten "Soil-Vegetation-Atmosphere-Transfer-Models" (SVATM). CoupModel ist die weiterentwickelte gekoppelte Windows-Version des Wasserhaushaltsmodells SOIL (Jansson & Halldin 1979, Jansson 1996) und des Stickstoff- und Kohlenstoffmodells SOILN (Johansson et al. 1987, Eckersten et al. 1998). Eine umfassende Dokumentation mit integriertem Benutzerhandbuch befindet sich unter <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>. CoupModel verfügt über mehrere hundert internationale Referenzen. Eine erste Übersicht gibt die Bibliographie im Anhang von Jansson & Karlberg (2004).

Die ausführbare Version von CoupModel ist frei verfügbar und wird unter <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.exe> zum download bereitgestellt. Der Quellcode (FORTRAN, Visual Basic) ist nicht Bestandteil des frei verfügbaren Pakets. Interessierten Anwendern wird der Quelltext nach individueller Übereinkunft durch die Entwicklergruppe um P. E. Jansson zur Verfügung gestellt.

Komponenten

Der Wassertransport wird in CoupModel mit einer eindimensionalen Richards-Gleichung (Richards 1931) berechnet, welche mit Hilfe eines expliziten Finite-Differenzen-Näherungsverfahrens gelöst wird. Im Modul Wasserhaushalt existieren zahlreiche Optionen, u. a. für Makroporen- und Oberflächenabfluss, lateralen Grundwasserzu- und -abstrom, Verschlammung der Bodenoberfläche usw..

Der Bodenwärmehaushalt wird durch das Gesetz nach Fourier und die Energieerhaltungsgleichung abgebildet. Die Parametrisierung der thermischen Leitfähigkeiten sowohl des ungefrorenen als auch des gefrorenen Bodens erfolgt analog zu Kersten (1949).

Das Modul für den Stickstoff- und Kohlenstoffhaushalt verfügt über einen Simulator für das Wachstum und die Stickstoffaufnahme der Vegetation. Als Steuerungsgrößen sind alternativ wählbar

- eine extern vorzugebende Wachstumsfunktion,
- die simulierte Transpiration („water use efficiency approach“) und
- die Ausnutzung der verfügbaren Strahlungsenergie („light use efficiency approach“), welche zusätzlich durch die jeweiligen Temperatur-, Wasser- und Stickstoffbedingungen limitiert wird (= detaillierter Ansatz).

Im Boden können mehrere organische Stickstoff- (N_{org}) und Kohlenstoff-Pools berücksichtigt werden, welche über die mikrobielle Zersetzung miteinander interagieren. Hierzu zählen der Humus-Pool, der Streufallpool und ein (optionaler) Pool für organische C- und N- Düngung. Transport und Umsatz von gelöster organischer Substanz kann ebenso simuliert werden wie Wurzelaufnahme von N_{org} über Mykorrhizen.

Mineralischer Stickstoff wird sowohl als relativ immobiles Ammonium (NH_4) als auch als mobiles Nitrat (NO_3) berücksichtigt. Als Prozesse werden abgebildet: Flüsse zwischen den Stickstoff-Pools, Nitrifikation, Aufnahme von mineralischem N durch die Vegetation, Denitrifikation, Auswaschung und vertikale Redistribution.

Zusätzlich kann auch gasförmiger Stickstofftransport (z. B. NO , N_2O , N_2) vom Boden in die Atmosphäre als Abbauprozess denitrifizierender Mikroben in mehreren Komplexitätsstufen simuliert werden. Unterschiedliche Bodenbearbeitungstechniken (Tiefpflügen usw.) können ebenfalls berücksichtigt werden.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Es wird in erster Linie von vertikalem Transport an einem Standort ausgegangen. Durch die Berücksichtigung u. a. einer räumlichen Anordnung von Vegetationsspezies im Bestand, lateralem Grund- bzw. Stauwasserzu- und -abstrom usw. können allerdings auch (Pseudo-)2D-Prozesse simuliert werden. Rezente Modellerweiterungen (Stand: 08/2005) ermöglichen im Rahmen von „2D-Multi-run-sessions“ eine automatische Weitergabe lateraler Flüsse an hangabwärts gelegene Bodensäulen. Simulationen können sowohl ereignisbezogen als auch kontinuierlich über eine Zeitskala von Tagen bis Jahrhunderten erfolgen.

3.3.1.5 PSCN-Modul

Überblick

PSCN (Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Model) ist ein Abflussbildungsmodul welches als Erweiterung in das Einzugsgebietsmodell ArcEGMO (Pfützner, 2002; Becker et al., 2002) aufgenommen wurde (vgl. Kap. 3.3.3.1). Es simuliert neben der Wasserdynamik im System Vegetation-Boden auch den Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt. Das (Plant-Soil-Carbon-Nitrogen Model) entstand durch die Kopplung bestehender Wachstumsmodelle für Wald und landwirtschaftliche Flächen mit einem Bodenwasser und einem Bodenstickstoffmodell und enthält u. a. auch einen Fruchtfolgengenerator. Nach Angabe der Autoren ist der Einsatzbereich die mittelmaßstäbige (1 bis 1.000 km²) Simulation des Wasser- und Kohlenstoff-/Stickstoffhaushaltes einer Region bei Berücksichtigung der Vegetations- und Ertragsentwicklung. Die räumliche Auflösung erfolgt entsprechend des Aggregationsschemas von ArcEGMO auf Hydrotoplebene (Elementarfläche). Jedes Hydrotop ist durch eine bestimmte Landnutzung und einen Bodentyp charakterisiert und hat einen festen Raumbezug innerhalb des Untersuchungsgebietes.

Erste Anwendungen von PSCN (damals als Kopplung 4C/ArcEGMO, Näheres zu 4 C siehe unten) erfolgten im Parthe-Gebiet (Schnellbach) (Suckow et al. 2001), für das Unstrutgebiet (Projekt Glowa-Elbe) (Klößing et al 2003, 2005b) und 2002-2006 im Nationalpark Bayerischer Wald (Klößing et al. 2005a) sowie für das Einzugsgebiet der Paar (Klößing et al. 2006)

Für das PSCN-Modul existiert bisher (Stand: März 2006) eine Kurzdokumentation mit einem Umfang von ca. 20 Seiten, einschließlich Bodenwasserhaushalt.

Die Benutzung von PSCN ist im Unterschied zu den anderen im Rahmen der Vorstudie vorgestellten Stickstofftools kostenpflichtig. Eine Anwendung im Rahmen des KliWEP-Projektes würde somit eine Lizenzvereinbarung bzw. einen Kooperationsvertrag mit BAH Berlin erfordern.

Komponenten

Hauptkomponenten von PSCN sind im Wesentlichen aus Drittmodellen übernommene Untermodule. Der Datenaustausch zwischen den Modulen erfolgt über spezifische Schnittstellen. Gemäß der Dokumentation ist es somit möglich, einzelne Teilmodelle auszutauschen bzw. auf verteilten Systemen zu führen. Diese können dabei in unterschiedlichen Sprachen programmiert sein.

Das Waldwachstumsmodell, welches ursprünglich aus dem Modell 4C (Schaber et al., 1999, Suckow et al. 2001) stammt, beschreibt die Sukzessionsdynamik von Waldbeständen, die entweder auf Basis von simulierter natürlicher Regeneration oder ausgehend von einem durch eine Forstinventur definierten Anfangszustand aufwachsen. Das Vegetationsmodell für Landwirtschaft wurde aus SWAT2000 (Neitsch et al., 2001) übernommen, welches wiederum eine vereinfachte Version des EPIC-Wachstumsmodells (Williams et al., 1984; Engel et al., 1993) ist. Grundprinzip ist ein sortenspezifischer Temperatursummenansatz. Das Bodenmodell besteht aus einem Kohlenstoff-/Stickstoffmodell, einem Bodenwärmemodell und einem Bodenfeuchtemodell, welche ebenfalls aus dem Modell 4C (Grote et al., 1999) übernommen wurden.

Bemerkungen

Das Waldwachstumsmodul 4C liegt gemäß Dokumentation in einer ersten Ausbaustufe vor und wird gegenwärtig hinsichtlich der Bestandesdynamik getestet (Stand: Januar 2006). Außerhalb der Entwicklergruppe (Fr. Dr. Klößing, PIK Potsdam, BAH Berlin) gibt es nach Auskunft von Frau Dr. Klößing v. 14.03.2006 für das PSCN-Modul bisher die folgenden Drittanwendungen, welche sich v. a. auf den Wasserhaushalt und die Vegetationsentwicklung konzentrieren:

- Hochwasservorhersage und Transport von Kalisalzen in Fließgewässern im Muldegebiet [Anwender: Dr. Frank Voß, Lehrstuhl für Hydrologie, Wasserwirtschaft und Umwelttechnik der Ruhr-Universität-Bochum (http://mulde.hydrology.rub.de/de/_index.html), bzw. Dissertation von Herrn Voß unter <http://nbn-resolving.de/urn:nbn:de:kobv:517-opus-6403>).
- PSCN ohne C-, N- Haushalt: Diplomarbeit am Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei Berlin, „Simulation des Bodenwasserhaushaltes unter Berücksichtigung der Vegetationsentwicklung als Ergänzung der Zehrfunktion mittels Anwendung des ökohydrologischen PSCN-Moduls“, Beginn: 2006, Betreuerin Fr. Dr. Klößing

Fr. Klößing (pers. Mitteilung v. 10.3. und 14.3.2006) bewertet das Kosten-Nutzen-Verhältnis einer Ankopplung des PSCN-Moduls an den bestehenden WaSiM-ETH/PCGEOFIM®-Modellverbund als ungünstig. Sie schlägt stattdessen vor, an Stelle von das Gesamtmodell ArcEGMO/PSCN zu verwenden, in welchem die bei KliWEP 3 geplante Kopplung bereits realisiert und Vorarbeiten für das Schnellbach-Gebiet bereits durchgeführt worden seien (ArcEGMO/4C-Ergebnisse u. a. zum Schnellbach-Gebiet unter: http://www.pik-potsdam.de/topik/t6scs/safe/home/publications/abschlussbericht_c_bilanz.pdf).

Die nach Fr. Klößings Einschätzung ungünstigere Alternative Kopplung PSCN mit WaSiM-ETH sollte nach ihrer Einschätzung ggf. online mit einem Kopplungsschritt von 1d durchgeführt werden. Es wäre eine Übergabe von Niederschlag, Lufttemperatur, Strahlung, Luftfeuchte, Grundwasserflurabstand, allen Rauminformationen und bodenchemischen und -physikalischen Bodenparametern pro Bodenhorizont und Raumeinheit (Hydrotop/Raster) erforderlich. Das PSCN-Modul würde im Gegenzug NO₃⁻ und NH₄⁺-Auswaschung bereitstellen. Die Bearbeitungszeit für die Bereitstellung der Schnittstelle des PSCN-Moduls wird in einer ersten Schätzung mit ca. 6 Monaten veranschlagt.

3.3.1.6 RISK-N

Überblick

Das analytische Bodenstickstoffmodell wurde von Gusman & Marino (1999) entwickelt. Das Modell simuliert Stickstoffumsatzprozesse in der oberen- und unteren Wurzelzone und der ungesättigten Zone auf Basis eines Mischzellenansatzes. Die mathematische Beschreibung basiert auf analytischen Gleichungen im Gegensatz zu den weit verbreiteten numerischen Modellen. Dazu sind eine Reihe konzeptioneller Vereinfachungen im Hinblick auf die zeitliche Auflösung und die Kompartimentierung erfolgt. Im Vergleich zu anderen Modellen kommt RISK-N mit wenigen Daten aus. Die Modellgleichungen wurden in der Modellpublikation von Gusman & Marino (1999) veröffentlicht. Auf Basis dieser Gleichungen wurde ein modifiziertes Anwendungsmodell mRISK-N von Wriedt (2004) in VBA entwickelt.

Anwendungen des modifizierten RISK-N-Modells erfolgten durch Wriedt (2004) und Fiedler (2005). In diesen Arbeiten wurde mRISK-N mit den Grundwassermodellen MODFLOW und RT3D gekoppelt, um Nitrattransport in kleinen Einzugsgebieten zu beschreiben.

Das Zusatzprogramm RISKNREGIO (Wriedt 2004) erlaubt die Anwendung des 1D-Modells mRISK-N für die flächenhafte Simulation auf Rasterbasis und die Aufbereitung der Ergebnisse zur Einbindung in MODFLOW und RT3D.

Komponenten

Das Modell RISK-N wurde auf Basis analytischer Gleichungen konzipiert. Dabei wird der vertikale Stofffluss im Boden und in der ungesättigten Zone sowie die Umsatzprozesse vereinfacht für die Kompartimente obere Wurzelzone, untere Wurzelzone und ungesättigte Zone dargestellt (Abbildung 3). Grundwassertransport kann in einem einfachen analytischen 2D-Modell abgebildet werden. Das Wasserhaushaltsmodell berechnet die Versickerung aus den Größen Niederschlag, Bewässerung und Verdunstung durch einen einfachen Bilanzansatz. In dem modifizierten Anwendungsmodell mRISK-N wurde der einfache Wasserhaushaltsansatz durch ein Wasserhaushaltsmodell auf Basis des Modells SIMPEL (Hörmann 1998) ersetzt. Das Modell bildet alle relevanten Stickstoffumsatzprozesse ab. Dazu gehören Mineralisation, Ammonium-Immobilisierung, Ammonium-Adsorption, Ammonium-Volatilisation, Nitrifikation und Denitrifikation, Pflanzenaufnahme und Versickerung. Eingangsgrößen sind die Zugabe von mineralischem und organischem Dünger. Der Entzug durch die Vegetation sowie die Rückfuhr von Pflanzenresiduen werden als Randbedingung vorgegeben. Die zeitliche Diskretisierung erfolgt auf der Ebene monatlicher oder saisonaler Zeitschritte. Das Modell wurde nicht für die Darstellung hochaufgelöster Zeitschritte konzipiert.

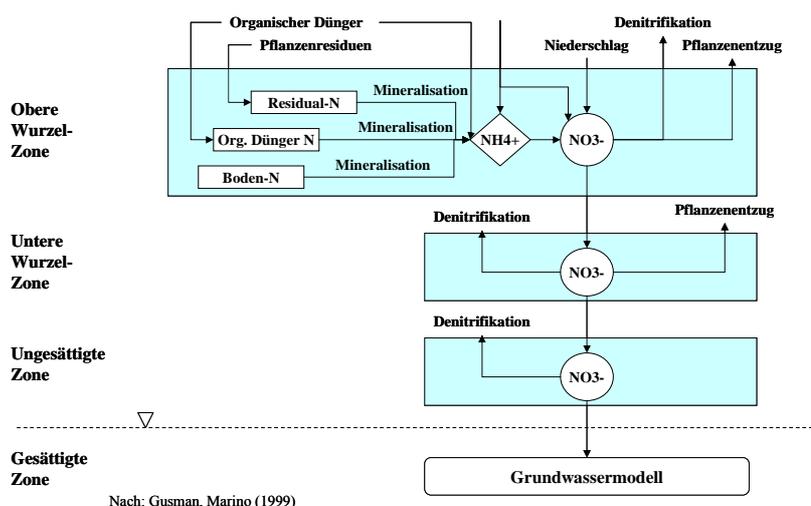


Abbildung 3: RISK-N Modellstruktur

Bemerkungen

Das Modell mRISK-N wurde als Forschungsmodell entwickelt. Für weitere Anwendung wäre eine Überarbeitung des Programmcodes erforderlich. Aufgrund seiner einfachen Konzeption kann das Modell nur begrenzt direkt mit Messdaten verglichen werden.

Das Stickstoffmodell kann auch an andere Wasserhaushaltsmodelle angepasst werden. Dazu wäre eine weitere Anpassung des Modells und die Erstellung einer Schnittstelle notwendig. Die Wasserhaushaltsgrößen müssten dazu entsprechend der Kompartimentierung und zeitlichen Auflösung aggregiert werden und dem Stickstoffmodell übergeben werden.

3.3.1.7 WHNSIM

Überblick

Das Modell wurde durch Huwe (1992) bzw. Huwe & Totsche (1995) zur Simulation des eindimensionalen Wasser-, Wärme- und Stickstoffhaushaltes von Standorten mit landwirtschaftlicher Nutzung entwickelt. Von den anderen im Rahmen dieser Vorstudie untersuchten Modellen ist WHNSIM am ehesten mit CoupModel (vgl. Kap. 3.3.1.4) vergleichbar. WHNSIM verfügt anders als CoupModel allerdings nicht über eine komfortable Benutzeroberfläche und die Anwendung des Modells ist weniger weit verbreitet.

Komponenten

Der Wasserhaushalt wurde auf Grundlage der Richards-Gleichung implementiert, als Quell- bzw. Senkenterme stehen die Interzeption, Evaporation von der Bodenoberfläche, die Transpiration über das Wurzelsystem sowie Hangzugwasser oder Drainage zur Verfügung. Vor allem am unteren Rand können flexible Randbedingungen (freie Drainage, undurchlässig etc.) gewählt werden.

Die Simulation der Vegetationsentwicklung gründet auf der Rate der Trockenmasseproduktion nach FEDDES (1978). Es sind Angaben erforderlich zu

- Verhältnis oberirdische/unterirdische Biomasse,
- Anteil geernteter bzw. abgestorbener Biomasse,
- Verteilung von aufgenommenem N auf ober-/unterirdische Biomasse,
- Verteilung des Stickstoffs auf leicht bzw. schwer zersetzbare Fraktionen der organischen Substanz,
- Bodenbedeckungsgrad, Blattflächenindizes,
- Durchwurzelungstiefe und Gesamtwurzellänge als Funktion der Gesamttrockenmasse,
- Funktion der relativen Vegetationszeit sowie
- Vorgaben von optimalen Entfaltungen des Wurzelsystems zu verschiedenen Vegetationszeitpunkten.

Quellen und Senken des Stickstoffhaushaltes sind die Nitrat-Mineralisation aus drei unterschiedlichen Fraktionen, der Stickstoffentzug durch die Pflanzen, Immobilisierung und Denitrifikation. Als Anfangsbedingungen benötigt das Modell Konzentration oder Nitratvorräte pro Kompartiment, die obere Randbedingung sind Stickstoffeintrag über den Niederschlag, mineralische Düngung und trockene Deposition. Die untere Randbedingung wird rein konvektiv gebildet.

Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen erfolgt sowohl konvektiv als auch diffusiv. Die reale Stickstofftransformation ist sowohl abhängig von der Bodentemperatur, der Bodenfeuchte, pH-Wert, sowie leicht verfügbaren C-Quellen (BSB5, potenzielle Denitrifikationskapazität, DOC). Die Denitrifikation kann als Reaktion nullter, erster und gemischter Ordnung modelliert werden.

Bemerkungen

Bei WHNSIM handelt es sich um ein sehr detailliertes Bodenwasser- und -stickstoffmodell, welches über die wesentlichen, für den KliWEP-Modellverbund relevanten Interaktionen verfügt. Bei praktischen Anwendungen wird teilweise allerdings nur der Wasser- und Wärmehaushalt parametrisiert (z. B. Hörmann und Meesenburg 2000).

Zur Kopplung mit dem WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]-Modellverbund wäre es erforderlich, bei WHNSIM eine entsprechende Schnittstelle zu schaffen. Prinzipiell wäre dies möglich. Der Quellcode von WHNSIM steht zur Verfügung. Es bestehen Kontakte zum WHNSIM-Entwickler Prof. Bernd Huwe (Universität Bayreuth). Herr Huwe wäre grundsätzlich bereit, an einer Kopplung mit dem bestehenden Verbund WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®] mitzuwirken. Den damit verbundenen Aufwand schätzt er als moderat ein. Konkret wäre der Programmieraufwand abhängig von der Struktur der anderen Modelle (also WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]).

3.3.1.8 Weitere Bodenmodelle

Neben den dargestellten Bodenwasser- und -stickstoffmodellen wurde eine Vielzahl weiterer Modelle entwickelt, die aber auf ähnlichen, z. T. identischen Modellansätzen beruhen. Dazu gehören unter anderem Modelle wie WASMOD/STOMOD (Reiche 1991, 1994), HERMES (Kersebaum 1995), EPIC (Sharpley & Williams 1990). Eine vergleichende Darstellung verschiedener Simulationsmodelle für mesoskalige Einzugsgebiete wurde von der Projektgruppe Elbe-Ökologie (1997) erarbeitet. Überwiegend bilden diese Modelle nur die Stickstoffdynamik ab, während keine explizite Einbindung der Kohlenstoffdynamik erfolgt. Das Rothamsted-Modell (<http://www.rothamsted.bbsrc.ac.uk/aen/carbon/download.htm>) stellt dagegen ein spezielles C-Modell für die C-Dynamik im Boden dar.

3.3.2 Grundwassermodelle

Im Grundwasser ist die kombinierte Betrachtung von Grundwasserströmung, Stofftransport und Stoffumsatz erforderlich. Dabei kommen in der Regel mehrere aufeinander abgestimmte Modelle zum Einsatz. Wir stellen hier zwei Modellverbünde vor, die für die Lösung reaktiver Stofftransportprozesse in Frage kommen.

3.3.2.1 PCGEOFIM[®]

Überblick

PCGEOFIM[®] (Sames et al. 2005, Sames 2001) wurde am Ingenieurbüro für Grundwasser (IBGW) in Leipzig als Simulationsprogramm für Geofiltration und Geomigration entwickelt. Es berechnet die Grundwasserströmung und den Transport von löslichen Stoffen im Lockergestein. Die Berechnung der Grundwasserströmung erfolgt mit der finite Volumenmethode, die sich durch absolute Bilanztreue auszeichnet und die Möglichkeit eröffnet, das Gitternetz beliebig zu verfeinern. Die hydraulische Anbindung des Grundwassers an die im Einzugsgebiet vorhandenen Vorfluter und Standgewässer ist realisiert und die Oberflächenwasserströmung wird zusammen mit dem Grundwasser berechnet. Die Grundwasserneubildung wird ortsdiskret vorgegeben und zeitdiskret sowie flurabstandsabhängig bei der Simulation berücksichtigt. Das Transportmodul ermöglicht die Berechnung des Stofftransportes von bis zu 15 Migranten im Grundwasser nach dem Front-Limitation-Algorithmus oder dem Random-Walk-Verfahren.

Komponenten

PCGEOFIM[®] kann in die grundsätzlichen Komponenten

- Grundwasserströmung,
- Stofftransport und
- Stoffwandlungen

unterteilt werden. Die Betrachtung der Grundwasserströmung liefert auch für sehr komplexe Systeme mit intensiven Wechselwirkungen zwischen Grundwasser und Oberflächengewässern, stark variierenden Grundwasserständen oder komplizierten geologischen Verhältnissen realistische Ergebnisse. Weiterhin sind die Stofftransportalgorithmen leistungsfähig und können die Bewegung von gelösten Stoffen gut abbilden.

Stoffwandlungen werden in PCGEOFIM[®] mit verschiedenen Methoden abgebildet:

$$\partial(n_w \rho_w + n_f \rho_f) / \partial t + \text{div } \rho_w v_{\text{Dar}} - \text{div}(D^* + n_w D) \text{grad } \rho_w + \lambda_w n_w \rho_w + \lambda_f n_f \rho_f = q$$

Gleichung 13

$q = q_w + q_s + q_f$ - summare Quell-Senken-Belegung

- n_f - volumetrischer Phasengehalt der Feststoffmatrix in $\text{m}_f^3 / \text{m}_R^3$,
- ρ_f - Partialdichte des Stoffes k in der Feststoffmatrix in $\text{kg}_k / \text{m}_f^3$,
- ρ_w - Partialdichte des Stoffes k in der wässrigen Phase in $\text{kg}_k / \text{m}_w^3$,
- ρ_b - Rohdichte des Feststoffes (bulk density) in $\text{kg}_f / \text{m}_R^3$,
- ρ_0 - Reindichte des Feststoffes in $\text{kg}_f / \text{m}_f^3$,

Diese Gleichung stellt die Basisgleichung der Stofftransportmodellierung mit dem Programmsystem PCGEOFIM[®] dar. Die Wandlung des Stoffes k wird durch die Terme $\lambda_w n_w \rho_w$ und $\lambda_f n_f \rho_f$ erfasst. Für den Abbau durch radioaktiven Zerfall gilt $\lambda_w = \lambda_f > 0$. Für mikrobielle Abbauprozesse wird gewöhnlich $\lambda_f = 0$ gesetzt. Im Programmsystem PCGEOFIM[®] sind neben einer Reaktionskinetik erster Ordnung, beschrieben durch $\lambda = \text{const.}$, weitere Ansätze mit $\lambda = \lambda(\rho_w)$ implementiert worden. Die folgende Tabelle gibt eine Übersicht.

Tabelle 1: Definition der Abbaufunktion

Kinetik	Abbaufunktion in der wässrigen Phase
Kinetik 1. Ordnung	$\lambda_w = \text{const}$
Michalis-Menten-Kinetik	$\lambda_w = \lambda_1 / (1 + \lambda_2 \rho_w)$
Toxische Inhibierung	$\lambda_w = \lambda_1 \max(1 - \rho_{\text{wtoxi}} / \rho_w, 0)$
Kombination von aerober und toxischer Inhibierung	$\lambda_w = \lambda_1 \max(1 - \rho_{\text{waerob}} / \rho_w, 0) + \lambda_2 \max(1 - \rho_{\text{wtoxi}} / \rho_w, 0)$

Für relativ kleine ρ_w -Werte reflektiert die Michaelis-Menten-Kinetik einen Abbau 1. Ordnung und für relativ große ρ_w -Werte einen Abbau 0. Ordnung. $1/\lambda_2$ ist dabei die Halbsättigungskonstante, d. h. für $\lambda_2 = 1/\rho_w$ erfolgt der Stoffabbau mit der Hälfte der Maximalrate. Die Michaelis-Menten-Kinetik (MM) lautet in ihrer biologisch orientierten Schreibweise

$$\begin{aligned}
s_{MM} &= - \max s_{MM} \rho_w / (K_{MM} + \rho_w) \\
&= - \max s_{MM} / K_{MM} \{ \rho_w / (1 + (1/K_{MM}) \rho_w) \} \\
&= - \lambda_1 \{ \rho_w / (1 + \lambda_2 \rho_w) \}
\end{aligned}
\tag{Gleichung 14}$$

mit s - Abbaurrate und K_{MM} - Halbwertkonstante. Ein Vergleich zeigt, dass $\lambda_1 = \max s_{MM} / K_{MM}$ und $\lambda_2 = 1 / K_{MM}$ entspricht.

Auch die toxische Inhibierung stellt für kleine ρ_w -Werte eine Kinetik erster Ordnung dar. Wenn aber die Partialdichte die Größenordnung der Grenzdichte ρ_{wtox} erreicht, wird die Abbaurrate immer kleiner und nimmt bei Überschreiten den Wert Null an. Die Wahl einer Kombination von zwei inhibierten Kinetiken 1. Ordnung ist sinnvoll, wenn die Zeitkonstanten und die Grenzdichten von sehr unterschiedlicher Ordnung sind, z. B. Abbau in der aeroben und in der anaeroben Zone.

Zur Verdeutlichung sind Zahlenwerte in der Tabelle 2 zu finden. In der nachfolgenden Abbildung ist die Abbaurrate graphisch dargestellt.

Tabelle 2: Zahlenwerte zur Berechnung der Abbaufunktion (Beispiel)

Kinetik	Abbaufunktion in der wässrigen Phase
Kinetik 1. Ordnung	$\lambda_w = 1/125d^{-1} = 9,25926 \cdot 10^{-8} s^{-1}$
Michalis-Menten-Kinetik	$\lambda_1 = 9,25926 \cdot 10^{-8} s^{-1}, \lambda_2 = 10 m_w^3/kg_k,$ $\lambda_w = \lambda_1 / (1 + \lambda_2 \rho_w)$
Toxische Inhibierung	$\lambda_1 = 9,25926 \cdot 10^{-8} s^{-1}, \rho_{wtox} = 0,1 kg_k / m_w^3,$ $\lambda_w = \lambda_1 \max(1 - \rho_{wtox} / \rho_w, 0)$
Kombination von aerober und toxischer Inhibierung	$\lambda_1 = 2,31481 \cdot 10^{-5} s^{-1}, \rho_{waerob} = 0,001 kg_k / m_w^3,$ $\lambda_2 = 9,25926 \cdot 10^{-8} s^{-1}, \rho_{wtox} = 0,075 kg_k / m_w^3,$ $\lambda_w = \lambda_1 \max(1 - \rho_{waerob} / \rho_w, 0) + \lambda_2 \max(1 - \rho_{wtox} / \rho_w, 0)$

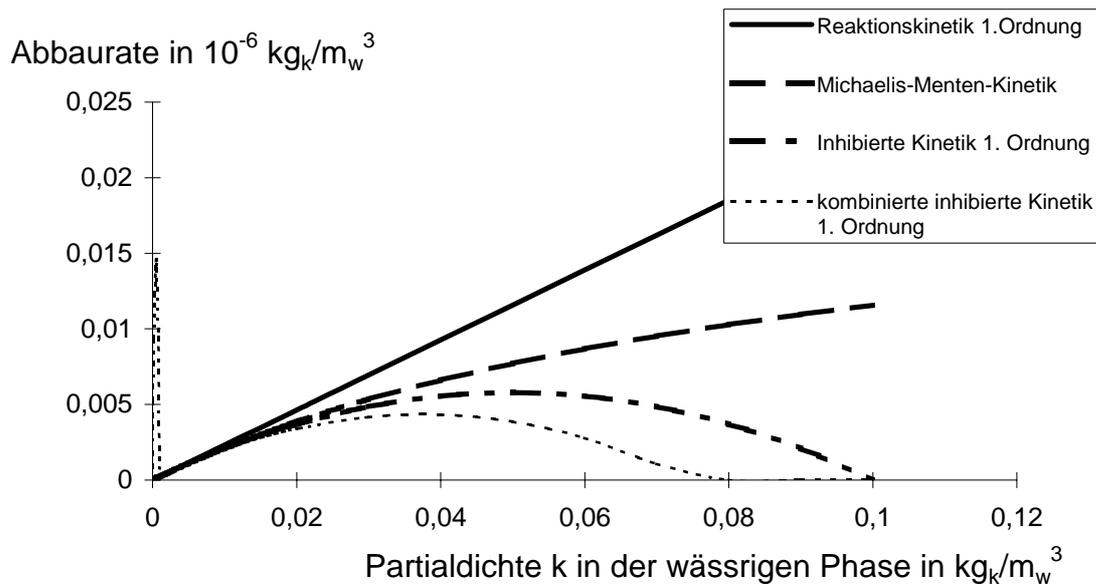


Abbildung 4: Abhängigkeit der Abbauraten ds/dt vom Kinetikmodell (vgl. Tabelle 2)

3.3.2.2 PHREEQC (hydrogeochemisches Modell)

Überblick

PHREEQC (Parkhurst 1995, Parkhurst & Appelo 1999) ist ein geochemisches Modell zur Lösung komplexer chemischer Reaktionensysteme. Mit dem Modell ist die Berechnung der Chemie wässriger Lösung unter Berücksichtigung von Gleichgewichtsreaktionen, kinetisch bestimmten Reaktionen, Lösungs- und Fällungsvorgängen und Ionenaustauschprozessen möglich. In einer Datenbank werden die chemischen Eigenschaften der einzelnen Substanzen sowie die möglichen Reaktionsgleichungen hinterlegt. In einer Steuerdatei erfolgt die Definition des Ausgangsschemismus der Lösung sowie gegebenenfalls der Transportvorgänge, Mischungen von Lösungen oder Zugabe externer Substanzen. Anschließend wird der resultierende Chemismus der Lösung berechnet. Transportprozesse werden in vereinfachter Form und eindimensional dargestellt. PHREEQC wurde bereits mehrfach an Grundwassertransportmodelle zur Lösung reaktiver Stofftransportprobleme gekoppelt. Grundsätzlich stellt PHREEQC ein Werkzeug dar, mit dem beliebige Reaktionssysteme gelöst werden können. Das spezielle zu lösende Reaktionssystem muss je nach Fragestellung implementiert werden.

Komponenten

Mit PHREEQC können u. a. folgende Aufgaben bearbeitet werden:

- die Spezierung von Lösungen,
- die Bestimmung deren Sättigungsindizes,
- die Berechnung der Verteilung der aquatischen Spezies,
- die Gleichgewichtsrechnung zwischen gelösten und festen Phasen,
- der Ionenaustausch an aktiven Oberflächen,
- das Gleichgewicht mit einer definierten Gasphase,
- frei definierbare kinetische Reaktionen,
- Mischungsrechnungen mehrerer Lösungen sowie
- eindimensionale Transportrechnungen.

Bemerkungen

Bei PHREEQC handelt es sich um ein flexibel einsetzbares Werkzeug bzw. einen „Modellbaukasten“. Es wird von vielen Anwendern weltweit für unterschiedlichste Anwendungen genutzt. Deshalb stehen bereits zahlreiche Beispielanwendungen zur Verfügung, die als Ausgangsbasis für Prozessabbildungen in neuen Untersuchungsgebieten genutzt werden können.

3.3.2.3 TBC (Transport, Biochemie und Chemie)

Überblick

TBC (Schäfer et al. 1998, Schäfer 2006) ist ein reaktives Transportmodell, das die Gleichungen für den reaktiven Transport in der gesättigten Grundwasserzone im dreidimensionalen Raum numerisch löst. Es wird die Finite-Element-Methode mit den Standard-Galerkin-Ansatz genutzt. Der Stofftransport ist mit dem mikrobiell unterstützten Abbau organischen Kohlenstoffs gekoppelt. Die Monod-Kinetik kommt für die Beschreibung von mikrobiellen Wachstumsprozessen zum Einsatz. Diese Prozesse sind durch Ertrags-Koeffizienten und stöchiometrische Verhältnisse mit dem Substratabbau und der Freisetzung von Abbauprodukten verknüpft. Weiterhin kann die Wirkung mikrobieller Aktivitäten auf ausgewählte anorganische Stoffe im Grundwasserleiter berücksichtigt werden. Unterschiedlichste biochemische Reaktionen können vom Anwender spezifiziert werden.

Komponenten

TBC ermöglicht die Modellierung von

- Transport und chemischen Vorgängen im mobilen Porenwasser,
- biochemischen Vorgängen in der Biophase (Mikroorganismen und reaktive Spezies),
- biochemischen und chemischen Vorgängen an der Feststoffphase und
- Lösungsprozessen in der immobilen organischen Phase.

Dabei werden fünf Prozessgruppen abgebildet:

- gesättigte Grundwasserströmung,
- advektiver und dispersiver/diffusiver Transport,
- mikrobiell katalytische biochemische Umsetzungen,
- chemische Gleichgewichtsreaktionen,
- kinetisch gesteuerte chemische Reaktionen.

Bemerkungen

Die Funktionalität, die TBC in Bezug auf die Abbildung der Stoffwandlungsreaktionen bietet, ist mit denen von PHREEQC (Kapitel 3.3.2.2) vergleichbar. Die Modellteile Strömung und Transport sind jedoch nicht für die Abbildung der Prozesse im KliWEP-Modellgebiet geeignet und können deshalb PCGEOFIM[®] als Grundwasserströmungs- und –transportmodell nicht ersetzen. Eine Kopplung der Teile Biochemie und Chemie von TBC an PCGEOFIM[®] könnte analog zur Kopplung mit PHREEQC erfolgen. Der Aufwand für die Kopplung ist ungefähr mit dem der Kopplung von PCGEOFIM[®] mit PHREEQC vergleichbar. Da eine Kopplung mit PHREEQC schon besteht und PHREEQC mehr Flexibilität bietet, wird diese Variante favorisiert.

3.3.2.4 MODFLOW und RT3D

Überblick

MODFLOW (McDonald & Harbaugh 1988) ist ein Finite-Differenzen-Modell zur Beschreibung der Grundwasserströmung in ein, zwei oder drei Dimensionen. Das Modell wurde am USGS (United States Geological Service) entwickelt und liegt mittlerweile in der Version MODFLOW2000 vor. Das ausführ-

bare Programm wie auch der FORTRAN-Quellcode sind frei verfügbar unter <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/modflow2000/modflow2000.html>. Es gibt jedoch auch Adaptionen, die mit kommerziellen Benutzeroberflächen wie GMS oder PMWIN vertrieben werden. Die Grundwasserneubildung kann stationär aber auch orts- und zeitdiskret vorgegeben werden. Eine hydraulische Anbindung an Vorfluter und Oberflächengewässer kann realisiert werden. Wasserflüsse im Gewässernetz werden jedoch nicht berücksichtigt, es gibt aber auf MODFLOW aufbauende Oberflächengewässermodele.

RT3D (Clement 1997) ist ein Programm zur Simulation von Stofftransport im Grundwasser. Das ausführbare Programm und der Source-Code sind unter <http://bioprocess.pnl.gov/rt3d.htm> frei verfügbar. Es kann die von MODFLOW errechneten Wasserflüsse direkt für die Simulation des Stofftransportes nutzen. RT3D löst die dreidimensionale Konvektions-Dispersions-Gleichung simultan unter Berücksichtigung von Sorptionsprozessen. Dabei kommen verschiedene Lösungsalgorithmen zur Anwendung (Finite Differenzen, Charakteristiken-Verfahren, Total Variation Diminishing Algorithmus). Stoffumsätze können als Abbauprozesse erster Ordnung (ohne Wechselwirkungen) berücksichtigt werden. Darüber hinaus können auch Reaktionssysteme simuliert werden, in denen Wechselwirkungen zwischen den Substanzen berücksichtigt werden. Dazu gibt es vorgefertigte Reaktionsmodule, überwiegend zur Simulation des Abbaus von Kohlenwasserstoffen. Benutzerdefinierte Reaktionsmodule können über ein Programmierinterface eingebunden werden. Die Einbindung der Reaktionen erfolgt dabei auf Basis der stöchiometrischen Reaktionsgleichungen und der reaktionskinetischen Ansätze (Nullter, erster oder gemischter Ordnung, Michaelis-Menten-Kinetik, Monod-Kinetik etc.). Die Reaktionsgleichungen können individuell über die Schnittstelle programmiert werden, daher können spezifische Reaktionsmodelle unterschiedlicher Komplexität berücksichtigt werden. Neben MODFLOW ist auch RT3D in kommerziellen Benutzeroberflächen wie GMS oder PMWIN enthalten.

Bemerkungen

Die Einbindung eines Reaktionsmoduls zur Beschreibung der Stickstoffdynamik im Grundwasser wurde bereits am UFZ (Wriedt 2004) durchgeführt und in einem Kleineinzugsgebiet (ca. 20 km²) angewandt. Dieses Reaktionsmodul berücksichtigt die Degradation organischer Substanz durch Sauerstoff (Mineralisation), Nitrat (heterotrophe Denitrifikation) und Sulfat (Desulfurikation) sowie die Oxidation von Pyrit durch Sauerstoff und Nitrat (autotrophe Denitrifikation). Damit wird die Abhängigkeit der Denitrifikation vom Sauerstoffgehalt und der Verfügbarkeit von Reaktionspartnern explizit berücksichtigt.

Der Modellverbund MODFLOW-RT3D entspricht prinzipiell dem Vorgehen bei der Kopplung PCGEOFIM[®] und PHREEQC. Auch die Beschreibung des Stickstoffumsatzes kann analog implementiert werden. Umgekehrt kann das bestehende RT3D-Reaktionsmodul analog mit PHREEQC implementiert werden.

Wie bei der Anwendung von PCGEOFIM[®] und PHREEQC ist die Anwendung aufgrund zu erwartender hoher Rechenzeiten auf kleine Gebiete beschränkt.

Zur Anwendung von MODFLOW und RT3D ist weitere Software zum Pre- und Postprozessing erforderlich. Hierzu existieren eine Reihe von kostenpflichtigen Softwarepaketen, zum Beispiel das Groundwater Modelling System GMS 6.0 und Processing Modflow (PMWIN).

3.3.3 Integrierte Einzugsgebietsmodelle

3.3.3.1 ArcEGMO

Überblick

ArcEGMO ist ein Modell- und Programmsystem zur GIS-basierten, flächendifferenzierten, multiskaligen hydrologischen Modellierung von Landflächeneinheiten, einschließlich Flussgebieten. Als Eingangsdaten werden meteorologische Zeitreihen, gemessene Gewässerabflüsse, Landnutzung, Boden, Topographie, Grundwasserflurabstände, Gebietsstrukturierung und Gewässernetz benötigt.

Die Verwendung von ArcEGMO ist kostenpflichtig. Die Lizenzkosten für das Gesamtmodell betragen ca. 5.700 €, zuzüglich Java-Oberfläche (700 €), diverse Pre- und Postprocessing-Tools (je 300-800 €), Wartungsvertrag (600 €/Jahr) und ggf. Schulungskosten (z. B. eintägige Schulung beim Auftraggeber: 1.000 €; eintägige Schulung in Berlin bei 1-8 Teilnehmern 300-2.400 €) (Quelle: ArcEGMO-Homepage www.arcegmo.de).

Komponenten

In ArcEGMO ist eine Modellstrukturierung in die beiden Domänen Abflussbildung (vertikale Prozesse) und Abflusskonzentration (laterale Prozesse) realisiert.

Die potenzielle Verdunstung kann nach Haude, Turc/Ivanov oder Penman berechnet werden. Das Schneemodell arbeitet nach dem Temperatur-Grad-Verfahren. Die reale Evapotranspiration wird über einen feuchteabhängigen Reduktionsansatz (erweiterter Priestley-Taylor-Ansatz) realisiert. Die Interzeption ist als vegetationsabhängiger linearer Speicheransatz konzipiert, die Infiltration nach Holtan. Im Boden wird für die Sickerwasserbildung ein Speicheransatz verwendet.

Die Abflusskonzentration auf der Landoberfläche erfolgt über einen kinematischen Wellenansatz, Speicher- und Translationsansätze. Für die unterirdischen Abflussprozesse können Ansätze unterschiedlicher Komplexität gewählt werden. Einfachster Ansatz ist ein Einzellinearspeicher in Reihen- und Parallelschaltung. Die Abflusskonzentration im Gewässernetz erfolgt nach dem Einheitsganglinienverfahren (Unit Hydrograph), Speicherkaskaden oder dem Verfahren nach Kalinin-Miljukov (Quelle: www.arcegmo.de).

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die zeitliche Diskretisierung liegt im Bereich von Stunden bis Monaten, die Raumskala reicht von ca. einem bis mehreren 10.000 km².

Bemerkungen

Es existiert eine Erweiterung von ArcEGMO mit dem so genannten PSCN-Modul (vgl. Kap. 3.3.1.5). Eine Kopplung von ArcEGMO mit dem Grundwassermodell PCGEOFIM[®] ist derzeit in Bearbeitung.

Im Januar 2004 wurde im Rahmen eines Workshops am LfUG Sachsen bereits ein Vergleich zwischen ArcEGMO/PSCN einerseits und WaSiM-ETH andererseits durchgeführt. Mit Fokus auf den Wasserhaushalt (WaSiM-ETH: prozessorientiertere Richards-Gleichung, Modell kostenfrei verfügbar, größere Anwendercommunity) erfolgte damals die Entscheidung zugunsten WaSiM-ETH.

3.3.3.2 MODIFFUS

Überblick

MODIFFUS (**Modell zur Abschätzung diffuser Stoffeinträge in die Gewässer**) ist ein mesoskaliges Emissionsmodell zur Bestimmung von diffusen Phosphor- und Stickstoffverlusten im Einzugsgebiet (Prasuhn 1999, 2004a und b; Prasuhn & Braun 1999; Prasuhn & Mohni 2002, 2003; Prasuhn & Spiess 2003, 2004; Prasuhn et al. 2004). Das Modell stellt ein empirisch-statistisches Expertensystem dar und bezieht in seine GIS-basierte Analyse sowohl Standortfaktoren (Landnutzung, Boden, Topographie, Klima, etc.) als auch Bewirtschaftungsfaktoren (Düngung, Bodenbearbeitung etc.) ein. Prinzipiell werden durch MODIFFUS P- und N-Verluste aufgrund von Abschwemmung, Auswaschung, Drainage, Erosion, Deposition und diffuse Direkteinträge berechnet. Die Stoffverluste werden weiterhin in einen gelösten und partikulären Anteil sowie in natürliche Hintergrundlast und anthropogen diffuse Belastung unterteilt. MODIFFUS wurde bislang hauptsächlich in verschiedenen geographischen Regionen der Schweiz angewendet.

Komponenten

MODIFFUS berechnet die Stofffrachten in Abhängigkeit von den zuvor ermittelten Wasserflüssen. Das Modell unterscheidet folgende Abflusskomponenten:

- *Oberflächenabfluss* (= Abfluss über die Geländeoberfläche): Für die Berechnung des Oberflächenabflusses berücksichtigt MODIFFUS die potenzielle Abflussmenge (= Niederschlag minus Verdunstung), die Landnutzung, die Hangneigung und die Bodeneigenschaften.
- *Drainagenabfluss* (= Abfluss aus geschlossenen, künstlichen Drainagen): Die Abschätzung der Abflussmengen durch Drainagen erfolgt entweder anhand von Literaturangaben oder anhand einer statistischen Beziehung, bei der 60-80 % der potenziellen Abflussmenge als Drainagewasser in Abhängigkeit von der Sickerwassermenge ermittelt werden können.
- *Zwischenabfluss, Quellenabfluss und Grundwasserabfluss* (= Sickerwasser): Die totale Sickerwassermenge (exkl. Drainageabfluss) errechnet sich aus der Differenz zwischen der potenziellen Abflussmenge und der Summe aus Oberflächenabfluss und Drainagenabfluss.

Die Berechnung der Stofffrachten erfolgt durch Multiplikation der Wasserflüsse mit den entsprechenden nutzungs- und gebietspezifischen Stoffkonzentrationen. Es werden folgende Stoffflüsse berücksichtigt:

- *Nährstoffeinträge durch Abschwemmung*: In diesem Teilmodell wird der Transport von nicht an Bodenpartikel gebundenen Nährstoffen mit dem auf der Bodenoberfläche fließenden Wasser betrachtet (ohne Erosion). Die abgeschwemmten Nährstoffe entstammen der obersten Bodenschicht oder nach einem Düngeraustrag der Boden- oder Pflanzenoberfläche. Die im Niederschlag enthaltenen Nährstoffe werden ebenfalls berücksichtigt. Anhand von Literaturwerten wird zunächst eine mittlere P- und N-Abschwemmungskonzentration (P- bzw. N-Ausgangswert) pro Landnutzung festgelegt. Anschließend erfolgt die regionale Anpassung und die Verrechnung mit dem Oberflächenabfluss.
- *Nährstoffeinträge durch Erosion*: Die Höhe der Bodenerosion erfolgt auf Grundlage der USLE (Universal Soil Loss Equation) unter Berücksichtigung der Faktoren Hangneigung (S-Faktor), Hanglänge (L-Faktor), Erodibilität des Bodens (K-Faktor), Erosivität der Niederschläge (R-Faktor) und eines gebietspezifischen Kultur- und Bearbeitungsfaktors (C-Faktor) (vgl. Schwertmann et al. 1990). Des Weiteren wird noch ein Faktor berücksichtigt, der „sonstige Erosion“ berücksichtigt. Vom erodierten Bodenmaterial gelangt nur ein kleiner Anteil direkt oder indirekt in die Gewässer, der größte Teil wird auf der betroffenen Fläche selbst oder auf angrenzenden Flächen akkumuliert.
- *Nährstoffeinträge durch Auswaschung*: Die Berechnung der nutzungsspezifischen Auswaschungsraten von N und P erfolgt unter Einbeziehung einer Faktorenmatrix bestehend aus landnutzungsabhängigen N- und P-Ausgangswerten, Sickerwassermenge, Drainage, Geländehöhe, Bodentextur, Hofdüngeranteil, Graslandintensität, Denitrifikation, P-Bilanz und P-Testzahl. Im Weiteren wird die berechnete N-Auswaschung noch durch Angaben zu Fruchtfolgen und Zwischenfrüchte modifiziert (Erstellung einer Nitratauswaschungsmatrix).
- *Atmosphärische Nährstoffdeposition auf die Gewässer*: Es wird nur die aus der Atmosphäre direkt auf die Gewässeroberfläche gelangende Menge abgeschätzt. Die Deposition von N und P werden auf Basis von Literaturwerten berechnet.
- *Nährstoffeinträge durch landwirtschaftliche und sonstige Direkteinträge*: (1) Einträge von Hofflächen, (2) Direkteinträge beim Weiden entlang von Gewässern, (3) Düngeraustrag entlang von Gewässern und/oder Strassen, (4) sonstige diffuse Direkteinträge (Laub- und Streueintrag, Badebetrieb, Futter- und Düngemittel für fischereiliche Zwecke und Wassergeflügel)
- *Natürliche Hintergrundlast*: Diese wird auf Basis von Literaturwerten bzw. Annahmen errechnet.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die Berechnungen der Wasser- und Stoffflüsse erfolgen über das Tabellenprogramm Excel für jeden Rasterpunkt einzeln. Die Frachtergebnisse werden als Jahreswerte [kg/ha] ausgegeben.

Bemerkungen

MODIFFUS wurde bisher in mehreren mesoskaligen Einzugsgebieten angewendet. Das Modell ist sehr flexibel einsetzbar und kann in Abhängigkeit von der jeweiligen Fragestellung und den verfügbaren Ein-

gangsdaten angepasst werden. Die benötigten Daten sind zum großen Teil routinemäßig (in der Schweiz) verfügbar (Stichwort: amtliche Betriebszählungsdaten). Der hydrologische Teil des Modells ist recht einfach strukturiert und sollte ggf. in einem neu zu erstellenden Modellsystem ersetzt werden.

3.3.3.3 INCA

Überblick

Das INCA (Integrated Nitrogen model for multiple source assessment in Catchments) (Whitehead et al. 1998a, 1998b) stellt die wesentlichen Mechanismen des Stickstoffhaushalts auf Einzugsgebietsebene auf Grundlage prozessorientierter und reaktionskinetischer Ansätze dar. Das Modell berücksichtigt Pflanzenaufnahme, Oberflächen- und Untergrundtransport und sechs verschiedene Landnutzungstypen. Das Modell stellt das Einzugsgebiet nicht flächendifferenziert dar, sondern basiert auf einer semi-verteilten Darstellung des Gebietes unter Berücksichtigung des Gewässernetzes. Stickstoffeinträge erfolgen über atmosphärische Deposition, aus der terrestrischen Umwelt (Landnutzung), aus städtischen Gebieten oder direkte Einträge aus Kläranlagen oder intensiv-landwirtschaftlichen Einheiten. Ergebnisse werden als Zeitreihen auf Tagesbasis für ausgewählte Standorte oder als Längsprofile oder als statistische Verteilungen ausgegeben. Das Modell verfügt über eine benutzerfreundliche Schnittstelle und kann beim Entwickler für Evaluierungszwecke kostenlos bezogen werden. Über die Verfügbarkeit des Quellcodes ist nichts bekannt.

Komponenten

Das INCA-Modell setzt sich aus fünf Teilkomponenten zusammen:

- Ein GIS-Interface zur Ableitung der Teileinzugsgebiete und der Berechnung der Flächenanteile der einzelnen Landnutzungsklassen für jedes Teileinzugsgebiet.
- Das Stickstoffeintragsmodell, welches die gesamten N-Einträge aus allen Quellen in jedes Teileinzugsgebiet berechnet. Trockene Deposition und Düngergabe wird je nach Landnutzungsklasse skaliert.
- Das Hydrologische Modell, welches den Fluss des effektiven Niederschlags durch die reaktiven und Grundwasserzonen sowie im Gewässernetz simuliert. Diese Komponente treibt auch den N-Transport durch das Einzugsgebiet an.
- Das Einzugsgebiet-Stickstoff-Prozess-Modell, mit dem die N-Umsätze und der N-Transport im Boden und Grundwasser dargestellt werden. Diese Komponente berücksichtigt Pflanzenaufnahme und mikrobielle Umsatzprozesse wie Mineralisation, Denitrifikation, Nitrifikation etc.. Im Grundwasser werden keine Umsatzprozesse berücksichtigt.
- Das Fluss-Stickstoff-Prozess-Modell, mit dem die Verdünnung und Stickstoffumsätze im Gewässernetz (Nitrifikation und Denitrifikation) dargestellt werden. Der Stickstoffzufluss zum Gewässernetz ergibt sich aus dem Netto-Austrag für jedes Teileinzugsgebiet.

Die Landnutzungsdaten können individuell für die einzelnen Nutzungsklassen angepasst werden. Als Landnutzungsklassen werden Wald, Grassland (unbeweidet), Grassland (beweidet, ungedüngt), Grassland (gedüngt), Ackerland und Siedlungsbereiche abgebildet.

Zur Beschreibung der Wasserflüsse sind die Verweilzeiten im Boden- und Grundwasser landnutzungsspezifisch anzugeben. Das hydrologische Modell berechnet den effektiven Niederschlag aus dem gefallenen Niederschlag und der Verdunstung, wobei eine Berücksichtigung der Bodenfeuchtedynamik in Form des Bodenfeuchtedefizits erfolgt. Auch die Stickstoffumsätze im Boden können so abhängig von der Bodenfeuchte dargestellt werden. Alle Ratenkoeffizienten sind temperaturabhängig. Damit können auch die Einflüsse klimatischer Änderungen simuliert werden.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Das INCA-Modell simuliert Stoffumsätze und Stofftransport in Tagesschritten und kann somit die Dynamik eines Gebietes abbilden. Das Modell basiert auf der integrierten Betrachtung der Teileinzugsgebiete-

te. Stoffumsätze und –flüsse werden separat für die einzelnen Landnutzungsklassen berechnet. Flächenanteilig werden dann die Stoffflüsse im Teilgebiet addiert und an das Gewässernetzmodell übergeben.

Bemerkungen

Das INCA-Konzept unterscheidet sich in seiner Konzeption deutlich von üblichen flächenverteilten, prozessorientierten Modellen. Es stellt ein in sich geschlossenes Modellsystem dar. Eine Berücksichtigung der C-Dynamik findet nicht statt. Es ist nicht bekannt, inwiefern künstliche Einflüsse auf den Wasserhaushalt (Grundwasserentnahme, Flussbauwerke, Überleitungen) abgebildet werden können. Im Grundwasser werden keine Umsatzprozesse berücksichtigt.

3.3.3.4 IWAN

Überblick

Das “Integrated Winter Erosion and Nutrient Load Model” IWAN ist ein Modellsystem zur Beschreibung von Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten mit besonderer Berücksichtigung von P-Dynamik und Erosion. Das Modellsystem setzt sich aus vier eigenständigen Modellen zusammen, die in einer Java-Umgebung zusammengeführt wurden. Der IWAN-Modellverbund wird am UFZ von Dr. Ollesch und Irina Kistner entwickelt.

Komponenten

In IWAN wird WaSiM-ETH (Water balance Simulation Model ETH, Schulla 1997, vgl. auch Kap. 3.3.3.8) für die Simulation des Wasserhaushaltes im Einzugsgebiet verwendet. Das Modell wurde um ein empirisches Bodentemperaturmodul ergänzt, um den Oberflächenabfluss bei gefrorenem Boden besser darstellen zu können (Ollesch et al. 2005a). Dieses wurde gekoppelt mit:

SMEM (Snowmelt erosion model, Sukhanovski et al. 2004), ein rasterbasiertes Modell zur Simulation von Bodenerosion durch Schneeschmelzereignisse.

AGNPS (Agricultural Non-Point Source Model, vgl. auch Kap. 3.3.5.1), ein rasterbasiertes Modell zur Simulation von Oberflächenabfluss, diffusen Stoffbelastungen und Stoffeinträgen in Gewässernetze (Young et al. 1995). Die Simulation von Oberflächenabfluss wird dabei durch den von WaSiM-ETH simulierten Oberflächenabfluss ersetzt.

ANIMO (Agricultural Nitrogen Model, Groenendijk & Kroes 1999, vgl. auch Kap. 3.3.1.1), zur Simulation der P-Dynamik im Boden.

Die Kopplung der Modelle erfolgt offline. Die von WaSiM-ETH simulierten Wasserflüsse können den anderen Modellkomponenten als Eingangsdaten zur Verfügung gestellt werden. Dabei werden zum Teil modellinterne Variablen durch die Ergebnisse der anderen Modelle ersetzt.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die räumliche Diskretisierung erfolgt auf Rasterbasis analog zum WaSiM-ETH-Modell. Die zeitliche Diskretisierung erfolgt in Tages- oder Stundenschritten.

Bemerkungen

Mit dem Modellsystem IWAN wurde eine Kopplung der Modelle WaSiM-ETH, ANIMO, AGNPS und SMEM erstellt. ANIMO kann neben der Phosphor-Dynamik auch die N-Dynamik im Boden simulieren. Damit wäre prinzipiell eine Erweiterung des IWAN-Modells zur Simulation von N-Transport möglich. Es müsste lediglich eine Grundwasserkomponente ergänzt werden, was z. B. mit MODFLOW/RT3D oder PCGEOFIM[®]/PHREEQC möglich wäre.

3.3.3.5 SWAT

Überblick

Das Soil and Water Assessment Tool (SWAT, Neitsch et al. 2002) ist ein umfangreiches Modell zur Simulation von Stofftransport in Einzugsgebieten. Es wurde von Dr. Jeff Arnold vom Agricultural Research Service des USDA entwickelt. Das Modell wurde entwickelt, um die Einflüsse von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt, den Sedimentabtrag, und den Austrag von Nährstoffen und Pestiziden in komplexen Einzugsgebieten über lange Zeiträume hinweg zu simulieren. Das Modell ist prozessorientiert und kann mit einer Datengrundlage, wie sie von Behörden zur Verfügung gestellt werden kann, betrieben werden. SWAT stellt eines der umfangreichsten Modellsysteme zur Simulation von Einzugsgebieten dar. Die ausführbare Version des Modells ist frei verfügbar und kann im Internet unter der Adresse <http://www.brc.tamus.edu/swat/index.html> bezogen werden. Hier finden sich auch Links auf weitere Publikationen zum Modell. Insgesamt sind 156 Publikationen mit Peer-Review verzeichnet.

Komponenten

SWAT enthält eine Vielzahl von Modulen, die unterschiedlichste Reaktionsräume und Prozesse in einem Einzugsgebiet darstellen.

- Klimamodul: Das Klimamodul berechnet aus den Eingangsdaten alle abgeleiteten Größen des Strahlungshaushaltes sowie die Schneedynamik. Darüber hinaus steht ein Wettergenerator zur Verfügung, der eine Ableitung von Datenreihen auf Basis von Mittelwerten und statistischen Kenngrößen ermöglicht.
- Hydrologisches Modul: Das hydrologische Modul berechnet Oberflächenabfluss, Evapotranspiration, Bodenwasserhaushalt und den Grundwasserspeicher.
- Stoffumsatzmodul: Das Stoffumsatzmodul simuliert die Umsatzprozesse von Stickstoff, Phosphor und Pestiziden. Für den Stickstoff werden alle Umsatzprozesse abgebildet.
- Erosionsmodul: Das Erosionsmodul simuliert Bodenerosion und Sedimenttransport auf Basis der MUSLE-Gleichung. Zusätzlich wird der Nährstofftransport (N) und Pestizidtransport über Erosion und Oberflächenabfluss simuliert.
- Landnutzungsmodul: Das Landnutzungsmodul erlaubt eine detaillierte Beschreibung der Vegetationsdynamik. Dabei können optimales (potenzielles) Pflanzenwachstum und Nährstoffaufnahme und das tatsächliche Pflanzenwachstum und die Nährstoffaufnahme berücksichtigt werden.
- Managementmodul: Das Management-Modul erlaubt eine detaillierte Berücksichtigung von Düngung, Saat und Ernte, Bearbeitungspraktiken, Bewässerung und Drainage sowie Abfluss und Stoffaustrag aus städtischen Gebieten.
- Gewässernetzmodul: Das Gewässernetzmodul simuliert den Wasser- und Sedimenttransport im Gewässernetz. Zusätzlich werden Stoffumsätze von C, N, O, P und Algenwachstum sowie Pestizide im Oberflächengewässer berücksichtigt.
- Wasserkörpermodul: Das Wasserkörpermodul erlaubt die Einbindung von Talsperren, Feuchtgebieten und Seen. Auch hier können Sedimenttransport, Nährstoffumsätze und Pestizide berücksichtigt werden.

Die Module zur Beschreibung von Vegetation, Management und Bodenprozessen beruhen im Wesentlichen auf dem Modell EPIC (Sharpley & Williams 1990).

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die räumliche Diskretisierung des SWAT-Modells basiert auf einem Hydrotop-Ansatz. In diesem Ansatz werden Flächen gleicher hydrologischer Eigenschaften zusammengefasst. Die Berechnungen erfolgen dann für die einzelnen Teilflächen unter Berücksichtigung der lateralen Stoffflüsse zwischen den Teilflächen. Ein Einzugsgebiet kann in weitere Teilgebiete gegliedert werden, die sich wiederum aus einzelnen Hydrotopen zusammensetzen. Die zeitliche Auflösung der Prozesse erfolgt in Tagesschritten.

Bemerkungen

SWAT stellt eines der umfangreichsten Modellsysteme dar, die den Wasser- und Stoffhaushalt in Einzugsgebieten simulieren. Es lässt sich die komplette Prozesskette vom Eintrag auf die Landoberfläche bis zum Gebietsaustrag simulieren. Auch das Pflanzenwachstum kann sehr dynamisch simuliert werden. Ebenso ist die Stickstoffdynamik sehr detailliert abgebildet. Es erfolgt jedoch keine Berücksichtigung der C-Dynamik, vielmehr werden Gehalte an organischer Bodensubstanz als Konstanten vorgegeben. Das HRU-Konzept eignet sich insbesondere für die Anwendung in mesoskaligen Einzugsgebiete >100 km².

An der Uni Jena wird auf Grundlage von SWAT derzeit ein modulares Modellsystem für Wasser- und Stoffhaushalt entwickelt. Diese umfasst u. a. die Module Bodenwasserhaushalt, Stickstoff-Pool im Boden, Landnutzungsmanagement und Pflanzenwachstum. Die Autoren dieses Modellsystems, Frau Dr. Ulrike Bende-Michl und Herr Dr. Manfred Fink (Uni Jena), hätten ggf. Interesse, bei der Weiterentwicklung des KliWEP-Modellverbundes zu kooperieren.

3.3.3.6 SWIM

Überblick

Das Modell SWIM (Krysanova et al. 1998) stellt eine Weiterentwicklung des SWAT-Modells dar und wurde von Valentina Krysanova am Potsdamer Institut für Klimafolgenforschung entwickelt. Wie dieses simuliert SWIM Hydrologie, Erosion, Pflanzenwachstum und Nährstoffe (Stickstoff und Phosphor). Anwendungsziele sind unter anderem die Untersuchung der Auswirkungen von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt (Krysanova & Becker 2004a und b). Das Handbuch ist unter der Adresse http://www.pik-potsdam.de/~valen/swim_manual/ verfügbar.

Konzeption

Die Konzeption ist weitgehend mit dem SWAT-Modell vergleichbar. Die Stickstoffumsatzprozesse basieren jedoch auf Konzepten der Modell MATSALU und CREAMS, während in SWAT die EPIC-Ansätze verwendet werden. Mittlerweile wurde eine Kopplung mit dem Stickstoff- und Kohlenstoffmodell SCN hergestellt, so dass auch die C-Dynamik erfasst werden kann (Post et al. 2004, Krysanova et al. 2004a und b). Daneben wurden Verbesserungen im Grundwassermodul vorgenommen (Hattermann et al. 2004). Das Modell SWIM enthält eine GIS-Schnittstelle zu GRASS.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Die räumliche Diskretisierung basiert wie in SWAT auf der Untergliederung des Einzugsgebietes in Teil-einzugsgebiete und Hydrotope. Die zeitliche Auflösung erfolgt ebenfalls in Tagesschritten.

Bemerkungen:

Anwendungen von SWIM wurden bisher v. a. am PIK oder durch Projektpartner durchgeführt. Nach Auskunft der Entwicklerin, Frau Krysanova, wären einige SWIM-Module (z. B. Denitrifizierung) relativ einfach zu transferieren und an ein Drittmodell anzukoppeln. Bei anderen Modulen wäre dies allerdings komplexer. Insgesamt hält Frau Krysanova das Herauslösen von Modulen aus SWIM nicht für empfehlenswert. Insgesamt würde Fr. Krysanova eher dazu raten, SWIM oder SWAT zu verwenden, als eines der Modelle an WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®] zu koppeln. Konkret würde Fr. Krysanova SWIM empfehlen, falls die Anwendung durch das PIK erfolgen sollte, in anderen Fällen, also bei Drittanwendern, SWAT.

3.3.3.7 STOFFBILANZ

Überblick

Das Modell STOFFBILANZ dient der flussgebietspezifischen Ermittlung und Quantifizierung diffuser Stoffausträge aus der Fläche. Mit einfachen Schätzverfahren werden neben diesen Flächenaussträgen (Emissionen) auch die Einträge in die Oberflächengewässer quantifiziert (Immissionen). Das Modell wurde für die Anwendung in mesoskaligen Einzugsgebieten konzipiert und vermittelt dabei zwischen klein- und großmaßstäbigen Verfahren. Einsatzgebiete sind insbesondere die wasserwirtschaftliche Planung im Rahmen des Flussgebietsmanagements und der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Es werden Stickstoff- Phosphor und Sedimenteinträge betrachtet. Die Ergebnisse stellen räumlich differenzierte Größenordnungen der Stoffeinträge als Jahresbilanzen dar.

Konzeption

In den Datenspeichern werden die erforderlichen flächenbezogenen Eingangsdaten als Jahreswerte vorgegeben. Mit einfachen Bilanzgleichungen werden die Wasser-, Stickstoff-, Phosphor- und Sedimentflüsse berechnet. Dabei werden die Unterschiede zwischen unterschiedlichen Landnutzungen sowie bodenspezifische Unterschiede berücksichtigt.

Komponenten

Im Datenspeicher Stoffbilanz werden Naturraumparameter, Nutzungsparameter und hydrologische Parameter festgelegt. Dazu gehören (Auszug): Bilanzgebiet, Flächennummer, Nutzungsform, Bodenart, Bodentyp, Hangneigung, Jahresmitteltemperatur, Jahresverdunstung, Winterniederschlag, Sommerniederschlag, Gewässerdistanz, und andere flächenspezifische Parameter.

Im Datenspeicher N-Bilanz werden nutzungsspezifische Bewirtschaftungsparameter hinterlegt. Dazu gehören die administrative Zuordnung des Datensatzes, die Anbaufläche pro Fruchtartengruppe und administrativer Einheit, die mineralische und wirtschaftseigene Düngung, der Ernteertrag und die N-Deposition. Allen Rasterzellen innerhalb einer administrativen Einheit wird dabei die gleiche Agrarstruktur zugeordnet. Die Daten können benutzerspezifisch festgelegt werden oder aus programminternen Tabellen übernommen werden.

Im Modul Wasserbilanz (Modellierung der Abflusskomponenten) wird eine Aufteilung in Oberflächenabfluss, Basisabfluss und Zwischenabfluss sowie den Drainabfluss vorgenommen.

Die einzelnen Stickstoffumsatzprozesse im Boden und Grundwasser sind im Modul N-Bilanz (Stickstoff-Modellierung) implementiert. Dabei wird von einfachen Prozessbeschreibungen ausgegangen, die keine Rückkopplungen zum Klima beinhalten. Weitere Module sind das Modul Bodenabtrag (Bodenabtrag und Sedimenteintrag) und das Modul P-Bilanz (Phosphor-Modellierung). Die Gebietsabflüsse und -frachten ergeben sich als Summer der einzelnen Abflusskomponenten bzw. Frachtanteile.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

Raster- oder Polygonbezug, jede Zelle (Fläche) wird einem Bilanzgebiet zugeordnet, Datenaufbereitung im GIS erforderlich, Bewirtschaftungsdaten können nach administrativer Zugehörigkeit und Flächenanteil der jeweiligen Fruchtartengruppe in der administrativen Einheit hinterlegt werden.

Bemerkungen

Zur Berechnung der Nitratverlagerung bzw. Nitratbilanzierung wurde STOFFBILANZ bereits im Rahmen des MoNit-Projektes („Entscheidungshilfesystem zur Bewertung der Wirkung von Maßnahmen und veränderten Rahmenbedingungen auf die Nitratbelastung des Grundwassers im Oberrheingraben“, <http://monit.server.de>) auf Jahresbasis offline mit dem Grundwasserneubildungsmodell GWN-BW gekoppelt.

Das Modell STOFFBILANZ ermöglicht nach unserer Einschätzung den Vergleich von Stickstoffumsätzen in verschiedenen Landnutzungssystemen auf Jahresbasis. Es eignet sich daher für Fragen des Einzugsgebietsmanagements.

Zur Untersuchung der Auswirkungen von Klimaänderungen erscheint das Modell weniger geeignet, da die verschiedenen Prozesse keine Rückkopplungen zum Klima aufweisen. Dies gilt insbesondere für folgende Prozessdarstellungen:

- Keine Berücksichtigung der Abhängigkeit von Pflanzenwachstum und Ernteentzug von Temperatur und Bodenfeuchte
- N-Umsätze durch Mineralisation und Denitrifikation sind nicht temperatur- und feuchteabhängig.
- Betrachtung auf Jahresbasis ist für Analyse von klimabedingten Veränderungen nicht hinreichend, da nicht nur die mittlere Änderung von Klimaparametern, sondern auch die Verschiebung der saisonalen Verteilung von Bedeutung ist.

Durch STOFFBILANZ werden lediglich Veränderungen des Niederschlagsregimes insoweit erfasst, als eine Verschiebung von Sommer- und Winterniederschlägen sich auf die Nitratauswaschung aus dem Boden auswirken kann.

3.3.3.8 WaSiM-ETH

Überblick

WaSiM-ETH (Schulla 1997, Schulla & Jasper 1998, 2001) ist ein an der ETH Zürich entwickeltes prozessorientiertes hydrologisches Einzugsgebietsmodell. Es erlaubt die flächendifferenzierte (rasterbasierte) Simulation der Wasserflüsse über und unter der Landoberfläche. Seine ursprüngliche Konzeption zielte auf die Erfassung der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den regionalen Abfluss und Wasserhaushalt. Inzwischen ist das nachgewiesene Anwendungsspektrum von WaSiM-ETH wesentlich breiter. Eine Vielzahl von publizierten Arbeiten zeigt, dass das Modell für die Lösung verschiedenster hydrologischer Aufgabenstellungen eingesetzt werden kann, z. B. für die Bewässerungssteuerung in ariden und semi-ariden Einzugsgebieten (Schulla et al. 1997), zur Untersuchung des Einflusses von Landnutzungsänderungen auf Abfluss und Wasserhaushalt (Niehoff et al. 2002), zur gekoppelten Hochwasservorhersage (Jasper et al. 2002), zur Rekonstruktion von historischen Extremabflüssen (Reist et al. 2002) oder zur Simulation von Gletscherschmelze und -abfluss (Klok et al. 2001, Verbunt et al. 2003).

Komponenten

WaSiM-ETH ist modular aufgebautes Modell. Seine Module (Komponenten) sind: Niederschlagskorrektur, Interpolation der meteorologischen Eingangsdaten (verschiedene Methoden), Abschattungsberechnung, Hangneigungs- und Expositionskorrektur für Temperatur und Strahlung, Evapotranspiration (z. B. nach Penman-Monteith Ansatz), Interzeptionsberechnung (Mehrschichtspeichermodell), Schneeakkumulation und Schneeschmelze (verschiedene Methoden), Gletscherschmelze und Gletscherabfluss, Bodenwasserdynamik in geschichteten Böden (Richards-Ansatz), Grundwasserdynamik (FE-Methode, iterative Lösung der Strömungs- und Transportgleichung, Berücksichtigung geschichteter Grundwasserstockwerke), Stofftransport (konservative Tracer) sowie Abflussrouting (Translations-Retentions-Verfahren, kinematischer Wellenansatz; Berücksichtigung von Ab-, Zu-, Um- und Überleitungen sowie von Speichern) (vgl. auch Zwischenbericht zu KliWEP 2; Scherzer et al. 2005).

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

WaSiM-ETH kann in verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalenbereichen angewendet werden. Bisherige Modellanwendungen erstrecken sich von Lysimeterstandorten (z. B. Gurtz et al. 2003) bis hin zu makroskaligen Anwendungen (z. B. Schulla et al. 1999, Kleinn 2002). Zeitliche Auflösungen reichen von Minuten bis zu mehreren Tagen.

Bemerkungen

Das geschichtete Bodenmodell enthält verschiedene Erweiterungen, um beispielsweise die Berücksichtigung von Bewässerung (verschiedene Managementoptionen) oder künstlichen Drainagen (Angabe von Tiefe und Abstand der Drainageröhre) zuzulassen. Das in WaSiM-ETH gebildete Drainagewasser erhöht

dabei den Interflow für jene Schicht, in welcher die Drainagerohre liegen. Drainagen wirken sich nicht nur auf den Bodenwassergehalt der Drainageschicht aus, sondern beeinflussen auch die Wassergehalte der darüber liegenden Schichten, da aus diesen nun schnelles Bodenwasser in die Drainageschicht nachsickern kann.

In WaSiM-ETH ist bereits eine einfache Kopplung des Stofftransportes an den Wasserfluss realisiert. So ist es mit Hilfe des Modells möglich, den Transport und die Mischung von konservativen (idealen) Tracern zu simulieren. Es können radioaktive Zerfallsprozesse (z. B. für Tritium), Vermischungsprozesse sowie Konzentrationsveränderungen für Salze (z. B. Anreicherung bei Verdunstung) modelliert werden. Allerdings wird lediglich advektiver Transport und Vermischung berücksichtigt, die Diffusion wird als gegenüber den advektiven Komponenten vernachlässigbar angesehen. Für Salze werden in den Speichern (z. B. Interzeption, Schnee, Boden- und Grundwasserspeicher) die absoluten Massen berechnet, alle anderen Tracer werden über ihre Konzentrationen erfasst und mitgeführt. Dies ermöglicht beispielsweise die Modellierung von Salzverkrustungen. Derzeit können maximal 9 Tracer gleichzeitig modelliert werden, wobei sich einzelne Tracer gegenseitig nicht beeinflussen. Einflüsse von salzigen Lösungen auf Bodensaugspannungen und Leitfähigkeiten werden nicht berücksichtigt. Der Dichteeffekt salziger gegenüber salzfreier Lösungen wird ebenfalls vernachlässigt.

WaSiM-ETH enthält bereits vorgefertigte Schnittstellen, um den Datenaustausch mit externen Modellen durchzuführen. Die folgenden Modellkopplungen mit WaSiM-ETH wurden bereits realisiert:

- Stofftransport- und Erosionsmodell AGNPS (Arbeiten an der Universität der Bundeswehr [Modellsystem ASGi; Kleeberg et al. 1994] und am UFZ Leipzig-Halle [Kopplung im Modellverbund mit ANIMO und SMEM; vgl. Lindenschmidt et al. 2004, Ollesch et al. 2004]),
- Grundwassermodell PCGEOFIM[®] (Kopplung im Rahmen von KliWEP 2),
- Atmosphärenmodelle (Klima- oder Wettermodellen; z. B. Jasper et al. 2002) und
- ökonomische Modelle (z. B. GAMS im GLOWA Volta Project; Mast & Kunstmann 2005).

3.3.4 Spezielle Modelle

3.3.4.1 REPRO

Überblick

Der REPRO-Ansatz (Diepenbrock et al. 1999, Dubsky et al. 1997, Hülsbergen & Diepenbrock 1997) beschränkt sich auf die Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Abhängigkeit von der Betriebsstruktur, der Bewirtschaftungsintensität und der Verfahrensgestaltung. Diese Vereinfachung wird in der Annahme getroffen, dass damit wesentliche Umweltwirkungen direkt oder indirekt erfasst werden. Ziel ist es, mit möglichst wenigen Indikatoren eine hinreichend genaue Abbildung des Betriebssystems zu erreichen.

Konzeption

Eine Voraussetzung für Szenariorechnungen ist die Verkopplung der einzelnen Betriebszweige über die Stoffflüsse (die Stoffflüsse dürfen an keiner Stelle "abreißen". Veränderungen im Betriebssystem müssen anhand veränderter Bilanzgrößen sichtbar werden.

Die Koeffizienten und Bilanzierungsmethoden werden überwiegend experimentell aus Dauerversuchen standortbezogen abgeleitet. Anstelle konstanter Koeffizienten werden zunehmend variable, den jeweiligen Bedingungen angepasste Koeffizienten verwendet. Die Übertragbarkeit wird durch Praxisanwendungen und Modellkalkulationen geprüft.

Die Bilanzierungsergebnisse werden mit standortbezogenen Agrar-Umweltindikatoren bewertet. Eine quantitative Kennzeichnung von Umweltbelastungspotentialen wird dadurch möglich. Es werden vorrangig *indirekte Indikatoren* verwendet.

Durch den modularen Aufbau soll eine hohe Flexibilität gewährleistet werden. So können je nach Datenlage, Genauigkeitsanforderungen und Zielstellung Stoffbilanzen mit unterschiedlicher Detailliertheit erstellt werden.

Vorgesehen ist die Kopplung mit Bodenprozess- und Pflanzenmodellen.

3.3.4.2 PASIM

Überblick

PASIM (Pasture Simulation Model) ist ein prozessbasiertes Simulationsmodell für Dauergrünland-Ökosysteme (Riedo et al. 1998, 1999, 2000, 2001). Es wurde entwickelt, um folgende Hauptfragen zu untersuchen:

- Wie entwickelt sich die Pflanzenbiomasse eines Dauergrünland-Ökosystems in Beziehung zum Kohlenstoff-, Stickstoff-, Energie- und Wasserhaushalt, unter dem Einfluss der Umgebungsvariablen Strahlung, Temperatur, Niederschlag, Dampfdruck, Windgeschwindigkeit und CO_2 , und der Bewirtschaftungsmaßnahmen Schnitt und mineralische Düngung während einer Vegetationsperiode?
- Wie sensitiv reagiert Dauergrünland auf eine Zunahme der CO_2 -Konzentration und auf Szenarien für das Klima an repräsentativen Standorten des Schweizerischen Mittellandes?

Komponenten

PASIM besteht aus den vier Teilmodellen 'Pflanzenbestand', 'Mikroklima', 'Bodenphysik' und 'Bodenbiologie'. Diese sind durch Flüsse von C, N, Energie und Wasser miteinander verknüpft (Abbildung 5).

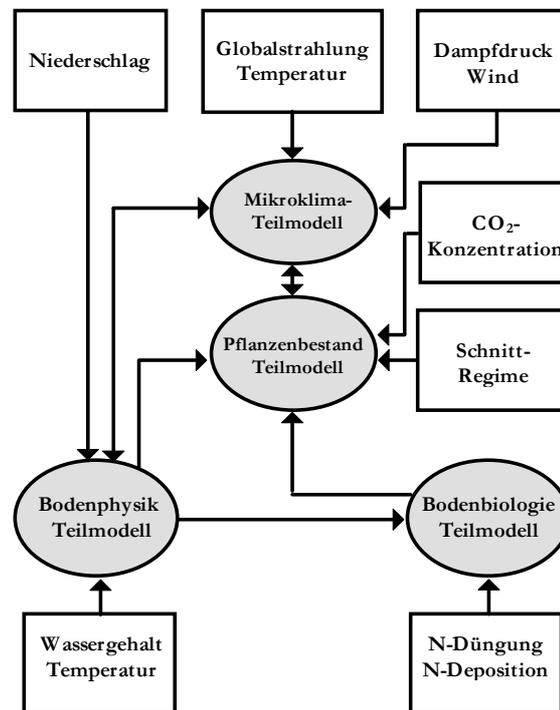


Abbildung 5: PASIM-Struktur, Umgebungsvariablen und Teilmodelle (aus Riedo et al. 1998)

- Das Teilmodell *Pflanzenbestand* berechnet das Wachstum von Pflanzenbiomasse über eine Vegetationsperiode. Es wurde auf der Basis desjenigen Teilmodells des HURLEY-Pasture-Modells entwickelt, welches das Wachstum eines vegetativen Grasbestandes abbildet (Thornley & Verberne 1989).

Im HURLEY-Modell ist die Pflanzenbiomasse aufgeteilt auf die Komponenten C-Substrat, N-Substrat, strukturelle Blattmasse, strukturelle Stengelmasse und strukturelle Wurzelmasse. Um dem schnellen Umsatz der Pflanzenbiomasse Rechnung zu tragen, sind die strukturellen Anteile weiter in je vier Alterskategorien aufgeteilt. Jeder dieser Komponenten ist im HURLEY-Modell eine Zustandsvariable zugeordnet, wie auch vier Blattflächenindex-Komponenten für die vier Blattmassen. Im PASIM sind zusätzlich noch weitere Zustandsvariablen vorhanden, welche die N-Masse im strukturellen Pflanzenteil und je vier Alterskategorien für die Ährenmasse und den Stängelflächenindex repräsentieren. Diese Erweiterungen wurden vorgenommen, damit auch das generative Entwicklungsstadium und die Dynamik der N-Konzentration des strukturellen Pflanzenmaterials dargestellt werden.

- Das Teilmodell *Mikro-Klima* dient der Berechnung des Profils von PAR und NIR im Pflanzenbestand, der Bestandestemperatur, der Transpiration, also der Verdunstung von Wasser durch die Spaltöffnungen der Blätter, und der Nettostrahlung oberhalb des Pflanzenbestandes und an der Bodenoberfläche. Das Teilmodell enthält keine Zustandsvariablen, da angenommen werden kann, dass sich das Mikroklima stets in einem näherungsweise stationären Zustand befindet (in Bezug auf den Zeitschritt des Modells).
- Das Teilmodell *Bodenphysik* dient der Darstellung der Temperatur- und Bodenwasserverhältnisse. Es enthält für jede der horizontalen Bodenschichten je eine Zustandsvariable für die Temperatur und den volumetrischen Wassergehalt. Jeder Zustandsvariablen ist eine Kontinuitätsgleichung zugeordnet, welche für jeden Zeitschritt die Temperatur- bzw. Wassergehaltsänderungen bestimmt. Die oberste und unterste Bodenschicht werden speziell behandelt, weil sie an die Bodenoberfläche bzw. an den Boden unterhalb des modellierten Bodenraums angrenzen, und damit von den Verhältnissen dieser Nachbarschichten beeinflusst sind.
- Das Teilmodell *Bodenbiologie* dient der Berechnung der für die Pflanzen verfügbaren Menge an Ammonium und Nitrat, basierend auf der Betrachtung des N- und C-Haushalts im Boden. Dieses Teilmodell beruht in seiner Struktur auf den Teilmodellen Boden und Abbau und Stickstoff des CENTURY-Modells (Parton et al. 1987; Parton et al. 1993; Parton & Rasmussen 1994). Das CENTURY-Modell unterteilt die organische Bodensubstanz in strukturelle und metabolische Bestandteile von abgestorbener Spross- und Wurzelbiomasse, und in die so genannten aktiven, langsamen und passiven Komponenten des organischen Bodenmaterials. Die aktive Komponente entspricht ungefähr der mikrobiellen Biomasse und dem Nährhumus, die langsamen und passiven Pools bilden zusammen den Dauerhumus. Neben je zwei Zustandsvariablen für jeden dieser Pools, welche deren N- und C-Masse darstellen, enthalten die zwei erwähnten Teilmodelle des CENTURY-Modells auch eine Zustandsvariable für mineralischen Stickstoff (Ammonium und Nitrat). Diese Zustandsvariablen wurden größtenteils übernommen, außer dass für das abgestorbene Pflanzenmaterial die Aufteilung in Spross und Wurzel weggelassen wurde, und der mineralische Stickstoff in Ammonium und Nitrat aufgeteilt ist.

PASIM benötigt drei Gruppen von Inputdaten: Die 'Umgebungsvariablen' bestimmen die Einwirkung der Umgebung auf das System, die 'Standortparameter' legen Eigenschaften des Standortes fest, und die 'Anfangsbedingungen' bestimmen den Anfangszustand des Systems zu einem bestimmten Zeitpunkt. Die Umgebungsvariablen umfassen die Witterungsvariablen Globalstrahlung, Temperatur, Niederschlag, Dampfdruck und Windgeschwindigkeit, die atmosphärische CO₂-Konzentration, optional die Schnittzeitpunkte, die nach den Schnitten verbleibende Sprossbiomasse, die N-Inputs (Mineraldünger und Deposition) und die Temperatur- und Wasserverhältnisse unterhalb des betrachteten Bodenraums. Die Anfangsbedingungen beinhalten die Anfangswerte aller Zustandsvariablen.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

PASIM ist ein detailliertes, eindimensionales Standortmodell. Im Modell ist das repräsentierte System 'Dauergrünland' räumlich begrenzt durch a) eine horizontale Referenzschicht oberhalb des Bestandes, b) eine horizontale Ebene unterhalb dem Bewurzelungsraum der Pflanzen und c) eine horizontale Ausdehnung, für die das System als homogen angenommen werden kann. Die zeitliche Auflösung für die Modellsimulationen beträgt eine Stunde.

Allgemeine Bemerkungen

Die originale PASIM Modellversion ist in ACSL (Advanced Continuous Simulation Language) codiert. Inzwischen liegt PASIM aber auch in Fortran 90 Code vor.

3.3.5 Erosionsmodelle

3.3.5.1 AGNPS

Überblick

AGNPS (Young et al. 1995) ist ein Modell zur Simulation von Oberflächenabfluss und Erosion. Der erosive Transport von organischem Kohlenstoff, Stickstoff und Phosphor wird ebenfalls erfasst. AGNPS wird vom US Geological Survey entwickelt und das ausführbare Programm wird kostenlos bereitgestellt. Die derzeitige aktuelle Version ist AnnAGNPS. Nähere Informationen unter: <http://www.ars.usda.gov/Research/docs.htm?docid=5199>.

Komponenten

Das Modell basiert auf dem so genannten SCS-Curve Number Ansatz zur Berechnung des Oberflächenabflusses und der RUSLE-Gleichung zur Modellierung der Erosion.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

AGNPS arbeitet auf Rasterbasis. Die zeitliche Auflösung erfolgt in Stunden- oder Tagesschritten. Mit der neuen Version AnnAGNPS ist eine kontinuierliche Simulation möglich. Frühere Versionen konnten Erosion nur ereignisbezogen simulieren.

Bemerkungen

Für die ereignisbezogene Version AGNPS 4.0 existiert eine Kopplung zum WaSiM-ETH-Wasserhaushaltsmodell. Dabei wird das Oberflächenabfluss auf Basis des Curve-Number-Ansatzes durch den von WaSiM-ETH simulierten Oberflächenabfluss ersetzt, wodurch eine deutliche Verbesserung der räumlichen Differenzierung der Abflussbildung erzielt wird. Die Kopplung erfolgt offline und wurde zunächst ebenfalls ereignisbezogen für einzelne Oberflächenabflussereignisse durchgeführt.

Darüber hinaus besteht mittlerweile im Rahmen der Entwicklung von IWAN (vgl. Kap. 3.3.3.4) die Möglichkeit, kontinuierliche gekoppelte WaSiM-ETH/AGNPS-Simulationen durchzuführen.

3.3.5.2 EROSION-3D

Grundlage des neu entwickelten Bodenerosionsmodells EROSION-3D bildet die Arbeit von Schmidt (1991, 1994), dessen Modell auf einem vorherrschend physikalischen Ansatz basiert: Die in den auflaufenden Regentropfen und im Oberflächenabfluss enthaltenen Impulsströme werden mit einem kritischen Impulsstrom verglichen, der durch die Erodierbarkeit des jeweiligen Bodens charakterisiert ist. Das Ergebnis dieses Vergleiches ist eine Kennzahl, die durch Einsetzen in eine Korrelationsgleichung den Feststoffaustrag liefert (Schmidt 1991).

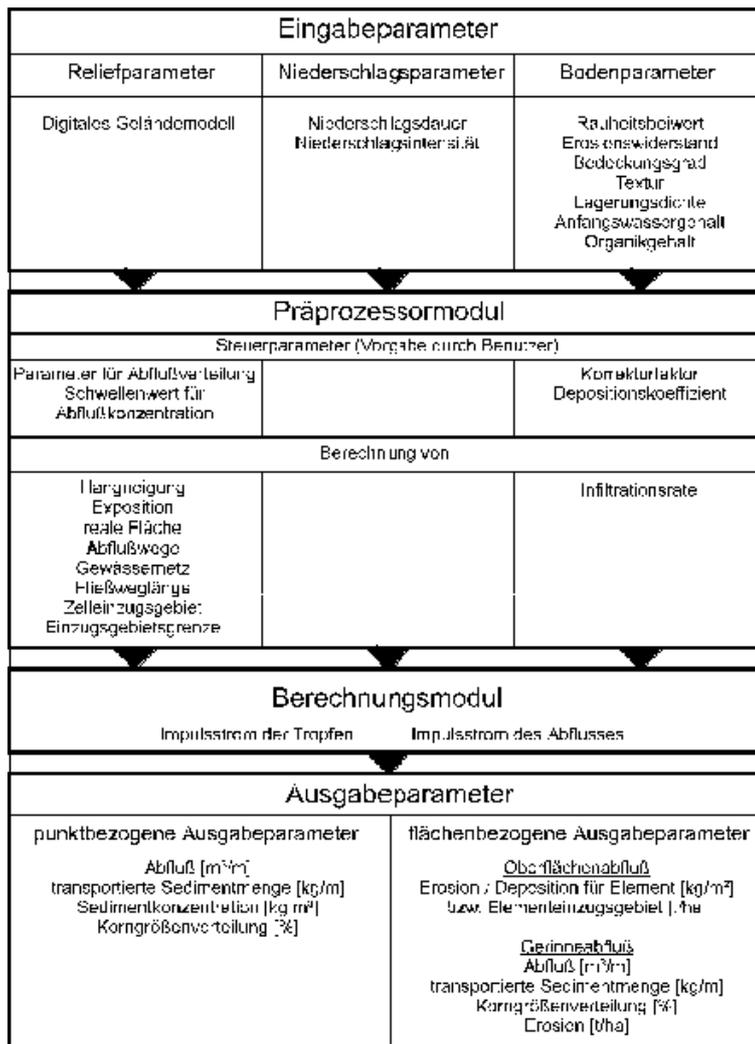


Abbildung 1: Ein- und Ausgabeparameter von EROSION-3D

EROSION-3D simuliert die Stoffumlagerungen in kleinen Einzugsgebieten. Das Gebiet wird durch ein gleichmäßiges quadratisches Raster dargestellt. Innerhalb einer Rasterzelle werden die Bodeneigenschaften als homogen angesehen. Die Rasterzellenweite muss daher hinreichend klein gewählt werden. Die zur flächenhaften Modellierung der Bodenerosion benötigten topographischen Parameter, wie Hangneigung, Exposition und Einzugsgebietsgrenze, werden mit Methoden der digitalen Reliefanalyse auf der Basis eines Geländemodells (DGM) ermittelt.

Die übrigen Eingabeparameter sowie die Ausgabeparameter zeigt Abbildung 1.

Für die Abflussverteilung wird das FD8- Verfahren eingesetzt. Bei diesem Verfahren werden zuerst die Höhenunterschiede zu den Nachelementen bestimmt. Die Diagonalstrecken werden mit dem Faktor gewichtet. Der Abfluss des Rasterelementes wird zu allen tiefer liegenden Nachbarn proportional in Abhängigkeit von den Höhenunterschieden aufgeteilt (Abbildung 2) (Freeman 1991).

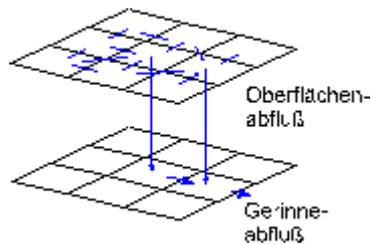


Abbildung 2: Abflussverteilung in EROSION-3D

Zur automatischen Bestimmung des Vorfluternetzes wird das Einzugsgebiet jedes Elementes bestimmt. Der hierbei verwendete D8-Algorithmus erlaubt den Abfluss nur zum tiefsten Nachbarn. Die Wasserscheiden-Elemente tragen daher den Wert 0, während sich an den topographisch tiefsten Stellen die größten Werte für das Element-Einzugsgebiet ergeben. Über einen frei wählbaren Schwellenwert wird festgelegt, ob ein Rasterelement eine Zelle ist, in der nur Oberflächenabfluss stattfindet (niedriger Wert des Element-Einzugsgebietes), oder ob es einen Vorfluter enthält (hoher Wert des Element-Einzugsgebietes). Der Schwellenwert gibt folglich an, welche Element-Einzugsgebietsfläche der Oberflächenabfluss mindestens benötigt, um einen Vorfluter zu bilden. Der Schwellenwert wird so eingestellt, dass das Gewässernetz realitätsnah abgebildet wird.

Die Niederschlagsdaten werden in Form von Intensitäten eingegeben, die auf ein gleichmäßiges Intervall bezogen sind (z. B. 10 min-Schritte). Bei der Berechnung des Oberflächenabflusses werden zunächst alle Elemente als Elemente mit Oberflächenabfluss behandelt, unabhängig davon, ob das Element einen Vorfluter enthält. Von Nachbarzellen, die als Elemente mit Gerinneabfluss gekennzeichnet sind, wird jedoch kein Abfluss und Sediment übernommen. Erst mit der Berechnung des letzten Niederschlagsschrittes wird jeder Zelle, die einen Vorfluter enthält, von allen ihren Nachbarn, die ebenfalls Elemente mit Vorfluter sind und deren Hauptabflussrichtung zu diesem Element weist, der über die Niederschlagsdauer kumulierte Abfluss und das transportierte Sediment übergeben. Diese Daten werden in einer anderen Informationsschicht gehalten und können später separat ausgegeben werden.

Bemerkungen

Für Erosion-3D wurde bereits ein Parametersatz für Sachsen abgeleitet. An der BA TU Freiberg (Arbeitsgruppe Prof. Dr. Schmidt) ist derzeit geplant, eine Kopplung mit WaSiM-ETH durchzuführen (Bearbeiterin: Frau Weigert).

3.3.6 Gewässergütemodelle

3.3.6.1 WASP7

Überblick

Das Water Quality Analysis Simulation Program (WASP7), ist eine Erweiterung des ursprünglichen WASP (Di Toro et al. 1983; Connolly and Winfield 1984; Ambrose et al. 1988). Das Modell kann zur Interpretation und Vorhersage der Auswirkungen natürlicher und anthropogener Einflüsse auf die Gewässergüte eingesetzt werden. WASP7 ist ein dynamisches Kompartimentmodell für aquatische Systeme und kann sowohl das freie Wasser als auch den unterliegenden Benthos berücksichtigen. Die zeitvarianten Prozesse der Advektion, Dispersion, punktuelle und diffuse Einträge und Randflüsse werden im Modell abgebildet. WASP kann auch mit externen hydrodynamischen Modellen und Sedimenttransportmodellen gekoppelt werden (offline), welche Flüsse, Wassertiefen, Geschwindigkeiten, Temperatur, Salzgehalt und Sedimentfrachten bereitstellen.

Komponenten

WASP setzt sich aus zwei eigenständigen Modellen zusammen, DYNHYD und dem eigentlichen WASP. DYNHYD ist ein hydrodynamisches Modell zur Berechnung des instationären Durchflusses im Gewäs-

sernetz. Die Ergebnisse der hydrodynamischen Simulation sind die Grundlage für die anschließende Transport- und Gütemodellierung. Neben DYNHYD können auch externe Modelle verwendet und die Daten über eine Steuerdatei an WASP übergeben werden. WASP selbst besteht aus den Untermodulen EUTRO zur Simulation von Nährstoffen (N, P), Sauerstoff und Algen sowie TOXI, zur Simulation von organischen Schadstoffen und Schwermetallen.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

In WASP können ein-, zwei- und dreidimensionale Systeme betrachtet werden. Die zeitliche Auflösung kann je nach Problemstellung variabel gewählt werden und Stundenschritte wie auch saisonale Zeitschritte erfassen.

3.3.6.2 QUAL2E

Überblick

QUAL2K (oder Q2K) ist ein Modell zur Simulation der Gewässergüte in Fließgewässern und baut auf dem Modell QUAL2E (oder Q2E) von Brown and Barnwell (1987) auf. Das Modell bildet den eindimensionalen Stofftransport ab. Dabei wird von einem stationären Strömungszustand ausgegangen. Wärmehaushalt und Umsatzreaktionen werden auf Tagesbasis berechnet. Diffuse und punktuelle Ein- und Austräge können abgebildet werden. Q2K wurde in „Visual Basic for Applications“ (VBA) programmiert und nutzt Excel als graphische Benutzerschnittstelle. QUAL2K simuliert organischen Stickstoff, Ammonium, Nitrit und Nitrat als eine Gruppe. Dabei kann das Algenwachstum und die damit verbundene N-Fixierung und Mineralisation sowie die Nitrifikation (in zwei Stufen von Ammonium über Nitrit zu Nitrat) modelliert werden. Denitrifikation im Gewässersystem wird nicht berücksichtigt.

Räumliche und zeitliche Diskretisierung

In QUAL2E können eindimensionale Systeme betrachtet werden. Die zeitliche Auflösung kann je nach Problemstellung variabel gewählt werden und Stundenschritte wie auch saisonale Zeitschritte erfassen.

4 Diskussion von Lösungsansätzen für den KliWEP 3-Modellverbund im Rahmen eines Workshops

Am 2. Mai 2006 wurde im „Blockhaus“ in Dresden ein Workshop durchgeführt mit dem Titel „KliWEP - Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderung auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe/Generierung eines Modellverbundes zur Simulation der Stoffflüsse von Stickstoff und Kohlenstoff“.

Ziel des Workshops war es, alternative Lösungskonzepte für den um den Bereich Stoffhaushalt erweiterten KliWEP-Modellverbund mit internen und externen Experten intensiv zu diskutieren. Zentrale Themen waren die Berücksichtigung der bei Klimaänderungen wesentlichen Prozesse, die Erörterung von Vor- und Nachteilen einzelner Modellansätze, Fragen der Modellkopplung (online/offline, Schnittstelle, usw.) sowie Möglichkeiten der Bereitstellung von Eingangsdaten. Das Programm des Workshops sowie die Teilnehmerliste befinden sich im Anhang dieses Berichtes. Die im Rahmen der Diskussionen aufgeworfenen Aspekte sollen bei den Vorschlägen für einen geeigneten Modellverbund (vgl. Kap. 5) berücksichtigt werden.

Zusammenfassung der Diskussionen im Rahmen des Workshops

Diskussion Modellkonzept/-verbund Boden

Es wurde Wert auf die Feststellung gelegt, dass die Modellauswahl anhand der Fragestellung (Molnar) und anhand der Datengrundlage erfolgen sollte (z. B. Feldhaus, Franko, Casper). Es solle darauf geachtet werden, dass die Genauigkeitsanforderungen an das Modell vor dem Hintergrund der Datenunsicherheiten definiert würden. Mehrere Teilnehmer plädierten für ein Vorgehen nicht nach dem Prinzip „so genau wie möglich“, sondern „so genau wie nötig“. Es sei vor dem Hintergrund vorhandener Messunsicherheiten sicher zu stellen, inwiefern eine ausreichende Datenverfügbarkeit sowohl in zeitlicher wie in räumlicher Hinsicht gewährleistet sei und wie diese in aller Regel punktförmig vorliegenden Informationen in korrekter Weise über das Gebiet interpoliert werden könnten (Franko, Feldhaus).

Mehrere Diskussionsteilnehmer plädierten dafür, die Komplexität des Modells nicht zu reduzieren, sondern den Stand des Wissens aufzugreifen. Insbesondere betreffe dies den Einbezug des C- und S-Haushaltes in die Modellierung des N-Haushaltes im Boden. Besonders vor dem Hintergrund einer Modellierung von Prognosen über z. B. 100 Jahre könnten beide Systeme nicht getrennt betrachtet werden (Franko, Klöcking, Kurzer, Casper).

Diese Aussage steht allerdings im Widerspruch dazu, dass das Modell auf Grundlage vorhandener Daten gewählt werden sollte und zu der vielfach bestätigten Aussage, dass durch die mangelnde Prozesskenntnis beim Verhalten von N und C im Boden gravierende Probleme bei der Modellierung auftreten können (z. B. Franko, Fank).

Des Weiteren wurde angemerkt (Franko, Fank), dass auch die Sensitivität der Modelle auf Klimaänderungen zu prüfen sei, zunächst für den Wasserhaushalt, anschließend für den Stoffhaushalt. Grundsätzlich bestehe die Gefahr, dass Modelle zu sensitiv oder nicht ausreichend sensitiv seien und so Auswirkungen über- oder unterschätzt würden. Für WaSiM-ETH wurde die grundsätzliche Eignung für die Untersuchung von Klimaänderungen hervorgehoben (Jasper, Kleinhaus).

Bei Fragen des Stoffhaushaltes nehme das Lernen aus der Vergangenheit anhand vorhandener Daten einen wichtigen Raum ein, um die Prozesskenntnis zu erweitern und zu vertiefen (Fank, Casper). Die Entwicklung von Landnutzungsszenarien könne dann anhand des gesammelten Wissens auf der Skalenebene Schlag/Lysimeter/Plot erfolgen, d. h. in Regionen hoher Datendichte bzw. überhaupt vorhandener Daten (Jäger, Kurzer, Casper). Für Teilaspekte könnten getrennte Modellsysteme genutzt werden, da diese in der Lage seien, die aufgeworfenen Fragen gut zu beantworten (Casper). Als weitere Anregung wurde ein konkreter Modellvergleich im Schnellbach-Gebiet sowie eine Bündelung der Arbeit und der Modelle vorgeschlagen (Klöcking). Denkbar seien beispielsweise Berechnungen auf Basis sich ändernder Erträge oder der Nachvollzug von Nitrateinträgen als Funktion von Temperatur, CO₂-Konzentration,

Wasserverfügbarkeit, Bodeneigenschaften und Bewirtschaftungspraxis. In Zukunft seien dann beispielsweise zu berücksichtigen: Reaktionen auf geänderte Rahmenbedingungen, Einflüsse ökonomischer Faktoren, Anbau neuer Arten und neue Techniken in Forst- und Landwirtschaft. Aufbauend darauf könnten dann Regionalisierungsansätze zur Übertragung auf die Fläche entwickelt werden. (Casper, email 04.05.2006). Hierfür könnten beispielsweise Erfahrungen aus dem GLOWA Elbe-Projekt genutzt werden (Klößing).

Wegen der sehr geringen Niederschläge im Parthe-Gebiet würden vor allem bei der Verwendung von komplexeren Pflanzenwachstumsmodellen (die zunächst eine Prognose auf der Plotskala erlauben) Phasen mit Wasserstress auftreten. Hier müssten dann auch Fragen einer möglichen Bewässerung geklärt werden, ohne die möglicherweise bei höheren Temperaturen gar keine Pflanzenentwicklung mehr möglich sei. Der Einsatz solcher Modelle erfordere jedoch eine sehr hohe Expertise und einiges an Kenntnis des Realsystems. Um die Modelle an die lokalen Gegebenheiten anzupassen, seien zudem Daten über die reale Biomasseentwicklung von großem Vorteil. Hierzu könnten die Daten der Lysimeter in Brandis verwendet werden (Casper, email 04.05.2006).

Es scheine bisher kein Konzept zu geben, das eine direkte Kopplung eines Bodenmoduls auf Grundlage der Richards-Gleichung (z. B. WaSiM-ETH) mit einem gängigen Pflanzenwachstumsmodell ermögliche. Diese Modelle basierten meist noch auf Speicheransätzen (Casper, Klößing). Die Verdunstung auf Ackerstandorten hänge von der Art und Dichte des Pflanzenbestandes ab. Um WaSiM-ETH verwenden zu können, müssten die Parameter für die Verdunstungsberechnung für die Prognosen auf der Basis von detaillierteren Simulationen im Pflanzenwachstumsmodell ermittelt werden. (Casper, email 04.05.2006)

Diskussion Modellkonzept/-verbund Grundwasser

In einem Diskussionsbeitrag von Herrn Herlitzius wird das Modell TBC (Ansprechpartner: Dr. habil. Schäfer) als mögliche Alternative oder Ergänzung zu PHREEQC vorgeschlagen. Herr Müller (IBGW) wurde darum gebeten, das Modell TBC dahingehend prüfen.

In Bezug auf die Modellkopplung Wasserhaushaltsmodell-Grundwassermodell wird Wert darauf gelegt, dass eine korrekte Abbildung von Schwankungen der Grundwasseroberfläche bzw. der Mächtigkeit der ungesättigten Zone nicht trivial und zudem von enormer Bedeutung für die Modellierung des N-Haushaltes sei (Fank, Gräber). Der Stoffaustausch und der Stoffumsatz im Schwankungsbereich Grundwasser/ungesättigte Zone sei jedoch bisher noch nicht ausreichend untersucht.

Im Parthe-Gebiet stehe das Grundwasser als Transportpfad im Vordergrund. Deshalb solle eine Abbildung des Wasserhaushalts in der ungesättigten Zone als quasi-1D-Modell wegen des geringen Reliefs und der hohen Drainagedichte ausreichen (Diskussionsbeitrag Casper, präzisiert in email v. 04.05.2006). Eine räumliche Fehleinschätzung der real Abfluss beitragenden Flächen aufgrund des Konzeptes von WaSiM-ETH sollte daher nicht all zu groß sein.

Hinsichtlich der N-Modellierung im Grundwasser wird angemerkt, dass derzeit sowohl die Datenlage lückenhaft als auch die Ermittlung von Modellparametern zur Abbildung der biologisch katalysierten Redoxprozesse sehr aufwändig bzw. unsicher sei (z. B. Grischek). So sollten grundsätzlich DOC/TOC-Quellen Berücksichtigung finden. Diese könnten aber in aller Regel für eine Modellierung nicht ausreichend spezifiziert werden. Aufgrund dessen wird von einer geochemischen Modellierung abgeraten (Casper). Auch wird angemerkt, dass die numerischen Probleme bei der Lösung der Transportgleichung für diffuse Einträge nicht ausreichend gelöst seien (Fank).

Es wird vorgeschlagen, zunächst in einer sequenziellen Vorgehensweise Teilaspekte zu modellieren (Rode). So könne beispielsweise zunächst eine Bodensimulation klären, ob Klimaänderungen sich überhaupt auf die Nitratausträge aus dem Boden auswirken. Erst wenn relevante Änderungen festgestellt würden, solle eine Grundwassermodellierung erfolgen, mit der die Auswirkungen auf Transport und Austrag in die Gewässer untersucht werden könnten. Kontrovers dazu wird es jedoch auch als sehr wichtig angesehen, die Modelle zur Abbildung der gegenseitigen Abhängigkeiten zu koppeln (Gräber).

Herr Prof. Casper (email 04.05.2006) schlägt trotz aller Bedenken als Leitidee des geplanten Projektes im Detail ein "ideales" Modell mit möglichst vollständiger Prozessabbildung vor, bei dem man sich schrittweise an die räumliche Differenzierung herantasten könne. Dabei müsse man sich allerdings im Klaren sein, dass komplexe Modelle ohne die Detailkenntnis über die räumliche Verteilung der Parameter eine

wesentlich stärkere Abstraktion des Realsystem darstellten als es die räumliche Diskretisierung suggeriere: Ein komplexes Modell mit sehr wenigen (unterschiedlichen) Eingangsdaten werde durch die geringe Parameterdifferenzierung quasi zum Konzeptmodell, da die Wirkung räumlicher Inhomogenitäten (Makroporenfluss, Verfügbarkeit von DOC, Wurzelndichte, O₂-Verfügbarkeit etc.) meist einen größeren Einfluss habe als die Interaktion der Einzelprozesse auf der parametrisierten Skala.

Diskussion Modellkonzept/-verbund Fließgewässer

Prozessuntersuchungen seien hier unbedingt erforderlich, um die Relevanz einzelner Umsatzprozesse im Gewässer abschätzen zu können. Die Stoffumsätze seien als gewässerspezifisch anzusehen (Rode). Dabei seien Wechselwirkungen mit dem Grundwasser zu erwarten, so dass eine Kopplung als nötig angesehen wird (Fank, Gräber). Diese Prozesse seien aber bisher kaum quantifizierbar und vor allem bei kleinen Gewässern herrschten noch große Wissensdefizite. Zudem sei ein erheblicher Messaufwand zu erwarten (Rode). Deshalb sei eine Modellierung der Umsatzprozesse im Rahmen von KliWEP nicht bearbeitbar, lediglich eine hydraulische Kopplung oder eine nachgeschaltete Gütemodellierung (offline-Kopplung) ohne Berücksichtigung der Wechselwirkungen in der hyporheischen Zone sei handhabbar.

Diskussion Modellkonzept/-verbund Erosion

Die direkte Relevanz der Erosion für den N-Transport sei gering (Rode). Langfristig seien zwar deutliche Landschaftsveränderungen durch Erosion zu erwarten (Franko, Rode), diese könnten aber in den bekannten und benannten Modellen nicht abgebildet werden (Wriedt).

Bei der Erosionsmodellierung müsse sichergestellt werden, dass auch die Sedimentation von Bodenmaterial vor dem Eintrag in Gewässer erfasst werde. Die Darstellung von erosionsbeeinflussten Stoffbilanzen sei sonst mit grundsätzlichen, sich vor allem langfristig stark auswirkenden Fehlern behaftet (Feldhaus).

Erosion-3D sei physikalischer ausgerichtet, AGNPS dagegen ein robusteres Modell. Aufgrund zu erwartender Lücken bei den benötigten Eingangsdaten für Erosion-3D sei zu erwarten, dass die Ergebnisse nicht besser sein würden als unter Verwendung von AGNPS.

Diskussion Aufwand – Nutzen

Der im Rahmen des Workshops vorgestellte erste Vergleich des Aufwands bzw. Nutzens verschiedener Modell(-verbünde) wird kritisch diskutiert. Dabei wird Wert auf die Feststellung gelegt, dass der Aufwand allgemein eher höher sei, als vorgeschlagen. Zudem wird festgestellt, dass viele Modelle nicht in der vorgeschlagenen vereinfachten Weise vergleichbar sind, insbesondere, wenn z. B. ArcEGMO/PSCN mit PCGEOFIM[®] gekoppelt würde (z. B. Gebel, Klöcking). Der prozessorientierte Ansatz von WaSiM-ETH auf Grundlage der Richards-Gleichung wird von einigen Diskussionsteilnehmern relativiert bzw. der Vorteil gegenüber konzeptionellen Ansätzen in Frage gestellt (z. B. Casper, Gebel, Klöcking). Diese Aussage bleibt allerdings nicht unwidersprochen (z. B. Jasper).

Wichtig für die Erstellung eines sinnvollen Systems sei v. a. die Zielvorgabe der Landesbehörden (Molnar, Casper (email 04.05.2006)). Seitens dieser solle Wert auf eine Konservierung und Vermehrung des Wissens über Gewässereinzugsgebiete erfolgen. Dies könne durch raumzeitliche (Mess-)Daten, Projektberichte und gut dokumentierte und parametrisierte Simulationsmodelle sowie kompetente Anwender erfolgen. Weitere Voraussetzungen für den Projekterfolg seien eine effiziente (Meta-)Datenhaltung sowie funktionierende Modellsysteme, die kontinuierlich verwendbar seien und auch außerhalb kurzlebiger Projektstrukturen gepflegt würden. Das erworbene bzw. vorhandene Wissen müsse zur Bewirtschaftung, Planung und Prognose verwendet werden (präzisierte Aussage von Casper, nach email v. 04.05.2006).

Die Aufwand-Nutzen-Beziehung der konzipierten Kopplung von WaSiM-ETH mit einem C/N-Modell wird teilweise als kritisch eingeschätzt, da schon gekoppelte Modelle existierten, die den aktuellen Stand des Wissens abbildeten (z. B. ArcEGMO-PSCN) (Klöcking). Es wurde vorgeschlagen, alternativ auf ein bestehendes integriertes Modell zurückzugreifen (Klöcking).

Als weiterer Vorschlag wurde ein schrittweises oder genestetes Vorgehen empfohlen. Möglich sei beispielsweise die schlag- oder betriebsbezogene Anwendung vorhandener Modelle wie REPRO (Jäger).

Daneben wird vorgeschlagen, „globale“ Überblicksmodelle mit detaillierten Modellen für Teilgebiete oder Teilaspekte zu kombinieren. So könnten Daten von gut untersuchten Punkten möglicherweise auf die Fläche übertragen werden. Auch könne das Modell STOFFBILANZ zur Schaffung eines ersten Überblicks angewendet werden. Da STOFFBILANZ für ganz Sachsen angewendet werden solle (Kuhn), wäre hier bereits ein erster Schritt erfolgt. Zudem ermögliche es die Überprüfung der Eingangsdaten, so dass zunächst die Daten und Prozessvorstellungen getestet werden könnten und eine saubere Inputmodellierung gewährleistet sei. Möglicherweise vorhandene Muster könnten genutzt werden, um dann schrittweise komplexere Modelle anzuwenden oder auch nicht anzuwenden (Gebel, Casper, Klöcking, Gräber). Ebenso möglich sei die Verwendung anderer „globaler“ Modelle, ergänzt durch die Anwendung detaillierterer Modelle in Teilgebieten.

Zur Berechnung von Szenarien sei Prozesskenntnis notwendig. Dabei stelle sich auch hier die Frage nach der Zielstellung: Was genau soll übertragbar sein (Eulitz, Fank)? Vorgeschlagen wird eine Validierung/Kalibrierung über sehr lange Zeitreihen/Zeiträume in der Vergangenheit, in denen möglicherweise der Klimatrend bereits erkennbar sei (Fank). Zudem wird angemerkt, dass die ökonomische Komponente berücksichtigt werden sollte (Kurzer). Die Prognosefähigkeit wird von mehreren Teilnehmern als fraglich bezeichnet.

Eine Realisierung der Projektziele sei nur über einen Modell- und Entwicklerverbund möglich (u. a. Rode, Klöcking). Es wird darauf hingewiesen, dass Felduntersuchungen zur Parametrisierung der Modelle und der Untersuchung der Prozessrelevanz erforderlich seien; allgemein solle der Aufwand für die Datengewinnung nicht unterschätzt werden (Griseck).

An der Stoffhaushaltsmodellierung für das Parthe-Gebiet besteht u. a. auch von Seiten der Wasserwerke Naunhof großes Interesse (Jäger).

5 Vorschlag eines geeigneten Modellverbunds

In den Kap. 5.1 bis Kap. 5.8 wird ein Vorschlag für die Etablierung eines um den Bereich Stoffhaushalt erweiterten KliWEP-Modellverbundes auf Grundlage der Leistungsbeschreibung der vorliegenden Vorstudie unterbreitet.

Im Rahmen der Workshop-Diskussionen am 2. Mai 2006 wurde von mehreren Teilnehmern ergänzend dazu eine sequenzielle Vorgehensweise vorgeschlagen (vgl. Kap. 4). Diese könnte dazu beitragen, in den einzelnen Reaktionsräumen zunächst die für den Stoffhaushalt im Parthe-Gebiet und die KliWEP-Fragestellung relevanten Prozesse zu identifizieren und anschließend die Modellierung des Gesamtsystems auf die so ermittelten wesentlichen Zusammenhänge zu konzentrieren. Die entsprechenden Überlegungen befinden sich in Kap. 5.9.

5.1 Art der Kopplung (online/offline)

5.1.1 Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone

Aufbauend auf dem bestehenden KliWEP 2-Modellverbund zwischen WaSiM-ETH und PCGEOFIM[®] ist prinzipiell eine online-Kopplung zwischen WaSiM-ETH und einem Stoffhaushaltsmodul für die ungesättigte Zone erforderlich. Diese Prämisse ergibt sich aus dem Umstand, dass vor dem Hintergrund der komplexen hydraulischen Bedingungen im Einzugsgebiet der Parthe die Berechnung der Stickstoffverfrachtung im Grundwasser mit Hilfe des rasterbasierten Strömungsmodells PCGEOFIM[®] erfolgen sollte. Dieses wiederum ist online mit WaSiM-ETH gekoppelt, um die Interaktionen zwischen ungesättigter Zone und Grundwasser prozessorientiert abbilden zu können.

Würde demgegenüber eine offline-Kopplung zwischen WaSiM-ETH und dem Stoffhaushaltsmodul realisiert, so müsste das Grundwassermodell zweimal laufen: Einmal für den Wasserhaushalt und ein zweites Mal für den Stoffhaushalt. Der zweite Modellauf würde mit den Ergebnissen des Stoffhaushalts für die ungesättigte Zone als obere Randbedingung erfolgen. Beide Läufe von PCGEOFIM[®] müssten zudem gekoppelt mit WaSiM-ETH durchgeführt werden. Eine Berücksichtigung von kapillar aufsteigendem Nitrat würde dabei zudem Einschränkungen unterliegen.

Eine offline-Kopplung erscheint unter diesen Voraussetzungen als ungünstige Lösung. Neben fachlichen Gründen sind dabei auch Rechenzeitaspekte und der erforderliche Speicherplatzbedarf kritisch zu bewerten: Bei einer offline-Kopplung müssten für jeden Zeitschritt der Kopplung rasterbasierte Variablen als Datei abgespeichert werden. Der Speicherplatzbedarf würde bei einem Zeitschritt von 1 d voraussichtlich im Bereich von Gigabytes liegen.

5.1.2 Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer

Im Wirkungsraum Grundwasser wäre eine online-Kopplung mit dem hydrogeochemischen Modell PHREEQC sinnvoll. Hierbei kann auf bereits bestehende Entwicklungen (vgl. Kap. 5.3.2) aufgebaut werden. Eine online-Kopplung mit PHREEQC ist erforderlich, da eine Rückwirkung der chemischen Stoffwandlungen auf den Transportprozess erfolgt. Die in PHREEQC ermittelten Konzentrationsänderungen der gelösten Stoffe müssen im nächsten Transportschritt Berücksichtigung finden, um die Prozesse sinnvoll abbilden zu können.

Die Oberflächengewässer werden in PCGEOFIM[®] als gekoppelte Randbedingungen widergespiegelt und sind in ihrer hydraulischen Wirkung somit online gekoppelt. Die Flüsse werden mit der Fließformel nach Manning-Strickler vereinfacht hydraulisch abgebildet. Für jeden Fluss wird ein Zufluss in das Modellgebiet als Funktion der Zeit vorgegeben. In einer iterativen Berechnung wird der Austausch zwischen dem

Fluss und den Grundwasserzellen entsprechend den Gradienten und dem Leitwert als Randbedingung 3. Art bestimmt, so dass ein zeitlich variabler Abfluss aus dem Modellgebiet ausgewiesen werden kann.

Stoffwandlungsrechnungen im Oberflächengewässer sind in PCGEOFIM[®] nicht möglich. Es können die Frachten, die aus dem Grundwasser in den Fluss fließen für jede Grundwasserzelle ausgewiesen werden. Diese können bei einer offline-Kopplung mit einem Wasserbeschaffenheitsmodell als Eingabewerte verwendet werden. Hierbei ist zu beachten, dass sich typischerweise die Zeitskalen des Grundwassermodells von Jahren und Jahrzehnten stark von denen des Oberflächenwassergütemodells im Bereich von Tagen oder Monaten unterscheiden.

5.2 Zeitschritt der Kopplung

5.2.1 Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone

Der Zeitschritt der Kopplung zwischen Wasser- und Stoffhaushalt sollte, analog zum Kopplungsmechanismus zwischen WaSiM-ETH und PCGEOFIM[®], einen Tag betragen. Bei einem größeren Kopplungsintervall (z. B. 1 Monat, 1 Jahr) wäre eine realitätsnahe Abbildung von Interaktionen zwischen Wasser- und Stoffhaushalt nicht möglich: Unter anderem könnte dann die N-Aufnahme nicht in Abhängigkeit von der aktuellen Bodenfeuchte variieren und der N-Transport könnte nicht mit schnellen Sickerwasserflüssen gekoppelt werden.

5.2.2 Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer

Der Zeitschritt der Kopplung zwischen dem Grundwassermodell PCGEOFIM[®] und dem hydrogeochemischen Modell PHREEQC wird in Abhängigkeit der Änderung der Konzentration in Folge des Stofftransports seit dem letzten Kopplungszeitpunkt dynamisch ermittelt. Ist diese Änderung größer als ein vorgegebener Schwellenwert oder ist eine ebenfalls vorgegebene Maximalzeit ohne Kopplung überschritten, wird eine PHREEQC-Rechnung für die Zelle des Grundwassermodells durchgeführt. Mit dieser Methode erfolgt in Gebieten mit hoher Stoffdynamik häufig und in Gebieten geringer Dynamik selten eine Rechnung mit PHREEQC.

Der Kopplungszeitschritt zwischen Grundwasser und Oberflächenwasser wird durch den Zeitschritt der Kopplung zwischen PCGEOFIM[®] um WaSiM-ETH bestimmt und beträgt somit ebenfalls einen Tag. Prinzipiell wäre auch ein größerer Zeitschritt möglich. Für Langzeitbetrachtungen ohne Kopplung mit einem Wasserhaushaltsmodell kommt deshalb oft ein Monat als Austauschzeitschritt in Betracht.

5.3 Interaktionen zwischen Wasser- und Stoffhaushalt

5.3.1 Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone

Idealerweise sollte das Stoffhaushaltsmodul für den Boden die gekoppelte C- und N-Dynamik abbilden können, um die enge Verknüpfung der damit verbundenen Prozesse im Boden berücksichtigen zu können. Aufgrund der hohen Unsicherheiten und der unzureichenden Prozesskenntnis in der C-N-Modellierung sollte jedoch auch die Beschränkung auf ein reines N-Modell nicht grundsätzlich ausgeschlossen werden. Die Entscheidung für ein konkretes Modell bzw. Modul wird auch von der praktischen Verfügbarkeit geeigneter Modelle abhängen (unter Berücksichtigung lizenzrechtlicher Aspekte und möglicher Kooperationen).

Eine zentrale Komponente des Stoffhaushaltsmoduls stellt die Simulation des Pflanzenwachstums dar. Das Pflanzenwachstum ist eng mit den Klimafaktoren Temperatur und Niederschlag verknüpft und eine wesentliche Steuergröße der Kohlenstoff- (Aufbau von Biomasse) und Stickstoffflüsse (N-Entzüge und -Speicherung). Dabei können sowohl Wasser- als auch Nährstoffmangel das Pflanzenwachstum beeinflussen, wobei wiederum Nährstoffbedarf und Verdunstungsstrom verändert werden.

Im Rahmen der Erweiterung des Modellverbundes stellt sich also das Problem, wie die Interaktion von Bodenwasserhaushalt, -stoffhaushalt und Pflanzenwachstum möglichst prozessgerecht implementiert werden kann.

Es existieren unterschiedliche Ansätze zur Abbildung der Interaktionen zwischen Wasser- und Stoffhaushalt (z. B. Jansson und Karlberg 2004). Diese unterscheiden sich elementar, insbesondere durch die Steuergrößen des Pflanzenwachstums bzw. der Stickstoffaufnahme. Bei einigen Kohlenstoff- und Stickstoffmodellen können unterschiedliche Ansätze alternativ gewählt werden. Sie sind daher bei den folgenden Beispielen mehrfach aufgeführt.

- a) Es wird kein Wachstum berücksichtigt
Bei Modellen mit einer relativ groben zeitlichen Auflösung besteht u. U. keine Notwendigkeit einer expliziten Berücksichtigung des Pflanzenwachstums (Beispiel: STOFFBI-LANZ)
- b) Extern vorgegebene Wachstumsfunktion als Steuergröße
Bei diesem relativ einfachen Ansatz wird die Entwicklung der Pflanze und die Stickstoffaufnahme durch eine rein zeitabhängige Funktion vorgegeben und ist somit *nicht* abhängig von Umweltfaktoren wie Bodenfeuchte oder Bodentemperatur (Beispiele: CoupModel, WHNSIM).
- c) Simulierte Transpiration als Steuergröße („water use efficiency approach“)
Hier wird Pflanzenwachstum und Stickstoffaufnahme durch die transpirative Verdunstung in Verbindung mit einem sortenspezifischen Effizienzparameter für die Wassernutzung gesteuert (Beispiele: CENTURY, CoupModel, WHNSIM).
- d) Strahlungsenergie als Steuergröße („light use efficiency approach“)
Dieser (detaillierteste) Ansatz basiert auf der Ausnutzung der verfügbaren Strahlungsenergie als Steuergröße für Wachstum und Stickstoffaufnahme. Die Prozesse werden hierbei zusätzlich durch die jeweils aktuellen Temperatur-, Wasser- und Stickstoffbedingungen limitiert. Dieser Faktorenkomplex dient dann auch zur Steuerung der Transpiration (z. B. CoupModel, PASIM, PSCN-Modul, MINERVA, SWAT, SWIM).

Durch die Kopplung der Modelle WaSiM-ETH und PCGEOFIM[®] im Rahmen von KliWEP 1 und KliWEP 2 konnte hinsichtlich des Wasserhaushalts ein hohes Maß an Prozessorientiertheit erzielt werden. Zu den Merkmalen des Modellverbunds zählen die Penman-Monteith-Gleichung unter Einschluss mehrerer Vegetationsschichten für die Evapotranspiration, die RICHARDS-Gleichung für den ungesättigten Wassertransport im Boden und die Darcy-Gleichung für die Grundwasserströmung (vgl. Scherzer et al. 2005). Das Erreichen der bisherigen KliWEP-Ziele war mit einem erheblichen finanziellen und zeitlichen Aufwand verbunden. Eine Dynamisierung der Vegetationsentwicklung in WaSiM-ETH ist ebenfalls geplant (Stand: 31.05.2006). Grundsätzlich soll WaSiM-ETH auch eigenständig lauffähig bleiben. Es wäre daher wünschenswert, den bisher erreichten Stand im Bereich Wasserhaushalt beibehalten zu können und die Stoffhaushaltsimulationen aufbauend auf den Wasserhaushaltssimulationen (d. h. also Alternative a), b) oder c)) durchzuführen. Die Vegetationsentwicklung sollte dabei von WaSiM-ETH kontrolliert werden.

Es wird vorgeschlagen, die online-Ankopplung des Stoffhaushaltsmoduls so zu realisieren, dass die Entwicklung der Vegetation weiterhin durch die im Rahmen von KliWEP 2 weiterentwickelte so genannte Landnutzungstabelle von WaSiM-ETH gesteuert wird. Dies ermöglicht u. a. auch die Berücksichtigung von Fruchtfolgen und/oder Waldwachstum, indem innerhalb eines batch-gesteuerten Modelllaufes mehrere Landnutzungstabellen sequenziell abgearbeitet werden. Die Stickstoffaufnahme der Pflanzen würde dann sortenspezifisch durch den weiter oben als Variante c) bezeichneten „water use efficiency approach“ gesteuert werden. Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden könnten im Modellverbund darüber hinaus in

Abhängigkeit von Bodenfeuchte und Bodentemperatur (zu Bodentemperatur vgl. auch Kap. 5.8.1) dargestellt werden. Aufgrund der in den Kap. 2.3.1 und Kap. 3.2 ausführlich dargelegten Prozessunsicherheiten im Bereich der Stickstoff- und Kohlenstoffmodellierung sowie der Datendefizite im Bereich Stoffhaushalt hätte die Verwendung des „water use efficiency approach“ darüber hinaus den Vorteil, als Steuergröße des Wasserhaushalts nicht auf Stoffhaushaltsprozesse zurückgreifen zu müssen, welche insbesondere im Maßstab von Einzugsgebieten mit relativ großen Unsicherheiten behaftet sind.

Die Abbildung der Wirkungszusammenhänge nach Alternative c) „water use efficiency approach“ im Modellverbund könnte sowohl für ein reines Stickstoffmodell als auch für ein Kohlenstoff- und Stickstoffmodell implementiert werden, da die Biomasse-Prozesse über die Landnutzungstabelle von WaSiM-ETH mitgesteuert würden.

Bei Verwendung eines C- und N-Modells kann auf eine Abbildung des C-Austrages (als gelöster organischer Kohlenstoff, DOC) mit dem Sickerwasserstrom verzichtet werden, da derzeit keine Modellansätze existieren, um die komplexen Prozesse auf dem Pfad vom Kompartiment Pflanze/Boden (v. a. Humusauf- lage) über die ungesättigte Zone und das Grundwasser in Oberflächengewässer in Einzugsgebieten abzu- bilden. Wesentliche Ursache dafür sind Wissensdefizite v. a. im Bereich DOC-Abbau, -Transformation und -Sorptionsprozessen (vgl. Kap. 2.1.2 und Kap. 2.1.3).

5.3.2 Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer

Wenn im Grundwasser hydrochemische Reaktionen eine große Rolle spielen, bestimmen diese Reaktionen im System Sedimentmatrix des Grundwasserleiters und Grundwasser die Konzentration der einzelnen gelösten Komponenten. Um solche Probleme mit dem Programmsystem PCGEOFIM[®] lösen zu können, wurde bereits eine Kopplung mit dem geochemischen Modell PHREEQC (Parkhurst 1995) hergestellt, das als Quasi-Standard weite Verbreitung in der hydrochemischen Modellierung gefunden hat. Die Kopp- lung von PHREEQC und PCGEOFIM[®] wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung, Wissen- schaft, Forschung und Technologie unter dem Förderkennzeichen 02-WB9672/2 gefördert.

Die Berechnung des reaktiven Stofftransportes mit den Programm PCGEOFIM[®] und PHREEQC erfolgt auf folgende Art und Weise:

- Simulation der Mengenströmung für einen Zeitschritt, der die Grundlage für die Berechnung des konvektiven und dispersiven Transportes ist.
- Berechnung des konvektiven und dispersiven Transports mit dem Front-Limitation-Algorithmus (Häfner et al. 1995).
- Jedes finite Volumenelement wird als ein chemischer Reaktor betrachtet. Mit Hilfe von PHREEQC erfolgt eine Berechnung des hydrochemischen Gleichgewichts in diesem Reaktor, indem PHREEQC die aktuelle Konzentration der im Grundwasser gelösten Stoffe zusammen mit der Zusammensetzung und dem Vorrat der Feststoffphase übergeben wird. Das von PHREEQC berechnete hydrochemische Gleichgewicht ergibt sowohl geänderte gelöste Konzentrationen, als auch eine Änderung der Fest- stoffgehalte in Abhängigkeit von den für die chemischen Komponenten zulässigen Reaktionen. Die Änderungen in der wässrigen Phase ergeben neue Anfangskonzentrationen, die zugehörigen Quellen bzw. Senken werden berechnet und ausgewiesen. Die geänderten Gehalte in der Feststoffphase verbleiben im zugehörigen finiten Volumenelement und spielen für den Transport im Grundwasser keine Rolle.

Eine gleichzeitige Abarbeitung von PCGEOFIM[®], WaSiM-ETH und PHREEQC ist möglich, insbesonde- re wenn WaSiM-ETH auch die stofflichen Eigenschaften der Grundwasserneubildung in speziellen Grids zur Verfügung stellen könnte. Wenn dies nicht möglich sein sollte, müsste auf andere Art und Weise der Nitrateintrag in das Grundwasser zur Verfügung gestellt werden.

Es ist zu berücksichtigen, dass die Lösung reaktiver Stofftransportprozesse sehr rechenzeitintensiv ist. Eine großräumige Modellierung ist mit PHREEQC ist daher nicht ohne weiteres möglich. Für das Schnellbach- bzw. Parthe-Gebiet könnte die Anzahl der jeweils aktiven Zellen für die Berechnung mit PHREEQC und die Häufigkeit der Berechnung, also der Zeitschritt für PHREEQC dynamisch in Abhän- gigkeit der aktuellen Bedingungen bestimmt werden. Mit dieser Vorgehensweise können, je nach Stand- ortbedingungen Rechenzeiteinsparungen um den Faktor 10 oder mehr erreicht werden. Weiterhin besteht

die Möglichkeit, PHREEQC parallel auf einem Cluster oder einem Rechnerverbund eines Standard-Netzwerkes, wie es üblicherweise in Universitäten und Ingenieurbüros anzutreffen ist, zu rechnen (Müller 2004). In Voruntersuchungen zeichnete sich bereits ab, dass bei den zu erwartenden großen Mengen an Zellen ein Wirkungsgrad von 99 % erreichbar ist. Die Kopplung mit PHREEQC kann auf Grundlage des neuen Programm PHAST, das PHREEQC mit einem anderen Grundwassermodell mit anderen Technologien gekoppelt, programmtechnisch modifiziert werden, was zu einer weiteren Verringerung der Ausführungszeiten des Programms führt.

Unter Umständen empfiehlt sich ein mehrstufiges Verfahren, bei dem der Nitrattransport kleinräumig mit PHREEQC nachgebildet wird und Reaktionskoeffizienten (zum Beispiel für einen reaktionskinetischen Ansatz nach Michaelis-Menten) ermittelt werden, die auf das Einzugsgebiet der Parthe übertragen werden. Diese Verfahrenskombination kann mit dem oben erwähnten dynamischen Methoden ergänzt werden, so dass das kleinräumige Gebiet signifikant vergrößert werden kann. Für ausgewählte Szenarien könnte das Gesamtgebiet mit PHREEQC gerechnet werden, die dann direkt mit dem zweistufigen Ansatz vergleichbar sind.

Die Interaktionen zwischen Wasser- und Stoffhaushalt für die Oberflächengewässer beschränken sich in PCGEOFIM® auf eine Bilanzierung der dem Fluss aus dem Grundwasser zugegangenen Stoffmengen. Für jede Grundwasserzelle, die mit einem Fluss gekoppelt ist, kann die In- bzw. Exfiltrationsrate und die Konzentration des im Grundwassermodell PCGEOFIM® transportierten Stoffes über die Zeit ausgewiesen werden. Die daraus im Postprocessing ermittelbare Fracht stellt die grundwasserbürtige Quelle für den Fluss dar. Da im Fluss kein Stofftransport modelliert wird, kann eine Speisung des Grundwassers mit Flusswasser nicht als Stoffquelle dienen. Eine solche Quelle müsste explizit als Randbedingung für die Migrationsrechnung im Grundwasser angegeben werden. Am Ausfluss des Vorfluters aus dem Modell kann die grundwasserbürtige Stofffracht zeitlich aufgelöst dargestellt werden.

Stofffrachten, die aus dem Interflow oder dem Oberflächenabfluss (Erosion) stammen, können mit PCGEOFIM® nicht erfasst werden. Diese Stofffrachten müssen vom Wasserhaushaltsmodell ermittelt und in den Vorflutern gesammelt werden.

5.4 Anforderungen an ein Stoffhaushaltsmodul im KliWEP-Modellverbund

5.4.1 Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone

Grundsätzliche Anforderungen an das Stoffhaushaltsmodul für diesen Wirkungsraum sind die Möglichkeit

- einer online-Kopplung mit dem bestehenden KliWEP-Modellverbund. Das Stickstoffmodul müsste dabei als Unterprogramm von WaSiM-ETH aufrufbar sein.
- Das Pflanzenwachstum sollte von WaSiM-ETH auf Basis des Water Use Efficiency Ansatzes steuerbar sein.
- rasterbasiert zu arbeiten (KliWEP derzeit 125 x 125 m-Raster)
- schichtspezifisch auf Grundlage der räumlichen Vertikaldiskretisierung von WaSiM-ETH zu arbeiten. Die Vertikaldiskretisierung von WaSiM-ETH in der ungesättigten Zone ist prinzipiell flexibel und könnte ggf. (innerhalb bestimmter Grenzen) auch auf das Stickstoffmodul abgestimmt werden. Wesentliche Kriterien für die Vertikaldiskretisierung von WaSiM-ETH sind
 - das so genannte Courant-Kriterium („Zeitschritt muss kleiner sein als der Ausbreitungsschritt“),
 - die Rechenzeit, welche insbesondere von der verwendeten Horizont- und Schichtenanzahl abhängt und
 - die prozessorientierte Herangehensweise: Die zeitliche Dynamik der Bodenwasserflüsse ist in der Nähe der Bodenoberfläche am höchsten, hier sollte also möglichst fein diskretisiert werden.

Die KliWEP 2-Testsimulationen werden derzeit (Stand: 30.05.2006) mit der folgenden (Regel-)Vertikaldiskretisierung gerechnet:

2 Diskretisierungsschichten á 10 cm; 0-10 cm, 10-20 cm

4 Diskretisierungsschichten á 20 cm; 20-40 cm, 40-60 cm, 60-80 cm, 80-100 cm

6 Diskretisierungsschichten á 50 cm; 100-150 cm, 150-200 cm, 200-250 cm, usw.

- N-Aufnahme- und Umsetzungsprozesse sowie ggf. auch die C-Dynamik abzubilden
- Feuchte- und Temperatureinflüsse auf die N-Aufnahme sowie ggf. auch auf die C-Dynamik abzubilden.

5.4.2 Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer

Die Anforderungen an das Stickstoffmodul für das Grundwasser bestehen in der Abbildung der Prozesse in der gelösten Phase und in der Feststoffmatrix. Sind die Reaktionspartner C und S in der Feststoffmatrix im Überschuss vorhanden, kann auf eine explizite Abbildung der Feststoffphase verzichtet werden. Besteht die Möglichkeit, dass diese Stoffe für die Stoffwandlungsvorgänge limitierend wirken könnten, ist eine explizite Erfassung im Modell essenziell.

Die Anforderungen an ein Modul im Oberflächenwasser hängen u. a. von der zeitlichen Betrachtungsebene ab. Für langfristige Betrachtungen kann eine Behandlung als nichtreaktiver Tracer mit einem geschätzten Abbautermin als erste Näherung ausreichend sein. Für kurzfristige Betrachtungen sind die Prozesse im Oberflächenwasser detailliert abzubilden, wobei der Aufwand für die Modellerstellung und die Parametrisierung als hoch einzuschätzen ist.

5.5 Auswahl eines Stickstoff-Moduls für den Modellverbund

5.5.1 Wirkungsraum Pflanze/Boden/ungesättigte Zone

Keines der in Kap. 3.3 vorgestellten Modelle bzw. Module verfügt bereits über eine Schnittstelle für eine **online**-Kopplung an ein externes Wasserhaushaltsmodell. Primäre Voraussetzung einer Integration in den KliWEP-Modellverbund wäre daher die Mitwirkung des Autors/der Autorin des Stickstoffmoduls. Vor diesem Hintergrund haben in den vergangenen Wochen die folgenden Wissenschaftler prinzipielles Interesse an einer Kooperation geäußert:

Wissenschaftler	Modell
Herr Dr. Uwe Franko (UFZ Leipzig-Halle GmbH)	Candy
Fr. Dr. Beate Klöcking (BAH München)	PSCN-Modul
Frau Dr. Bende-Michl, Herr Dr. Manfred Fink (Universität Jena)	SWAT-Module
Dr. Micha Gebel (TU Dresden)	STOFFBILANZ
Herr Prof. Bernd Huwe (Universität Bayreuth)	WHNSIM

Eingeschränktes Interesse äußerte darüber hinaus die ebenfalls angefragte Autorin des Modells SWIM, Fr. Dr. Valentina Krysanova (PIK Potsdam). Aufgrund der komplexen Verflechtungen zwischen Stoff- und Wasserhaushalt innerhalb des Modellsystems SWIM wäre aus ihrer Sicht allerdings die Anwendung des Gesamtsystems SWIM gegenüber der Herauslösung einzelner Module und anschließender Ankopplung an WaSiM-ETH/ PCGEOFIM[®] zu bevorzugen. Einen ähnlichen Standpunkt vertritt Fr. Dr. Beate

Klöcking (BAH München), welche das PSCN-Modul verantwortet. Fr. Dr. Klöcking erklärte sich auf Anfrage allerdings bereit, ggf. an einer Kopplung mit dem KliWEP-Modellverbund mitzuarbeiten, falls die von ihr vorgeschlagene Lösung durch das LfUG nicht favorisiert würde. Von Herrn Dr. Kemmesies (KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH, Gunzenhausen) wurde der Vorschlag eingebracht, das Modellsystem SiWaPro aus dem Altlastenbereich auf die Eignung für den KliWEP-Modellverbund zu prüfen. SiWaPro bildet den Boden auf Grundlage der RICHARDS-Gleichung ab und enthält für den Stofftransport neben der Konvektions-Dispersionsgleichung auch Abbaufunktionen für Schadstoffe.

Abgesehen von der Bereitstellung einer online-Schnittstelle erfüllen prinzipiell mehrere der in Kap. 3.3 vorgestellten Modelle die in Kap. 5.4.1 skizzierten Anforderungen. Hierzu zählen u. a. Candy, CoupModel, das PSCN-Modul, die SWAT-Module und WHNSIM.

Möglicherweise ergeben sich im Rahmen des Workshops am 02.05.2006 weitere Argumente, welche für oder gegen die Ankopplung bestimmter Ansätze sprechen.

Wichtige weitere Punkte bei der endgültigen Auswahl eines geeigneten Stickstoffmoduls sind Zeit- und Kostenerwägungen:

- Welche Alternative stellt die für das LfUG kostengünstigste Lösung dar?
- Welche(r) der angefragten Wissenschaftler bzw. Arbeitsgruppen könnte innerhalb der (durch das LfUG noch nicht näher spezifizierten) Projektlaufzeit die erforderliche Kapazität bereitstellen, um das Projekt auch tatsächlich zu bearbeiten.

Diese Punkte ließen sich z. B. im Rahmen einer KliWEP 3-Ausschreibung beantworten.

Bei dem hier skizzierten Lösungsansatz handelt es sich um einen aus fachlicher Sicht wünschenswerten Optimalvorschlag, welcher im Sinn der Leistungsbeschreibung der KliWEP 3-Vorstudie auf Grundlage der bestehenden Kopplung von WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®] entwickelt wurde. Falls eine Realisierung dieses Vorschlags aus Zeit- oder Kostengründen nicht möglich sein sollte, wären zu einer einfachen Abschätzung des Nitrataustrages u. U. auch einfachere Alternativen denkbar. Hierzu zählt z. B. eine offline-Übergabe der WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]-Simulationsergebnisse für den Wasserhaushalt an das Modell STOFFBILANZ. In diesem Fall könnten allerdings keine Wechselwirkungen zwischen Stoffumsatz und Klimaänderungen abgebildet werden und kein Stofftransport und -umsatz im Grundwasser gerechnet werden.

5.5.2 Wirkungsraum Grundwasser/Oberflächengewässer

Für das Grundwasser kommen zwei grundsätzliche Lösungsansätze in Frage:

- 1.) Die Verwendung der in PCGEOFIM[®]integrierten Abbauprozesse (1.Ordnung, Michaelis-Menten-Kinetik) oder
- 2.) Die Nutzung von PHREEQC für die Abbildung der Reaktion in der gelösten Phase und am Feststoff.

Für Gebiete mit großem Überschuss an S und C in der Festphase ist der erste Ansatz durchaus anwendbar. Für Gebiete, in denen C und S durch die Umsatzprozesse aufgebraucht werden könnten, ist allerdings eine thermodynamisch fundierte Abbildung der Reaktionen mit der Festphase nötig, die z. B. mit PHREEQC berechnet werden können. Ein hybrider Ansatz, der modellintern anhand von vorgegebenen Kriterien das Berechnungsverfahren auswählt, scheint ein gangbarer Weg zu sein. An Stellen und zu Zeitpunkten mit genauem Abbildungsbedarf wird PHREEQC eingeschaltet. Damit können die Rechenzeiten gegenüber der Berechnung aller Zellen je nach aktuellen Bedingungen um ein Mehrfaches verringert werden.

In den Oberflächengewässern kann durch das Postprocessing der Ausgabewerte von PCGEOFIM[®] zu Stoffkonzentration und der Volumenströme zu den Flüssen eine erste Massenbilanz im Fließgewässer erstellt werden. Eine Alternative hierzu wäre eine Nutzung eines expliziten Gewässergütemodells. Aufgrund der geringen Gewässergröße und der dadurch bedingten besonderen Relevanz der Gewässer-Umland-Beziehung sind im Parthe- und insbesondere im Schnellbach-Gebiet Gewässergütemodelle allerdings nur bedingt anwendbar. Zur quantitativen Schätzung der Relevanz einzelner Umsatzprozesse und ggf. zur Anpassung eines Gütemodells wären in jedem Fall umfangreiche Prozessuntersuchungen im Gewässer erforderlich. Für langfristige Betrachtungen ist die Verwendung eines Wassergütemodells aus Gründen der Rechenzeit und des mit dem Modellaufbau verbundenen Aufwands derzeit nicht praktikabel. Von einer weitergehenden Gewässergütemodellierung wird daher eher abgeraten.

5.6 Schnittstellendokumentation WaSiM-ETH/Stoffhaushaltsmodul

Die Schnittstelle zwischen Wasser- und Stoffhaushalt in der ungesättigten Zone sollte folgende Spezifikationen aufweisen:

Schritt 1: WaSiM-ETH berechnet Wasserhaushalt für 1d

Schritt 2: WaSiM-ETH schreibt in Austauschdatei

- Bodenwassergehalte (vertikales und horizontales Raster)
- evtl. Bodentemperatur (vertikales und horizontales Raster) (vgl. auch Kap. 5.8.1)
- LAI (vertikales und horizontales Raster)
- Bedeckungsgrad (vertikales und horizontales Raster)
- transpirative Wasseraufnahme (vertikales und horizontales Raster)

Der Stickstofftransport kann alternativ in WaSiM-ETH als konservativer Tracer oder im Stoffhaushaltsmodul gerechnet werden.

Variante a) Stickstofftransport durch WaSiM-ETH:

- Stickstoffkonzentration (vertikales und horizontales Raster)

Variante b) Stickstofftransport durch Stickstoffmodul:

- Bodenwasserfluss (vertikales und horizontales Raster)

Schritt 3: Stoffhaushaltsmodul berechnet Stoffhaushalt für 1d

Schritt 4: Stoffhaushaltsmodul schreibt in Austauschdatei

Variante a) Stickstofftransport durch WaSiM-ETH:

- Stickstoffkonzentration (vertikales und horizontales Raster)

Variante b) Stickstofftransport durch Stickstoffmodul:

- Keine Ausgabe erforderlich

weiter mit Schritt 1

Die Übergabe der Stickstoffkonzentrationen an das Grundwassermodell PCGEOFIM[®] würde bei Variante a) durch WaSiM-ETH erfolgen, bei Variante b) durch das Stickstoffmodul

5.7 Schnittstellendokumentation PCGEOFIM[®]/PHREEQC

Die Schnittstelle zwischen PCGEOFIM[®] und PHREEQC ist in Sames (2001) dargestellt. Mit Hilfe der Methode des Operatorsplitting werden die Stoffkonzentrationen der im Grundwasser transportierten Stoffe in jedem Kopplungszeitschritt mit PHREEQC neu berechnet und danach in PCGEOFIM[®] weitertrans-

portiert. Der Datenaustausch erfolgt über PHREEQC-Eingabe- und -Ausgabe-Dateien. Abbildung 6 zeigt die Schnittstelle schematisch.

	PCGEOFIM®		Datenbasis		PHREEQC
↓ F Ü R A L L E Z E I T S C H R I T T E ↑↓	Einlesen der Eingabedateien, Aufbau der internen PCGEOFIM®-Strukturen	←	dBASE-Dateien in home\database		
	$t = t_{\text{Anfang}}$				
	Berechnung der Mengenströmung für einen Zeitschritt				
	Berechnung des Transportes aller im Grundwasser gelösten Spezies				
	Aktualisierung der PHREEQC-Inputdatei für jedes finite Volumen	←	Muster der PHREEQC-Inputdatei home\input\{proj}phre.inp		
	PHREEQC-Call	→	PHREEQC-Inputdatei home\result\{proj}phre.inp für jedes finite Volumina	→	Berechnung des hydrogeochemischen Gleichgewichts für jedes finite Volumina
			PHREEQC-Datenbasis home\input\{proj}phre.dat	→	
	Auswertung der PHREEQC-Ergebnisdatei: <ul style="list-style-type: none"> • Bestimmung der Partialdichten, • Ausweis der Quellen und Senken 	←	PHREEQC-Ergebnisdatei home\result\{proj}phre.pun	←	
	Ausgabe der Ergebnisse	→	home\save\{kz}datum		
	$t = t + \Delta t$				
	Test: $t > t_{\text{Ende}}$				
	Ende der Berechnung				

Abbildung 6: Schema Blockdiagramm Realisierung der Kopplung PCGEOFIM®/PHREEQC (aus Sames 2001)

5.8 Qualifizierung des bisherigen KliWEP-Modellverbundes für Stoffhaushaltssimulationen

5.8.1 Qualifizierung von WaSiM-ETH

Entsprechend Kap. 3.3.3.8 ist WaSiM-ETH bereits in seiner aktuellen Ausbaustufe in der Lage, eine vereinfachte Modellierung des wasserflussgebundenen Stofftransportes durchzuführen. Das implementierte Stofftransportmodul gestattet den advektiven Transport und die Vermischung von konservativen (=idealen) Tracern (Salzen) zu simulieren (maximal 9 Tracer gleichzeitig). Prozesse wie Diffusion, Dis-

persion, Adsorption oder auch Wechselwirkungen von Tracern untereinander werden hingegen vernachlässigt.

Zur Qualifizierung des Modells im Hinblick auf den Nitrattransport im Boden wäre prinzipiell denkbar, die Dispersion im Boden über die Einführung der so genannten Konvektions-Dispersions-Gleichung für instationäre Bedingungen, die wiederum über ein explizites „Finite Differenzen“ Verfahren gelöst würde, zu berücksichtigen. Erfahrungsgemäß existieren allerdings erhebliche Schwierigkeiten bei der Parametrisierung des dispersiven Transportanteils. Die tatsächliche Dispersion im Boden hängt u. a. von der Textur und der Bodenstruktur ab. Für eine Parametrisierung des Dispersionsmodells wären somit ggf. Feldexperimente erforderlich. Bei der Modellierung des rein konvektiven Transports mit Mischungszellenansatz entsteht zudem auch eine numerische Dispersion, die von der Diskretisierung abhängig ist und durch entsprechende Gitterkriterien eingeschränkt wird. Dieser Effekt kann genutzt werden, natürliche Dispersion darzustellen. Nach Einschätzung der Bearbeiter würde die zusätzliche Implementierung der Dispersionsgleichung somit keine wesentlichen Vorteile für den Stickstofftransport bei KliWEP 3 mit sich führen. Es wird daher vorgeschlagen, auf eine Umsetzung zu verzichten.

Zur prozessorientierten Modellierung von Stickstoffumsetzungsprozessen ist zusätzlich eine Berücksichtigung der Bodentemperatur erforderlich. Die entsprechenden Temperatursimulationen könnten alternativ durch WaSiM-ETH oder durch das Stickstoffmodul erfolgen. Die konkrete Vorgehensweise bzgl. Bodentemperatur hängt von den Möglichkeiten und Grenzen des einzubindenden Stickstoffmoduls ab. Eine ggf. erforderliche Qualifizierung von WaSiM-ETH kann erst nach endgültiger Auswahl des entsprechenden Moduls beschrieben werden.

Die Implementierung eines Bodentemperaturmoduls in WaSiM-ETH würde neben der Stoffhaushaltssimulation auch eine verbesserte Simulation der Wasserflüsse gestatten. Dies gilt u. a. für die Berücksichtigung des Bodenwärmestromes bei der Verdunstungs- und Schneeschmelzberechnung sowie von Bodenfrost bei der Infiltrationsberechnung und Abflussbildung.

Die Schnittstellen für den vorzunehmenden Datenaustausch mit einem prozessorientierten N-Modul (vgl. Kap. 4.6) könnten auf der Seite von WaSiM-ETH mit relativ geringem Aufwand angepasst werden. Im Vorhaben KliWEP 2 wurden mit der Einrichtung einer Online-Schnittstelle zu PCGEOFIM® (Austausch von Daten zur Grundwasseroberfläche, zur Grundwasserneubildung und zu Abflusskomponenten) bereits erhebliche Vorleistungen erbracht, um auch andere Daten (z. B. Landnutzungsdaten, Stoffkonzentrationen, weitere Wasserflüsse) auszutauschen. Das in WaSiM-ETH neu integrierte *Exchange*-Modul enthält darüber hinaus auch bereits eine Funktion zur Zeitschrittsynchronisation, d. h. es gestattet auch den Datenaustausch in einer vom Simulationszeitschritt abweichenden Zeitschrittweite.

5.8.2 Qualifizierung von PCGEOFIM®

Das Gesamtmodell kann in finite Volumina der Größe 125 m x 125 m x 5 m eingeteilt werden. In die Berechnung einbezogen werden müssen sowohl die Grundwasserleiter als auch die Nichtleiter. Die Berücksichtigung der Stauer ist für den Nitrat- und Kohlenstofftransport von großer Bedeutung, weil die Stoffaustauschprozesse mit den in den Stauern befindlichen Mineralien den Stofftransport stark beeinflussen.

Die Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH hat in den letzten zehn Jahren Schadstofftransportmodelle für das Werksgelände Schwarze Pumpe, die Deponie Zerle, die Abproduktehalde Terpe und die ökologischen Großprojekte Bitterfeld und Böhlen aufgebaut. Es hat sich gezeigt, dass eine adäquate Abbildung der gemessenen Schadstoffkontaminationen nur möglich ist, wenn im Untersuchungsraum wesentlich kleinere Abmessungen gewählt werden. Im Programm PCGEOFIM® sind dafür Zwei- und Drei-D-Lupen realisiert, mit deren Hilfe das globale Raster verfeinert werden kann.

Die Migrationsgeschwindigkeit im Parthe-Gebiet liegt im Allgemeinen bei 25 m/a. Nur in der Nähe der Wasserwerke werden 100 m/a erreicht. Daraus folgt, eine Netzverfeinerung ist selbst bei einem Untersuchungszeitraum von 100 Jahren nur 2,5 km um das Untersuchungsgebiet herum notwendig. Nach den Erfahrungen der Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH sollte hier wie folgt vorgegangen werden:

62,5 m x 62,5 m x 5 m bzw. 31,25 m x 31,25 m x 5 m und in der Nähe von Brunnen 16,125 x 16,125 x 2,5 m.

Im KliWEP-Modellverbund beträgt die Zeitschrittweite der Kopplung mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH einen Tag. Im Transportmodell ist eine automatische Zeitschrittweitensteuerung realisiert, um das Courant-Kriterium einzuhalten. Die Einhaltung dieses Kriteriums garantiert die korrekte Lösung der Transportgleichung.

Im Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben KliWEP 2 (Scherzer et al. 2005) wurde der Lösungsalgorithmus für die Strömungsgleichung vorgestellt. Für die Berechnung des Nitratumsatzes im Grundwasser kann die Option Migration des Programms PCGEOFIM[®] genutzt werden. Hierbei sollte eine dynamische Kopplung mit dem hydrologischen Modell WaSiM-ETH erfolgen.

Im Rahmen des vom BMBF geförderten Forschungsvorhabens "Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung" wurde das Programmsystem PCGEOFIM[®] eingesetzt, um den Nitratstrom im Grund- und Oberflächenwasser im Einzugsgebiet der Parthe zu simulieren (Haferkorn et al. 2003). Im Ergebnis des Forschungsvorhabens wurde angeregt, für die Simulation des N-Umsatzes im Grundwasser, die im Programmsystem PCGEOFIM[®] integrierte Michalis-Menten-Kinetik zu nutzen. Darüber hinaus wurde empfohlen, ein geochemisches Modell mit PHREEQC aufzubauen, welches mit PCGEOFIM[®] gekoppelt werden sollte.

5.9 Sequenzielle Vorgehensweise zur Etablierung des KliWEP 3-Modellverbundes (ergänzend zur Leistungsbeschreibung)

Um die Grundlagen für die Etablierung des KliWEP 3-Modellverbundes hinsichtlich der im Parthe-Gebiet relevanten Prozesse im Bereich Stoffhaushalt und vor dem Hintergrund der prognostizierten Klimaveränderungen zu optimieren, wurde während des KliWEP 3-Workshops am 2. Mai 2006 mehrfach eine schrittweise oder „genestete“ Vorgehensweise vorgeschlagen (vgl. Kap. 4). Nach Identifizierung der in den einzelnen Reaktionsräumen relevanten Prozesse im Rahmen von Pilotstudien könnten sich die weiteren Anpassungs- und Modellierungsarbeiten im Anschluss daran auf die wesentlichen Zusammenhänge konzentrieren.

Bei einer sequentiellen Vorgehensweise werden zunächst Teilaspekte geklärt und mit spezifischen Modellen geklärt. Schrittweise können weitere Aspekte hinzugenommen werden, wenn weiterhin eine Relevanz im Sinne der Fragestellung gegeben ist:

- (1) In einem ersten Schritt kann mit Hilfe von Wasserhaushaltssimulationen untersucht werden, ob Klimaänderungen im Parthe-Gebiet überhaupt zu Änderungen bei der Grundwasserneubildung von Standorten und resultierend daraus auch des Gesamtgebietes führen. Sollten sich die Austragsmengen und deren zeitliche Verteilung infolge von Klimaänderungen nicht verändern, so kann hinsichtlich der KliWEP-Projektziele von einer Stoffhaushaltsmodellierung abgesehen werden.
- (2) Anschließend können Standortsimulationen des Boden-C- und N-Haushalts für ausgesuchte Böden und Landnutzungen klären, ob Klimaänderungen zu Änderungen der Nitrat austräge führen. Ein Vergleich verschiedener Bodenmodelle könnte eine Abschätzung der Belastbarkeit der Prognosen erlauben. Sollten sich die Austragsmengen und deren zeitliche Verteilung infolge Klimaänderungen nicht verändern, so kann von einer nachfolgenden regionalen Betrachtung oder einer Betrachtung des Grundwasserraumes und der Gewässer abgesehen werden.
- (3) Mit einem flächendifferenzierten Bodenmodell kann geprüft werden, wie sich Klimaänderungen und Landnutzungsveränderungen flächenspezifisch und summarisch auf die Stoffausträge aus der Bodenzone auswirken. Desweiteren lassen sich Hauptaustragsflächen und ggf. eine Verlagerung der Austragsflächen infolge Landnutzungs- oder Klimaänderung untersuchen. Eine Betrachtung des Grundwasserraumes empfiehlt sich dann, wenn relevante Austragsänderungen festgestellt werden.

-
- (4) Die Konsequenzen der Bodenaustragsänderungen können dann mit einer nachgeschalteten oder gekoppelten Grundwassermodellierung näher untersucht werden, wobei ebenfalls die verschiedenen Klima- und Landnutzungsszenarien berücksichtigt werden können: Wie ändern sich die Verweilzeiten im Grundwasser? Was hat das für einen Einfluss auf den Stoffumsatz? Wie ändern sich die Austräge in das Gewässersystem? In welchen Zeitskalen machen sich Änderungen der Bodenaustragsdynamik bei den Einträgen in das Gewässersystem bemerkbar?
 - (5) In Kleingewässern wird der N-Haushalt stark von den lateralen Zuflüssen bestimmt, so dass eine Bilanzierung der Zuflüsse zum Gewässer erste Anhaltspunkte für die Entwicklung der Gewässerbelastung geben kann.

6 Datengrundlage für die Stoffhaushaltsmodellierung

Es wird zunächst ein Überblick über Gruppen von Eingangsdaten für die C- und N-Modellierung im Rahmen von KliWEP 3 gegeben (vgl. Kap. 6.1). Je nach Datenlage werden zahlreiche Eingangsparameter der C- und N-Modellierung in der Regel aus Modelldatenbanken, Literatur- oder Erfahrungswerten abgeleitet. Ein wesentlicher Grund hierfür ist, dass der Datenbedarf der meisten Modelle sehr speziell ist (z. B. ANIMO: „Amount of grass shoots produced when grazing cutting abandoned“, CANDY: „Ertragsunabhängige N-Menge in Wurzelmasse“)

Eine zentrale Frage im Zusammenhang mit dem Datenbedarf ist die Entwicklung eines integrierten Kalibrierungs- und Validierungskonzeptes für die C- und N-Modellierung bei KliWEP 3 (vgl. Kap. 6.2). Hierzu sind zwingend Daten (v. a. Zeitreihen) aus Monitoring-Programmen erforderlich.

In Kap. 6.4 wird schließlich ein Überblick der in den Geschäftsbereichen des SMUL verfügbaren Eingangsdaten für die Stoffhaushaltsmodellierung im Parthe-Gebiet gegeben.

6.1 Erforderliche Eingangsdaten zur Parametrisierung des Stoffhaushaltsmodells

6.1.1 Reaktionsraum Boden/Pflanze

Als chemische Parameter für die Stoffhaushaltsmodellierung werden benötigt:

- Mineralisationskonstanten,
- Denitrifikationskonstanten,
- Nitrifikationskonstanten,
- Anteil der NH_4 -Volatilization an NH_4 -Düngung (materialspezifisch oder global)

Anhaltspunkte zur Größenordnung dieser Konstanten können Tabelle 3 entnommen werden.

Im Bereich der Bodenparameter sind folgende Eigenschaften relevant:

- thermische Bodeneigenschaften,
- Bodenchemie
 - Startwerte für N_{min} (NH_4^+ , NO_3^-)
 - Startwerte für C_{org} , N_{org}

Pflanzenparameter (beispielhaft):

- Definition der Vegetationsperiode und des (potenziellen) Pflanzenwachstums,
- Aufteilung Biomasse in Spross und Wurzel (z. B. zur Aussaat, Reife und Ernte),
- N-Gehalt Spross und Wurzel (z. B. zur Aussaat, Reife und Ernte),
- C in Trockensubstanz (z. B. zur Aussaat, Reife und Ernte),
- N-Aufnahme,
- N-Gehalt in geernteten Pflanzenteilen,
- Ernteentzug C,
- Rückführung der Residuen,
- Radiation use efficiency,
- für Leguminosen zusätzlich: konstante N-Aufnahme, N-Akkumulation in tieferen Bodenschichten,
- Wald (für Wachstumsmodell), z. B.:
 - Min. und max. Biomasse, Vorrat,
 - Alter,
 - Brusthöhendurchmesser,
 - mittlere Höhe,
 - Stammzahl pro Hektar,
 - Kronenansatzhöhe.

Tabelle 3: *Potenzielle Denitrifikationsleistung (erarbeitet von der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft, Ergänzungen durch FA GB 6 "Bodennutzung und Wirkungen auf Grundwasser" am 03.05.2005, Tabelle wurde übermittelt durch Fr. Dr. Haferkorn, Lysimeterstation Brandis)*

Denitrifikationsrate	Grund-/Stauwassereinfluss in Wurzelzone	Bodentypen (Beispiele)
kg N/ha · a		
< 10 [10]	ganzjährig keine Wassersättigung	Ranker, Regosol, Rendzina, Braunerde, Bänderbraunerde, Podsol
10 – 30 [20]	ganzjährig keine Wassersättigung	Pararendzina ¹ , Parabraunerde ¹ , Trockene Schwarzerde, Auenböden ³ , Terra fusca ¹ , Gley-Podsole, Terra rossa ¹ , Kolluvium ¹ , Plaggenesch, Sandmischkultur
30 – 50 [40]	grundwasserfern, aber 3 – 6 Monate Stauwassereinfluss	Pelosol, Pseudogley
50 - >150 [60]	6 bis 9 Monate Grund- und Stauwassereinfluss Grundwasser unterhalb Torfkörper	Gleye, Stagnogley, Auenböden ⁴ , Niedermoor, Hochmoor
>> 150 [100]	Grundwasser im Torfkörper Ganzjährig Grundwassereinfluss	Marschen, Niedermoor, Anmoorgley Gley-Tschernosem Gley-Auenböden
	lang anhaltende Wassersättigung	verschiedene Böden ² , Pelosole

¹ bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen Zuordnung in Stufe 3

² z.B. Lias, untere Kreide und braunkohle- bzw. pyritthaltige Geschiebelehme

³ Grundwasser im Kies

⁴ Grundwasser im Auenboden

Bewirtschaftungsdaten (beispielhaft)

- Vegetationszeit (Aussaat, Vegetationsdauer, Erntetermin),
- Ernte-Index unter optimalen und ungünstigsten Bedingungen,
- Fruchtfolge,
- Düngergaben (Tag, Menge),
- Bodenbearbeitung (Tag, Durchmischungstiefe),
- Für Grasland/Weide teilweise zusätzlich: Viehbesatz, Futteraufnahme (pro Vieh/Gesamt) (dry weight biomass), Dung und Harn-Abgabe (dry weight manure), Zusammensetzung Dung und Harn (Materialien), Tage an denen Beweidung stattfindet,
- Zusammensetzung von mineralischem und organischem Dünger (NH₄⁺, NO₃⁻, Norg, Corg, Trockenmasse),
- Wald: Forstmanagement.

6.1.1.1 Randbedingungen

Nass- und Trockendeposition NH_4^+ , NO_3^-

Für die Stoffhaushaltsmodellierung sind Daten der Nass- und Trockendeposition (NH_4^+ , NO_3^- , ggf. zusätzlich auch SO_2 und gelöste S-Spezies) erforderlich.

Düngung, Bewässerung, weitere Zuflüsse

Zusätzlich zu den Depositionsdaten wären auch Informationen über Inhaltsstoffe (NH_4^+ , NO_3^- , DON, DOC) und Aufwandsmengen von Düngern (mineralisch, organisch), von Bewässerungswasser und von sonstigen Zuflüssen in der entsprechenden räumlichen und zeitlichen Auflösung unabdinglich.

Bei sehr guter Datengrundlage wären auch Angaben zu Erntemengen (Erntegut und Streu) und Stickstoffgehalten im Erntegut und der Streu hilfreich zur Überprüfung des Wachstumsmodells.

6.1.2 Reaktionsraum Grundwasser

Als Startwerte für die Beschreibung der Beschaffenheit im Grundwasserbereich werden benötigt:

Flüssigphase/gelöste Stoffe:

- pH-Wert
- Temperatur
- Sauerstoff
- alle Hauptanionen und Hauptkationen z. B.:
 - Na^+
 - Ca^{2+}
 - Mg^{2+}
 - Mn^{2+}
 - K^+
 - $\text{Fe}^{2+/3+}$
 - Cl
 - NH_4^+
 - SO_4^{2-}
 - NO_3^-
 - NO_2^-
 - DOC
 - TIC
 - DIC

Festphase:

- C_{org} -Gehalt
- Eisensulfidgehalt (Pyrit, Markasit, Machinawit etc.)

Die Startwerte sollten idealerweise die vertikale und räumliche Heterogenität des Grundwasserchemismus widerspiegeln. Vor allem sollten Aussagen über graduelle oder abrupte Übergänge der Redoxbedingungen im Grundwasserleiter getroffen werden.

6.1.3 Reaktionsraum Oberflächengewässer

Prinzipiell benötigt ein Oberflächengewässergütemodell folgende Daten:

als Startwerte:

- Chlorophyll a
- NH_4^+
- NO_3^-
- PO_4^{-2}
- Gesamt-P (TP)
- Gesamt-Stickstoff (TN),
- O_2 , BSB
- Gesamt- C_{org} (TOC)
- Gesamt-gelöster C_{org} (DOC)
- Gesamt-anorganischer C (TIC)

sowie die entsprechenden Umsetzungskonstanten.

In kleinen Gewässern (wie z. B. Schnellbach und Parthe) evtl. zusätzlich auch erforderlich

- Entzüge durch Makrophyten
- Einträge durch Laubfall
- Periphyton
- Biofilme
- Beschattung (Höhe der Ufervegetation)

6.1.4 Erosionsmodellierung

Für Erosionsmodelle auf Basis der USLE-Gleichung, wie zum Beispiel das in Kap. 3.3.5.1 aufgeführte Modell AGNPS, ist neben der Beschreibung der Landnutzung, welche auch für die Stoffhaushaltsmodellierung erforderlich ist, die Angabe der so genannten USLE-Faktoren erforderlich:

- R: Erosivität der Niederschläge
- K: Erodibilität des Bodens
- L: Hanglängenfaktor
- S: Hangneigungsfaktor
- C: gebietspezifischer Kultur- und Bearbeitungsfaktor
- P: Erosionsschutzfaktor

Für Deutschland wurde die USLE mit der Allgemeinen Bodenabtragungsgleichung (ABAG) näher spezifiziert, die einzelnen Faktoren können Tabellenwerken entnommen werden.

6.2 Erforderliche Daten zur Kalibrierung und Validierung des Stoffhaushaltsmoduls

6.2.1 Reaktionsraum Boden/Pflanze

Bestandesniederschlag:

- Unterkronenniederschlag, gemessen z. B. auf Level II – Flächen oder anderen forstlichen Monitoringplots, soweit vorhanden

Lysimeterdaten:

- Zeitreihen der Stoffausträge (alle Hauptionen, pH-Wert)
- Zeitreihen C_{org} und N_{min} -Werte (falls vorhanden)

- Berechnung von N-Bilanzen der Lysimeter über längere Zeiträume, Vergleich mit Modellergebnissen

Saugkerzendaten (z. B. Level II-Flächen im Forst, BDF II-Flächen unter landwirtschaftlicher Nutzung)

- Zeitreihen der Stoffkonzentrationen (alle Haptionen, pH-Wert)

Weitere potenzielle Datenquellen:

- Landwirtschaft:
 - SächsSchAVO-Untersuchungen: z. B. Nmin-Daten
 - Betriebsdaten zu Nmin (es ist jedoch vermutlich kaum realistisch, diese Daten zu bekommen)
 - Forst: BZE I und BZE II: z. B. Corg und Nmin-Werte

Grundsätzlich ist von einer relativ hohen Unsicherheit der Modellergebnisse beim Vergleich mit Beobachtungsdaten auszugehen. Mit zeitlich aggregierten Daten (Jahreswerte) sind erfahrungsgemäß bessere Übereinstimmungen zu Messwerten zu erwarten als mit höher aufgelösten Daten (Tageswerte).

Eine Gebietssimulation ist prinzipiell nicht kalibrierbar und nicht validierbar. Die Verlässlichkeit des Modells muss vorab anhand von Standortsimulationen überprüft werden. Durch die erforderliche Regionalisierung der Eingangsdaten entstehen zusätzliche Unsicherheiten. Stoffkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser können Anhaltspunkte für die räumliche Verteilung der mittleren Bodenausträge geben.

6.2.2 Reaktionsraum Grundwasser

Wichtig wären jeweils **möglichst lange Zeitreihen** der unter Kap. 6.1.2 aufgeführten Startwerte. Weiterhin nötig sind Zeitreihen:

- Wasserstände aus Grundwassermessnetz und Brunnenbetreiber
- Einzeluntersuchungen: z. B. Isotopenmessungen zur Bestimmung des Grundwasseralters (falls vorhanden)

Bei der Validierung eines Grundwassermodells ist zu berücksichtigen, dass das Transportzeitenspektrum Jahre bis Jahrzehnte umfassen kann. Die Länge der verwendeten Zeitreihen sollte die Transportzeiten im Grundwasser widerspiegeln, da der Ist-Zustand des Grundwasserkörpers aus einer entsprechend langen Eintragungsgeschichte resultiert.

6.2.3 Oberflächengewässergüte

Siehe unter „Eingangsdaten“ (vgl. Kap. 6.1.3). Als Validierungsdaten sollten möglichst umfassende Zeitreihen der o. g. Startwerte vorliegen.

Die Pegelkonzentrationen resultieren aus Prozessen in allen Landschaftseinheiten, also gewässerinternen und terrestrischen Prozessen. Zur Trennung der gewässerinternen und terrestrischen Prozesse wäre eine genaue Kenntnis der diffusen Zuflüsse notwendig, in der Praxis können diese jedoch lediglich aus dem Modell heraus geschätzt werden. Insbesondere in Kleingewässern wie der Parthe ist den lateralen Zuflüssen besondere Bedeutung beizumessen.

Mit Hilfe der Zeitreihen am (Teil-)Gebietspegel lässt sich das Gesamtmodell auf Plausibilität prüfen, eine Kalibrierung oder Validierung lässt sich aufgrund des integrativen Charakters der Daten nicht vornehmen.

Für die Kalibrierung und Validierung eines Gewässergütemodells sind Werte zwischen zwei Pegeln sowie Angaben über die diffusen Zuflüsse erforderlich. Begleitende Prozessuntersuchungen sind notwendig, um die Relevanz einzelner Prozesse abzuschätzen.

6.2.4 Erosionsmodellierung

Die Validierung der Erosionsmodellierung ist aufgrund von Datendefiziten in der Regel schwierig bis unmöglich. Potenzielle Validierungsparameter sind:

- Schwebstofffrachten (Trübungs- und Schwebstoffmessungen)
- Abtragsmessungen auf Erosionsparzellen

6.3 Aufstellung von Landnutzungsszenarien, Generierung von Eingangsdaten

6.3.1 Grundlagen

Es existieren unterschiedliche Modelltypen, mit Hilfe derer Landnutzungsszenarien erstellt werden können. Nichträumliche Modelle zur Beschreibung von Landnutzungsänderungen gehen in der Regel auf ökonomische Modelle oder Trendrechnungen zurück. Die Landschaft als natürliches System wird dabei entweder nicht berücksichtigt oder geht über prozentuale Angaben der Landnutzungsverteilung in die Modelle ein. Der Vorteil liegt in der Berücksichtigung wirtschaftlicher und politischer Prozesse, die für eine realistische Modellierung unabdingbar sind, der Nachteil liegt sowohl in einer gewissen Realitätsferne, die sich aus dem fehlenden Raumbezug ergibt sowie in einer meist mangelhaften Übertragbarkeit und Fehleranfälligkeit aufgrund nichtlinearer Prozesse und Trends (Fritsch 2002, Lambin et al. 2000, Pöhler 2006). Diese Vorgehensweise ist für die KliWEP Fragestellung bereits aufgrund des fehlenden räumlichen Bezuges nicht geeignet.

Räumliche Modelle berücksichtigen dagegen die explizite Lage von Variablen, Prozessen, Eingangs- und Ausgangsdaten (Turner et al. 2001). Sie stützen sich in der Regel entweder auf die historische Landnutzung und leiten daraus Regeln ab, oder sie können alternativ dazu deterministische Allokations- bzw. Optimierungsmodelle oder stochastische Allokationsmodelle sein. Bei Optimierungsmodellen basieren die modellierten Landnutzungsveränderungen auf Annahmen oder nicht-räumlichen Modellen. Die Allokation der Landnutzungsveränderungen erfolgt hier unter dem Aspekt der vermuteten Wahrscheinlichkeit oder der Optimierung des Landnutzungsmusters auf Basis von Landschaftspotenzialen. Entscheidend für diesen Modelltyp ist die Ermittlung von Zielen und Restriktionen (Ponce-Hernandez et al. 2004). Die stochastischen Allokationsmodelle hingegen verorten die Landnutzungsveränderungen hinsichtlich ihrer potenziellen Wahrscheinlichkeit (Fritsch 2002). Raumbezogene dynamische Modelle basieren auf mathematischen Gleichungen. In komplexen Landschaften ist es allerdings in der Regel nicht möglich, alle zugrunde liegenden Regeln zu erfassen (Fritsch 2002). Konzeptionelle räumliche Modelle erzeugen unter Nichtbeachtung der zugrunde liegenden Prozesse Muster, die in der Regel aus einer Kombination komplexer mathematischer und logischer Operationen entstehen (Beispiel: Zelluläre Automaten, White et al. 1997). Integrierte räumliche Modelle schließlich kombinieren zwei oder mehrere der vorher genannten Modelltypen (Fritsch 2002).

6.3.2 Vorgeschlagene Vorgehensweise

Es ist zu empfehlen, den einfachsten Modelltyp zu wählen, der für die jeweilige Fragestellung geeignet ist. Dabei muss zwischen kurzfristigen (bis zu zwei Jahre), mittelfristigen (bis zu zehn Jahre) und langfristigen (über zehn Jahre) Szenarien unterschieden werden (Frerichs & Kübler 1980). Im langfristigen

Bereich steigen sowohl die Unsicherheiten der Szenarien als auch der mit der Aufstellung verbundene Aufwand in der Regel erheblich an.

6.3.3 Kurz- und mittelfristige Szenarien

Für kurz- und mittelfristige Szenarien wird die Methodik der Optimierungsmodelle vorgeschlagen, anhand derer auch Vorschläge für politische und wirtschaftliche Entscheidungen abgeleitet werden können.

Vorgehensweise (verändert nach Ponce-Hernandez et al. 2004):

- I. Identifizierung des Problems
- II. Definition der zu erreichenden Ziele
- III. Identifizierung der treibenden Kräfte (Kriterien, Randbedingungen)
- IV. räumliche Allokation (Umsetzung im Raum)
- V. Identifizierung möglicher Alternativen

Konkret für KliWEP könnte sich die Vorgehensweise daher wie folgt gestalten:

I. Identifizierung des Problems.

Beispiel: In das Grundwasser gelangt zu viel Stickstoff und es ist bisher nicht abzusehen, wie sich die Situation angesichts der Klimaveränderungen entwickelt.

II. Definition der zu erreichenden Ziele.

Das könnten hier u. a. sein:

- Verringerung des Stickstoffeintrags in das Grundwasser (Minimierung),
- Verringerung des Stickstoffaustrags von verschiedenen genutzten Flächen (Minimierung),
- Vergrößerung des Einkommens der Landwirte, Forstwirte (Maximierung),
- Nachhaltige Bewirtschaftung (Maximierung).

III. Identifizierung der treibenden Kräfte.

Da die Anzahl der treibenden Kräfte vor allem bei Prognosen nahezu beliebig sein kann, müssen Hauptkriterien herausgefiltert werden. Treibende Kräfte und Kriterien können u. a. sein:

- Klimaänderung: Wirkung auf Transportwege im Wasser,
- Klimaänderung: Wirkung auf das Pflanzenwachstum,
- Klimaänderung: Wirkung auf die Bodenbiologie sowie chemische Prozesse,
- Veränderung in der Forstwirtschaft: Zusammensetzung und Struktur des Waldes,
- Veränderung in der Forstwirtschaft: Maschineneinsatz,
- Veränderung in der Landwirtschaft: Fruchtfolgen,
- Veränderung des N-Eintrags über die Atmosphäre.

IV. Räumliche Allokation.

Die Allokation bestimmt, wo die Veränderungen stattfinden. Die räumliche Umsetzung kann auf statistischer Basis oder anhand in der Vergangenheit identifizierter Entwicklungslinien erfolgen. Ersteres hat zum Ziel, eine optimale Landnutzungsverteilung zu finden, ergibt aber in der Regel wenig realistische Ergebnisse. Letzteres kann als kurzfristig realistischste Methode angesehen werden, birgt aber mittel- und besonders langfristig die hohe Gefahr der Übertragung vermeintlich erkannter Muster und Trends in die Zukunft bzw. die nicht mögliche Berücksichtigung „ökonomischer Überraschungen“ und „politische Überraschungen“. (Pöhler 2006, Wiegand 1994).

Es wird vorgeschlagen, die letztere Methode zu verwenden. Dafür sollen vor allem zwei Kriterien Beachtung finden: Die individuelle Situation vor Ort in Hinblick auf Ackerbau (v. a. Produktivität), die zu erwartenden ökologischen Systemantworten auf Veränderungen sowie die ökonomische und politische Situation. Beispielsweise sollten bei der Annahme der Stilllegung eines Prozentsatzes der vorhandenen Ackerflächen solche aus der Nutzung genommen werden, die ein niedriges Standortpotenzial besitzen und es muss dabei Rücksicht auf mögliche Fördermöglichkeiten von EU, Bund und Ländern genommen werden. Zweites Kriterium muss die Beachtung von Nachbarschaftsbeziehungen sein (Fritsch 2002, Gömann et al. 2003, Klöcking 2002). In der Regel liegen vor allem dem ersten Kriterium komplexe und nicht immer verstandene Prozesse zugrunde, die ggf. vereinfacht werden müssen.

V. Identifizierung möglicher Alternativen

Alternativen ergeben sich in der Regel bei der Diskussion über die Kriterien und Randbedingungen sowie bei der Auswertung der Szenarien.

Aus den sich teilweise widersprechenden Zielstellungen (Punkt II.) ergeben sich bereits vier Szenarien, die jeweils einen Punkt „optimieren“. Insgesamt soll durch verschiedene Kombinationen von zu erreichenden Zielen die ideale Konstellation ermittelt werden. Die Randbedingungen sollten idealerweise zu einer „Umgebung“ für die zu errechnenden Szenarien führen. Da dies in der Regel nicht möglich ist, versucht man, verschiedene Randbedingungen zu kombinieren bzw. einzelne Randbedingungen zu vernachlässigen. So ergeben sich eine Anzahl von Szenarien, die mit den entsprechenden Modellen (hier das erweiterte WaSiM-ETH) berechnet werden können.

6.3.4 Langfristige Szenarien

Klimaprognosen werden häufig auch für langfristige Zeiträume (z. B. bis 2100 oder länger) erstellt. Für Zeithorizonte in diesem Bereich ist davon auszugehen, dass die zukünftigen ökonomischen Rahmenbedingungen für die zukünftige Landnutzung mindestens ebenso wichtig, wenn nicht sogar wichtiger als die klimatischen Randbedingungen sind. Dazu kommen veränderte Verfahren durch den technischen Fortschritt, Züchtung, Gentechnik usw.. Für den langfristigen Bereich wird daher ein statistisches Verfahren zur Ableitung von Landnutzungsszenarien vorgeschlagen. Veränderungen gegenüber Kap. 6.3.3 („Kurz- und mittelfristige Szenarien“) ergeben sich bei der Definition der Ziele, der Identifizierung der treibenden Kräfte sowie der räumlichen Allokation.

Konkret für KliWEP könnte sich die Vorgehensweise bei der Aufstellung langfristiger Szenarien daher wie folgt gestalten:

VI. Identifizierung des Problems.

vgl. Kap. 6.3.3

VII. Definition der zu erreichenden Ziele.

Das könnten hier u. a. sein:

- Erkenntnisse über Prozesse bei verändertem Klima
- Ableitung von alternativen Landnutzungen

VIII. Identifizierung der treibenden Kräfte.

Aufgrund der zusätzlichen Einflussfaktoren „ökonomische Rahmenbedingungen“ und „technischer Fortschritt“ ist bei langfristigen Szenarien die Vielfalt der treibenden Kräfte noch größer als bei kurz- bis mittelfristigen Betrachtungen. Um Hauptkriterien herauszufiltern, sollte ein erstes Szenario bei sonst unveränderten Randbedingungen lediglich von ei-

nem veränderten Klima ausgehen. So können Prozesse, die durch das veränderte Klima ausgelöst werden, identifiziert werden. In einem weiteren Schritt könnten anhand des aktuellen Wissensstandes schrittweise die Szenarien um ökonomische, politische, technische, usw. Randbedingungen erweitert werden. Hierbei ist je nach Zielstellung ein Einbezug von Fachleuten (Ökonomie, Politik) unumgänglich. Prinzipielle Unsicherheiten bei der Entwicklung langfristiger Szenarien ergeben sich aus der hohen Relevanz der zukünftigen wirtschaftlichen Randbedingungen einerseits und dem sehr hohen Unsicherheitsfaktor derartiger Entwicklungen andererseits („ökonomische Überraschungen“ und „politische Überraschungen“, vgl. auch Kap. 6.3.3)

IX. Räumliche Allokation.

Die Allokation erfolgt bei ökonomischen Verfahren in der Regel zufällig, da hier nicht-räumliche Verfahren bei weitem überwiegen. Für die KliWEP-Fragestellung wäre diese Vorgehensweise allerdings ein sehr arbeitsintensiver und fehleranfälliger Ansatz. Alternativ dazu wird daher eine „geteilte“ Herangehensweise vorgeschlagen:

Ziel ist die Untersuchung der Veränderung der Stickstoffkreisläufe. Für Szenario 1 blieben die heutigen Randbedingungen unverändert stehen, um tatsächlich durch das Klima hervorgerufene Veränderungen erkennen zu können. In Szenario 2, das eigentlich ein ganzer Szenarienkomplex sein muss, werden statistische, d. h. zufällig verschiedene Veränderungen angenommen. Die Allokation der Veränderungen erfolgt anhand bereits bestehender Entwicklungslinien und Nachbarschaftsbeziehungen (vgl. PKt. 4 bei den kurz- und mittelfristigen Szenarien).

Denkbar ist auf diese Weise eine sehr hohe Anzahl von Szenarien. Es ist daher unabdinglich, die Szenarien vorab zu erstellen und sie anschließend gemeinsam mit Betroffenen und Experten zu diskutieren. So können sie auf eine breitere Basis gestellt und für die tatsächlich durchzuführenden Simulationsläufe gezielter ausgewählt werden.

X. Identifizierung möglicher Alternativen

vgl. Kap. 6.3.3

6.4 Verfügbare Messreihen zur Kalibrierung und Validierung der Modellrechnungen, Teil Beschaffenheit

6.4.1 Reaktionsraum Boden/Pflanze

6.4.1.1 Luftmessnetz/Deposition

Im Rahmen des Luftmessnetzes des LfUG (Ansprechpartnerin: Fr. Oelke) wird an 5 Punkte im näheren Umkreis des Parthe-Gebietes in halbstündlichen Intervallen u. a. die Konzentration von NO_x und SO₂ gemessen (Abbildung 7).

Monatliche Messungen der Gesamtdeposition werden innerhalb des Parthe-Gebietes an der BDF II in Brandis (vgl. auch Kap. 6.4.1.3) durchgeführt. Weitere Messstellen befinden sich südlich der Einzugsgebietsgrenze an der BDF II - Fläche Colditz (Ansprechpartnerin: Fr. Dr. Barth) sowie an der Level II-Fläche Colditz (Ansprechpartner: Herr Dr. Raben) (Abbildung 7).

Im Rahmen des so genannten KliStWa-Projektes („Einfluss regionalisierter Klimaprognosen und Stoffhaushaltssimulationen auf den Stoffhaushalt repräsentativer Standorts- und Waldbestandstypen in Sachsen“) (http://www.umwelt.sachsen.de/de/wu/umwelt/lfug/lfug-internet/f-umweltschutz_10000.html) wurde u. a. die räumliche Verteilung des Eintrags von Luftschadstoffen mit der nassen und trockenen Deposition ermittelt. Die Berechnung erfolgte durch flächenhafte Interpolation in einer Rasterauflösung von

1 x 1 km² auf der Basis der Messdaten der Nassdeposition, die in den bestehenden Messnetzen in Sachsen (18 Stationen) und in der unmittelbaren Umgebung Sachsens (17 Stationen) mittels im Freiland aufgestellter Niederschlagsammelflächen kontinuierlich ermittelt wird.

Der trocken deponierte Anteil der Gesamtdeposition wurde mittels der Inferentialmodelle IDEM (Integrated DEposition Model) und EUTREND berechnet. In IDEM wird flächenhaft der rezeptorspezifische Eintrag der bestimmten Luftinhaltsstoffe mit der trockenen Deposition aus Immissionskonzentrationen und Depositionsgeschwindigkeiten abgeleitet. Standard Input der berücksichtigten oxidierten Schwefel- und Stickstoffkomponenten (SO₂, SO₄, NO, NO₂, NO₃ und HNO₃) sind Immissionsfelder (50 x 50 km²-Raster). Das EUTREND Modell liefert Immissionsfelder in lokalem Maßstab (5 x 5 km²-Raster) für die reduzierten Stickstoffkomponenten NH₃ und NH₄ basierend auf dem Emissionsinventar auf Landkreisbasis für Sachsen.

Insgesamt wurden durch das KliStWa-Projekt 28,3 % der sächsischen Landesfläche abgedeckt (Wald, Extensiv-Grünland, Moore, Heiden). Es wurden Karten für die Zustände in den Jahren 1990, 1995 und 2002 erstellt.

Für eine zukünftige Stoffhaushaltsmodellierung wäre es erforderlich, die Messdaten der Depositionsstationen in der räumlichen und zeitlichen Rasterweite des zukünftigen KliWEP 3-Modellverbundes für den Simulationszeitraum neu aufzubereiten

6.4.1.2 Lysimeterdaten

Monatliche Niederschlagsanalysen sowie Sickerwasseruntersuchungen an typischen Böden u. a. des Parthe-Gebietes werden an der Lysimeterstation Brandis (Abbildung 8) seit 1980 durchgeführt. Eine Übersicht der dort untersuchten Böden gibt Tabelle 4. Im Frühjahr und Herbst werden außerdem jeweils N_{min}-Gehalte analysiert. Des Weiteren werden alle vier Jahre Statusanalysen zu den Parametern pH-Wert/CaCl₂, NH₄, NO₃, % Basensättigung, KAK_{pot}, H-Wert, S-Wert, Ca, Mg, K, Na, K(DL), P(DL) und Mg(DL) durchgeführt. Für drei Lysimeter, welche im Jahr 1996 zerlegt wurden, liegen darüber hinaus weitere umfangreiche Untersuchungen vor (Keese et al. 1997)

Das jährliche Erntegut der einzelnen Lysimeter wird seit 2005 hinsichtlich folgender Parameter analysiert:

- Trockensubstanzgehalte der Frischmasse der Haupt- und Nebenernteprodukte zur Ermittlung der Erträge,
- Nährstoffgehalte: N, P, S, K, Ca und Mg,
- Spurenelemente: Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn, As.

Bis 2005 wurde nur der N-Entzug des Erntegutes ermittelt.

Für die Lysimeter der Station Brandis liegen darüber hinaus alle der in Kap. 6.1.1 angeführten Bewirtschaftungsdaten für landwirtschaftliche (ackerbauliche) Nutzung vor.

Die für die Lysimeter der Station Brandis vorliegenden Daten können sowohl als Startwerte für die Modellsimulationen als auch als Kalibrierungs-/Validierungszeitreihen verwendet werden.

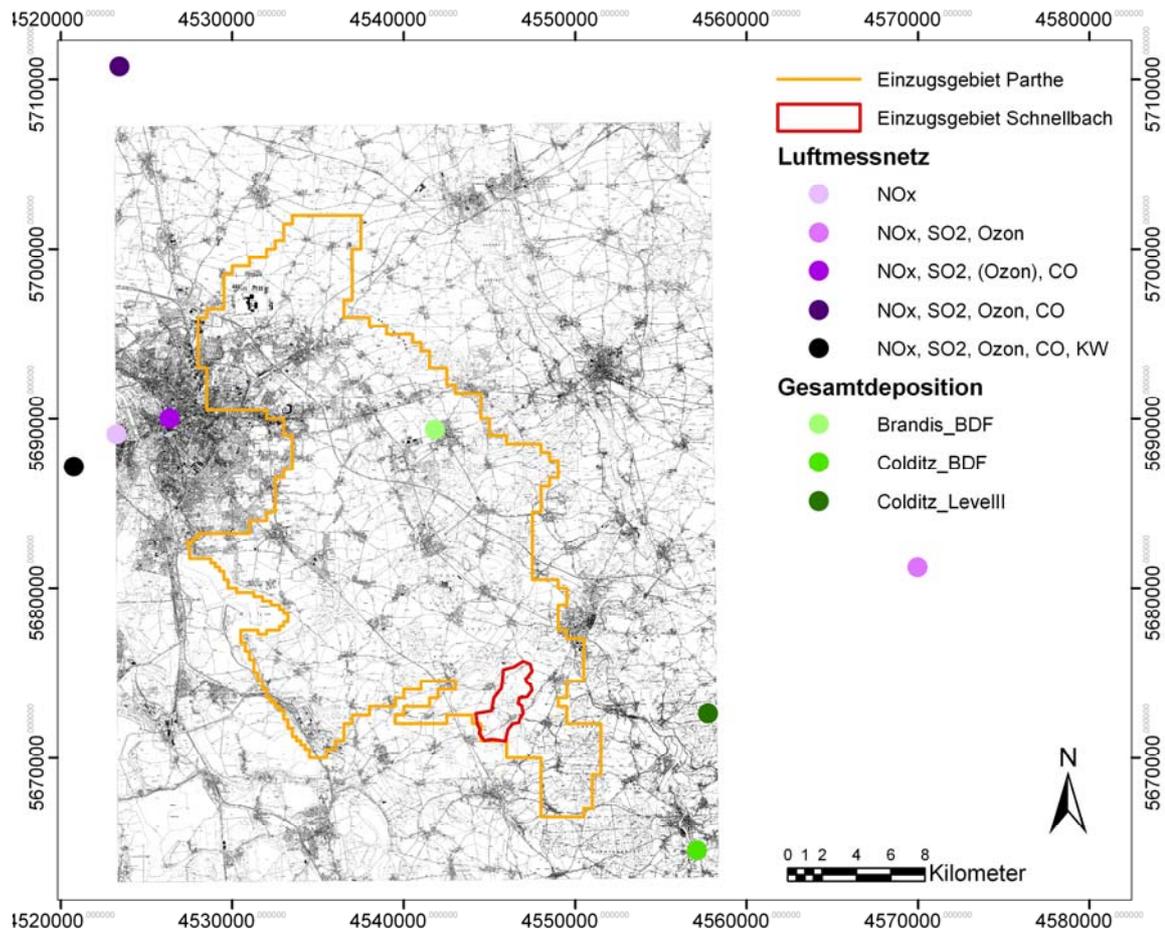


Abbildung 7: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für Luftkonzentrationen und Deposition

6.4.1.3 Dauerbeobachtungsfläche Brandis (DBF II)

Innerhalb des Einzugsgebietes der Parthe befindet sich am Standort Brandis seit 1996 eine Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF II, zur Lage siehe Abbildung 8) in Betreuung des LfUG (Ansprechpartnerin Fr. Dr. Barth, Freiberg). Das Untersuchungsprogramm der BDF II umfasst die kontinuierliche Registrierung und Auswertung zahlreicher meteorologischer, pedomischer und pedophysikalischer Parameter:

- Globalstrahlung,
- Luftfeuchte,
- Lufttemperatur,
- Windgeschwindigkeit,
- Windrichtung,
- Niederschlagsmenge,
- Hauptelemente als Gesamtdeposition,
- Schwermetalle als Gesamtdeposition,
- Bodentemperatur in ausgewählten Horizonten,
- Wasseraugspannung in ausgewählten Horizonten,
- Wassergehalt in ausgewählten Horizonten,
- pH-Wert im Sickerwasser,
- elektrische Leitfähigkeit im Sickerwasser,
- Hauptelemente im Sickerwasser,

- Schwermetalle im Sickerwasser.

Die meteorologischen Parameter werden in stündlichen Intervallen erfasst, die Analyse der Sickerwässer erfolgt monatlich.

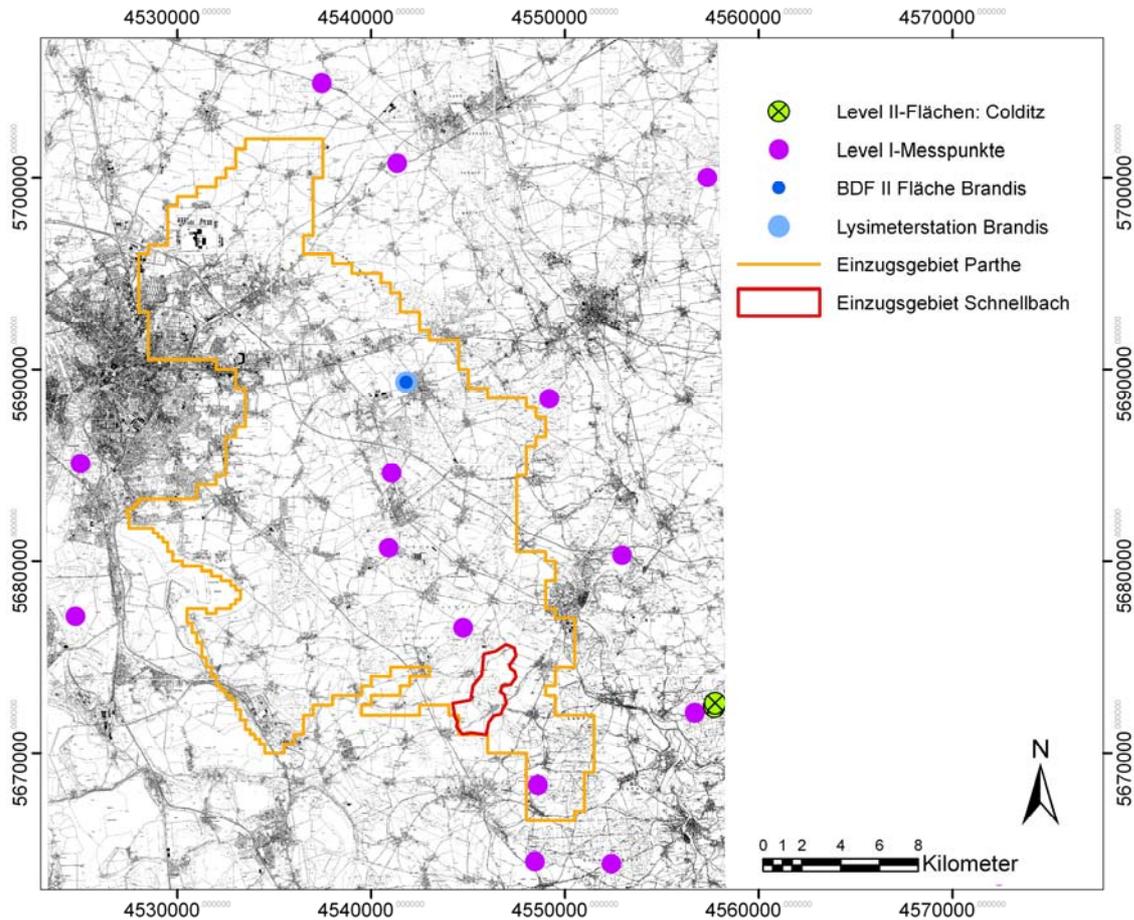


Abbildung 8: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für den Reaktionsraum Boden/Pflanze

Tabelle 4: Übersicht der an der Lysimeterstation Brandis untersuchten Böden (aus: Haferkorn 2001)

Gruppe	Bodenform [Entnahmeorte]	Tiefe (cm)	Profilaufbau
5	Erodierte Braunerde geringer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand [Brandis, Muldentalkreis]	0 - 35 35 - 170 170 - 300	Sandlöß kiesiger Mittel- u. Grobsand Schmelzwassersand, locker
4	Braunerde-Fahlerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Fluvisand [Pomßen, Muldentalkreis]	0 - 30 30 - 130 130 - 300	Sandlöß, schwach kiesig lehmiger Sand, kornverkittet Schmelzwassersande u. -kiese
8	Parabraunerde-Braunerde mittlerer Entwicklungsstufe aus Sandlöß über tiefem, kiesführendem Moränenlehm [westl. Brandis, Muldentalkreis]	0 - 70 70 - 150 150 - 300	Sandlöß Fließerde (sandiger Lehm) Mittel- u. Feinsand
1	lessivierter Braunerde- Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe über fossilem Gley im nahen Untergrund aus Sandlöß über kiesführenden Moränenlehm [Naunhof, Muldentalkreis]	0 - 50 50 - 120 120 - 300	Sandlöß Geschiebelehm kiesiger Mittel- u. Grobsand
7	Braunerde-Pseudogley mittlerer Entwicklungstiefe aus Sandlöß über kiesführendem Moränenlehm [Beucha, Muldentalkreis]	0 - 50 50 - 220 220 - 300	Sandlöß Geschiebelehm Schmelzwassersand
11	pseudovergleyte Braunerde- Fahlerde mittlerer Entwicklungs- tiefe aus Geschiebedecksand über Geschiebemergel [Rahnsdorf, Kreis Wittenberg]	0 - 20 20 - 240 240 - 300	Geschiebesand Geschiebemergel Schmelzwassersand
9	Parabraunerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löß [Sornzig, Kreis Oschatz]	0 - 205 205 - 300	fahlbrauner lehmiger Schluff Schmelzwassersand
10	Schwarzerde mittlerer Entwicklungstiefe aus Löß [Etzdorf, Saalkreis]	0 - 220 220 - 250 250 - 300	dunkelbrauner, humoser Schluff Geschiebemergel Schmelzwassersand

6.4.1.4 Landwirtschaftliche Dauerbeobachtungsflächen

Unter Regie der LfL werden im Parthe-Gebiet 38 landwirtschaftliche Dauerbeobachtungsflächen betrieben (Ansprechpartner: Herr Kurzer). Von diesen 38 Flächen befinden sich 4 Plots im Umkreis (Entfernung ca. 1–2 km) des Schnellbach-Gebietes. Über die exakte Lage der Messpunkte wurde den auf freiwilliger Basis teilnehmenden Landwirten Vertraulichkeit zugesichert (persönliche Mitteilung Herr Kurzer, LfL).

Im Rahmen dieses Untersuchungsprogramms werden jährlich u. a. erfasst:

- Zeitpunkt und Aufwandsmenge von bis zu fünf organischen und vier mineralischen Düngungen,
- Erntedatum und –menge von bis zu zwei Hauptprodukten,
- Abfuhr des Nebenproduktes,
- Art und Datum von bis zu drei Bodenbearbeitungen,
- Datum von Anbau, Ernte und Abfuhr einer Zwischenfrucht,
- Datum von Anbau und Ernte der Folgekultur,
- NO₃-Gehalt in 0-30 und 30-60 cm Bodentiefe (Frühjahr, teilweise auch nach der Ernte, Herbst),
- S_{min}-Gehalt in 0-30 und 30-60 cm Bodentiefe im Frühjahr (nur teilweise).

Jedes dritte Jahr wird zudem der P-, K-, Mg-, C_r-, N_r-, der Humusgehalt sowie der pH-Wert bestimmt. B, Cu, Mg, Mn, Mo, Zn werden darüber hinaus nach Bedarf gemessen. Mit der Ermittlung von physikalischen Bodenparametern (Steingehalt, Aggregatstabilität, Körnungsanalyse) wurde begonnen.

6.4.1.5 Bodenzustandserhebung im Wald

Im Rahmen der Bundesweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE I) wurden in Sachsen in den Jahren 1992/93 und 1996/97 chemische und physikalische Bodenparameter der Waldböden im Raster 4 * 4 km erfasst. 4 der Messpunkte fallen in das Parthe-Gebiet, 9 weitere Plots befinden sich in der unmittelbaren Umgebung (Abbildung 8). Eine Wiederholungsbeprobung ist für das Jahr 2006 geplant (Stand: Mai 2006).

Hierbei wurden die folgenden Parameter erfasst, welche potenziell für KliWEP 3 von Bedeutung sein könnten:

- pH-Werte in der organischen Auflage und im Mineralboden
- C_{org}- und N-Gehalte von Nadel-, Humusaufgabe- und Mineralbodenproben
- Bestimmung der Gehalte von K, Mg, Ca, Mn, Al, Fe, S, P, Pb, Cu, Zn, Cd in Humus- und Nadelproben
- Effektive Kationenaustauschkapazität von Mineralbodenproben (AKe oder KAK)

Tabelle 5: Übersicht der chemischen Messparameter für Niederschlag, Saugkerzenlösung und Lysimeterauslauf an der Station Brandis

Ca [mg/l]	Mn [mg/l]	Sulfat [mg/l]	Nitrat-N [mg/l]
Cd [mg/l]	Na [mg/l]	Chlorid [mg/l]	Ammonium [mg/l]
Cu [mg/l]	P [mg/l]	Phosphat [mg/l]	Ammonium-N [mg/l]
Fe [mg/l]	Pb [mg/l]	Nitrit [mg/l]	pH-Wert
K [mg/l]	Zn [mg/l]	Nitrat [mg/l]	µS/cm
Mg [mg/l]			

6.4.2 Reaktionsraum Grundwasser

6.4.2.1 Verfügbare Daten

Im Einzugsgebiet der Parthe stehen 48 Grundwassergütemessstellen (GWM) zur Verfügung, die zum größten Teil von den kommunalen Wasserwerken (31) und der UBG (12) betrieben werden (Abbildung 9). Die Messungen werden zweimal jährlich seit 1996 durchgeführt. Außerdem liegen Rammsondenmessungen von drei Standorten im Gebiet vor (Macheleidt et al., 2004) vor (Abbildung 9).

Im Schnellbach-Gebiet gibt es bisher keine Grundwassergütemessstellen. Dieses Gebiet stellt aber ein oberirdisch geschlossenes Einzugsgebiet dar und lässt sich deshalb modelltechnisch in seiner Gesamtheit erfassen. Im nächsten Kapitel wird ein Monitoringkonzept für das Schnellbach-Gebiet vorgestellt.

6.4.2.2 Vorschlag für ein Monitoringkonzept

Aus den Erfahrungen des Projektes KliWEP 2 hinsichtlich der gekoppelt berechenbaren Gebietsgröße wurde das Schnellbach-Gebiet in einer Beratung mit dem Auftraggeber am 21.03.2006 als Beispielgebiet ausgewählt und wird im Weiteren dargestellt. Die Lage der Messstellen wurde auf der Basis der Ergebnisse des Grundwassermodells und der hydrogeologischen Verhältnisse ermittelt. Die Hauptrichtung der Grundwasserströmung wurde durch die Auswertung der berechneten Isohypsen ermittelt. In Verbindung mit den hydrogeologischen Gegebenheiten wurden Vorschläge für Lagebereiche von Gütemessstellen erarbeitet.

Abbildung 10 zeigt die Vorschläge für die Standorte der Gütemessstellen. Eine genaue Ermittlung des Standortes kann erst durch eine Projektierung bestimmt werden. Die grundsätzlich zu beachtenden Kriterien dafür sind im Folgenden zusammengestellt.

Die Messstellen sollten, wenn möglich, als mehrfach verfilterte Einzelmessstellen oder Messstellengruppen mit unterschiedlichen Teufen ausgeführt werden. Die Details der Ausführung sind in der Projektierung herauszuarbeiten.

Hinweise für die Projektierung

Die Lagen und Teufen der Standorte für die Gütepegel wurden, basierend auf den Modellierungsergebnissen, ungefähr festgelegt. Anschließend sollte eine Verfeinerung im Rahmen der Projektierung (Umfänge an Bohrmeter, Ausbaumaterial usw.) und anhand geologischer Literatur (Lithofazieskarte, Bohrarchiv-Recherche usw.) erfolgen. In den Messstellen sollten Datenlogger für GW-Standsmessungen eingebaut werden.

Bei Messstellen in landwirtschaftlich genutzten Gebieten sind die Standorte so zu wählen, dass in unmittelbarer Nähe keine Düngung/Gülleausbringung erfolgt. Die Messstellen sind an überflutungssicheren Standorten zu errichten. Die Klärung der Liegenschaftsverhältnisse und die geologisch-hydrologische Interpretation des Untergrundes muss ggf. iterativ erfolgen, so dass ein Optimum zwischen hydrogeologischer Eignung des Standortes und rechtlich/technischen Rahmenbedingungen wie Bau, Betrieb, Messung, Unterhaltung und altersbedingte Erneuerung/Rückbau einer GWM (einschließlich Zufahrtgenehmigungen auf Dauer), incl. Beachtung von Entschädigungszahlungen gefunden werden kann. Bei den Standorten sind öffentliche Flächen/Wege anzustreben, da Gestattungsverträge bei privaten Rechtsträgern häufig langwierig und teuer sind. Bevorzugt sollten Ränder oder Splitterflächen genutzt und land- und forstwirtschaftlich bewirtschaftete Flächen vermieden werden. Die Auflagen aus Natur- und Landschaftsschutz, z. B. Brutzeiten, sind zu beachten. Für die Waldstandorte ist das Forstamt Grimma zuständig. Schutzgebiete sind bei Bohrzeitraumfestlegung zu beachten, so dass Flora, Fauna und Trinkwasserschutzzonen nicht beeinträchtigt werden.

Zu Projektierung gehören Bieteranfragen und Bieteranschätzung, sowie ein Vergabevorschlag für die Bohr- und Ausbaurbeiten, die bohrlochgeophysikalische Ausbaurichtungen, sowie Erstbeprobung und -analytik. Zu empfehlen ist die Verfahrensweise der Messstellenbohrungen und Grundwasserbeschafftheitsmessstellen (GWBM)-Errichtung nach der langjährig bewährten montan-hydrologischen Monitoring-Richtlinie (MHM-Richtlinie) der Lausitzer und Mitteldeutsche Bergbau- Verwaltungsgesellschaft (LMBV). Es sind geeignete Zufahrten und Jahreszeit für schweres Bohrgerät auszuwählen. Es sollte ein Trockenbohrverfahren zum Einsatz kommen. Im Zuge der Messstellenerrichtung sollten Bodenprobennahme und daraus k_f -Wert-Ermittlungen des Filterbereichs erfolgen. Die nötige Eingabe in den UIS-Datenspeicher des LfUG (Bohr- und Ausbaudaten, Geologie, Beprobungsergebnisse) muss erfolgen.

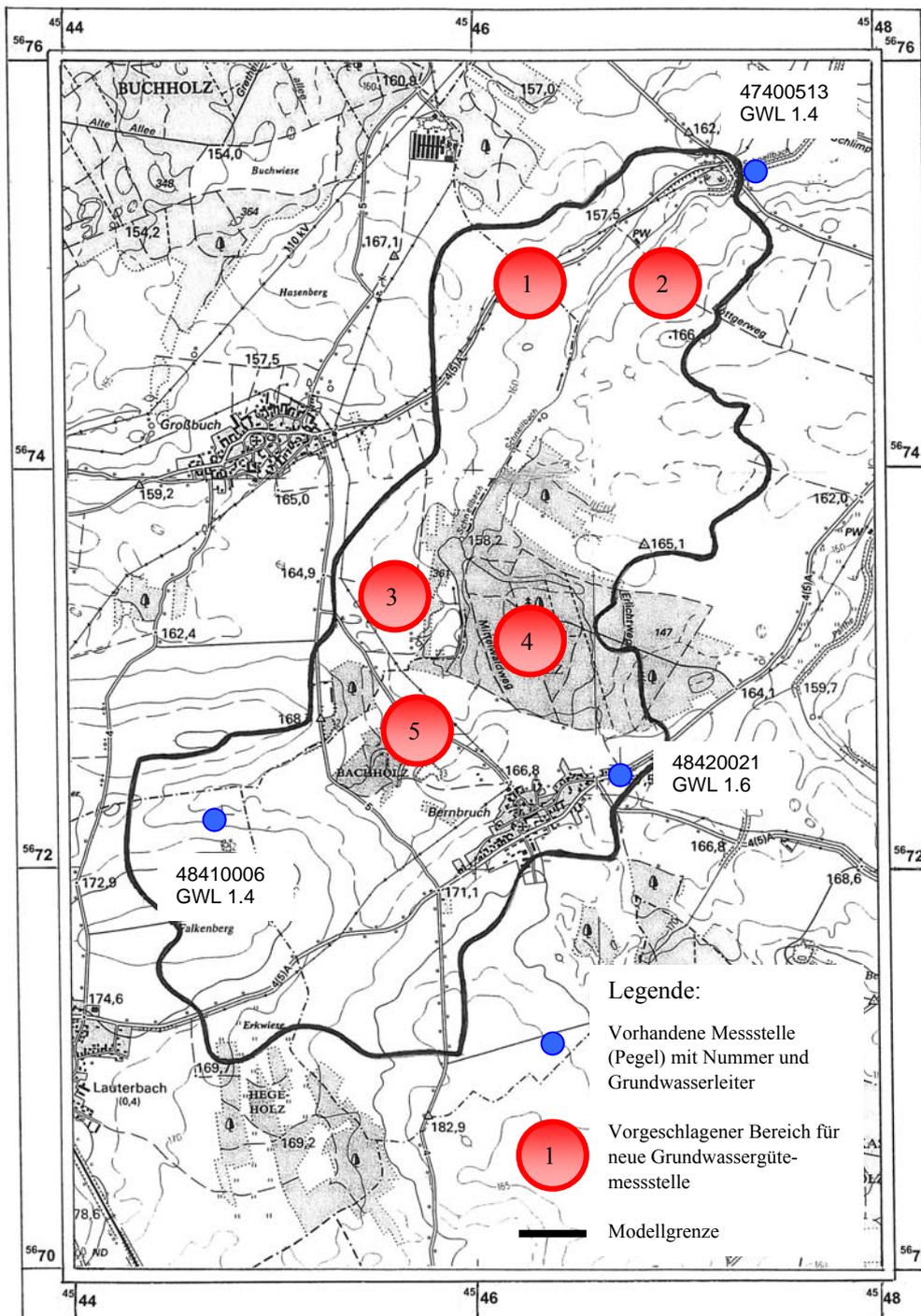


Abbildung 10: Vorschlag für die Standorte der Gütemessstellen

Vorgeschlagene Vorgehensweise für die Projektierung der Messstellen

Die grundsätzliche Herangehensweise bei der Planung, Projektierung und Realisierung des Messnetzes kann wie folgt zusammengefasst werden:

- Modellgestützte Planung des GW-Monitoringnetzes,
- Projektierung der Messstellen/Ausschreibungsvorbereitung,
- Realisierung der Messstellen/ingenieurgeologische Betreuung,
- Kontrolle der Realisierung,
- Erstbeprobung,
- Zertifizierung,
- Dokumentation.

Die Projektierung der Messstellen sollte konsequent nach der Richtlinie zur Planung, Errichtung und Betrieb des Grundwassersondermessnetzes Braunkohle (Reichling et al. 1996) sowie deren Weiterentwicklungen (DGFZ 1995) und (DGFZ 1999) unter Federführung des Dresdner Grundwasserforschungszentrums e. V (DGFZ) erfolgen.

6.4.3 Reaktionsraum Oberflächengewässer

Im Einzugsgebiet der Parthe werden durch das LfUG (Ansprechpartnerinnen Fr. Rohde bzw. Fr. Ziegler) seit Ende der achtziger Jahre 15 Oberflächengewässer-Messstellen zwei- bis zwölfmal pro Jahr beprobt (Abbildung 11, Tabelle 6). Hierbei werden u. a. die in Tabelle 7 aufgeführten chemischen, physikalischen und sensorischen Parameter erfasst. Darüber hinaus werden noch zahlreiche weitere Parameter erfasst, v. a. anorganische und organische Schadstoffe sowie Detergenzien. Durch das UFZ Halle-Leipzig GmbH (Ansprechpartner: Dr. Volk) werden darüber hinaus seit 1998 14-tägige Schöpfproben an 4 Pegeln des Parthe-Gebietes (Thekla, Naunhof, Glasten, Großbardau/Schnellbach) gewonnen sowie Drainagewasser untersucht. Nähere Angaben zur Lage der Probenahmestellen für die Drainagewässer liegen nicht vor.

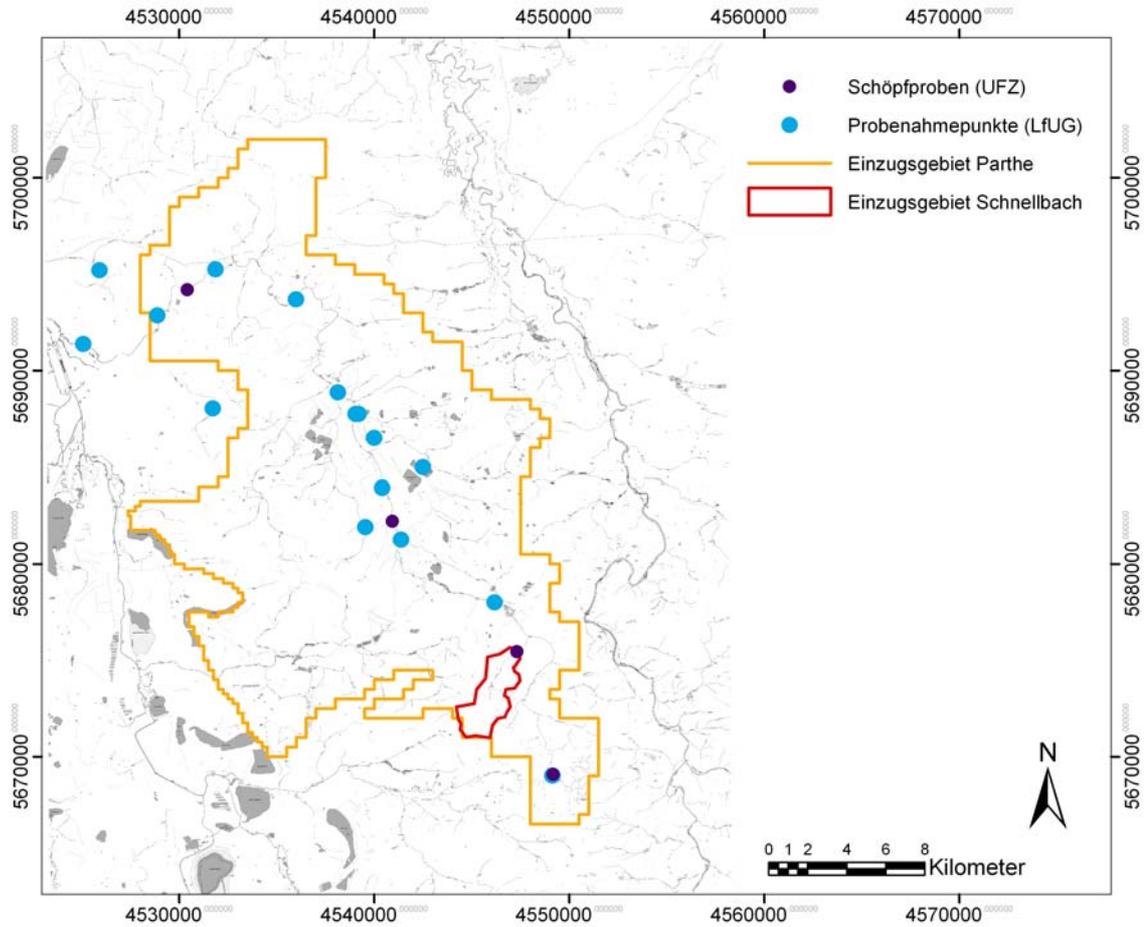


Abbildung 11: Bestehende Messeinrichtungen bzw. Messorte für den Reaktionsraum Oberflächengewässer

Tabelle 6: Messstellen in Oberflächengewässern des Parthe-Gebietes

Kennung	Hochwert	Rechtswert	Name der Messstelle
4640F5525	5695245	4531850	Parthe, Plaußig-Portitz
4640F5530	5694160	4530355	Parthe, Thekla
4641F5510	5687755	4539060	Parthe, Beucha
4641F5520	5693675	4536000	Parthe, Ploesitz
4741F5490	5678010	4546170	Parthe, Grethen
4741F5500	5683945	4540415	Parthe, Erdmannshain
4741F5550	5679825	4544105	Gladegraben, Großsteinberg

Tabelle 7: Übersicht der für KliWEP 3 potenziell relevanten chemischen, physikalischen und sensorischen Messparameter in Oberflächengewässern des Parthe-Gebietes

Durchfluss	Zehr.5_oH	Leitfähigkeit 20°C	CO ₃ "
Sichttiefe	Zehr.7_oH	Chlorid	Karb.-Härte
Aussehen	Zehr.21_oH	Sulfat	Karb.-Härte
Färbung	Zehr.5_mH	o-Phosphat	MKZOB
Geruch	Zehr.7_mH	SiO ₂	Absetzb. Stoffe
Lufttmp.	Zehr.21_mH	Nitrat	Abdampfrückst.
Wassertmp.	BSB5	Nitrit	Glührückst.
pH-Wert (Feld)	MKZOB	Fluorid	abfiltr. Stoffe
Red-Ox-Pot	NH ₄ -N	Hydrogenkarbonat	Glühverlust
KMnO ₄ -Ind.	Ammonium	Karbonat	Calcium
CSB unfil.	NO ₃ -N	pH-Wert (Labor)	Eisen
CSB fil.	NO ₂ -N	KS4,3	Kalium
TOC	anorg.-N	KS8,2	Magnesium
DC	Gesamt N	KB8,2	Natrium
DIC	org.-N	KB4,3	Ges.-Härte
DOC	o-PO ₄ -P	CO ₂ -ges.	Kationen-Summe
O ₂ -Gehalt	Gesamt P	CO ₂ -frei	Anionen-Summe
SSI	Leitfähigkeit 25°C	HCO ₃ '	

7 Aufwand-Nutzen-Betrachtung

Die bisherigen Betrachtungen haben gezeigt, dass der Wasser- und Stoffhaushalt des Parthe-Gebietes im Modell möglichst detailliert erfasst werden sollte, um die in der KliWEP 3-Zielstellung benannten Transport- und Umsatzprozesse abbilden und deren potenzielle Veränderungen im Kontext des Klimawandels aufzeigen zu können. Grenzen dieser Herangehensweise werden insbesondere im Bereich Stoffhaushalt durch die in Kap. 2 aufgezeigten Wissenslücken sowie durch finanzielle und zeitliche Ressourcen gesetzt.

Zu einer ersten Einschätzung des mit den geplanten KliWEP 3-Modellerweiterungen und -simulationen verbundenen Aufwandes und des potenziell daraus resultierenden Nutzens kann eine Gegenüberstellung der in Tabelle 8 aufgeführten alternativen Herangehensweisen beitragen. Diese Darstellung wurde unter Einbeziehung der Hinweise aus der Workshopdiskussion gegenüber der am 02.05.2006 vorgestellten Version deutlich überarbeitet.

Tabelle 8: Vergleichende Abschätzung von Aufwand und Nutzen unterschiedlicher Herangehensweisen für die geplante Stoffhaushaltsmodellierung im Rahmen von KliWEP 3

	WaSiM-ETH/ PCGEOFIM [®] + STOFFBILANZ	N-Modul (z. B. Candy, WHNSIM,...) + PHREEQC	alternatives Gesamtmo- dell (z. B. SWAT, ArcEGMO/PSCN,...)
Aufwand			
programmtechnische Anpassung	+	+++	
Preprocessing	+	++	++
Parametrisierung	+	+++	+++
Kalibrierung	+	++	++
Validierung	+	++	++
Postprocessing	+	+	+
Nutzen I: Fähigkeit zur Prozessabbildung...			
Bodenwasserhaushalt	(+)	+++	++
Boden-C-, N- Haushalt	(+)	++	++
Grundwasserhaushalt	(+)	+++	(+) bis +++
Grundwasser- C-, N- Haushalt		+++ (?)	(+) bis +++ (?)
Nutzen II: Belastbarkeit, Prognosefähigkeit...			
Belastbarkeit der Modellergebnisse	(?)	++ (?)	+ (?) bis ++ (?)
Szenariofähigkeit (Klima)	(?)	+	+ (?) bis +
Prognosefähigkeit	(?)	(?)	(?)
Summe Aufwand	6 +	13+	10+
Summe Nutzen	0 bis 3+	9 bis 14+	4 bis 13+

Dem in Kapitel 5 favorisierten Lösungsansatz, der Kopplung des bestehenden WaSiM-ETH/PCGEOFIM[®]-Modellverbundes mit einem prozessorientierten Bodenstickstofftool sowie dem geochemischen Modell PHREEQC werden hierbei die Alternativen der Ankopplung des etwas einfacheren Modellierungsansatzes STOFFBILANZ (vgl. Kap. 3.3.3.7) an den bestehenden Modellverbund sowie die Verwendung eines alternativen Gesamtmodells (unter Verzicht auf den bestehenden Modellverbund) gegenübergestellt.

Aus der Gegenüberstellung wird deutlich, dass der Aufwand für die Stoffhaushaltsmodellierung bei den Varianten „N-Modul“ bzw. „alternatives Gesamtmodell“ höher einzuschätzen ist als bei Anwendung des einfacheren Tools „STOFFBILANZ“. Als Zusatzaufwand bei der Ankopplung eines externen N-Moduls an den bestehenden KliWEP-Modellverbund fällt gegenüber der Verwendung eines alternativen Gesamtmodells die entsprechende programmtechnische Anpassung an. Neben der Einbindung der spezifischen Stoffumsatzroutinen müssen auch Benutzerschnittstellen für die Eingabe der Landnutzungs- und Bewirtschaftungsdaten (GIS-Anbindung und Regionalisierung) geschaffen werden. Der tatsächliche Aufwand kann erst bei Bearbeitung eines bestimmten Stoffhaushaltsmodells festgestellt werden, da auch Faktoren wie Güte der Dokumentation, Lesbarkeit des Codes und Zusammenarbeit mit Entwicklern den Arbeitsaufwand maßgeblich beeinflussen. Die (offline)-Kopplung von STOFFBILANZ an den KliWEP-Modellverbund hätte ebenfalls einen Programmieraufwand zur Folge, der allerdings deutlich geringer wäre als bei der Option „N-Modul“, da hier von wesentlich einfacheren Adaptionen auszugehen ist. Der Aufwand für Datenbeschaffung, Modellanwendung und Auswertung ist bei den Varianten „N-Modul“ und „alternatives Gesamtmodell“ vergleichbar einzustufen, bei STOFFBILANZ etwas geringer.

Um die Szenarienfähigkeit des Modellverbundes zu gewährleisten, wird in KliWEP eine möglichst prozessorientierte Darstellung des Wasser- und Stoffhaushalts angestrebt. Der Einfluss von Klimaänderungen auf die Stoffausträge kann in STOFFBILANZ nicht berücksichtigt werden. Somit werden für KliWEP relevante Abhängigkeiten mit diesem Ansatz nicht erfasst. Im Sinne der KliWEP Fragestellung ist somit kein Nutzen zu sehen. Für andere Zwecke, zum Beispiel der Plausibilitätsprüfung der Eingangsdaten könnte das Modell allerdings durchaus wertvolle Beiträge für die N-Modellierung im Parthe-Gebiet leisten.

Bei der Gegenüberstellung des um ein N-Modul erweiterten KliWEP-Verbundes mit der Variante „alternatives Gesamtmodell“ ist eine differenziertere Betrachtung erforderlich: Im Bereich des Wasserhaushalts wurde im KliWEP-Verbund ein hohes Maß an Prozessstreuung erreicht, die auch ein solides Fundament für die Stoffhaushaltsmodellierung bildet. Insbesondere können die Wasserflüsse und Transportpfade räumlich und zeitlich explizit dargestellt werden. Hinsichtlich des Bodenwasserhaushalts wurde der postulierte Vorteil der Richards-Gleichung (WaSiM-ETH) gegenüber Speicheransätzen (SWAT) im Rahmen des Workshops kontrovers diskutiert, ohne jedoch einen abschließenden Konsens zu erzielen (vgl. Kap. 4). Bei der Stoffhaushaltsmodellierung im Boden hängt der konkrete Nutzen im Vergleich zu alternativen Modellen wie SWAT entscheidend davon ab, inwiefern das einzubindende Stoffhaushaltsmodul den derzeitigen Wissensstand widerspiegelt. Der überwiegende Anteil der verfügbaren Stickstoffmodelle stellt den Wissensstand der späten 80er und frühen 90er Jahre dar, der auch in den derzeitigen integrierten Modellen festgehalten ist. Somit besteht hier die Möglichkeit, durch die gezielte Auswahl eines kontinuierlich weiterentwickelten Modells (z. B. Candy) auch den derzeitigen Wissensstand zu implementieren und einen Vorteil gegenüber bestehenden Ansätzen zu erreichen.

Für die integrierte Stoffhaushaltsbetrachtung kann nicht auf ein räumlich differenziertes 3D-Grundwassermodell verzichtet werden. Die Verwendung des Strömungs- und Transportmodells PCGEOFIM[®] in Verbindung mit dem geochemischen Modell PHREEQC stellt dabei eine dem technischen Stand entsprechende Optimallösung dar. Die Komplexität der im Grundwasser betrachteten Umsatzprozesse kann dabei beliebig variiert und ggf. dem Erkenntnisstand angepasst werden. Bei den alternativen Gesamtmodellen ist die Spannweite der Fähigkeit zur Prozessabbildung im Bereich Grundwasser sehr groß. Diese reicht von „Prozessverständnis kaum bis nicht vorhanden, (+)“ bei einem Speicheransatz (z. B. SWAT) bis hin zu einer Äquivalentlösung zu dem in Kapitel 5 skizzierten Vorschlag für den KliWEP-Modellverbund, wie sie bei einer Kopplung von PCGEOFIM[®]/PHREEQC an ArcEGMO/PSCN zu erzielen wäre (Workshopbeitrag von Fr. Dr. Klöcking, BAH München).

Grundsätzliche Defizite bestehen bei der Abbildung der Stoffaustausch- und Umsatzdynamik an den Übergängen zwischen den einzelnen Prozessräumen, also dem Kapillarsaum und Grundwasserschwanungsbereich, sowie beim Übergang Grundwasser-Fließgewässer und in der hyporheischen Zone. Ursa-

chen sind zum einen die mangelnde Prozesskenntnis, zum anderen auch technische und numerische Probleme der Modellkopplung. Diese Probleme bestehen modellübergreifend und sind nicht spezifisch für einen bestimmten Modellverbund.

Szenarienfähigkeit, Belastbarkeit und Prognosefähigkeit können bei der Aufwand-Nutzen-Betrachtung nur vorsichtig beurteilt werden. Wie bereits dargestellt, erlauben nur die Variante „prozessorientiertes N-Modul“ und ein alternatives Gesamtmodell wie SWAT oder ArcEGMO/PSCN die Simulation von Klimaszenarien. Für beide Varianten gelten die gleichen Einschränkungen hinsichtlich der Datengrundlage, der Validierbarkeit und des nach wie vor unvollständigen Prozessverständnisses. Grundsätzlich kann bei einer prozessorientierten Modellierung von einer qualitativen Szenarienfähigkeit ausgegangen werden, mit der Einschränkung, dass sie nur im Rahmen der berücksichtigten Prozesse gültig ist. Dabei muss mit der Komplexität der berücksichtigten Prozesse die Belastbarkeit der Ergebnisse nicht notwendigerweise zunehmen, da gleichzeitig auch die Unsicherheiten aufgrund des zusätzlichen Daten- und Parameterbedarfs steigen können. Eine Validierung der Modellergebnisse ist nur eingeschränkt möglich, jedoch könnten Sensitivitätsuntersuchungen und Modellvergleiche die Belastbarkeit der Ergebnisse erhöhen. Prognosefähigkeit ist demgegenüber die Fähigkeit, belastbare quantitative Aussagen zu treffen. Diese muss vor dem Hintergrund der bestehenden Daten- und Prozessunsicherheit im Bereich Stoffhaushalt (vgl. weiter oben in diesem Kapitel und Kap. 2) für alle dargestellten alternativen Herangehensweisen als ungewiss angesehen werden.

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der KliWEP-Modellverbund die Möglichkeit bereitstellt, eine umfassende und prozessnahe Stoffhaushaltsbetrachtung in kleinen Einzugsgebieten durchzuführen, wobei der gegenwärtige Kenntnisstand in punkto Stoffhaushalt eingearbeitet werden kann. Dadurch ergeben sich Vorteile gegenüber bestehenden integrierten Modellen, die auf älteren Stoffhaushaltsmodellen aufbauen oder unterschiedliche Prozessstreuung in den Bereichen Boden und Grundwasser aufweisen. Es ist also insgesamt von einem potenziell erhöhten Nutzen des KliWEP-Modellverbundes im Vergleich zu bestehenden Modellen auszugehen. Gleichzeitig ist vor allem durch die programmtechnische Anpassung auch ein deutlich erhöhter Aufwand gegeben.

Die Szenarienfähigkeit ist grundsätzlich gewährleistet, Belastbarkeit und Prognosefähigkeit sind jedoch kritisch zu sehen. Eine langfristige Einbindung der Modellierung in ein iteratives Modellierungs- und Monitoringkonzept ist daher unbedingt erforderlich: Das langfristig angelegte Monitoring dient zur Verbesserung der Datenbasis für die Modellvalidierung, zur Überprüfung der Modellergebnisse sowie zum Nachweis der tatsächlich durch Klima- und Landnutzungsänderungen hervorgerufenen Stoffausträge. Das Stoffhaushaltsmodell kann dann kontinuierlich an die verbesserte Datenbasis und neue wissenschaftliche Erkenntnisse angepasst werden.

8 Zusammenfassung

Klimastudien zeigen für Sachsen gravierende Auswirkungen eines bereits beobachteten und noch zu erwartenden Klimawandels. Für die Fachplanungen des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie (LfUG) und des Staatsbetriebes Sachsenforst (SBS) besteht die Notwendigkeit, die Folgen sowohl von Klimaveränderungen als auch von Landnutzungsänderungen auf Wasser-, Land- und Forstwirtschaft abzuschätzen. Für die Untersuchung der Auswirkungen auf den Wasserhaushalt stellen prozessorientierte Gebietswasserhaushaltsmodelle wie WaSiM-ETH und Grundwassermodelle wie PCGEOFIM[®] bzw. dessen Simulator Geofim, geeignete Werkzeuge dar. Für die Untersuchung der Auswirkungen auf den Stoffhaushalt von Einzugsgebieten, insbesondere die C- und N-Dynamik, sind jedoch weitere Modellkomponenten erforderlich.

In diesem Bericht wird zunächst der aktuelle Kenntnisstand bezüglich der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik im Boden, im Grundwasser sowie in weiteren Prozessräumen dargestellt. Es werden potenzielle Auswirkungen von Klimaveränderungen auf den Stoffhaushalt diskutiert. Hierbei zeigt sich, dass die potenziellen Auswirkungen des Klimawandels auf C- und N-Dynamik aufgrund der komplexen Wechselwirkungen zwischen Klima, Vegetation, Transport- und Umsatzprozessen nur mit Hilfe numerischer Modellsimulationen abgeschätzt werden können.

Es werden Modelle und Modellsysteme vorgestellt, die für eine Simulation der Auswirkungen von Klimaänderungen auf den Stoffhaushalt angewendet werden können. Dabei wird neben der geforderten Berücksichtigung der bestehenden Wasserhaushaltsmodelle für das Parthe-Gebiet insbesondere auch Wert darauf gelegt, die Spannweite der Modellansätze für Boden, Grundwasser und Einzugsgebiete aufzuzeigen: Transport- und Umsatzprozesse in Boden- und Grundwasser können einerseits mit speziellen, auch regional anwendbaren Spezialmodellen bzw. -modulen dargestellt werden. Diese müssten für den KliWEP-Modellverbund mit WaSiM-ETH bzw. PCGEOFIM[®] gekoppelt werden, um den Transport prozessraumübergreifend darzustellen. Daneben gibt es auch integrierte Modelle, die den N-Transport auf Einzugsgebietsebene insgesamt abbilden.

Zur Erweiterung des bestehenden KliWEP-Modellverbundes um den Stoffhaushalt wird im Prozessraum Boden vorgeschlagen, ein prozessorientiertes Bodenstickstoffmodul (z. B. Candy, WHNSIM, PSCN-Modul) an das Wasserhaushaltsmodell WaSiM-ETH anzukoppeln. Hierbei ist prinzipiell eine online-Kopplung erforderlich. Die Festlegung auf ein konkretes Modell bzw. Modul hängt im Wesentlichen von den finanziellen und zeitlichen Rahmenbedingungen des Auftraggebers sowie von den Kooperationsmöglichkeiten des Entwicklers des jeweiligen Stoffhaushaltsmoduls ab. Im Reaktionsraum Grundwasser wäre es sinnvoll, das Strömungsmodell PCGEOFIM[®] durch eine Kopplung mit dem geochemischen Modell PHREEQC zu erweitern. Intensive Diskussionen dieses Themas mit internen und externen Experten im Rahmen des am 02.05.2006 in Dresden durchgeführten KliWEP-Workshops zeigten, dass eine sequenzielle Vorgehensweise dazu beitragen könnte, besonders relevante Stoffhaushaltsprozesse für die KliWEP-Fragestellung zu identifizieren und die Modellkopplung bzw. Modellerweiterung anschließend auf diese Prozesse zu konzentrieren.

Die bestehende und die erforderliche Datengrundlage für Stoffhaushaltssimulationen im Parthe-Gebiet wird dargestellt und Vorschläge für die Ableitung von kurz-, mittel- und langfristigen Landnutzungsszenarien sowie für ein Monitoringkonzept im Bereich Grundwasser erarbeitet.

Abschließend wird eine Kosten-Nutzen-Analyse für KliWEP-Stoffhaushaltssimulationen durchgeführt. Hierbei wird deutlich, dass die Ankopplung von prozessorientierten Tools an den bestehenden Modellverbund mit einem relativ hohen Aufwand verbunden ist. Dieser Aufwand führt zu einer potenziell höheren Belastbarkeit der Ergebnisse hinsichtlich Prozessabbildung und Szenarienfähigkeit als dies bei Alternativlösungen der Fall wäre.

9 Literatur

- ALLAN, J. D. (1995): Stream Ecology – structure and function of running waters. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Boston, London. 338 pp.
- ALLEN, L. H., ALBRECHT, S. L., BOOTE, K. J., THOMAS, J. M. G., SKIRVIN, K. & NELSON, S. D. (2005): Soil Organic Carbon and Nitrogen Accumulation of Rhizoma Perennial Peanut and Bahiagrass Grown under Elevated CO₂ and Temperature. – Third USDA Symposium on Greenhouse Gases and Carbon Sequestration in Agriculture and Forestry, Baltimore, Maryland.
- AMBROSE, R. B. ET AL. (1988): WASP4, A hydrodynamic and water quality model - Model Theory, User's Manual and Programmer's Guide. U. S. Environmental Protection Agency, Athens, GA. EPA/600/3-87-039.
- APPS, M. J. & KURZ, W. A. (1991): The carbon budget of Canadian forests in a changing climate: can forestry be part of the solution? (Abstract). In Extended Abstracts for 'ISCORD '91', 3rd International Symposium on Cold Region Development, Edmonton, June 16-20, 1991. Alberta Res. Council.
- BALZER K., ENKE, E. & WEHRY, W. (1998): Wettervorhersage: Mensch und Computer - Daten und Modelle, Springer Berlin, ISBN 3-540-64186-6.
- BECKER, A., KLÖCKING, B., LAHMER, W. & PFÜTZNER, B. (2002): The Hydrological Modelling System ArcEGMO. In: Mathematical Models of Large Watershed Hydrology (Eds.: Singh, V.P. and Frevert, D. K.). Water Resources Publications, Littleton/Colorado, 321-384. ISBN 1-887201-34.
- BECKER, K.-W. (1999): Nährstoffumsatz und -transport in der Drainzone landwirtschaftlich genutzter Böden - Beispiele: Stickstoff, Schwefel, Kalium. – Ed.: Institut für Grundwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. Volume 2, Dresden, Germany: S. 21–30.
- BEVEN, K. (1993): Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling; Advances in Water Resources 16, 41-51.
- BEVEN, K. (1996): The limits of splitting hydrology. Science of the Total Environment, 183:89-97.
- BLÖSCHL, G. & SIVAPALAN, M. (1995): Scale issues in hydrological modelling – a review. Hydrological Processes, 5:251-290.
- BÖHLKE, J. K. & DENVER, J. M. (1995): Combined use of groundwater dating, chemical, and isotopic analyses to resolve the history and fate of nitrate contamination in two agricultural watersheds, Atlantic coastal plain, Maryland. – Water Resources Research, 31 (9): S. 2319–2339.
- BÖHLKE, J. K., WANTY, R., TUTTLE, M., DELIN, G. & LANDON, M. (2002): Denitrification in the recharge area and discharge area of a transient agricultural nitrate plume in a glacial outwash sand aquifer, Minnesota. Water resources Research, 38 (7): 10.1–10.26.
- BÖHME, F., RUSSOW, R. & NEUE, H.-U. (2002): Airborne nitrogen input at four locations in the German state of Saxony-Anhalt-measurements using the 15N-based ITNI-systems. Stable isotopes in environmental research. Isotopes Environ. Health. Stud. 38: S. 95–102.
- BÖTTCHER, J., STREBEL, O., DUYNISVELD, W. H. M., FRIND, E. O. (1991): Reply to comment on „Modelling of multicomponent transport with microbial transformation in groundwater: The Fuhrberg case”. – Water Resources Research, 27 (12): S. 3275–3278.
- BOY, S. & SAMES, D. (1997): PCGEOFIM® Anwenderdokumentation. –Ingenieurbüro für Grundwasser Leipzig GmbH, unveröffentlicht.
- BRECKLING, B. (1992): Uniqueness of ecosystems versus generalizability and predictability in ecology. Ecological Modelling 63:13-27.

- BRONSTERT A., NIEHOFF D. & BÜRGER G. (2002): Effects of climate and land-use change on storm runoff generation: present knowledge and modelling capabilities. – *Hydrol. Processes* 16: S. 509-529.
- BROUWER, F. & FALKENMARK, M. (1989): Climate-induced water availability changes in Europe. *Environ. Mon. Assess.* 13: S. 75–98.
- BROWN, L. C., BARNWELL, T. O. (1987): The Enhanced Stream Water Quality Models Qual2E and Qual2E-UNCAS, U.S. Environmental Protection Agency, Athens, GA, EPA-600/3-87-007.
- BRYE, K. R., NORMAN, J. M., BUNDY, L. G., GOWER, S. T. (2001): Nitrogen and carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. *Journal of Environmental Quality*, 30, 58-70.
- CLEMENT, T. P. (1997): RT3D - A modular computer code for simulating reactive multispecies transport in 3-dimensional groundwater systems. – Richland, Washington, USA.
- CONNOLLY, J. P., WINFIELD, R. (1984): A User's Guide for WASTOX, a Framework for Modeling the Fate of Toxic Chemicals in Aquatic Environments. Part 1: Exposure Concentration. U.S. Environmental Protection Agency, Gulf Breeze, FL. EPA-600/3-84-077.
- DEL RE, A. A. M. & TREVISAN, M. (1995): Selection criteria of xenobiotic leaching models in soil. *European Journal of Agronomy*, 4:465-472.
- DGFZ (1995): Weiterentwicklung der "Vorläufigen Richtlinie für die Sanierungsüberwachung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse der LMBV 12/95" zu einem "Merkblatt des montanhydrologischen Monitorings in der Phase des Abschlussbetriebsplans", Dresden.
- DGFZ (1999): Wissenschaftlich/planerische Begleitung der wasserwirtschaftlichen Sanierung im Länderbereich Westsachsen/Thüringen 1998 im Auftrag der LMBV mbH, durch das DGFZ e. V mit inst. Mitgliedern IBGW GmbH, GFI GmbH und BGD GmbH; Dresden.
- DI TORO, D. M., FITZPATRICK, J. J., THOMANN, R. V. (1983): Water Quality Analysis Simulation Program (WASP) and Model Verification Program (MVP) - Documentation. Hydrosience, Inc., Westwood, NY, for U.S. EPA, Duluth, MN, Contract No. 68-01-3872.
- DIEPENBROCK, W., ROST, D., HÜLSBERGEN, K. J., ABRAHAM, J., DEIMER, C., DUBSKY, G., HEINE, M., HEINRICH, J., MEYER, D., PASLER, U. & WERNER, S. (1999): Forschungsbericht zu den Projekten "Entwicklung einer Methode zur ökologisch-ökonomischen Analyse und Bewertung landwirtschaftlicher Bewirtschaftungssysteme" und "Überführung und Weiterentwicklung der im Modell REPRO enthaltenen wissenschaftlichen Methoden und Koeffizienten zur landwirtschaftlichen Stoff- und Energiebilanzierung in eine praxisanwendbare Software". – Berichtszeitraum: Mai 1997 bis Dezember 1998. Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Institut für Acker- und Pflanzenbau und Institut für Agrarökonomie und Agrarraumgestaltung.
- DREYHAUPT, J. (HRSG.) (1999): Stickstoffmodellierung für Lysimeter des Parthe-Gebietes; Ergebnisse des Workshops „Stickstoffmodellierung vom 8. - 10. Juni 1999; UFZ-Bericht 17/2001, ISSN 0948-9452.
- DUBSKY, G., HÜLSBERGEN, K. J. & DIEPENBROCK, W. (1997): REPRO - Stoff- und Energiebilanzierung landwirtschaftlicher Betriebe. In: KELLER, H.B., GRÜTZNER, R. & SONNENSCHNEIN, M. (Hrsg.): 7. Treffen des Arbeitskreises Werkzeuge der Simulation und Modellbildung in Umwelthanwendungen der Gesellschaft für Informatik. – Wissenschaftliche Berichte FZKA, Forschungszentrum Karlsruhe, im Druck.
- ECKART et al. (1996): In: MERKEL, B., DIETRICH, P.G., STRUCKMEIER, W. & LÖHNERT, E.P. (Hrsg.): Grundwasser und Rohstoffgewinnung.- GeoCongress 2. Vortrags- und Posterkurzfassungen der Tagung der Fachsektion Hydrogeologie der Deutschen Geologischen Gesellschaft; Freiberg, Germany, Mai 1996; 551 S.
- ECKERSTEN, H., JANSSON, P-E. & JOHNSON, H. (1998): SOILN Model, Version 9.2, User's Manual. – Division of Hydrotechnics, Communication 98:6. Swedish Agricultural University, Uppsala.
- EEA (2004): Impacts of Europe's changing climate, An indicator-based assessment, Rep. No. 2. European Environment Agency (EEA), Luxembourg.

- ENKE, W. (2001): Regionalisierung von Klimamodell-Ergebnissen des statistischen Verfahrens der Wetterlagenklassifikation und nachgeordneter multipler Regressionsanalyse für Sachsen. – Abschlußbericht zum Forschungsvorhaben des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.
- ENKE, W. (2003): Anwendung eines Verfahrens zur wetterlagenkonsistenten Projektion von Zeitreihen und deren Extreme mit Hilfe globaler Klimasimulation, Zusammenfassender Bericht zum Forschungsvorhaben. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- ENKE, W. (2004): Abschlussbericht zum Forschungsthema: Teil I: Erweiterung des Simulationszeitraumes der wetterlagenbasierten Regionalisierungsmethode auf der Basis des ECHAM4-OPYC3-Laufes für die Dekaden 2001/2010 und 2011/2020, Szenario B2 für Sachsen. Teil II: Repräsentativitätsuntersuchungen von Klima- und Niederschlagsstationen für das Einzugsgebiet der Parthe im Rahmen von KliWEP. Meteo-Research, Waltradustraße 20, 14532 Stahnsdorf, Juli 2004. Im Auftrage des Sächsischen Landesamtes für Umwelt und Geologie.
- FEDDES, R. A., KOWALIK, P. J. & ZARADNY, H. (1978): Simulation of field water use and crop yield. Pdoc, Wageningen.
- FIEDLER, S. (2005): Ermittlung, Abschätzung und Bewertung des Nitratbelastungsrisikos für das Grundwasser im landwirtschaftlich genutzten Wassereinzugsgebiet der Trinkwassererfassung Jahna-Aue. – Dissertation, Halle.
- FRANKO, U., OEHLISCHLÄGEL, B. & SCHENK, S. (1995): Modellierung von Bodenprozessen in Agrarlandschaften zur Untersuchung der Auswirkungen möglicher Klimaveränderungen. – UFZ-Bericht, 1995(3).
- FREDE, H.-G. & BACH, M. (1995): Landschaftsstoffhaushalt. In: Blume, H.-P. (Ed.), Handbuch der Bodenkunde, Ecomed, Landsberg, 1-34.
- FREDERICK, K. D. & MAJOR, D. C. (1997): Climate change and water resources. Climatic Change 37 (1), S. 7–23.
- FREI, C. (2003): Der Nachweis von Trends stößt an Grenzen. In: OcCC (Hrsg.) Extremereignisse und Klimaänderung. ProClim-, Bern, S. 25-27.
- FRERICHS, W. & K. KÜBLER (1980): Gesamtwirtschaftliche Prognoseverfahren. Verlag Franz Vahlen, München.
- FRIND, E. O., DUYNISVELD, W. H. M., STREBEL, O. & BÖTTCHER, J. (1990): Modeling of Multicomponent Transport with Microbial Transformation in Groundwater: The Fuhrberg Case. – Water Resources Research 26 (8): S. 1707–1719; Washington, DC.
- FRITSCH, U. (2002): Entwicklung von Landnutzungsszenarien für landschaftsökologische Fragestellungen. Dissertation Universität Potsdam.
- FÜCHTBAUER, H. (Ed.) (1988): Sedimente und Sedimentgesteine. – Teil II: 1141 S., Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- GEDNEY, N., COX, P. M., BETTS, R. A., BOUCHER, O., HUNTINGFORD, C. & STOTT, P. A. (2006): Detection of a direct carbon dioxide effect in continental river runoff records. Nature, 439: 835-838.
- GÖMANN, H., KREINS, P. & JULIUS, C. (2003): Regionalisierung des makroskaligen Angebotsverhaltens landwirtschaftlicher Landnutzer im Elbeeinzugsgebiet bei Szenarien zu Klima- und Agrarmarktänderungen. Endbericht des Teilvorhabens " im Rahmen des Projektes: GLOWA-Elbe - Integrierte Analyse der Auswirkungen des Globalen Wandels auf die Umwelt und die Gesellschaft im Elbegebiet. — In: 1-83, Bonn.
- GOUDRIAAN, J. & ZADOKS, J. C. (1995): Global climate change: modelling the potential responses of agro-ecosystems with special reference to crop protection Environmental Pollution 87: 215-224.
- GROENENDIJK, P. & KROES, J. G. (1997): Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water: Animo 3.5. – Report 144, DLO-Winand Staring Centre, Wageningen, The Netherlands.

- GROENENDIJK, P. & KROES, J. G., (1999): Modelling nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Wageningen, Winand Staring Centre. Report 144, 138pp.
- GRUNEWALD, K. (1996): Großräumige Bodenkontaminationen: Wirkungsgefüge, Erkundungsmethoden und Lösungsansätze. Springer, Berlin.
- GURTZ, J., BALTENSWEILER, A., LANG, H., MENZEL, L. & SCHULLA, J. (1997): Auswirkungen von klimatischen Variationen von Wasserhaushalt und Abfluss im Flussgebiet des Rheins. Schlussbericht NFP 31, vdf Hochschulverlag, ETH Zürich: 147 pp.
- GURTZ, J., ZAPPA, M., JASPER, K., LANG, H., BADOUX, A., VERBUNT, M., VITVAR, T. (2003): A comparative study in modelling runoff and its components in two mountainous catchments. - Hydrol. Processes, 17: 297-311.
- GUSMAN, A. J. & MARINO, M. A. (1999): Analytical Modeling of Nitrogen Dynamics in Soils and Ground Water. – Journal of Irrigation and Drainage Engineering, 1999(11/12): S. 330–337.
- HAAG, D. & KAUPENJOHANN, M. (2000): Landscape fate of nitrate fluxes and emissions in Central Europe. A critical Review of concepts, data, and models for transport and retention. Agriculture Ecosystems & Environment 86:1-21.
- HAFERKORN, U. (2001): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes; Dissertation zur Erlangung des Dokortitels; Georg-August-Universität Göttingen, Fakultät für Agrarwissenschaften, 156 S.; <http://webdoc.sub.gwdg.de/diss/2001/haferkorn/index.html>.
- HAFERKORN, U. MÜLLER, K. MELLENTIN, U. & FAHL, J. (2003): Möglichkeiten und Grenzen der Stofftransportmodellierung (Nitrat) am Beispiel des Parthe-Gebietes. – UFZ-Bericht Nr. 14/2003.
- HAFERKORN, U., MANSEL, H. & KUHN, K. (1999): Einsatz eines gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodells am Beispiel des Parthe-Gebietes. – Wasser und Abfall, 11.
- HÄFNER, F., et al. (1995): Simulation der Gewässergüte – Neue Möglichkeiten der Numerik mit dem Front-Limitation-Algorithmus. – Proceedings des DGFZ e. V 8: S. 235–249.
- HATTERMANN, F., KRYSANOVA, V., WECHSUNG, F. & WATTENBACH, M. (2004): Integrating groundwater dynamics in regional hydrological modelling. *Environmental Modelling and Software*, 19, 1039-1051.
- HAUHA, M., NEAL, C., HOOPER, R., CHRISTOPHERSEN, N. (1996): Summary of a workshop on ecosystem modelling: The end of an era? The Science of the Total Environment 183:1-5.
- HENDRIX, P. F., COLEMAN, D. A., CROSSLEY, D. A. (1992): Using knowledge of soil nutrient cycling to design sustainable agriculture. Journal of Sustainable Agriculture 2:63-81.
- HERTWIG, TH. (2004): KliWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe, Teil 1: Parametrisierung, Anpassung und Kalibrierung des Bodenwasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH für das Einzugsgebiet der Parthe sowie die Berechnung von drei Landnutzungsszenarien auf Grundlage der Klimaprognose für Sachsen (unveröffentlicht).
- HEUMANN, S., BÖTTCHER, J., SPRINGOB, G. (2002): N mineralization parameters of sandy arable soils. Journal of Plant Nutrition and Soil Science, 165, 441-450.
- HÖRMANN, G. & H. MEESENBERG (2000): Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland; Forstarchiv 71, 70 - 75.
- HÖRMANN, G. (1998): Simpel – Speichermodule zum Bodenwasserhaushalt. – Kiel, 12.11.03, www.hydrology.uni-kiel.de/~schorsch/simpel/getrennt/dokumentation/simpel.pdf.
- HÜLSBERGEN, K. J., DIEPENBROCK, W. (1997): Das Modell REPRO zur Analyse und Bewertung von Stoff- und Energieflüssen in Landwirtschaftsbetrieben. – In: DIEPENBROCK, W., KALTSCHMITT, M., NIEBERG, H. & REINHARDT, G. (Hrsg.): Umweltverträgliche Pflanzenproduktion – Indikatoren, Bilanzierungsansätze und ihre Einbindung in Ökobilanzen. – Zeller Verlag Osnabrück: S. 159–184.

- HUWE, B. & TOTSCHKE, K. U. (1995): Deterministic and stochastic modelling of water, heat and nitrogen dynamics on different scales with WHNSIM. – *Journal of Contaminant Hydrology*, 20: S. 265–284.
- HUWE, B. (1992): WHNSIM. A model to simulate the water, heat and nitrogen budget of agricultural fields. Program Documentation. Bayreuth, www.geo.uni-bayreuth.de/bodenphysik/lehre/Download/WHNSIM-doc.pdf.
- in temperate meso and macroscale river basins. *Physics and Chemistry of the Earth* 27 (2002): 619–629.
- IPCC (2001): *Climate Change 2001. The IPCC Third Assessment Report. Volumes I (Science), II (Impacts and Adaptation) and III (Mitigation Strategies)*. Cambridge University Press, Cambridge and New York.
- JANSSON, P. E. & HALLDIN, S. (1979): Model for the annual water and energy flow in a layered soil. – In: HALLDIN, S. (Hrsg.): *Comparison of forest and energy exchange models*. – Society for Ecological Modelling, Copenhagen: S. 145–163.
- JANSSON, P. E. & KARLBERG, L. (2004): Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. – Web-Dokument: <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>. Royal Institute of Technology, Dept of Civil and Environmental Engineering, Stockholm.
- JANSSON, P. E. (1996): Simulation Model for Soil Water and Heat Conditions – Description of the SOIL Model. – Draft March 1996.
- JASPER, K. (2004): Simulation der Bodenfeuchte im Schweizer Agrarraum unter heutigen und zukünftigen Klimabedingungen. – *Schriftenreihe der FAL* 49, Zürich: S. 33–36.
- JASPER, K. (2005): Hydrological modelling of Alpine river catchments using output variables from atmospheric models. – *Zürcher Geographische Schriften*, 82, ETH Zürich.
- JASPER, K., CALANCA, P. L., GYALISTRAS, D. & FUHRER, J. (2004): Differential impacts of climate change on hydrology of two alpine river basins. *Clim. Res.* 26: S. 113–129.
- JASPER, K., GURTZ, J., LANG, H. (2002): Advanced flood forecasting in Alpine watersheds by coupling meteorological observations and forecasts with a distributed hydrological model. – *J. Hydrol.*, 267: S. 40–52.
- JOHANSSON H., BERGSTRÖM, L., JANSSON, P-E. & PAUSTIAN, K. (1987): Simulated nitrogen dynamics and losses in a layered agricultural soil. – *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 18: S. 333–356.
- JORGENSEN, P. R., URUP, J., HELSTRUP, T., JENSEN, M. B., EILAND, F. & VINTHER, F. P. (2004): Transport and reduction of nitrate in clayey till underneath forest and arable land. – *Journal of Contaminant Hydrology*, 73: S. 207–226.
- KALBITZ, K. & GEYER, S. (2003): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. – *Organic Geochemistry*, 33: S. 319–326.
- KALBITZ, K., SCHWESIG, D., SCHMERWITZ, J., KAISER, K., HAUMAIER, L., GLASER, B., ELLERBROCK, R. & LEINWEBER, P. (2003): Changes in properties of soil-derived dissolved organic matter induced by biodegradation. – *Soil Biology & Biogeochemistry*, 35: S. 1129–1142.
- KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.-H., MICHALZIK, B. & MATZNER, E. (2000): Controls on the dynamics of dissolved organic matter in soils: a review. – *Soil Science*, 165(4): S. 277–304.
- KEESE, U., NITSCHKE, C., KNAPPE, S. & WALDSCHMIDT, U. (1997): Vergleichende bodenphysikalische Untersuchungen zwischen Lysimetern und ihren Herkunftsflächen am Beispiel von drei typischen Böden Mitteldeutschlands unter landwirtschaftlicher Nutzung. I. Mitteilung: Ermittlung bodenphysikalischer Kenngrößen. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 1997, Vol. 41, pp. 209–231.
- KERSEBAUM, K. C. (1995): Application of a simple management model to simulate water and nitrogen dynamics. – *Ecological Modelling*, 81: S. 145–156.

- KERSEBAUM, K. C. (1999): Übersicht über den Stand der Modellierung des Stickstoff-Kreislaufes in der ungesättigten Zone, Stand der Untersuchung zur Reaktionskinetik von Stickstoff im Boden. – In: Institut für Grundwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. – Volume 2. Dresden, Germany: S. 175–185.
- KERSEBAUM, K. C. & RICHTER, J. (1991): Modelling nitrogen dynamics in a plant-soil system with a simple model for advisory purposes. – *Fertilizer Research*, 27: S. 273–281.
- KERSTEN, M. S. (1949): Thermal properties of soils. – Institute of Technology, Eng. Exp. Station, Bulletin, 28: S. 1–26.
- KLEEBERG, H.-B., BECKER, M., JASPER, K., BRAUN, P., MOLNAR, T., GEITZ, M. (1994): Kontinuierlicher Abfluss und Stofftransport – Integrierte Modellierung unter Nutzung von Geoinformationssystemen (ASGi). Zwischenbericht zum Forschungs- und Entwicklungsvorhaben 0339608, Forschungszentrum Jülich GmbH, Projektträger BEO.
- KLEINN, J. (2002): Climate change and runoff statistics in the Rhine basin: a process study with a coupled climate-runoff model. - PhD thesis, Swiss Federal Institute of Technology (ETH), Diss. 14663, Zürich.
- KLEINN, J., FREI, C., GURTZ, J., LÜTHI, D., VIDALE, P. L. & SCHÄR, C. (2005): Hydrologic simulations in the Rhine basin driven by a regional climate model. – *J. Geophys. Res.* 110 (D0): S. 4102, doi:10.1029/2004JD005143.
- KLÖCKING, B. & HABERLAND U. (2002): Impact of land use changes on water dynamics—a case study.
- KLÖCKING, B. MACHER, C. BINDER & F. LÜCKE, F. (2006): Beitrag der Forstwirtschaft zum vorbeugenden Hochwasserschutz an Gewässern 3. Ordnung - Eine Simulationsstudie an der Paar (in Vorbereitung).
- KLÖCKING, B., B. STRÖBL, S. KNOBLAUCH, U. MAIER, B. PFÜTZNER & A. GERICKE (2003): Development and allocation of land use scenarios in agriculture for hydrological impact studies. *Physics and Chemistry of the Earth* 28, 1311-1321.
- KLÖCKING, B., SCHWARZE, R., BEUDERT, B., SUCKOW, F. LASCH, P., BADECK, F. & PFÜTZNER, B. (2005 a): Auswirkungen des Borkenkäferbefalls auf den Wasser- und Stoffhaushalt zweier Gewässereinzugsgebiete im Nationalpark Bayerischer Wald, Schriftenreihe „Wasserhaushalt und Stoffbilanzen im naturnahen Einzugsgebiet der Großen Ohe“, Bd. 8, ISSN 0937-0056.
- KLÖCKING, B., SOMMER, TH. & PFÜTZNER, B. (2005 b): Das Unstrutgebiet - Modellierungen des Wasser- und Stoffhaushalts unter dem Einfluss des Globalen Wandels. In: Wechsung F., Becker A., Gräfe P. (Hrsg.) Auswirkungen des globalen Wandels auf Wasser, Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet, Weißensee Verlag, 198-207, ISBN 3-89998-062-X.
- KLOK, E. J., JASPER, K., ROELOFSMA, K. P., BADOUX, A., GURTZ, J. (2001): Distributed hydrological modelling of a glaciated Alpine river basin. - *Hydrol. Sci. J.*, 46 (4): S. 553-570.
- KOROM, S. F. (1992): Natural denitrification in the saturated zone: a review. – *Water Resources Research*, 28 (6): S. 1657-1668.
- KRYANOVA, V. & BECKER, A. (2004 a): Großräumige zeit- und flächendifferenzierte gekoppelte Analysen des Wasser- und Stickstoffhaushaltes. In: A. Becker, W. LAHMER (Hrsg.) *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung*. Weißensee Verlag Ökologie, 168-182.
- KRYANOVA, V. & BECKER, A. (2004 b): Gekoppelte Modellierung des Wasser- und Stickstoffhaushaltes im Einzugsgebiet der Zschopau mit Hilfe des Modells SWIM. In: A. Becker, W. LAHMER (Hrsg.) *Wasser- und Nährstoffhaushalt im Elbegebiet und Möglichkeiten zur Stoffeintragsminderung*. Weißensee Verlag Ökologie, 209-214.
- KRYANOVA, V., MUELLER-WOHLFEIL, D. I., BECKER, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106, 261-289.

- KUNKEL, R. & WENDLAND, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeinzugsgebiet. – Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt, 19, Jülich, Germany.
- LAHMER, W. (2004): Hydrologische Auswirkungen sich ändernder Klimabedingungen im Land Brandenburg. – GWF Wasser-Abwasser 145, Nr. 6, Oldenbourg Industrieverlag München, ISSN 0016-3651, Juni 2004: S. 400–412.
- LAHMER, W. (2005): Klimaänderung – Mögliche Folgen auf hydrologische Prozesse im Land Brandenburg. – UMWELTPanorama, Heft 7, 2005, Berliner Umweltagentur, Berlin, ISSN 1612-5061: S. 5–7.
- LAL, R. (2004): Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. – Science Vol. 304: S. 1623–1627.
- LAMBIN, E. F., ROUNSEVELL, M. D. A. & GEIST, H. J. (2000): Are agricultural land-use models able to predict changes in land-use intensity? Agriculture Ecosystems & Environment, Vol. 82, 321-331.
- LANDSBERG, J. J., M. R. KAUFMANN, D. BINKLEY, J. ISEBRANDS & P. G. JARVIS (1991): Evaluating progress towards closed forest models based on fluxes of carbon, water and nutrients. Tree Physiology 9, 1-15.
- LINDENSCHMIDT, K. E., OLLESCH, G. & RODE, M. (2004): Physically-based hydrological modelling for non-point dissolved phosphorus transport in small and medium-sized river basins. Hydrol. Sciences J. 49(3), S. 495-510.
- MACHELEIDT, W., GRISCHEK, T., RICHTER, A., NESTLER, W., BARTSCH, M., BOCHMANN, A. (2004): Untersuchung zu den Auswirkungen von Schutzmaßnahmen nach der Sächsischen Schutz- und Ausgleichsverordnung (SächsSchAVO) vom 2. Januar 2002 auf die Grundwasserbeschaffenheit in Wasserschutzgebieten; Abschlussbericht an das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie, Zur Wetterwarte 11, 01109 Dresden, 113 Seiten.
- MAGDOFF, F., LANYON, L., LIEBHARDT, B. (1997): Nutrient cycling, transformations, and flows: implications for more sustainable agriculture. Advances in Agronomy 60:1-70.
- MÄKIPÄÄ, R., KARJALAINEN, T., PUSSINEN, A. & KELLOMÄKI, S. (1999): Effects of climate change and nitrogen deposition on the carbon sequestration of a forest ecosystem in the boreal zone. –Can. J. For. Res./Rev. can. rech. for. 29 (10): S. 1490–1501.
- MARCHETTI, R., DONATELLI, M. & SPALLACCI, P. (1997): Testing denitrification functions of dynamic crop models. –Journal of Environmental Quality, 26, S. 394–401.
- MARSCHNER, B. & KALBITZ, K. (2003): Controls of bioavailability and biodegradability of dissolved organic matter in soils. – Geoderma, 113, S. 211–235.
- MAST, M., KUNSTMANN, H. (2005): Coupled hydrological-economical simulations for delineation of optimized irrigation using WaSiM-ETH and GAMS. Technical Manual, Institute for Meteorology and Climate Research, Forschungszentrum Karlsruhe GmbH.
- MCDONALD, M. G. & HARBAUGH, A. W. (1988): A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model. – Washington, USA.
- MENZEL, L. & BÜRGER G. (2002): Climate change scenarios and runoff response in the Mulde catchment (Southern Elbe, Germany). –J. Hydrol. 267: S. 53–64.
- MERBACH, I. (2002): Die Nullparzellen des statischen Düngerversuches in Bad Lauchstädt als Indikator für atmosphärischen N-Eintrag. –In: Franko, U.: Stickstoff - Ein Nährstoff aus dem Gleichgewicht: Ergebnisse aus dem Workshop "N-Deposition in Agrarökosystemen" vom 2. bis 3. Mai 2002. –UFZ Bericht, 2002 (16).
- MILLER, R. W., DONAHUE, R. L. (1995): Soils in our environment. 7th Edition, Englewood Cliffs, New Jersey, USA.

- MITCHELL, T. D., CARTER, T. R., JONES, P. D. & HULME, M. (2004): A comprehensive set of high-resolution grids of monthly climate for Europe and the globe: the observed record (1901-2000) and 16 scenarios (2001-2100). Tyndall Centre for Climate Change Research – Working Paper; http://www.tyndall.ac.uk/publications/working_papers/wp55.pdf.
- MÜLLER, M. (2004): Modellierung von Stofftransport und Reaktionen mit einem neu entwickelten, gekoppelten Grund- und Oberflächenwassermodell am Beispiel eines Tagebaurestsees, Dissertation, Proceedings des DGFZ e. V, Heft 25, ISSN 1430-0176, Dresden.
- NEFF, J. C. & ASNER, G. P. (2001): Dissolved organic carbon in terrestrial ecosystems: synthesis and a model. – *Ecosystems*, 4: S. 29–48.
- NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R. & KING, K. W. (2002): Soil and Water Assessment Tool – Theoretical Documentation Version 2000. – Temple, Texas USA.
- NIEHOFF, D., FRITSCH, U., BRONSTERT, A. (2002): Land-use impacts on storm-runoff generation: scenarios of land-use change and simulation of hydrological response in a meso-scale catchment in SW-Germany. - *J. Hydrol.*, 267: S. 80-93.
- OLLESCH, G., LINDENSCHMIDT, K. E., WANG, X., KISTNER, I. (2004): A soil erosion and non-point P-transport at different scales – from plot to catchment. ISCO 2004 – 13th International SCO Conference in Brisbane, Paper No. 113.
- OLLESCH, G., SUKHANOVSKI, Y., KISTNER, I., RODE, M. & MEIBNER, R. (2005 a): Characterisation and modelling of the spatial heterogeneity of snowmelt erosion. *Earth Surface Processes and Landforms*, 30:197-211.
- OLLESCH, G., WENK, G. & KISTNER I. (2005 b): Bedeutung der Abflussbildung und von Stoffausträgern bei Schneeschmelzeereignissen am Beispiel des „Schäfertal“ im östl. Unterharz. *Geoökolo*, 26: 35-52.
- ORESQUES, N., SCHRADER-FRECHETTE, K., BELITZ, K. (1994): Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science* 263:641-646.
- OSWALD, T., FOHRMANN, R. & OVERATH, H. (1999): Standortabhängiger Stoffeintrag in das Grundwasser und dessen Einfluß auf den Stoffumsatz in quartären Porengrundwasserleitern Ostwestfalens und der Niederrheinischen Bucht unter besonderer Berücksichtigung des Stickstoffhaushaltes. – In: Institut für Grundwasserwirtschaft, Technische Universität Dresden: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser – Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit, Volume 2, Dresden, Germany: S. 59–68.
- PARKHURST, D. L. (1995): User's guide to PHREEQC - a computer program for specification, reaction-path, advective-transport and inverse geochemical calculations. – U.S. Geological Survey, Water-Resources Investigations Report 95-4227, Lakewood, Colorado.
- PARKHURST, D. L. & APPELO, C. A. J. (1999): User's guide to PHREEQC (version 2) - A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations. – Water-Resources Investigations Report 99-4259, Denver, Colorado, USA.
- PARTON, W. J. & RASMUSSEN, P. E. (1994). Long-term effects of crop management in wheat-fallow: II. CENTURY model simulations. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* 58: S. 530–6.
- PARTON, W. J. (1984): Predicting soil temperatures in a shortgrass steppe. – *Soil Sci.* 138: S. 93–101.
- PARTON, W. J., SCHIMEL, D. S., COLE, C. V. & OJIMA, D. S. (1987): Analysis of factors controlling soil organic matter levels in Great Plains grasslands. – *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 51: S. 1173–9.
- PARTON, W. J., SCURLOCK, J. M. O., OJIMA, D. S. ET AL. (1993). Observations and modeling of biomass and soil organic matter dynamics for the grassland biome worldwide. – *Global Biogeochemical Cycles* 7: S. 785–809.

- PÄTSCH, M., WALTHER, W., REINSTORF, F., WELLER, D. (2003): Research program and development of a suitable tool to minimize nitrogen emissions into groundwater of a pleistocene aquifer, northern low plain of Germany. In: INSTITUT FÜR GRUNDWASSERWIRTSCHAFT & INSTITUT FÜR WASSER-CHEMIE, TECHNISCHE UNIVERSITÄT DRESDEN: Diffuse input of chemicals into soil and groundwater - assessment and management, Proceedings Institute of Groundwater Management, 3, 217-225, Dresden.
- PFÜTZNER, B. (ED.) (2002): Description of ArcEGMO. Official homepage of the modelling system ArcEGMO, <http://www.arcegmo.de>.
- PÖHLER, H. (2006): Niederschlag-Abfluss-Modellierung im Osterzgebirge – Anpassung des Modelles WaSiM-ETH und die Berechnung von Landnutzungs- und Klimaszenarien (Arbeitstitel). Dissertation, in Vorbereitung.
- PONCE-HERNANDEZ, R. ET AL. (2004): Assessing carbon stocks and modelling win-win scenarios of carbon sequestration through land-use changes.
- POST, J., KRYSANOVA, V. & SUCKOW, F. (2004): Simulation von Wasser- und Kohlenstoffflüssen in Agrar- und Waldökosystemen in mesoskaligen Flusseinzugsgebieten. In: A. BRONSTERT et al. (Eds.) Wasser- und Stofftransport in heterogenen Einzugsgebieten, Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, Heft 05.2004, Band 2, 65 – 69. http://www.pik-potsdam.de/~post/tdh_paper.pdf.
- POSTMA, D., BOESEN, C., KRISTIANSEN, H. & LARSEN, F. (1991): Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. – Water Resources Research, 27 (8): S. 2027–2045.
- PRASUHN V. & BRAUN M. (1999): Stickstoffverluste aus der Landwirtschaft in die Gewässer und Massnahmen zu deren Verminderung. – Bulletin BGS 23: S. 55–58.
- PRASUHN V. & MOHNI R. (2002): GIS-based estimate of phosphorus and nitrogen inputs into surface waters of Switzerland with the model MODIFFUS. – In: 6th International Conference on Diffuse Pollution: Proceedings. International Water Association (IWA) in co-operation with Netherlands Association on Water Management (NVA) and Aquatech. Amsterdam, 30.9.–4.10. 2002: S. 564–565.
- PRASUHN V. & MOHNI R. (2003): GIS-gestützte Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. – Bericht z. H. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft Kanton Bern (GSA): 223 S.
- PRASUHN V. & SPIESS E. (2003): Regional differenzierte Abschätzung der Nitratauswaschung über Betriebszählungsdaten. – 10. Gumpensteiner Lysimetertagung vom 29.-30.4.2003: S. 55–57.
- PRASUHN V. & SPIESS E. (2004): Abschätzung der Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Greifensee. – Bericht der Agroscope FAL Reckenholz: 26 S.
- PRASUHN V. (1999): Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen im Einzugsgebiet des Bodensees 1996/97. – Mitt. Dt. Bodenkundl. Gesell. 91 (3): S. 1307–1310.
- PRASUHN V. (2004 a): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in die Gewässer mit dem mesoskaligen Emissionsmodell MODIFUS. – Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 104: S. 55–56.
- PRASUHN V. (2004 b): Regionale Unterschiede in den Phosphor- und Stickstoffeinträgen aus der Landwirtschaft in die Gewässer. – Schriftenreihe der FAL 49: S. 29-32.
- PRASUHN V., HERZOG F., SCHÄRER M., FROSSARD E., FLÜHLER H., FLURY C. & ZGRAGGEN K. (2004): Stoffflüsse im Greifenseegebiet: Phosphor und Stickstoff. – Agrarforschung 11 (10): S. 400–454.
- PRASUHN V., PROBST T. & MOHNI R. (2003): Abschätzung der Stickstoff- und Phosphoreinträge aus diffusen Quellen in die Birs. – Bericht der FAL: 68 S.
- PROJEKTGRUPPE ELBE-ÖKOLOGIE (1997): Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen. Berlin, Germany.

- REICHE, E.-W. (1991): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. – Kieler Geographische Schriften, 79.
- REICHE, E.-W. (1994): Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. *Ecological Modelling*, 75/76: S. 371–384.
- REICHLING, J., TAYLOR, TH., WIRTH, J. (1996): GBL-Gemeinschaftsvorhaben, Richtlinie zur Planung, zur Errichtung und zum Betrieb des Grundwassersondermeßnetzes Braunkohle, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart. ISBN 3-510-95810-1.
- REIST, T., WEINGARTNER, R., GURTZ, J. (2002): Neue Wege bei der Beschreibung alter Hochwasser – 'Die Wassernot im Emmental am 13. August 1837'. – *Wasser & Boden*, 54/10: 50-54.
- RICHARDS, J. E. & WEBSTER, C. P. (1999): Denitrification in the subsoil of the Broadbalk continuous Wheat Experiment. – *Soil Biology & Biochemistry*, 31: S. 747–755.
- RICHARDS, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids in porous mediums. *Physics*, 1: S. 318–333.
- RIEDO, M., GRUB, A., ROSSET, M. & FUHRER, M. (1998): A pasture simulation model for dry matter production and fluxes of carbon, nitrogen, water and energy. – *Ecol. Modelling* 105: S. 141–183.
- RIEDO, M., GYALISTRAS, D., & FUHRER, J. (2000): Net primary production and carbon stocks in differently managed grasslands: simulation of site-specific sensitivity to an increase in atmospheric CO₂ and to climate change. – *Ecol. Modelling* 134: S. 207–227.
- RIEDO, M., GYALISTRAS, D., & FUHRER, J. (2001): Pasture responses to elevated temperature and doubled CO₂ concentration: assessing the spatial pattern across an alpine landscape. – *Clim. Res.* 17: S. 19–31.
- RIEDO, M., GYALISTRAS, D., FISCHLIN, A. & FUHRER, J. (1999): Using an ecosystem model linked to GCM-derived local weather scenarios to analyze effects of climate change and elevated CO₂ on dry matter production and partitioning, and water use in temperate managed grasslands. – *Global Change Biology* 5: S. 213–223.
- RUSTAD, L. (2001): Matter of time on the prairie. *Nature* 413: 578-579.
- SAMES, D. (2001): PCGEOFIM®-Anwenderdokumentation "Modellierung des reaktiven Stofftransports". – Ingenieurbüro für Grundwasser GmbH, Leipzig (unveröffentlicht).
- SAMES, D., S. BOY & F. BRÜCKNER (2005): Grundwassermodellierung mit PCGEOFIM® Version 2005. – Weiterbildung im DGFZ e. V. (unveröffentlicht).
- SCHÄR, C. & WERNLI, H., & FREI, C. (2003): Methodik regionaler Klimaszenarien. In: OcCC (Hrsg.) *Extremereignisse und Klimaänderung*. ProClim-, Bern. S. 28-34.
- SCHIEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1998, Eds.): *Lehrbuch der Bodenkunde*. – 14th Edition, Stuttgart, Germany.
- SCHERZER, J. D. SAMES & K. JASPER (2005): KliWEP – Abschätzung der Auswirkungen der für Sachsen prognostizierten Klimaveränderungen auf den Wasser- und Stoffhaushalt im Einzugsgebiet der Parthe, Teil 2: Weiterentwicklung von WaSiM-ETH sowie Durchführung von Testsimulationen. – Erster Zwischenbericht (unveröffentlicht).
- SCHMIDT, J. (1991): A mathematical model to simulate rainfall erosion. – *Catena Suppl.*, 19: 101-109.
- SCHMIDT, J. (1994): Entwicklung und Anwendung eines physikalisch begründeten Simulationsmodells für die Erosion geneigter, landwirtschaftlicher Nutzflächen. Habilitationsschrift. Freie Universität Berlin.
- SCHÖNWIESE, C.-D. (1995): *Klimaänderungen: Daten, Analysen, Prognose*. Springer Verlag Leipzig Heidelberg.

- SCHÖNWIESE, C.-D., BÖHM, R., CLAUSSEN, M., CUBASCH, U., FISCHER, H., GÄRTNER, U., GRABL, H., RAHMSTORF, J., SÜNDERMANN, J., WEHRY, W., KROMP-KOLB, H. & RICHNER, H. (2001): Klimastatement anlässlich DACH-MT 2001 vom 18. September 2001. Stellungnahme der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft (DMG), der Österreichischen Gesellschaft für Meteorologie (ÖGM) und der Schweizerischen Gesellschaft für Meteorologie (SGM).
- SCHULLA, J. & JASPER, K. (1998): Modelbeschreibung WaSiM-ETH. - Technischer Bericht, Institut für Atmosphäre und Klima, ETH Zürich.
- SCHULLA, J. & JASPER, K. (2001): Model description WaSiM-ETH. - Technical report, Institute for Atmospheric and Climate Science, ETH Zürich.
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. - Zürcher Geographische Schriften 69, ETH Zürich, Schweiz.
- SCHULLA, J., ZÖLLMANN, K., KINZELBACH, W. (1999): Sustainable agriculture and water management in semi arid regions. - 2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water, 1-3 September 1999, Lausanne.
- SCHWERTMANN, U. et al. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmassnahmen. - Stuttgart (Ulmer): 62 S.
- SHARPLEY, A. N. & WILLIAMS, J. R. (1990): EPIC-Erosion Productivity Impact Calculator Vol. I - Model Documentation. - USDA Technical bulletin 1768, Temple, Texas, USA.
- SIEMENS, J. (2003): Controls of carbon, nitrogen and phosphorus fluxes in vadose zone and groundwater of protected watersheds in Münster (Germany). - Bodenökologie und Bodengenese, 36.
- SMUL (Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft) (2005): Klimawandel in Sachsen. saxoprint, Dresden.
- SPRINGOB, G. & BÖTTCHER, J. (1999): Heterogenität von Verlagerungs- und Umsatzprozessen unterhalb des Wurzelraumes und Konsequenzen für deren Qualifizierung. - In: Institut für Grundwasserwirtschaft - Technische Universität Dresden: Umsatz von Nährstoffen und Reaktionspartnern unterhalb des Wurzelraumes und im Grundwasser - Bedeutung für die Wasserbeschaffenheit. - Volume 2, Dresden, Germany: S. 49-57.
- STUMM, W. & MORGAN, J. J. (1981): Aquatic chemistry (second ed.). New-York: John Wiley & Sons.
- SUCKOW, F. (1969): Ein Modell zur Berechnung der Bodentemperatur unter Brache und unter Pflanzenbestand. - Dissertation, AdL der DDR, Berlin.
- SUCKOW, F., LASCH, P., KLÖCKING, B., HAUF, Y., BADECK, F. W. (2001): Abschätzung der regionalen Kohlenstoffbilanz von mitteleuropäischen Wäldern unter dem Aspekt des Globalen Wandels. Abschlussbericht, BMBF-Projekt (FKZ 01 LA 9876/0).
- SUKHANOVSKI, Y. P., DEMIDOV, V. D. & OLLESCH, G. (2004): A model of rill erosion by snowmelt. In: Sediment transfer through the fluvial system (ed. by Golosov, V, Belyaev, V and Walling, D.)(Proceedings of the International Symposium held at Moskow, Russia, August 2004), IAHS Publication 288, IAHS Press, Wallingford, UK. pp. 354-360.
- THORNLEY, J. H. M. & VERBERNE, E. L. J. (1989): A model of nitrogen flows in grassland. - Plant, Cell & Environment 12: S. 863-86.
- TIKTAK, A. & H. J. M. VAN GRINSVEN (1995): Review of sixteen forest-soil-atmosphere-models; Ecological modelling 85, 35-53.
- TURNER, M.G., GARDNER, R.H. & O'NEILL, R. V. (2001): Landscape ecology in theory and practice. Springer, New York.
- UMWELTBUNDESAMT (HRSG.) (1997): Daten zur Umwelt - Der Zustand der Umwelt in Deutschland. - 570 S.; Berlin.
- VERBUNT, M., GURTZ, J., JASPER, K., LANG, H., WARMERDAM, P., ZAPPA, M. (2003): The hydrological role of snow and glaciers in alpine river basins and their distributed modelling. - J. Hydrol., 282: 36-55.

- WALTHER, W., BECKER, K.-W., GLIESCHE, C., PÄTSCH, M. & SCHALLA, S. (2001): Zum Kenntnisstand über Umsetzung von Nährstoffen in der Drainzone und im Grundwasser und über deren Modellierung - 1. Teil: Chemische und biologische Umsetzungen. – Landnutzung und Landentwicklung, 42, S. 224–230.
- WATSON, R. T. (Hrsg.) (2001): Climate Change. Synthesis Report. A Contribution of Working Groups I, II and III to the Third Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Cambridge University Press, Cambridge, UK and New York, USA.
- WECHSUNG, F. (2005): THESEN zu den Folgen des globalen Wandels auf Wasserverfügbarkeit und Wassernutzungskonflikte im Elbe-Einzugsgebiet (GLOWA-ELBE). Potsdam-Institut für Klimaforschung e. V..
- WELL, R., HÖPER, H., MEHRANFAR, O. & MEYER, K. (2005): Denitrification in the saturated zone of hydromorphic soils – laboratory measurement, regulating factors and stochastic modelling. – Soil Biology and Biochemistry, 37: S. 1822-1836.
- WERNER, W. (1994): Stickstoff- und Phosphateintrag in Fließgewässer Deutschlands unter besonderer Berücksichtigung des Eintragungsgeschehens im Lockergesteinsbereich der ehemaligen DDR. Agrarspectrum, Vol. 22, DLG-Verlag, Frankfurt, p. 243.
- WHITE, R., ENGELEN, G. & ULJEE, I. (1997): The use of constrained cellular automata for high-resolution modelling of urban land use dynamics. Environment and Planning B: Planning and Design, 24, 323-343.
- WHITEHEAD, P. G., WILSON, E. J. & BUTTERFIELD, D. (1998a): A semi-distributed Nitrogen Model for Multiple Source Assessments in Catchments (INCA): Part I - Model Structure and Process Equations. – Sci. Tot. Env., 210/211: S. 547–558.
- WHITEHEAD, P. G., WILSON, E. J., BUTTERFIELD, D. & SEED, K. (1998b): A semi-Distributed Integrated Flow and Nitrogen Model for Multiple Source Assessment in Catchments (INCA): Part II Application to large River Basins in South Wales and Eastern England. – Sci. Tot. Env., 210/211: S. 559–583.
- WIEGAND, S. (1994): Landwirtschaft in den neuen Bundesländern - Struktur, Probleme und zukünftige Entwicklungen. - Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, 248.
- WOLF, B. (2001): Analyse der Niederschlagstrends in Sachsen nach objektiven Verfahren. Diplomarbeit, TU Bergakademie Freiberg, unveröffentlicht.
- WRIEDT, G. (2004): Modelling of nitrogen transport and turnover during soil and groundwater passage in a small lowland catchment of Northern Germany. – Potsdam, Univ., Diss. Im Internet unter: <http://pub.ub.uni-potsdam.de/2004meta/0030/door.htm>.
- WRIEDT, G. SPINDLER, J., GEISTLINGER, H. & RODE, M. (2005): Modelling the fate of nitrate in a lowland catchment system. – Dynamics and Biogeochemistry of River Corridors and Wetlands (Proceedings of Symposium S4 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005). IAHS Publ. 294.
- YOUNG, R. A., ONSTAD, C. A. & BOSCH, D. D., (1994): AGNPS an agricultural non-point source model. In: Computer Models of Watershed Hydrology (ed. by V. P. Singh). Water Resources Publications, Littleton, Colorado, USA.
- ZEBISCH M., GROTHMANN, T., SCHRÖTER, D., HASSE, C., FRITSCH, U. & CRAMER, W. (2005): Klimawandel in Deutschland - Vulnerabilität und Anpassungsstrategien klimasensitiver Systeme. Forschungsbericht 20141253, UBA-FB 000844.

10 Anhang

10.1 Modellübersichtstabelle

Hinweise:

- Prozesse, die von besonderer Relevanz zur Simulation von Klimaänderungen sind, sind rot markiert
- Die Übersicht enthält keinen Vergleich der jeweils implementierten Modellgleichungen. Diese können sich auch bei Beschreibung identischer Prozesse in den einzelnen Modellen erheblich unterscheiden.
- Es wird in der Regel keine Unterscheidung vorgenommen, ob die Prozessbeschreibungen empirisch oder prozessorientiert sind. Vielmehr wird die Möglichkeit, bestimmte Prozesse überhaupt zu berücksichtigen, bewertet.
- „Schnittstelle zu WHH-Modell ist vorhanden“: Dies bedeutet, dass das Modell ohne Eingriffe in den Code mit einem WHH-Modell koppelbar ist. Dies ist **keine** Bewertung der technischen Realisierung der Schnittstelle und/oder der Eignung der Kopplung für den KliWEP 3-Modellverbund.
- „Ausführbares Programm kostenfrei verfügbar“: In die Übersicht werden nur Modelle aufgenommen, welche verfügbar sind. Wenn hier also ein „-“, steht, bedeutete dies: „Ausführbares Programm ist kostenpflichtig“

Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle								Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.-gewässer-güte-modelle		Erosions-modelle		Spezielle Modelle		Integrierte Modelle						
			WaSIM-ETH	PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N			WHNSIM	MODFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO	ArcGMO/PSCN	INCA	IWAN	Modiffus
A	Vegetation	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	+	(-)	+	+	+	(-)	+	+
1.1	Wachstum Landwirtschaft	(+)		+	+	+	+	+	+	+								+		+	-	+	-	+	-
1.2	Wachstum Wald	(+)		(-)	(+)	+	+	+	+	-								-		+	-	(-)	-	+	-
2.1	Temperatur- und Feuchteinflüsse auf das Pflanzenwachstum	-		+	-	+	+	+	-	+								+		+	-	+	-	+	-

	Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle							Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.- gewässer- güte- modelle	Erosions- modelle		Spezielle Modelle		Integrierte Modelle					
		WaSiM-ETH	PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N	WHNSIM	MODEFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO	ArcGMO/ PSCN	INCA	IWAN	Modiffus	SWAT 2000
2.2	N-Bedarf abhängig vom Pflanzenwachstum	-		+	-	+	+	+	-	+								+	-	+	-	+	-
3	Bewirtschaftung + Management	(+)		+	+	+	+	+	+	+				+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
4	Fruchtfolgen	(+)		+	+	+	+	+	+	+				-		-	+	+	-	+	+	+	-
B	Boden (Wurzelzone)	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	(-)	+	+
1	Wasserhaushalt	+		-	+	+	+	+	+	+						+		+	+	-	-	+	+
2	Temperaturdynamik	-		-	+	+	+	+	+	+						+		+	+	-	-	+	-
3	Stofftransport	+		+	+	+	+	+	+	+						+		+	+	+	-	+	-
4	Stoffumsatz	-		+	+	+	+	+	+	+		+ ⁶⁾				+		+	+	+	-	+	+
4.1	C-Dynamik	-		-	+	+	+	+	-	-						+		+	-	-	-	-	-
4.2	N-Dynamik	-		+	+	+	+	+	+	+						+		+	+	+	-	+	+
4.3	Temperatur- und Feuchteabhängigkeit der Umsatzprozesse	-		+	+	+	+	+	+	+						+		+	+	+	-	+	-
5	Bodenbearbeitungseffekte	+		-	-	+	+	+	-	+				+		+	+	+	-	-	+	+	-
C	Ungesättigte Zone	+	-	+	(-)	-	+	+	(+)	+	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	-	(+)	-
1	Wasserhaushalt	+		+			+	+	(+)	+						-		+	-	+	-	+	
2	Temperaturdynamik	-		-			+	+	(+)	+						-		+	-	-	-	(+)	
3	Stofftransport	+		+			+	+	(+)	+						-		+	-	+	-	+	
4	Stoffumsatz	-		+			+	+	(+)	+		+ ⁶⁾				-		+	-	+	-	-	

	Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle							Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.- gewässer- güte- modelle		Erosions- modelle		Spezielle Modelle		Integrierte Modelle					
		WaSiM-ETH	PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N	WHNSIM	MODEFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO	ArcGMO/ PSCN	INCA	IWAN	Modiffus	SWAT 2000	Stoffbilanz
D	Grundwasser	+	+	-	-	-	((+))	-	-	-	+	+	-	-	-	-	-	+	+	-	+	+	+	
1	Wasserfluss	+	+				((+))				+	+ ⁷⁾							+			+	+	
2	Wärmetransport	-	-								-	-							-			-	-	
3	Stofftransport	+	+								+	+ ⁷⁾							+			+	+	
4	Stoffumsatz	-	+								+	+							(+)			+	+	
4.1	Denitrifikation 1.O	-	+								+	+							(+)			+	+	
4.2	Denitrifikation Michaelis-Menten	-	+								+	+							-			-	-	
4.3	N-Umsatz, C und S	-	-								+	+							-			-	-	
5	Interaktion mit Oberflächengewässer	+	+								+	-							+			+	(+)	
E	Oberflächengewässer	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-	-	+	+	+	+	+	+	
1.1	Wasserfluss instationär	+	+									-	+					+	+			-	+	+
1.2	Wasserfluss stationär	-	-									+	+					-				+		
2	Wärmehaushalt	-	-									+	+					-	-			-	+	-
3	Stofftransport	+	+									+	+					+	+			(+)	+	+
3.1	N-Umsatz allgemein	-	-									+	+					-	-			-	+	-
3.2	Denitrifikation	-	-									-	+					-	-			(+)	-	-
4	Interaktion mit Grundwasser	+	+									+	+					+	+			-	+	+
5	Diffuse Einträge	+	+									+	+	(+)				+	+			+	+	

	Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle							Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.- gewässer- güte- modelle		Erosions- modelle		Spezielle Modelle		Integrierte Modelle				
		WaSiM-ETH	PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N	WHNSIM	MODEFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO	ArcGMO/ PSCN	INCA	IWAN	Modiffus	SWAT 2000
6	Punktquellen	+	-									+	+					+	+		-	+	-
F	Drainagen	+	-	+	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
1	Wasserfluss	+		+			+	+										+		+	+	+	+
2	Stofftransport	+		+			+	+										+		+	+	+	+
G	Erosion	(-)	-		-	+	-	-	-	-	-	-	-	+	+	-	-	-		+	+	+	+
1.1	Oberflächenabfluss Prozessmodell	+				-								-	+					+	-	-	-
1.2	Oberflächenabfluss CN	-				+								+	-					-	+	+	+
2.1	Erosion USLE/ABAG	-				-								+	+					+	+	+	+
2.2	Erosion Prozessmodell	-				-								-	+					-	-	-	-
3	Stofftransport (Sediment, P, N, C)	-				+								+	+					+	+	+	+
H	Weitere Prozessräume																						
1	Kanalisation	(+)				-	-	+										+					
2	vegetationslose Flächen	+			+		+	+		+										+	+	+	
3	Urban Areas	+				-	+	(+)		+								+			+	+	
I	Diskretisierung, Skala																						

	Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle								Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.- gewässer- güte- modelle	Erosions- modelle	Spezielle Modelle	Integrierte Modelle							
		WaSiM-ETH		PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N	WHNSIM						MODFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO
1	Zeitliche Diskretisierung	Min bis Tage	Problemabhän- gig	1d	1d	1d	z. B. 1d	1d	1d und größer, empfohlen > 1m	z. B. 1d	Variabel, für Verbund > 1m	Abhg. PCGEO- FIM®	variabel	1h	Min - 1h, Ereig- nis	10min, Ereignis	(1h) 1d	Betriebsjahr	5min bis 1d	1d	1d	flexibel, z. B. 1a	1d	1a
2	Räumliche Diskretisierung	Raster, beliebig	3D-FV	1D, plot	1D, quasi2D, Po- lygon, Schläge	Plot	1D, plot	HRU	1D, 2D Raster	1D, plot	3D-FD-Gitter, Größe variabel	1D-FD, quasi 3D	1D, Netz	1D-2/1/2D, Netz	Raster	Raster	Plot	Schlag bis Betrieb	HRU, TG, FGW, Polygone Raster	Teileinzugsgebiete	Raster	Raster	HRU	Homogene Teile- gebiete
3	lange Prognosezeiträume	+	-	+	+	+	+	+	+	+	-	-	(-)	(+)	-	(+)	(+)	+	+	+	(+)	+	-	
J	Weitere Aspekte																						+	
1	Schnittstelle zu externem WHH-Modell vorhanden	-	+	+	-	-	(+)	-	-	-	+	-	-	-	+	-	-	+	-	+	-	-	-	
2	Dokumentation verfügbar	+	+	-	+	+	+	(+)	+	+	+	+	+	+	(+)	-	+	(+)	+	-	-	(+)	+	
3	Benutzerhandbuch verfü- bar	+	+	+	+	+	+	9)	+	+	+	+	+	+	(+)	-	-	(-)	+	-	-	-	+	
4	Quellcode frei verfügbar	(+)	+	-	-	+	(-)	-	(+)	+	+	+	-	+	(+)	-	(+)	n.b.	-	-	(+)	(+)	+	
5	ausführbares Programm frei verfügbar	+	-	(-)	+	+	+	-	+	+	+	+	+	+	(+)	-	(+)	n.b.	-	-	(+)	(+)	+	

	Modelltyp	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Pflanze/Boden)	KliWEP 2-Modellverbund (WHH Grundwasser)	Pflanze-/Bodenmodelle							Grundwassermodell	Hydrogeochemisches Modell	Oberfl.- gewässer- güte- modelle		Erosions- modelle		Spezielle Modelle		Integrierte Modelle				
		WaSiM-ETH	PCGEOFIM®	ANIMO	Candy	CENTURY	CoupModel	PSCN-Modul	Risk-N	WHNSIM	MODEFLOW +RT3D	PHREEQC	QUAL2E	WASP5	AGNPS	Erosion 3D	PASIM	REPRO	ArcEGMO/ PSCN	INCA	IWAN	Modiffus	SWAT 2000
6	Anmerkungen	^{1,2)}			³⁾		^{8,9)}							^{1,4)}		⁵⁾	¹⁰⁾			^{1,2)}			

Anmerkungen:

¹⁾ Es existieren bereits mehrere Kopplungen WaSiM-ETH/AGNPS:

- a) Universität der Bundeswehr München (Prof. Disse)
- b) UFZ (IWAN, vgl. Auszug aus dem Arbeitsbericht)

²⁾ Die Abbildung der Vegetationsentwicklung und daran gebundene Bewirtschaftung/Management erfolgt in WaSiM-ETH derzeit über vordefinierbare Wachstumskurven.

³⁾ Schichtweise Abbildung des Bodens bis zu einer maximalen Tiefe von 2m (Anwendung Richards-Gleichung, max. 10 Schichten)

⁴⁾ Zusätzlich zum ereignisbasierten AGNPS Modell existiert noch die kontinuierlich arbeitende Version *AnnAGNPS* mit täglicher Berechnung von Erosion, P und N Transport

⁵⁾ Schichtweise Abbildung des Bodens bis zu einer maximalen Tiefe von 2m (Anwendung Richards-Gleichung, max. 6 Schichten; vgl. CENTURY).

⁶⁾ Reaktionen können grundsätzlich implementiert werden. PHREEQC kann generell ohne Vorgabe von Reaktionen keinerlei Stoffumsatz rechnen.

⁷⁾ Wasser- und Stoffflüsse werden nur sehr vereinfacht (piston flow) für eindimensionale Probleme abgebildet.

⁸⁾ Modul im Modellsystem ArcEGMO

⁹⁾ Benutzerhandbuch wird nach Angabe von Fr. Klöcking nur Nutzern zur Verfügung gestellt. Der KliWEP 3-Arbeitsgruppe liegt das Benutzerhandbuch nicht vor.

¹⁰⁾ REPRO ist ein reines Bilanzmodell. Prozesse der Stoffdynamik (Umsatz, Transport) werden nicht simuliert.

10.2 Programm des KliWEP 3-Workshops am 02.05.2006 im "Blockhaus" in Dresden

- 9:30 Einführung (Dr. Andrea Kaltz, LfUG Sachsen; Dr. Ulrike Haferkorn, UBG Sachsen)
- 9:50 Bisherige Ergebnisse des KliWEP-Projektes (Dr. Jörg Scherzer, UDATA)
- 10:10 Alternative Modellkonzepte und -verbünde für die C- und N-Modellierung im Parthe-Einzugsgebiet (Dr. Gunter Wriedt, UFZ Magdeburg)
- 10:45 Datengrundlagen für die C- und N-Modellierung im Parthe-Einzugsgebiet (Dr. Jörg Scherzer, UDATA)
- 10:55 Kurzbeiträge zum Diskussionsthema Boden (Dr. Uwe Franko, UFZ Leipzig-Halle; Prof. Dr.-Ing. Thomas Grischek, HTW Dresden; Dr. Michael Gebel, TU Dresden; Prof. Dr.-Ing. Markus Caspar, Uni Trier; Prof. Dr.-Ing. P.-W. Gräber, TU Dresden; Dr.-Ing. Oliver Kemmesies, KP GmbH)
- 11:25 Diskussion Modellkonzept/-verbund: Boden
- 12:20 Zusammenfassung Diskussion Boden (Hannaleena Pöhler, UDATA)
- 12:30 Mittagspause
- 13:30 Kurzbeitrag zum Diskussionsthema Grundwasser (Herr Dr. Jobst Herlitzius, DGC GmbH)
- 13:35 Diskussion Modellkonzept/-verbund: Grundwasser
- 14:20 Zusammenfassung Diskussion Grundwasser (Hannaleena Pöhler, UDATA)
- 14:30 Diskussion Modellkonzept/-verbund: Fließgewässer
- 14:45 Diskussion Modellkonzept/-verbund: Erosion
- 15:00 Kaffeepause
- 15:30 Diskussion Aufwand - Nutzen
- 16:20 Zusammenfassung Diskussion Aufwand - Nutzen (Hannaleena Pöhler, UDATA)
- 16:30 Abschlussdiskussion
- 17:15 Fazit (Karin Kuhn, LfUG Sachsen)
- 17:30 Ende

Diskussionsleitung: Dr. Jörg Scherzer, UDATA

10.3 Teilnehmerliste des KliWEP 3-Workshops am 02.05.2006 im "Blockhaus" in Dresden

Name	Vorname	Anschrift	Telefon	e-mail
Ahrends	Bernd	Universität Göttingen Institut für Bodenkunde und Forsternährung Büsgenweg 2 D-37077 Göttingen	0551/39 35 46	bahrends@uni-goettingen.de
Andreae	Henning	Staatsbetrieb Sachsenforst Bonnewitzer Str. 34 D-01796 Pirna/OT Graupa	03501/542-277	henning.andreae@smul.sachsen.de
Bende-Michl	Dr. Ulrike	Friedrich-Schiller-Universität Jena Institut für Geographie Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie u. Modellierung Löbdergraben 32 D-07743 Jena	03641/94 88 56	ulrike.bende@uni-jena.de
Biemelt	Detlef	Brandenburg Technische Universität (BTU) Cottbus Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft Konrad-Wachsmann-Allee 6 D-03046 Cottbus	0355/69 22 42	detlef.biemelt@tu-cottbus.de
Bölscher	Jens	Freie Universität Berlin Fachrichtung Physische Geographie Malteserstr. 74-100 Häuser H und K D-12249 Berlin	030/838-702 53	jebo@geog.fu-berlin.de
Bräunig	Dr. Arnd	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Halsbrücker Str. 31 a D-09599 Freiberg Universität Trier	03731/294-228	arnd.braeunig@ifug.smul.sachsen.de
Casper	Prof. Dr.-Ing Markus	Institut für Physische Geographie Campus II D- 54286 Trier	0851/201-4518	casper@uni-trier.de
Ende	Ralf	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft Sachsen Dresdner Str. 78 C D-01445 Radebeul	0351/8 3994-50	Ralf.Ende@ubg.smul.sachsen.de
Eulitz	Katja	Dresdner Grundwasserforschungs- zentrum e. V. Meraner Str. 10 D-01217 Dresden	0351/40 50 668	keulitz@dgfz.de
Fank	Dr. Johann	JOANNEUM RESEARCH Forschungsgesellschaft mbH Institut für WasserRessourcenManagement Hydrogeologie und Geophysik Elisabethstrasse 16/II A-8010 Graz	0043 316 876-1393	johann.fank@joanneum.at
Feldhaus	Dr. Dieter	Geologisches Landesamt Sachsen-Anhalt Köthener Str. 34 D-06118 Halle	0345/5 21 21 03	feldhaus@lagb.mw.Lsa-net.de
Fink	Dr. Manfred	Friedrich-Schiller-Universität Jena Institut für Geographie Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie u. Modellierung Löbdergraben 32 D-07743 Jena	03641/94 88 67	manfred.fink@uni-jena.de

Name	Vorname	Anschrift	Telefon	e-mail
Franko	Dr. Uwe	UFZ Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH Department Bodenphysik Theodor-Lieser-Str. 4 D-06120 Halle	0345/558 54 32	uwe.franko@ufz.de
Gebel	Dr. Michael	TU Dresden Institut für Geographie D-01062 Dresden	0351/463-34 048	mg4@rcs.urz.tu-dresden.de
Gräber	Prof. Dr.-Ing. Peter-Wolfgang	Institut fuer Abfallwirtschaft und Altlasten LG: Systemanalyse/Informationsverarbeitung Pratzschwitzer Str. 15 D-01796 Pirna	0351/47 67 013	graeber@rcs.urz.tu-dresden.de
Graupner	Bastian	Dresdner Grundwasserforschungs- zentrum e. V. Meraner Str. 10 D-01217 Dresden	0351/405 06 67	bgraupner@dgfz.de
Grischek	Prof. Dr.	Hochschule für Technik und Wirtschaft LG Wasserwesen Friedrich List Platz 1 D-01069 Dresden	0351/46 23 350	grischek@htw-dresden.de
Grunewald	Dr. Karsten	TU Dresden Institut für Geographie D-01062 Dresden	0351/463-33 260	kg3@rcs.urz.tu-dresden.de
Haferkorn	Dr. Ulrike	Staatliche Umweltbetriebsgesellschaft FB Lysimeterstation Kleinsteiner-Str. 13 D-04821 Brandis	034292/82 412	ulrike.haferkorn@ubg-smul.sachsen.de
Hennig	Dr. Jens	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Zur Wetterwarte 11, Haus 114 01109 Dresden	0351/8928-323	jens.hennig@ifug-smul.sachsen.de
Herlitzius	Jobst	Dresdner Grundwasser Consulting GmbH Meraner Str. 10 D-01217 Dresden	0351/405 0629	j.herlitzius@dgc-gmbh.de
Ihling	Heiko	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Zur Wetterwarte 11, Haus 114 D-01109 Dresden	0351/8928-325	Heiko.Ihling@ifug.smul.sachsen.de
Jäger	Andreas	Kommunale Wasserwerke Leipzig GmbH Postfach 10 03 53 D-04003 Leipzig	0341/9692-409	Andreas.Jaeger@wasser-leipzig.de
Jasper	Dr. Karsten	Postweg 11 CH 8143 Stallikon	0041 (0) 44 700 2614	k.jasper@gmx.net
Kaltz	Dr. Andrea	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Zur Wetterwarte 11, Haus 114 D-01109 Dresden	0351/8928-412	andrea.kaltz@ifug.smul.sachsen.de
Kemmesies	Dr.-Ing. Oliver	KP Ingenieurgesellschaft für Wasser und Boden mbH Bahnhofstr. 37 D-91710 Gunzenhausen	09831/8860-11	Oliver.Kemmesies@ibwabo.de
Kleinhans	Dr. Alex	Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Bürgermeister-Ulrich-Str. 160 D-86179 Augsburg		Alexander.Kleinhans@lfu.bayern.de
Klöcking	Dr. Beate	Büro für Angewandte Hydrologie München Murnauer Str. 102a D-81379 München	089/710 488 71	Beate.Kloecking@arcegmo.de

Name	Vorname	Anschrift	Telefon	e-mail
Kneis	David	Universität Potsdam Institut für Geoökologie LS f. Hydrologie & Klimatologie Postfach 601553 D-14415 Potsdam	0331/977 2114	dkneis@rz.uni-potsdam.de
Konrad	Christian	Technische Universität Dresden Institut für Grundwasserwirtschaft D-01062 Dresden	0351/25 79 712	Christian.Konrad@tu-dresden.de
Kuhn	Karin	Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie Zur Wetterwarte 11, Haus 114 D-01109 Dresden	0351/8928-242	karin.kuhn@lfug.smul.sachsen.de
Kurzer	H.-Joachim	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Gustav-Kühn-Str. 8 D-04131 Leipzig	0341/9174286	Hans-Joachim.Kurzer@leipzig.lfl.smul.sachsen.de
Lasch	Petra	Potsdam Institut für Klimafolgenforschung Department Natural Systems Postf. 601203 D-14412 Potsdam	0331/288-2662	petra.lasch@pik-potsdam.de
Liedl	Prof. Dr. Rudolf	Technische Universität Dresden Institut für Grundwasserwirtschaft D-01062 Dresden	0351/25 79 70	rudolf.liedl@tu-dresden.de
Lorz	PD Dr. Carsten	Technische Universität Dresden Institut für Geographie Lehrstuhl für Landschaftslehre und Geoökologie D-01062 Dresden	0351 463-31946	Carsten.Lorz@mailbox.tu-dresden.de
Molnar	Dr. Tibor	Ing.-Büro für Umweltmanagement und Wasserwesen Fasanenstr. 38 D-82008 Unterhaching	089/61 09 85 04	dr.molnar@ingbuero-uw.m.de
Müller	Dr.-Ing. Mike	IBGW Leipzig Nonnenstraße 9 D-04229 Leipzig		m.mueller@ibgw-leipzig.de
Müller	Ellen	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Gustav-Kühn-Str. 8 D-04131 Leipzig		Ellen.Mueller@leipzig.lfl.smul.sachsen.de
Piechniczek	Dittmar	Regierungspräsidium Dresden Stauffenbergallee 2 D-01099 Dresden	0351/825-0	dittmar.piechniczek@rpdd.sachsen.de
Pöhler	Hannaleena	UDATA - Umweltschutz und Datenanalyse Buchstraße 27 D-09599 Freiberg	03731/44 62 95	poehler@udata.de
Rode	Dr. Michael	Umweltforschungszentrum Magdeburg Brückstraße 3a D-39114 Magdeburg		michael.rode@ufz.de
Sames	Dr. Dietrich	pensioniert		d.sames@ibgw-leipzig.de
Scherzer	Dr. Jörg	UDATA - Umweltschutz und Datenanalyse Maconring 98 a D-67434 Neustadt	06321/354379	scherzer@udata.de
Schindewolf	Marcus	Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft Gustav-Kühn-Str. 8 D-04131 Leipzig	0341/91 74-128	Marcus.Schindewolf@leipzig.lfl.smul.sachsen.de
Schoenheinz	Dr.-Ing. Dagmar	Brandenburg Technische Universität (BTU) Cottbus Lehrstuhl Hydrologie und Wasserwirtschaft Konrad-Wachsmann-Allee 6 D-03046 Cottbus	0355/68 42 36	dagmar.schoenheinz@tu-cottbus.de

Name	Vorname	Anschrift	Telefon	e-mail
Schulte	Prof. Dr. Achim	Freie Universität Berlin Fachrichtung Physische Geographie Malteserstr. 74-100, Häuser H und K D-12249 Berlin	030/838-702 53	schulte@geog.fu-berlin.de
Schulz	Dr. Karsten	UFZ - Centre for Environmental Research Leipzig Applied Landscape Ecology Permoserstraße 15 D-04318 Leipzig	0341/2353 960	karsten.schulz@ufz.de
Sommer	Dr. Thomas	Dresdner Grundwasserforschungs- zentrum e. V. Meraner Str. 10 D-01217 Dresden	0351/40506 65	tsommer@dgfz.de
Sutmöller	Johannes	Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt Grätzelstr. 2 D-37079 Göttingen	0551/69401-135	johannes.sutmoller@nw-fva.de
Volk	Dr. Martin	UFZ - Centre for Environmental Research Leipzig Applied Landscape Ecology Permoserstraße 15 D-04318 Leipzig		martin.volk@ufz.de
Wegehenkel	Dr. Martin	Leibniz-Zentrum für Agrarlandschaftsfor- schung (ZALF) e. V. Eberswalder Strasse 84 D-15374 Müncheberg	033432/82275	mwegehenkel@zalf.de
Weiland	Matthias	Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Willi-Brundert-Str. 14 D-06132 Halle	0345/54 84-500	mathias.weiland@lhw.mlu.lsa-net.de
Wenzel	Robert	FU Berlin		Rowenzel@geog.fu-berlin.de
Wriedt	Dr. Gunther	Umweltforschungszentrum Magdeburg Brückstraße 3a D-39114 Magdeburg		gunter.wriedt@ufz.de
Zörner	Dorit	Kirchweg 1 D-01737 Tharandt	035203/39 883	doritzoerner@gmx.de