



Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung e.V. (PIK)

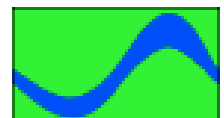
Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes

gefördert durch:
Bundesministerium für Bildung, Wissenschaft, Forschung und
Technologie (BMBF)
FKZ: 0339577

3. Zwischenbericht
Frühjahr 2000

Projektleiter:
Dr. A. Becker (PIK)

Forschungsverbund
Elbe-Ökologie



Inhalt

Inhalt.....	2
1 Einführung.....	3
2 Entwicklung von Änderungsszenarien der Landnutzung.....	4
3 Analyse der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt	7
3.1 Makroskalige Analysen für die Flussgebiete von Saale und Havel	7
3.2 Spezifische Analysen am Beispiel der Teilgebiete Stör und Stepenitz.....	14
4 Analyse der Auswirkungen von Klimaänderungen auf Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Erträge in Brandenburg.....	19
5 Regionale Analyse des Wasserhaushaltes und Verallgemeinerungen	22
5.1 Vorangegangene Wasserhaushaltssimulationen.....	22
5.2 Regionalisierung von Abflusskomponenten	24
6 Regionale Analyse des Stickstoffhaushaltes und Verallgemeinerungen	29
6.1 Allgemeines.....	29
6.2 Stickstoffhaushaltssimulationen im Saalegebiet	30
6.3 Regionalisierung des Stickstoffaustrages – Methodik und Primärtest.....	42
7 Schlußfolgerungen und Ausblick	49
8 Literatur	51

Bearbeiter:

Becker, A. (Gesamtredaktion: Kap. 1-7), Haberlandt, U. (Kap. 1, 2, 5.1, 5.2, 6.1, 6.3, 7), Klöcking, B. (Kap. 3.1), Krysanova, V. (Kap. 4, 6.2), Lahmer, W. (Kap. 3.2)

1 Einführung

Im Rahmen der für den Themenbereich „Landschaftswasser- und Stoffhaushalt“ vorgegebenen Gesamtzielstellung konzentrieren sich die Untersuchungen des PIK-Teilprojektes auf die Schwerpunkte der dynamischen Modellierung von Wasser- und Stickstoffhaushalt in mesoskaligen Einzugsgebieten, die Ableitung und skalenübergreifende Anwendung der abgeleiteten Änderungsszenarien der Landnutzung für mesoskalige Impactanalysen und die Regionalisierung von Forschungsergebnissen im Elbegebiet. Die hierarchisch durchgeführten Modellierungsarbeiten sind orientiert am Prinzip der „genesteten Flussgebietsmodellierung“ (Becker et al., 1995) und die Untersuchungen zur quantitativen Verallgemeinerung von Modellergebnissen basieren auf dem „Metamodellkonzept“ (Haberlandt et al., 1999).

Schwerpunkte im zurückliegenden Berichtszeitraum, auf den sich der vorliegende Zwischenbericht bezieht, waren neben einer weiteren Vervollkommnung der Modelle vor allem die Durchführung von Szenarioanalysen und die Regionalisierung von Forschungsergebnissen. Im Kapitel 2 wird eine kurze Einführung zur Strategie der Erstellung von Änderungsszenarien der Landnutzung gegeben, die in die im weiteren beschriebenen Impactanalysen eingegangen ist. Im Kapitel 3 werden dann Szenarioanalysen für die makroskaligen Flussgebiete von Saale und Havel diskutiert sowie die Ergebnisse der spezifischen Analysen für die Einzeleinzugsgebiete Stepenitz und Stör zusammengefasst. In Ergänzung zu den untersuchten Änderungsszenarien der Landnutzung wird im Kapitel 4 auch kurz auf die Problematik von Klimaänderungen und deren Auswirkungen auf Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Erträge eingegangen. Dies ermöglicht erste Vergleiche zum Einfluss von Landnutzungs- und Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt und stellt einen Schritt in die zukünftig notwendige gemeinsame Betrachtung beider Impactprozesse im Rahmen der Forschungen zum globalen Wandel dar.

Die Kapitel 5 und 6 sind den regionalen Analysen von Wasser- und Stoffhaushalt und deren Verallgemeinerung gewidmet. Nach einer zusammenfassenden Kurzdarstellung der bisher durchgeführten Wasserhaushaltssimulationen auf den Maßstabsebenen vom Standort bis zum Gesamteinzugsgebiet der Elbe (Kap. 5.1) werden die Ergebnisse der Regionalisierung der Abflusskomponenten diskutiert (Kap. 5.2). Im Kapitel 6.1 wird eine regionale Analyse der Stickstoffdynamik im makroskaligen Einzugsgebiet der Saale vorgestellt. Die dort durchgeführten Simulationen liefern einerseits einen regionalen Überblick über die aktuelle Stickstoffdynamik und die Reaktion des Systems auf grundlegende Einflussfaktoren und bilden andererseits eine wichtige experimentelle Basis für die Regionalisierung des Stickstoffaustrages für makroskalige Gebiete. Dafür wurde ein fuzzy Regel-basiertes Tool adaptiert, welches methodisch im Kapitel 6.2 zusammen mit einem ersten Anwendungstest vorgestellt wird.

2 Entwicklung von Änderungsszenarien der Landnutzung

Systematische Überlegungen und Untersuchungen zum generellen Vorgehen bei der Entwicklung von Änderungsszenarien der Landnutzung haben in letzter Zeit in Verbindung mit Forschungen zum Globalen Wandel und seinen Auswirkungen besondere Bedeutung erlangt. In Bronstert et al. (2000) wird der Szenariobegriff wie folgt diskutiert. Unter einem Szenario versteht man die „hypothetische Aufeinanderfolge von Ereignissen, die zur Betrachtung kausaler Zusammenhänge konstruiert wird“ (Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion, 1990 S.720). Die Erstellung von Szenarien ist in der Unternehmensführung und Politikberatung ein häufig praktizierter Ansatz, weil er die Möglichkeit bietet die Folgen denkbarer Entwicklungen abzuschätzen und unerwünschte Entwicklungstendenzen durch korrigiertes Eingreifen zu unterbinden (Bork et al., 1995 S.39 f). Bedingt durch die anthropogenen Einflüsse des Menschen auf die Natur sind Szenarioanalysen heute auch in den Umweltwissenschaften zum unverzichtbaren Analysemittel geworden. Szenarien dürfen nicht mit Prognosen gleichgesetzt werden, weil sie keine Informationen über die Eintrittswahrscheinlichkeit der Ereignisse enthalten. Ein Szenario stellt eine bestimmte alternative Zukunft dar, die mit einer Beschreibung des Effekts auf die Einflussgrößen des Untersuchungsgegenstandes ausgeschmückt ist (Jenkins, 1997 S.15). Dafür müssen die Gesetzmäßigkeiten und Einflussgrößen des Systems bekannt sein. Das Szenario wird als Projektion verstanden, weil es keine Rechenschaft über die Entwicklung bis zu dieser Situation ablegt sondern „wenn ... dann“ Aussagen liefert. Über die bewußte Simulation von unwahrscheinlichen und extremen Szenarien können die Grenzen der Belastbarkeit und die Empfindlichkeit des Systems gegenüber Veränderungen ausgelotet werden. Ergebnisse zwischen den Extremen bieten die Möglichkeit unter Berücksichtigung von externen Prognosen ein wahrscheinliches Ergebnis „best guess“ abzuleiten.

Die **Abb. 2.1** zeigt ein vereinfachtes Flussdiagramm für die Ableitung und Analyse von Änderungsszenarien der Landnutzung. Der erste Schritt besteht generell in der Festlegung von Indikatoren bzw. Zielgrößen, an denen die Veränderungen gemessen werden. Im Verbundprojekt „Elbe-Ökologie“ im Themenbereich „Landnutzung im Einzugsgebiet“ wurden als Hauptindikatoren Elemente des Wasser- und Stickstoffhaushaltes festgelegt (vgl. Becker et al., 1999). Nach einer Istzustandsanalyse ist es generell empfehlenswert, die Sensitivität des Systems anhand von Extremszenarien zu prüfen, wie das z.B. mit der vollständigen Umwandlung von Acker in Wald für Wasserhaushaltssimulationen im Einzugsgebiet der Stepenitz exerziert wurde (siehe Becker et al., 1999). Ausgehend von der „Zielformulierung“ lassen sich zwei Aufgaben unterscheiden. Einerseits werden die Auswirkungen hypothetischer bzw. prognostizierter Trends in der Landnutzung auf bestimmte Indikatoren untersucht (z.B. prognostizierte Zunahme der Verstädterung auf den Oberflächenabfluss). Andererseits ist es oft von Interesse zu untersuchen, mit welchen Landnutzungsänderungen/ Bewirtschaftungsmaßnahmen Grenzwerte bestimmter Indikatoren eingehalten oder erreicht werden können (Eine typische Fragestellung lautet z.B.: Welche Maßnahmen sind erforderlich, die Vorgabe einer 50%ige Reduzierung der N-Fracht in die Nordsee zu gewährleisten?). Die zweite Aufgabe wird gewöhnlich iterativ gelöst.

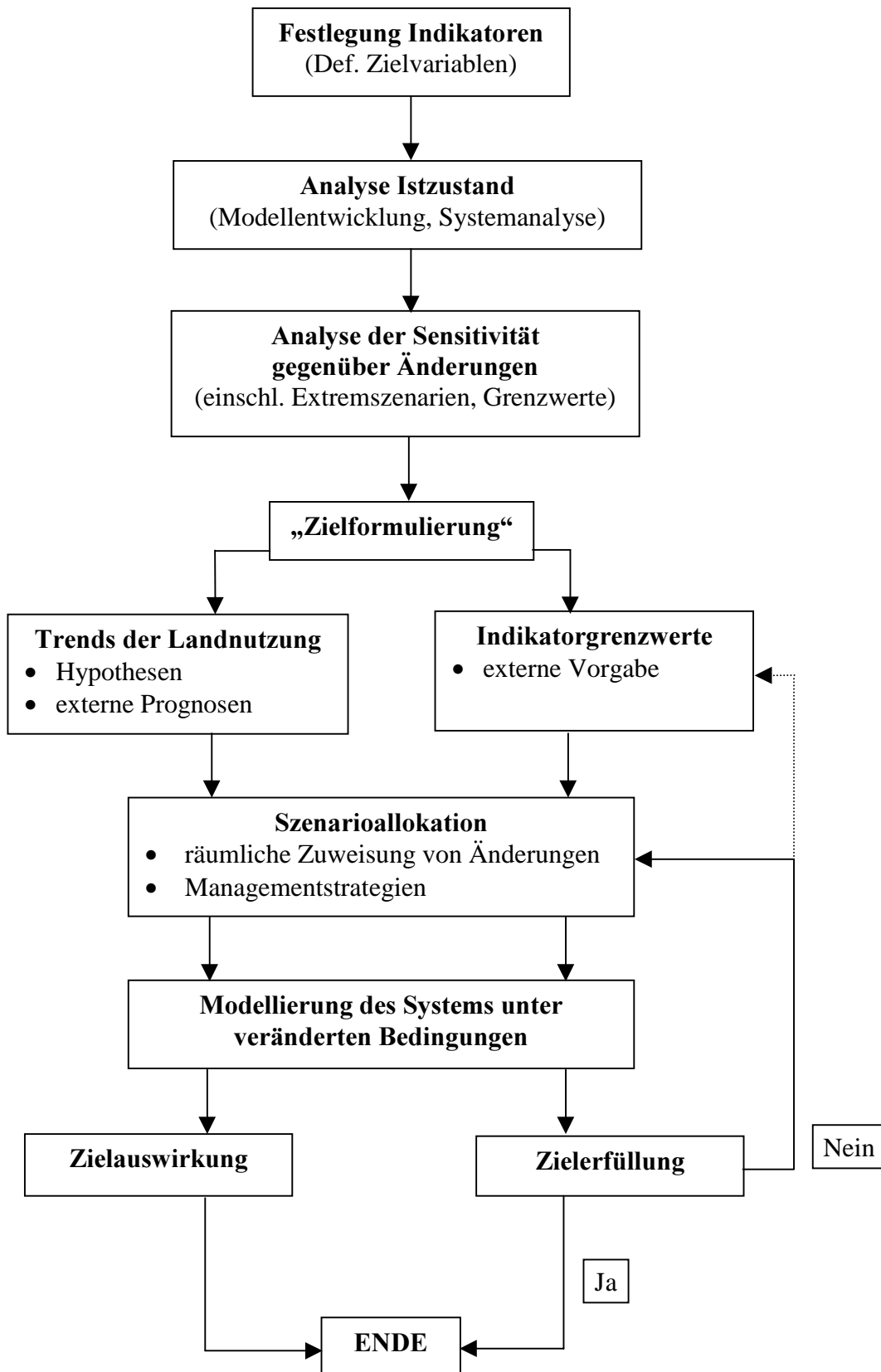


Abb. 1.1: Vereinfachtes Schema für das Vorgehen bei der Erstellung und Analyse von Änderungsszenarien der Landnutzung

Die bisher und im folgenden dokumentierten Untersuchungen beschäftigen sich primär mit der ersten Frage. Bei der Zielformulierung wurde hier prinzipiell von Hypothesen ausgegangen, die aus der Analyse genereller Entwicklungstendenzen (BMELF, 1996, Succow, 1995), politischer und sozioökonomischer Randbedingungen (Agenda2000) und aus naturwissenschaftlich begründeten Erkenntnissen abgeleitet wurden. Es ergab sich, dass folgenden Szenarien besondere Bedeutung zukommt, weshalb deren Auswirkungen im Rahmen der bisherigen Projektarbeit untersucht wurden:

- 1) Extensivierungsmaßnahmen in der Landwirtschaft und Einrichtung von Pufferzonen,
- 2) Reduktion der landwirtschaftlichen Nutzfläche, Zunahme des Anteils an versiegelten Flächen durch Verstädterung und Wiedervernässung von Feuchtflächen,
- 3) Aus sozioökonomischen, politischen und betriebswirtschaftlichen Überlegungen abgeleitete komplexe Szenarien möglicher Reduktionen der landwirtschaftlichen Nutzfläche.

Zu 1) wurden Impactanalysen mit dem Modell SWIM in Brandenburg durchgeführt (Becker et al., 1999), zu 2) und 3) wurden Szenarioanalysen mit dem Modell ARC/EGMO in den Flussgebieten von Saale und Havel (Kap. 3.1) sowie in den Einzugsgebieten von Stepenitz und Stör (Kap. 3.2, Quast und Steidl, 2000) gerechnet. Bei den Analysen zu 1) wurden zusätzlich auch Szenarien möglicher Klimaänderungen auf den Wasserhaushalt und die landwirtschaftlichen Erträge untersucht (Kap. 4). Weitere Aspekte und Einzelheiten werden in den o.g. Kapiteln und Berichten behandelt.

Eine entscheidende Frage bei der Erstellung von Landnutzungsszenarien ist die räumliche „Allokation“ der betrachteten Landnutzungs- bzw. Bewirtschaftungsänderungen. Hierbei müssen gleichzeitig die komplexen Eignungsvoraussetzungen der Standorte (z.B. Bodenfruchtbarkeit, Austragsgefährdung, soziale Verträglichkeit, etc.) und die Nachbarschaftsbeziehungen berücksichtigt werden. Derzeit sind verschiedene konzeptionelle (Fritsch et al., 1999) und stochastische (Hattermann, 2000) Ansätze in der Entwicklung, die eine sukzessive Allokation auf Rasterbasis ermöglichen sollen und deren spätere Anwendung auf die vorliegenden Fragestellungen zu prüfen ist. Voraussetzung zur Nutzung solch räumlich detaillierter Szenarien ist die Fähigkeit der verwendeten Modelle zur räumlich gegliederten (flächendifferenzierten) Modellierung.

Die bis jetzt hier im Rahmen der „Elbe-Ökologie“ durchgeführten Szenarioanalysen implizieren eine sachliche „Grenzwert-bezogene“ Allokation auf Hydrotopbasis (z.B. wenn Gefälle $>x\%$, dann kein Ackerbau), wobei Nachbarschaftsbeziehungen nur zum Teil berücksichtigt werden (z.B. implizit nur bei Verstädterung und Pufferzonen an Flussufern). Für zukünftige Untersuchungen sollten verstärkt komplexe Allokationsalgorithmen mit transienten Szenarien sowie stärker objektivierbare Ziel-Prognosen unter Verwendung sozioökonomischer Modelle (z.B. Cypris, 1999) sowie die gleichzeitige Berücksichtigung von Klima- und Landnutzungsänderung einbezogen werden.

3 Analyse der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt

Nachdem in der ersten Projektphase (1997-98) die Analyse der gegenwärtigen hydrologischen Bedingungen im Einzugsgebietes der Elbe ("Ist-Zustands-Analyse" für den Zeitraum 1981-95) den Hauptgegenstand der Forschungen darstellte, konzentrierten sich die Arbeiten im Berichtszeitraum auf die Ableitung realistischer Landnutzungsszenarien und die Untersuchung ihrer Auswirkungen auf den Gebietswasserhaushalt.

In die Szenarienableitung flossen die bisherigen Erfahrungen der übrigen Elbeökologie-Verbundprojekte im Themenbereich „Landnutzung“ insbesondere aus dem Projekt „WaStor“ und dem „Unstrutprojekt“ (TLU, 1999) zu dieser Thematik mit ein. In Kapitel 3.2 sind deshalb in Form eines kurzen Überblicks die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchungen zur Auswirkung von Landnutzungsänderung in den Teilgebieten Stepenitz und Obere Stör noch einmal zusammenfassend dargestellt.

Das folgende Kapitel beschreibt die Untersuchungen in den makroskaligen Einzugsgebieten von Saale und Havel (ab Spreepegel Leibsch), für die die Zielformulierung im top-down-Ansatz ausgehend von den Bedingungen im Gesamteinzugsgebiet erfolgte. Neben den Rahmenbedingungen für die Entwicklung von politisch und ökonomisch umsetzbaren Landnutzungsszenarien mussten bei diesen makroskalig ausgerichteten Untersuchungen auch skalenabhängige Einflussfaktoren berücksichtigt bzw. z.T. erst determiniert werden. Die im allgemeinen für kleinere mesoskalige Gebiete entwickelten Methoden zur Ableitung von Landnutzungsszenarien konnten also nicht einfach auf größere Räume übertragen werden.

3.1 Makroskalige Analysen für die Flussgebiete von Saale und Havel

Als Referenzszenario dienten die im 1. und 2. Zwischenbericht beschriebenen „Ist-Zustands-Simulationen“ für die Einzugsgebiete der Saale und der Havel mit dem Modellsystem ARC/EGMO, wobei eine weitere Unterteilung der betrachteten Hydrotopklassen in ackerbaulich genutzte Flächen und Grünlandflächen erfolgte. Ihre Flächenverteilung ist in **Abb. 3.1** enthalten. Ausgehend von dieser Referenzsituation wurden folgende Landnutzungsszenarien angenommen, die mit Blick auf eine makroskalige Anwendbarkeit im Gesamteinzugsgebiet der Elbe abgeleitet wurden:

- 1) Reduzierung der Ackerflächen durch Herausnahme von Flächen mit einer Bodenzahl ≤ 40 bzw. einer Hangneigung von mehr als 4 % aus der ackerbaulichen Produktion. Umwandlung der stillgelegten Ackerflächen in Grünland („Szenario Wiese“)
- 2) Wie 1), aber Umwandlung der stillgelegten Ackerflächen in Laubmischwald („Szenario Wald“)
- 3) Alle Auenbereiche werden aus dem Meliorationssystem ausgegliedert und wie natürliche Feuchtfelder innerhalb der Simulation betrachtet („Szenario Auen“).

- 4) Zunahme der Versiegelungsdichte in den bebauten Flächen bei gleichbleibender Flächenausdehnung um ca. 50 % (Szenario „Siedlung1“)
- 5) Zunahme der Versiegelungsdichte in den bebauten Flächen um ca. 50 % bei gleichzeitiger Flächenausdehnung um 10 % (Szenario „Siedlung2“)

Die Simulationen erfolgten auf der Basis der meteorologischen Beobachtungsdaten der Periode 1981 bis 1994.

Bei der Impaktanalyse müssen die unterschiedlichen naturräumlichen Bedingungen in den Einzugsgebieten von Saale und Havel berücksichtigt werden, die insbesondere in den unterschiedlichen Landnutzungsverteilungen sichtbar werden (**Abb. 3.1**). So sind mit 21% des Gesamtflächenanteils die Auenböden (Hydrotopklasse AA) prägend für das im pleistozänen Tiefland liegende Havelinzugsgebiet. Hier werden diese Böden hauptsächlich ackerbaulich (45 %), forstlich (AFw und AHw; 34 %) oder als Grünland (AFg und AHg; 21 %) genutzt, was intensive Meliorationsmaßnahmen erfordert. Ackerbau (Hydrotopklassen AFa und AHa) hat jedoch insgesamt eine untergeordnete Bedeutung im Havelgebiet, bedingt durch die mehrheitlich geringerwertigen Böden dieser Region. Im Gegensatz dazu ist der Ackerbau auf den fruchtbaren Böden der Lößregion die dominierende Landnutzungsform im Saalegebiet.

Demzufolge werden insbesondere bei den ersten drei Szenarien unterschiedliche Flächenanteile in beiden Gebieten erfasst. Dazu kommen vor allem innerhalb des Saale-Einzugsgebietes die räumlich stark heterogenen meteorologischen Bedingungen, die sich den Landnutzungsszenarien überprägen, was deutlich unterschiedliche Gebietsreaktionen erwarten lässt.

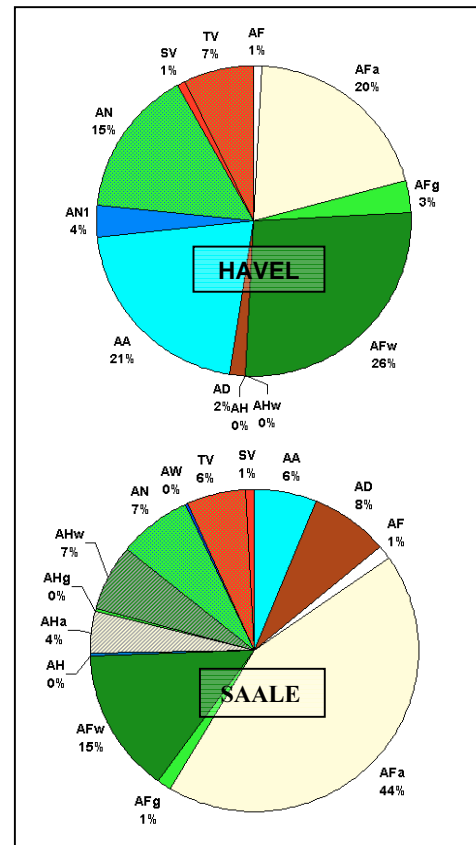


Abb. 3.1: Flächenverteilung Hydrotopklassen (ohne Beachtung der Höhenverteilung) für Havel und Saale

Ziel der ersten beiden Landnutzungsszenarien ist ein Herauslösen unproduktiver bzw. ökologisch bedenklicher Flächen aus der ackerbaulichen Produktion. Dafür wurden zum einen Ackerflächen mit einer Hangneigung von mehr als 4 % bei Zugrundelegen eines DHM1000 ausgewählt. Die betroffenen Flächen nehmen im Saalegebiet einen Flächenanteil von 4 % ein und liegen hauptsächlich auf den mittleren bis armen Böden des Festgesteinsbereiches. Im Havelgebiet treten sie nicht auf. Als weiteres Kriterium wurde die Bodenzahl gewählt, die als Maß für die Ertragsfähigkeit der Böden angesehen werden kann. Zur Bestimmung der Bodenzahlen werden das geologische Alter, die Bodenarten und die Zustandsstufen einbezogen. Mit diesen Angaben konnten aus dem Ackerschätzungsrahmen (siehe Scheffer und Schachtschabel, 1984; Kap. XXXIII Bodenbewertung) die Bodenzahlen abgelesen werden. Da der Schätzungsrahmen immer Spannweiten angibt, wurden Mittelwerte gebildet und dem Bodentyp

zugeordnet. **Tabelle 3.1** zeigt einen Überblick über diese Zuordnung der Böden der BÜK1000 und die jeweiligen ackerbaulichen Flächenanteile in Saale und Havel. Die Festlegung der Größe der Bodenzahl von ≤ 40 als Umwandlungskriterium erfolgte auf der Basis einer empirischen Wahrscheinlichkeitsverteilung der Bodenzahlen aller Ackerflächen entsprechend der (top-down) Vorgabe einer 25 %igen Reduzierung der Ackerflächen im gesamten Elbeinzugsgebiet.

Tab. 3.1: Bodenzahl-Mittelwerte der im Havel- und Saalegebiet auftretenden, ackerbaulich genutzten (laut CO-RINE) Bodeneinheiten der BÜK1000 und Anteile der durch die Szenario 1 und 2 betroffenen Flächen

BZ	BÜK 1000	Havel			Saale			
		Fläche [km ²]	Anteil an Ackerfläche [%]	konv. Anteil [%]	Fläche [km ²]	Anteil an Ackerfläche [%]	konv. Anteil [%]	mittleres Gefälle der konv. Flächen [%]
0,0	70, 71	22,1	0,3	100	309,3	2,0	100	0,9
13,5	34				0,7	0,004	100	0,3
15,8	31, 63	616,9	8,6	100	103,3	0,7	100	2,8
18,0	57				35,3	0,2	100	3,9
18,5	1, 17	458,0	6,4	100				
30,0	32	313,7	4,4	100	26,0	0,2	100	0,5
31,0	23, 28, 29	106,3	1,5	100	1,7	0,0	100	0,5
32,5	7				13,1	0,1	100	1,8
35,3	49, 64, 66				953,5	6,1	100	2,9
40,0	51				962,1	6,1	100	2,6
41,0	6	705,7	9,8		42,2	0,3		
41,5	12	1253,2	17,4		41,8	0,3		
42,5	61				717,5	4,6	16	5,3
42,8	27	575,5	8,0					
43,5	26	2527,8	35,1					
45,8	13				59,3	0,4		
50,8	55				341,4	2,2	22	6,1
51,0	53, 59				860,3	5,5	10	5,6
55,5	56				788,5	5,0	9	5,6
60,5	11				2,6	0,02		
64,5	45, 46	254,8	3,5		771,8	4,9	4	5,0
65,5	22	4,6	0,1		6,4	0,04		
69,0	9				1166,6	7,4	4	5,1
71,5	20	8,0	0,1					
73,5	19	109,5	1,5		618,8	3,9		
75,0	8	251,9	3,5		336,8	2,1	7	5,5
78,0	44, 47				320,7	2,0	5	4,9
82,5	42, 43				1313,7	8,3	11	5,1
82,8	41				532,2	3,4	10	5,1
87,5	40				1070,3	6,8	2	4,9
91,5	36				2719,7	17,3	3	4,6
96,0	37, 38				1623,8	10,3		

Insgesamt ergaben sich im Havelgebiet 21,2 % (1517 km²) und im Saalegebiet 20,1 % (2405 km²) der Ackerflächen, die eine Bodenzahl ≤ 40 aufwiesen und 753 km² im Saalegebiet mit einer Hangneigung > 4 % (vgl. Tab. A1). Das bedeutet eine Konvertierung von 8,6% der Gesamtfläche innerhalb des Havelgebietes und 16,2% der Gesamtfläche im Saalegebiet, die von

den Landnutzungsszenarien 1 und 2 betroffen sind. Die Mehrzahl dieser konvertierten Flächen im Saalegebiet liegt im Festgesteinsbereich des Harzes und des Thüringer Waldes bei Geländehöhen über 300 m ü. NN. Somit kommt es zu einer deutlichen Überlagerung von klimatischen mit landnutzungsbedingten Effekten auf den Gebietswasserhaushalt der Saale, was zu den beobachteten starken Streuungen in den Ergebnissen der Szenarionanalysen führte.

Die erwartete Verstärkung des Besiedlungsdrucks wurde durch eine angenommene Zunahme der Versiegelungsdichte der bebauten Flächen um ca. 50 % bei gleichzeitiger Flächenvergrößerung (Szenario 5: „Siedlung2“) in Form einer ringförmigen Ausdehnung der Städte und Gemeinden um 10% ihrer derzeitigen Fläche simuliert. Dabei konnten nur angrenzende Wasserflächen eine weitere Ausdehnung verhindern. Da insbesondere die Städte häufig an Flüssen liegen, stellen Auenflächen einen großen Anteil der konvertierten Flächen dar. Dieses Szenario entspricht damit der gegenwärtigen Situation in Deutschland, in der immer mehr ökologisch und hydrologisch wertvolle Feuchtfleichen der Urbanisierung zum Opfer fallen. Diese Flächen wurden als teilbebaut modelliert.

Die Auswertung der Impaktanalysen für die verschiedenen Szenarien bezüglich der Veränderung der wichtigsten Wasserhaushaltsgrößen erfolgte sowohl für die Gesamteinzugsgebiete von Saale und Havel, als auch für deren Teileinzugsgebiete. Die Ergebnisse für die Gesamteinzugsgebiete sind in Form der absoluten Veränderung der Jahressummen von realer Evapotranspiration AET, Perkulationsmenge aus der durchwurzelten Bodenzone GWN, Oberflächenabfluss RO und Gesamtabfluss R gegenüber dem Referenzszenario als Mittel über die

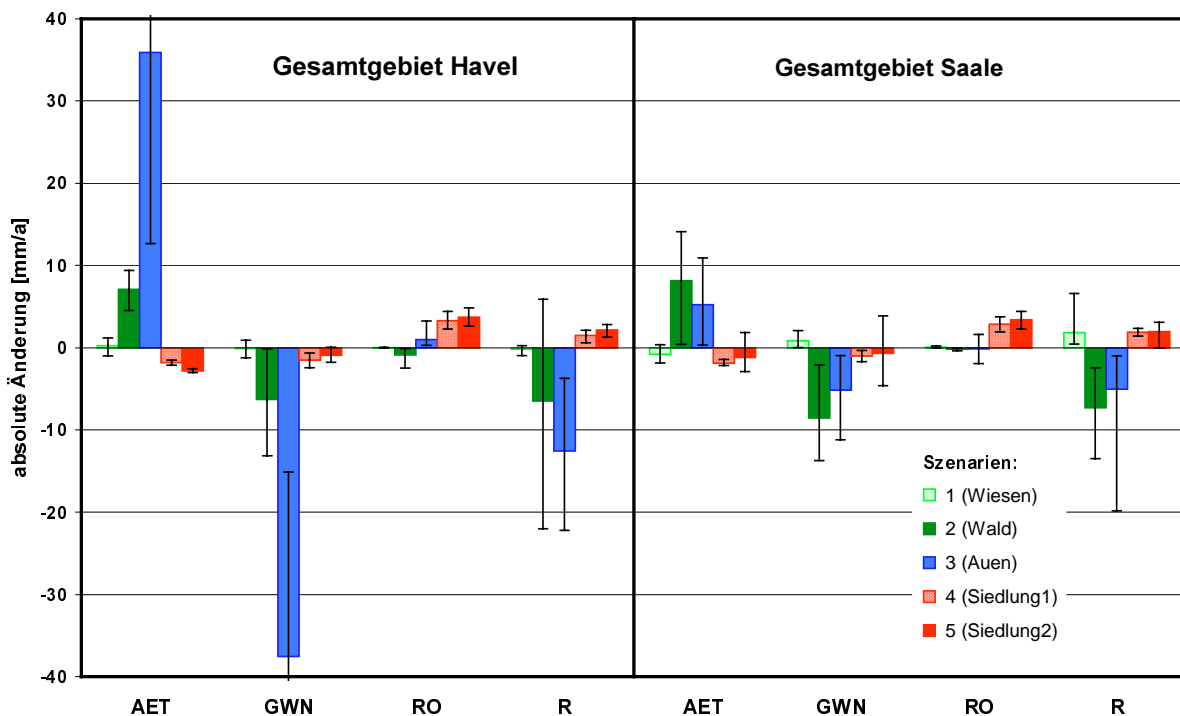


Abb. 3.2: Absolute mittlere jährliche Änderung wichtiger Wasserhaushaltsgrößen (in Farbe: Gebietsmittel) gegenüber dem Referenzszenario mit Darstellung der jeweiligen Extrema (schwarze Balken) im Untersuchungszeitraum 1981 bis 1994

Jahre 1981 bis 1994 in **Abb. 3.2** dargestellt. Zur Verdeutlichung der großen Varianz der Jahreswerte gegenüber den Mittelwerten für die einzelnen Kennwerte (farbige Balken) über die untersuchte Periode sind auch die jeweiligen Extrema dargestellt.

Neben dieser zeitlichen Varianz wurde bei den Szenarioanalysen eine starke räumliche Varianz der Reaktion der untersuchten Wasserhaushaltsgrößen auf die einzelnen Landnutzungsszenarien festgestellt. Bei den allen Szenarien spielt die unterschiedliche Ausprägung der Änderung der Wasserhaushaltsgrößen in den Teilgebieten eine entscheidende Rolle, einschließlich der Überlagerung der Auswirkungen weiterer Einflussfaktoren entsprechend den lokalen und regionalen Besonderheiten (Topographie, klimatische Bedingungen usw.). Zur Verdeutlichung dieses Verhaltens zeigt **Abb. 3.3** die relativen Änderungen der mittleren Jahressummen dieser Kennwerte für die 9 Validierungsgebiete im Havelgebiet und die 19 Saale-Teileinzugsgebiete in Form von „Box-Whisker-Plots“ (vgl. Hartung, 1991).

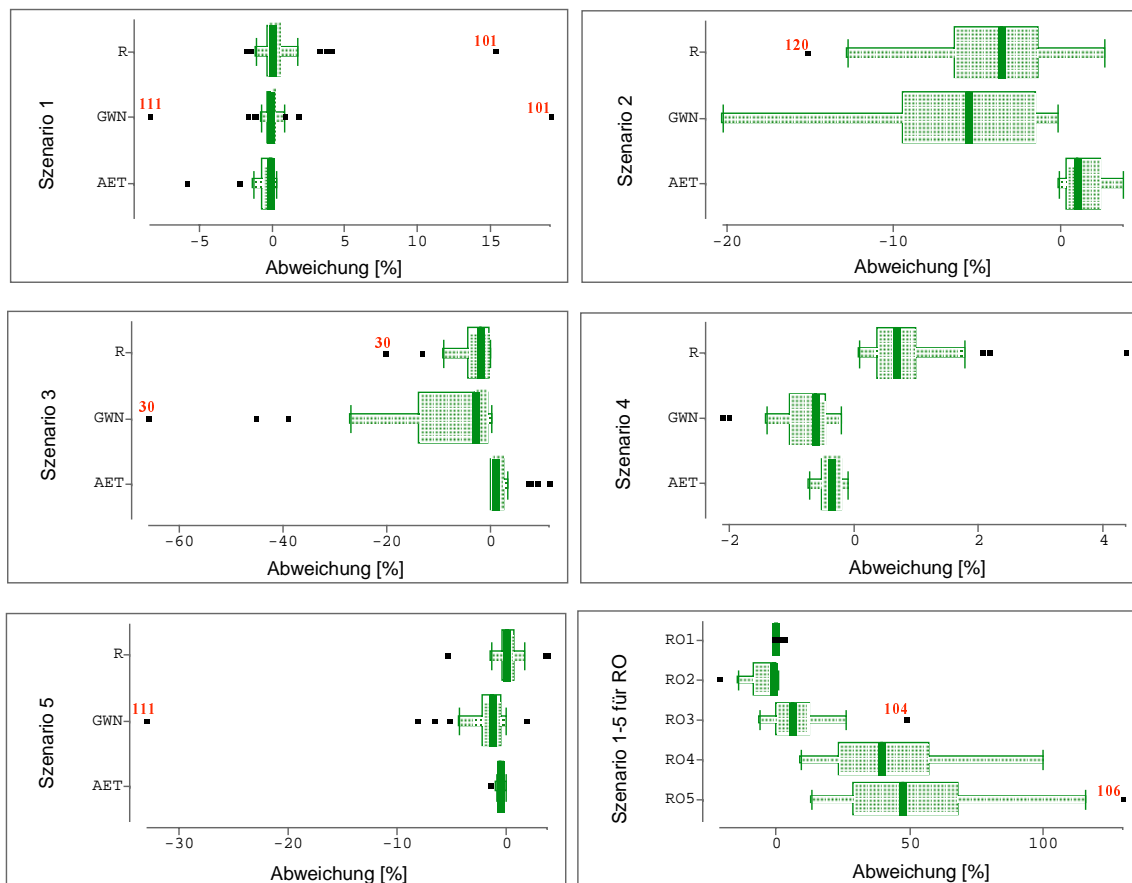


Abb. 3.3: Relative Abweichungen der mittleren Wasserhaushaltsgrößen vom Istzustand für 28 Teilgebiete von Saale und Havel für alle Szenarien in Form von Box-Whisker-Plots (Boxweite = Interquartilsabstand, vertikaler Balken innerhalb der Boxen = Median, Whisker = 1.5*Boxweite, Punkte = Extremwerte)

Die Streuung der in den Validierungsgebieten simulierten mittleren Änderungen um den Median ist für die einzelnen Kennwerte und Szenarien unterschiedlich. Die Gebietsreaktionen sind vor allem beim Szenario2 (Wald) sehr unterschiedlich, wie die großen Boxweiten zeigen. Deutlich werden weiterhin die stark unterschiedlichen Gebietseigenschaften bezüglich der Grundwasserneubildung in allen Szenarien und des Oberflächenabflusses in den beiden

Siedlungsszenarien. Teileinzugsgebiete, die besonders starke Abweichungen vom mittleren Verhalten der einzelnen Kennwerte in den Szenarien zeigen, sind die der Weida (101), der Helme (104), der Salza (111), der Nuthe (30) und das obere Dahme-Einzugsgebiet (120) (vgl. rot markierte Extremwerte in **Abb. 3.3**). Ursachen sind hierfür zum einen die überproportional hohen Gebietsanteile der von den jeweiligen Szenarien betroffenen Flächen in diesen Gebieten. So liegen die Flächenanteile der vom Szenario 1/2 betroffenen Ackerflächen bei über 40% im Weida- und bei 30% im oberen Dahmegebiet. Hier sind davon ca. 40% wiederum grundwassernahe Standorte, was in dieser niederschlagsarmen Region unter Szenario 2 (Wald) zu einer enormen Grundwasserzehrung führt. Ein extremes Beispiel für das Szenario 3 (Auen) ist die Nuthe. Durch dieses Szenario sind hier mehr als 60% der Gebietsfläche betroffen. Entsprechend der Lage des Selkeinzugsgebietes (106) im Harz wirkt sich hier das Landnutzungsszenario 5 besonders gravierend auf die Oberflächenabflussbildung aus.

Obwohl die relativen Änderungen der den Gebietsabfluss bestimmenden Wasserhaushaltsgrößen in einzelnen Teileinzugsgebieten über 50% betragen können, sind die Auswirkungen auf die langjährigen mittleren Abflüsse von Saale und Havel gering. So können zwar bei Einzelereignissen Differenzen bei den simulierten Durchflüssen im Vergleich zum Referenzszenario von bis zu 234 m³/s (Saale, Szenario 5) auftreten, die absoluten Veränderungen der Abflussjahressummen liegen jedoch im Mittel unter 10 mm/a (vgl. **Abb. 3.2**). Die stärksten Auswirkungen auf den Gebietswasserhaushalt und die simulierten Gebietsabflüsse zeigen sich beim „Auenszenario“ (Szenario 3) und beim Waldszenario (Szenario 2). Hier ist für beide Gebiete ein deutlicher Trend aller untersuchten Größen zu beobachten. In beiden Gebieten verringert sich beim „Auenszenario“ der mittlere Gebietsabfluss (Saale 3 % und Havel 9 %) und es tritt eine erhöhte Verdunstung auf Grund des vergrößerten Nassflächenanteils auf (Saale 1 % und Havel 12,4 %). Die Auswirkungen im Saalegebiet sind entsprechend dem geringeren Flächenanteil der Auen deutlich kleiner als für die Havel.

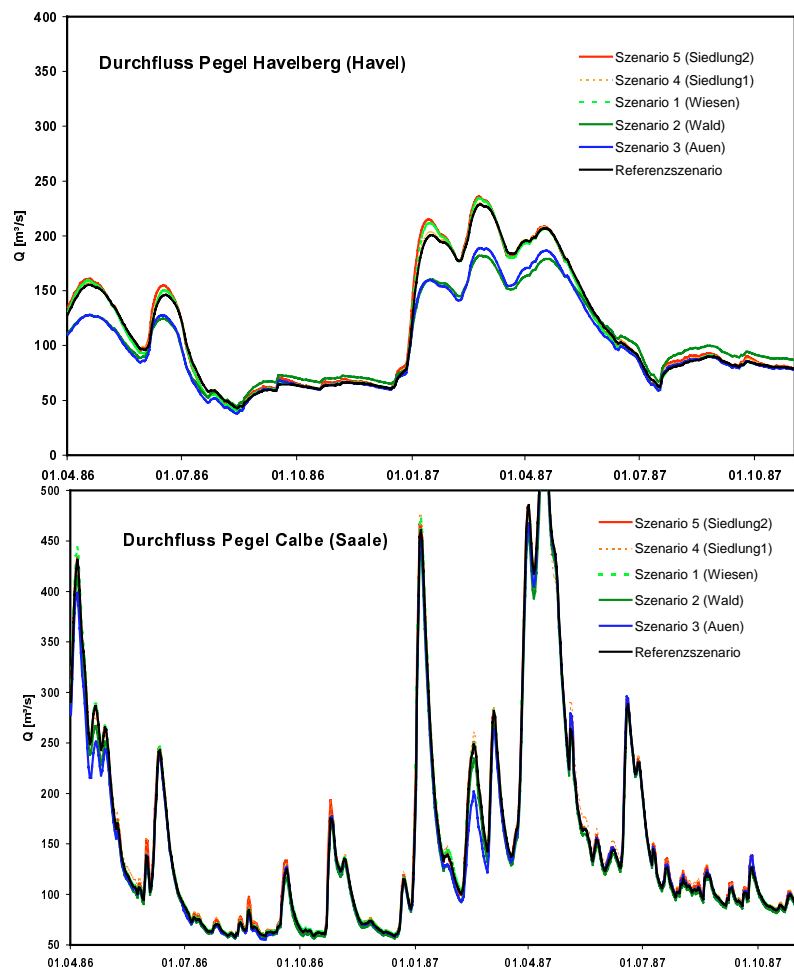


Abb. 3.4: Simulierte Durchflüsse an den Mündungspegeln von Havel und Saale (1.4.86 - 1.11.87)

Betrachtet man die zeitliche Dynamik der simulierten Durchflüsse an den Validierungspegeln, so werden auch an den Gebietsauslässen in Havelberg (Havel) und Calbe (Saale) die unterschiedlichen Gebietsreaktionen auf die einzelnen Landnutzungsszenarien deutlich. Abb. 3.4 zeigt die simulierten Ganglinien für einen repräsentativen Zeitabschnitt. Die relativen Abweichungen der Tageswerte zum Referenzszenario (**Tab. 3.2**) können für beide Gebiete bei bis zu 30% liegen. Bedingt durch die hohen Durchflusswerte und die starke zeitliche Abflussdynamik im Saalegebiet sind diese Abweichungen bei der Darstellung eines Zeitraumes von 1,5 Jahren schlechter sichtbar als für die Havel.

Durch die Herausnahme der Flussauen aus der Melioration (Szenario 3, „Auen“) wird in beiden makroskaligen Flussgebieten eine Reduzierung der Abflussspitzen mittlerer Hochwasser erreicht, wogegen der Einfluss auf Extremhochwasserereignisse (z.B. Januar/April 1987, April 1988 und 1994) gering ist.

Das Ergebnis der zunehmenden Urbanisierung zeigt sich in der Amplitudenzunahme vor allem der kleinen Hochwasser. Die Auswirkung auf Extremhochwasserereignisse ist nicht so eindeutig und variiert je nach Region und Hochwasser-Entstehungsverlauf.

Tab. 3.2: Maximale positiv und negativ gerichtete relative Abweichung [%] der simulierten täglichen Durchflüsse Q [m^3/s] für die einzelnen Landnutzungsszenarien im Vergleich zum Referenzszenario (1984-94)

		Szenario 1	Szenario 2	Szenario 3	Szenario 4	Szenario 5
Saale	max. positive Differenz	12,3	5,0	9,9	20,2	23,7
	max. negative Differenz	-3,1	-16,0	-24,9	-11,1	-6,4
Havel	max. positive Differenz	7,7	27,9	30,4	14,3	24,1
	max. negative Differenz	-12,3	-27,2	-29,9	-1,0	-11,5

Das Szenario 2 „Wald“ führt in beiden Gebieten zu einer signifikanten Reduktion von Abflussspitzen. Während im Havelgebiet eine deutliche NW-Aufhöhung bewirkt wird, sind die Auswirkungen auf die Niedrigwasserstatistik der Saale nur gering, was in der zuvor erwähnten Überlagerung verschiedenster Einflussgrößen begründet sein könnte. So ist die räumliche Verteilung der Konversionsflächen aller Szenarien im Havelgebiet recht gleichmäßig, während sie im Saalegebiet sehr inhomogen und für die einzelnen Szenarien unterschiedlich ist. Insbesondere die Szenarien 1 und 2 betreffen mehrheitlich Flächen in den Quellgebieten der Saale und ihrer Nebenflüsse, so dass am Gebietsauslass kaum noch eine Reaktion beobachtet werden kann. Deshalb sollte die Bewertung von Landnutzungsszenarien immer regionsspezifisch und im Kontext mit den klimatischen Bedingungen erfolgen.

3.2 Spezifische Analysen am Beispiel der Teilgebiete Stör und Stepenitz

Im Rahmen des Teilprojektes „Dynamische skalenübergreifende Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Gebieten des pleistozänen Tieflandes“ (WaStor) wurden am PIK Landnutzungsänderungsszenarien auf der Grundlage der folgenden fünf Schritte entwickelt und umgesetzt:

1. Umfassende hydrologische Modellierung und Analyse des gegenwärtigen Zustands (“Ist-Zustandes”) des Einzugsgebietes zur Modellvalidierung und als Referenz (Basis) für eine Erfassung der Einflüsse verschiedener Nutzungsalternativen
2. Entwicklung und Analyse von Extremszenarien zur Untersuchung der denkbaren Bandbreite möglicher Auswirkungen und der Sensitivität des verwendeten Modellsatzes
3. Ausweisung von Teilräumen, die aufgrund natürlicher Landschaftseigenschaften für Landnutzungsänderungen primär in Frage kommen
4. Berücksichtigung sozioökonomischer Aspekte bei der Gebietsausweisung
5. Entwicklung und Analyse komplexer (“realistischer”) Szenarien mit Ableitung von Handlungsempfehlungen.

Die Schritte 1 und 2 wurden zunächst durchgeführt, wobei das hochauflösende, flächendifferenzierte, dynamische Modellierungssystem ARC/EGMO

Tabelle 3.2: Für die Einzugsgebiete Obere Stör und Stepenitz berechnete Änderungen der Jahressummen wichtiger Wasserhaushaltsgrößen gegenüber dem Ist-Zustand (in %) unter der Annahme einer Aufforstung aller im Einzugsgebiet vorkommenden landwirtschaftlich genutzten Flächen.

Legende: ER = Verdunstung, SWB = Sickerwasserbildung, RO = Oberflächenabflussbildung, QC = Gebietsabfluss

Jahr	OBERE STÖR				STEPENITZ			
	ER	SWB	RO	QC	ER	SWB	RO	QC
1982	6,5	-11,9	-0,6	-0,8	13,2	-11,9	-0,7	-12,7
1983	7,7	-7,6	-0,8	-5,4	14,5	-33,1	-1,5	-18,3
1984	3,2	-4,1	-0,8	-6,0	4,6	-28,9	-1,5	-24,2
1985	3,2	-5,1	-0,6	-5,4	8,2	-14,0	-0,7	-18,3
1986	6,2	-6,7	-0,2	-5,4	12,5	-31,7	-1,0	-18,2
1987	0,2	-0,1	-0,7	-3,6	2,4	-8,7	-1,3	-20,8
1988	4,0	-4,2	-0,3	-2,6	14,6	-5,6	-0,2	-11,9
1989	6,3	-11,5	-1,5	-6,6	8,8	-133,9	-1,9	-22,8
1990	4,0	-4,4	-0,5	-5,6	13,2	-61,0	-3,2	-40,4
1991	5,5	-8,2	-0,7	-5,9	12,9	-56,1	-2,7	-43,6
1992	6,8	-10,0	-0,2	-6,5	13,5	-52,5	-3,3	-39,0
1993	5,9	-5,8	-0,7	-7,9	4,8	-11,4	-18,2	-30,6
Mittel 82-93	5,0	-6,6	-0,6	-5,1	10,3	-37,4	-3,0	-25,1

angewendet wurde. Bei Schritt 2, der auch als Sensitivitätsstudie mit extremen, nicht realistischen Landnutzungsänderungen betrachtet werden kann, wurden in den Einzugsgebieten der Stepenitz und der Oberen Stör als Extremszenarien die Umwandlung der gesamten Ackerfläche in Wald, Brachland oder Wiese untersucht. Im Fall der Stepenitz sind von dieser Konversionsmaßnahme insgesamt 66% der Gesamtfläche betroffen, im

Fall der Oberen Stör ziemlich genau die Hälfte des Gesamtgebietes. Wegen der hohen Verdunstung von Wäldern sind die Auswirkungen auf die berechneten Wasserhaushaltsgrößen im Fall der Aufforstung am gravierendsten. Die in **Tabelle 3.2** zusammengestellten Ergebnisse zeigen, dass sich gegenüber dem Ist-Zustand im langjährigen Mittel insbesondere für die Sickerwasserbildung und den Gebietsabfluss Änderungen ergeben, die z.T. erheblicher Natur sind und zu beträchtlichen Störungen des regionalen Wasserhaushaltes führen. Auffallend

sind die erheblich geringeren Auswirkungen von Landnutzungsänderungen im Einzugsgebiet der Oberen Stör, die im wesentlichen meteorologisch bedingt sind (in Norddeutschland maritim und in Mitteldeutschland eher kontinental geprägt).

Eine umfassende Darstellung dieser und anderer Ergebnisse findet sich im 2. Zwischenbericht des PIK zum WaStor-Projekt (Lahmer und Becker, 1998) sowie im Zwischenbericht 1999 des ZALF zu diesem Projekt (Lahmer und Becker, 2000).

Angesichts der Vielzahl möglicher realistischer Maßnahmen zur Änderung der aktuellen Landnutzung wurde dann bei der Entwicklung des Szenarienkatalogs eine Eingrenzung der Variantenvielfalt und damit eine Konzentration auf die als wesentlich erachteten Maßnahmen vorgenommen (Schritte 3 bis 5). Eingang fanden hier solche Szenarien, die auf einigen von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Abt. Agrarökonomie (LfL), bzw. vom Landesumweltamt Brandenburg (LUA) durchgeführten Untersuchungen basieren und die allgemein sinnvoll erachteten Zielvorgaben zur Konversion landwirtschaftlich genutzter Flächen entsprechen. Die Untersuchungen wurden im Teilprojekt des PIK zu WaStor in den Einzugsgebieten der Stepenitz und Oberen Stör durchgeführt, die durch eine Reihe komplexer hydrologisch-wasserwirtschaftlicher und landschaftsökologischer Probleme gekennzeichnet sind. In beiden Gebieten haben Meliorationsmaßnahmen in der Vergangenheit zu erheblichen Verlusten an natürlichen Retentionsflächen geführt, weshalb eine Teilzielstellung darin besteht, Vorschläge für Maßnahmen zur Rückhalterhöhung zu erarbeiten.

Gemeinsam mit der LfL wurde ein in sich schlüssiges Konzept zur Untersuchung der Auswirkungen realistischer Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt entwickelt und ein Katalog von Änderungsszenarien erarbeitet und umgesetzt, der einen beträchtlichen Rahmen möglicher Entwicklungsalternativen einschließt. Dieser Katalog enthält zunächst Szenarien, die sich aus einer Verknüpfung naturräumlicher Indikatoren wie Geländegefälle, Grundwasserflurabstand und Bodeneigenschaften ergeben. Die Hinzunahme soziökonomischer Aspekte führt dazu, dass sowohl die Ausweisung umzuwandelnder Flächen als auch die daraus resultierenden Ergebnisse stark von den entsprechenden, politisch motivierten Vorgaben beeinflusst werden.

Die genannten naturräumlichen Indikatoren lassen sich aus den räumlichen Basiskarten oder zusätzlichen Karten ableiten. Ein wichtiger zusätzlicher Indikator ist die "Ackerzahl" (AZ), die bis heute eine wesentliche Grundlage für die Bewertung von landwirtschaftlichen Nutzflächen darstellt. Sie wurde im Rahmen der bestehenden Zusammenarbeit von der Landesanstalt für Landwirtschaft (LfL) bereitgestellt, und zwar angepasst an die aktuellen Grenzen der Gemeinden im Land Brandenburg und in eine entsprechende Karte für das Stepenitzgebiet überführt.

Die im Stepenitzgebiet untersuchten komplexeren Änderungsszenarien sind in **Tabelle 3.3** charakterisiert. Sie betreffen eine sukzessive Umwandlung ausgewählter Ackerflächen in vier andere Nutzungsformen und werden dem Anspruch der "Realitätsnähe" eher gerecht als die

oben diskutierten Extremszenarien. Die Annahmen entsprechen weitgehend den von der LfL vorgegebenen Bedingungen für eine dem Gebiet angepasste Änderung landwirtschaftlich genutzter Flächen im Land Brandenburg unter Berücksichtigung der Indikatoren Grundwasserflurabstand, Gefälle und Ackerzahl.

Tabelle 3.3: Überblick über die im Einzugsgebiet der Stepenitz definierten vier Konversionsarten und die daraus abgeleiteten vier Szenarien für die Umwandlung von Ackerland in vier andere Nutzungsformen. Als Kriterien für die Flächenausweisung und -umwandlung wurden die Indikatoren Grundwasserflurabstand (GWFA), Gefälle und Ackerzahl (AZ) verwendet.

Konversionsart	Szenario				Beschreibung Konversion aller Ackerflächen	Fläche [km ²]	Flächenanteil an Ackerfläche [%]	Flächenanteil an Gesamtfläche [%]
1	1	2	3	4	mit Gefälle $\geq 4\%$ in Trockenrasen	16,82	4,43	2,93
2					mit GWFA $\leq 0.75\text{m}$ in Wiese	100,60	26,50	17,50
3					mit AZ ≤ 29 und GWFA $\geq 4.5\text{m}$ in Wald	39,72	10,46	6,91
4					mit AZ ≤ 29 und $0.75\text{m} < \text{GWFA} < 4.5\text{m}$ in Brachland	36,29	9,56	6,31
Summen						193,43	50,95	33,65

Es wurden Konversionsarten untersucht, für die zunächst die für Nutzungsänderungen in Frage kommenden Flächen sowie deren Anteil an der Gesamtfläche des Stepenitzgebietes GIS-gestützt ausgewiesen wurden. Es ergab sich, dass bei Umsetzung aller vier Konversionsarten (Szenario 4) insgesamt knapp 51 % der im Stepenitzgebiet vorhandenen Ackerfläche bzw. knapp 34 % der Gesamtfläche betroffen sind.

Für die Impactanalysen der gegenwärtigen Landnutzung (Referenzszenario) und der vier Änderungsszenarien wurde wiederum das Modellierungssystem ARC/EGMO eingesetzt, und zwar in Tagesschritten für die Periode 1981 bis 1993. Berechnet wurden die Wasserhaushaltsgrößen Verdunstung, Sickerwasserbildung, Oberflächenabflussbildung und Gebietsabfluss. Exemplarisch sind in **Abb. 3.5** die Ergebnisse dieser Rechnungen für das Stepenitzgebiet in Form der Änderungen der mittleren Jahressummen der genannten Wasserhaushaltskomponenten für die einzelnen Konversionsarten sowie für das Szenario 4 gegenüber dem Ist-Zustand dargestellt. Es zeigt sich, dass die Umwandlung von Ackerflächen in Trockenrasen, Wiese oder Brachland zu keinen nennenswerten Änderungen der vier berechneten Größen führt, was u.a. auch mit dem geringen Flächenanteil der von diesen Maßnahmen betroffenen Ackerflächen zusammenhängt. Nennenswerte Auswirkungen ergeben sich nur, wenn die Acker- in Waldflächen umgewandelt werden.

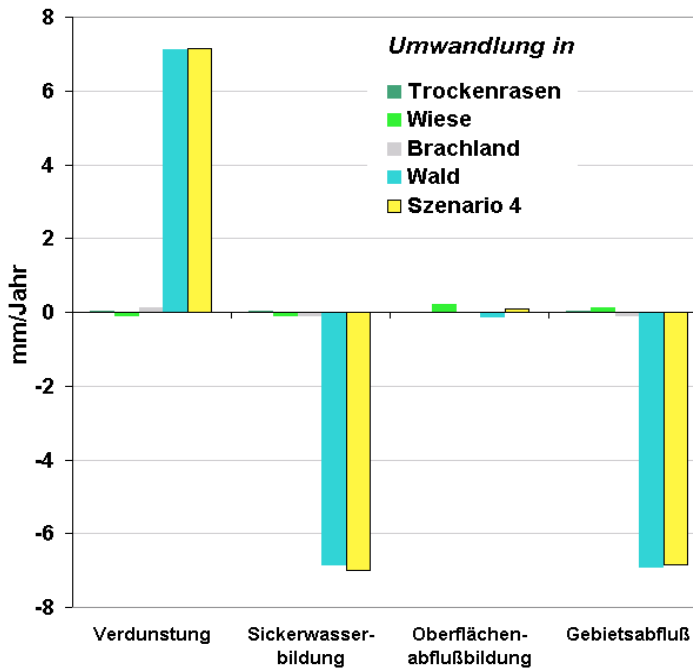


Abb. 3.5: Veränderungen der im Stepenitzgebiet für die Periode 1981-1993 berechneten mittleren Jahressummen wichtiger Wasserhaushaltsgrößen bei Umwandlung von Ackerflächen in verschiedene Nutzungsformen.

Bei dieser Konversionsart ergibt sich eine Zunahme der mittleren jährlichen Verdunstung um ca. 1.5 % (7.2 mm), eine daraus resultierende Abnahme der Sickerwasserbildung um ca. 4.6 % (7.0 mm), sowie eine entsprechende Abnahme des am Pegel Wolfshagen ermittelten

Gebietsabflusses um ca. 3.5 % (6.8 mm). Die im Szenario 4 angenommene zusätzliche Umwandlung von Acker- in Brachflächen bewirkt nur geringfügige Modifikationen dieser Größen, da lediglich knapp 10 % der Ackerflächen betroffen sind. Die Oberflächenabflussbildung ist angesichts der hohen Durchlässigkeit der untersuchten Flächen sehr gering, weshalb auch die Modifikationen durch Landnutzungsänderungen vernachlässigbar sind.

Tabelle 3.4: Überblick über die im Einzugsgebiet der Oberen Stör definierten vier Konversionsarten und die daraus abgeleiteten vier Szenarien für die Umwandlung von Ackerland in vier andere Nutzungsformen. Als Kriterien für die Flächenausweisung und -umwandlung wurden die Indikatoren Grundwasserflurabstand (GWFA) und Gefälle verwendet.

Konversionsart	Szenario	Beschreibung Konversion aller Ackerflächen	Fläche [km ²]	Flächenanteil an Ackerfläche [%]	Flächenanteil an Gesamtfläche [%]
1	1 2 3 4	mit Gefälle $\geq 4\%$ in Trockenrasen (Grünland)	29,60	5,09	2,56
2	1 2 3 4	mit GWFA $\leq 0.75\text{m}$ in Wiese (Grünland)	133,69	23,01	11,55
3	1 2 3 4	mit $0.75\text{m} < \text{GWFA} < 3.2\text{m}$ in Brachland (Kiesabbau)	98,25	16,91	8,49
4	1 2 3 4	mit GWFA $\geq 3.2\text{m}$ in Wald	319,55	54,99	27,61
Summen			581,10	100,00	50,20

Ausgehend von diesen Untersuchungen und Ergebnissen wurden für Vergleichszwecke auch im Einzugsgebiet der Oberen Stör entsprechende Untersuchungen durchgeführt. Da keine Informationen über Ackerzahlen vorlagen, konnte dieser Indikator bei der Auswahl zu konvertierender Flächen nicht verwendet werden. Als Indikatoren dienten somit der Grundwasserflurabstand und das Gefälle

Tabelle 3.4 gibt einen Überblick über die vier untersuchten Konversionsarten, die jeweils betroffene Fläche sowie den Flächenanteil der konvertierten Ackerflächen an der gesamten Ackerfläche bzw. am Einzugsgebiet. Aus den vier Konversionsarten wurden vier jeweils aufeinander aufbauende Landnutzungsänderungsszenarien generiert. Während die Szenarien 1, 2

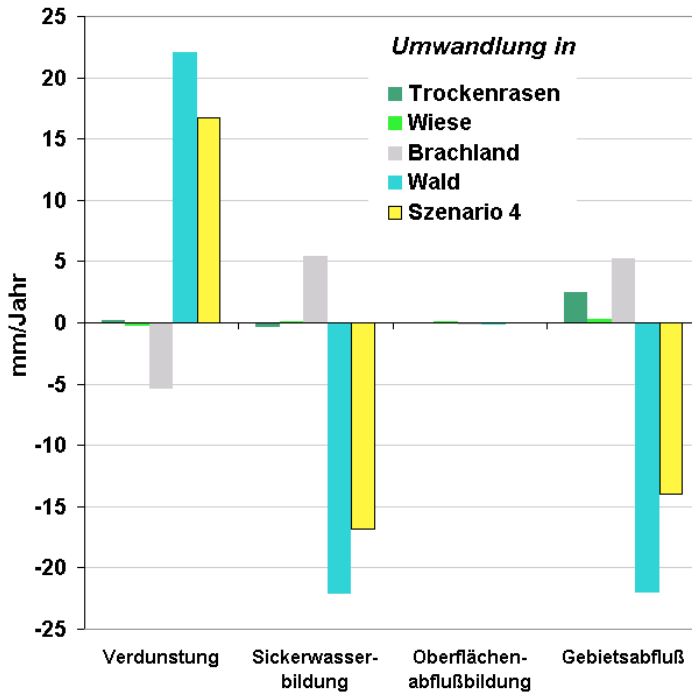


Abb. 3.6: Veränderungen der in der Oberen Stör für die Periode 1982-1993 berechneten mittleren Jahressummen wichtiger Wasserhaushaltsgrößen bei Umwandlung von Ackerflächen in andere Nutzungsformen.

und 3 mit insgesamt 5.1 %, 28.1 % und 45.0 % konvertierter landwirtschaftlich genutzter Fläche noch als „realistisch“ eingestuft werden können, führt die zusätzliche Aufforstung der restlichen Ackerflächen (55 %) zu einem unrealistischen Änderungsszenario (Umwandlung von 100 % der in der Oberen Stör vorhandenen Ackerfläche bzw. 50.2 % der Gesamtfläche), das wiederum im Sinne einer Sensitivitätsstudie zur Beurteilung maximal zu erwartender Änderungen diene.

che keine wesentliche Rolle. Gleiches gilt – außer für den Gebietsabfluss – für die Umwandlung von Acker in Trockenrasen auf hängigen Standorten. Erst die Umwandlung von Acker in Brachland und insbesondere in Wald führt auch hier zu erwähnenswerten Änderungen aller Wasserhaushaltsgrößen. Bei Berücksichtigung aller vier Konversionsarten (Szenario 4) ergeben sich mit +3.5 %, -4.4 % bzw. -3.4 % dennoch vergleichsweise geringe Änderungen für Verdunstung, Sickerwasserbildung und Gebietsabfluss. Wie im Stepenitzgebiet sind Änderungen im Oberflächenabfluss auf Grund der Standortbedingungen kaum nachweisbar.

Abb. 3.6 zeigt die Ergebnisse der für die Periode 1982-1993 durchgeführten Impactanalysen, die den im Stepenitzgebiet erhaltenen sehr ähnlich sind. Die Umwandlung von Ackerland in Wiese spielt trotz des nicht unerheblichen Flächenanteils von 23 % an der Ackerflä-

Insgesamt bleibt festzustellen, dass sich in den untersuchten Einzugsgebieten mit moderaten Änderungen der aktuellen Landnutzung nur relativ geringe Auswirkungen auf die untersuchten Wasserhaushaltsgrößen und damit nur geringe Erhöhungen des Wasserrückhaltes im Gebiet erreichen lassen. Alle berechneten mittleren Änderungen der betrachteten Wasserhaushaltsgrößen liegen unterhalb von 5 % im Vergleich zum Ist-Zustand. Forderungen nach einer erheblichen Rückhalterhöhung sind deshalb im Prinzip nur schwer, und in nennenswertem Ausmaß nur über ausgedehnte Wiederaufforstungsmaßnahmen bislang landwirtschaftlich genutzter Flächen erreichbar. Ob sich solche Maßnahmen allerdings in einer bereits unter Trockenstreß und Wasserknappheit leidenden Region wie Brandenburg praktisch umsetzen lassen, ist mehr als fraglich.

4 Analyse der Auswirkungen von Klimaänderungen auf Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Erträge in Brandenburg

Auch für diese Analysen wurde das Modell SWIM eingesetzt. Es wurden zwei transiente Klimaänderungsszenarien angewendet, die von einer Temperaturerhöhung um 1.5 K (im Mittel) ausgehen: ein "Feuchtszenario" W15 und ein "Trockenszenario" D15. Sie wurden von der Abteilung Klimasystem des PIK bereitgestellt. Für diese Analysen wurde das Spektrum möglicher Fruchtarten begrenzt auf Winterweizen, Wintergerste und Mais.

Betrachtet wurden drei Zeiträume: 1981-1992 (Bezugsperiode A), 2022-2030 (Periode B) und 2042-2050 (Periode C). Die atmosphärische CO₂-Konzentration für die drei Perioden wurde zu 346, 406 und 436 ppm angesetzt. Für das Feuchtszenario W15 beträgt die angenommene Niederschlagserhöhung in Brandenburg in den Perioden B und C + 5,2 % bzw. + 11,7 % (im Mittel). Die entsprechenden Werte für das Trockenszenario D15 betragen - 1,7 % (Periode B) und - 11,3 % (Periode C). Zur Berechnung der Veränderungen der Photosynthese und Verdunstung infolge der veränderten atmosphärischen CO₂-Konzentration wurden zwei Ansätze angewendet:

- Erfassung der Veränderung der potentiellen Wachstumsrate pro Einheit der absorbierten photosynthetisch aktiven Strahlung mit Hilfe eines temperaturabhängigen Korrekturfaktors α , der aus Experimenten mit C3- und C4-Pflanzen abgeleitet wurde, und
- Annahme einer Abhängigkeit der regionalen Transpiration von der atmosphärischen CO₂-Konzentration (β -Faktor, der mit dem Faktor α gekoppelt ist).

Es gibt verschiedene Verfahren zur Bestimmung der zuvor genannten Faktoren α und β (Goudrian et al., 1984; Rotmans et al., 1993). Detaillierte Ergebnisse werden z.B. von Easmus (1991), Grossmann et al. (1995) und Kimball et al. (2000) vorgestellt. Bei unseren Untersuchungen wurde zur Ermittlung der Nettophotosynthese ein semi-mechanistisches Verfahren verwendet (ausführliche Beschreibung siehe Krysanova et al., 1999c), das aus einem mechanistischen Modell für die Netto-Blattassimilation abgeleitet wurde (Harley et al., 1992). Es berücksichtigt die Wechselwirkungen zwischen CO₂ und Temperatur. Die Simulationen wurden in zwei Varianten durchgeführt: mit und ohne den Faktor β . Die erhaltenen Ergebnisse sind in **Tabelle 4.1** dargestellt. Eine Übersicht über alle Berechnungsergebnisse wird in Krysanova et al. (1999c) gegeben.

Die Ergebnisse der Anwendung beider Varianten verdeutlichen die noch gegebenen Unsicherheiten bezüglich der Bedeutung der Stomatasteuerung für die Gebietsverdunstung aufgrund einer höheren CO₂-Konzentration. Jarvis und McNaughton (1986) gehen davon aus, dass es keine Steuerung der regionalen Verdunstung durch die Stomatawiderstände gibt, weil direkte Wechselwirkungen mit dem gesamten Feuchteprofil innerhalb der planetaren Grenzschicht gegeben sind. Diese bewirken eine gewisse Schließung der Stomata im Sinne eines negativen Feedbacks. Andererseits zeigen neuere Modelluntersuchungen von Kimball et al.

(1995), dass die Stomata durchaus eine bemerkenswerte Steuerung der regionalen und globalen Verdunstung bewirken können.

Tabelle 4.1: Prozentuale Änderungen der Wasserhaushaltskomponenten sowie der landwirtschaftlichen Erträge bestimmter Fruchtarten bei sich änderndem Klima im Land Brandenburg

<i>Simulationsexperimente</i>		<i>Wasserhaushaltskomponenten / Erträge</i>	<i>Änderungen (%) gegenüber Bezugsszenario A</i>			
			<i>Periode B (2022-30)</i>		<i>Periode C (2042-50)</i>	
			<i>W15</i>	<i>15</i>	<i>W15</i>	<i>D15</i>
<i>I</i>	<i>Klimaänderung</i>	<i>Verdunstung</i>	+9.5	+5.7	+15.4	+4.9
		<i>Grundwasserneubildung</i>	-3.2	-12.2	+7.0	-31.5
		<i>Abfluss</i>	+7.0	-1.9	+17.2	-22.6
		<i>Wintergerste</i>	+1.9	-4.7	-1.2	-8.0
		<i>Winterweizen</i>	-6.2	-14.3	-10.3	-17.6
		<i>Silomais</i>	+2.2	-7.1	+3.7	-12.0
<i>II</i>	<i>Klimaänderung mit Berücksichtigung des erhöhten CO₂ durch den Faktor α</i>	<i>Wintergerste</i>	+8.7	+1.9	+10.5	+3.7
		<i>Winterweizen</i>	+0.6	-7.5	+1.5	-5.8
		<i>Silomais</i>	+5.7	-4.0	+9.4	-7.0
<i>III</i>	<i>Klimaänderung mit Berücksichtigung des erhöhten CO₂ durch die Faktoren α und β</i>	<i>Wintergerste</i>	+9.5	+2.7	+11.3	+4.6
		<i>Winterweizen</i>	+1.1	-7.1	+2.0	-5.2
		<i>Silomais</i>	+16.3	+6.4	+24.6	+8.4

Die Simulationsergebnisse zeigen, dass die Verdunstung für das Klimaänderungsszenario W15 durchaus signifikant zunehmen kann (Tabelle 4.1). Bei Szenario D15 sind die Zunahmen etwas geringer. Die Grundwasserneubildung nimmt teilweise zu, teilweise ab, d.h. im Durchschnitt verändert sie sich gebietsbezogen bei Szenario W15 nicht. Dagegen ist beim Szenario D15 eine starke Abnahme zu erwarten, und zwar bis -31,5 % in Periode C.

Auch der Abfluss zeigt bei Szenario W15 unterschiedliche Tendenzen in verschiedenen Teilflächen. Der Gesamttrend ist aber eine deutliche Zunahme bis +17,2 % in Periode C. Analog der Grundwasserneubildung ist demgegenüber in Periode C eine deutliche Abnahme zu erwarten, und zwar bis -22,6 % für das Trockenszenario D15. Damit verbunden ergibt sich zumindest in einigen Jahreszeiten ein höheres Risiko für das Auftreten von Trockenperioden. Die Pflanzenerträge für Gerste und Mais änderten sich nur geringfügig für das Feuchtszenario (bei Nichtberücksichtigung des Einflusses der erhöhten CO₂-Konzentration). Bei Weizen ergaben sich gewisse Verringerungen. Für diesen Effekt gibt es vor allem zwei Ursachen: (a) die erhöhten Verdunstungsraten und (b) die größere Trockenheit im Frühjahr in den Perioden B und C.

Wie zu erwarten war, ergeben sich beim Trockenszenario D15 geringere Erträge für alle Pflanzenarten. Interessant ist, dass diese Verringerungen bei Berücksichtigung der Erhöhung

der atmosphärischen CO₂-Konzentration (Faktor α , Variante II) teilweise oder vollständig kompensiert werden. Beim Feuchtszenario W15 ergaben sich sogar deutlich erhöhte Erträge für Gerste und Mais. Beim Szenario D15 wurden die Ertragsabnahmen für Weizen und Mais hingegen nicht vollständig kompensiert.

Die zusätzliche Berücksichtigung des Faktors β (Faktoren α und β , Variante III), die gleichbedeutend ist mit der Annahme einer regionalen Transpirationssteuerung durch die Stomata, führte zu einer weiteren Erhöhung der Pflanzenerträge, die für Mais größer war als für Gerste und Weizen. Eine ausführlichere Darstellung der behandelten Untersuchungen und ihrer Ergebnisse wird in Krysanova et al. (1999c) gegeben.

5 Regionale Analyse des Wasserhaushaltes und Verallgemeinerungen

5.1 Vorangegangene Wasserhaushaltssimulationen

Entsprechende Analysen des Wasserhaushaltes wurden bereits in früheren Projektphasen durchgeführt. Zu ihnen und darauf aufbauenden Regionalisierungen wird nachfolgend ein Überblick gegeben. Im Kapitel 5.2 wird dann ein Abriss zur Regionalisierung des mittleren Basisabflussindex (*BFI*) für den deutschen Teil des Elbeeinzugsgebietes gegeben.

Entsprechend dem Konzept der genesteten Modellierung (Becker et al., 1995; Becker, 1997) erfolgten im Verlauf der bisherigen Untersuchungen dynamische Wasserhaushaltssimulationen für verschiedene Skalenebenen vom Standort bis zum Gesamtgebiet der Elbe auf Tagesbasis, und zwar für Zeiträume zwischen 5 und 50 Jahren. Wesentliche Untersuchungen waren:

- A. Vertikale Wasserbilanz Gesamtelbe mit ARC/EGMO (Becker et al., 1998, 1999)
- B. Makroskalige Wasserhaushaltssimulation mit HBV für das Gesamtgebiet der Elbe (siehe Krysanova et al., 1999a)
- C. Vollständige Wasserhaushaltssimulation für ca. 30 mesoskalige Teilgebiete der Elbe mit ARC/EGMO (Becker et al., 1999 und Kap. 3.1)
- D. Vollständige Wasserhaushaltssimulation in ca. 20 Teilgebieten der Elbe mit HBV (Becker et al., 1998)
- E. Detaillierte Wasserhaushaltsstudien in den Einzugsgebieten von Stepenitz und Stör mit ARC/EGMO (Quast und Steidel, 2000)
- F. Vollständige Wasserhaushaltssimulationen im Rahmen ökohydrologischer Studien mit SWIM in 8 Teilgebieten der Elbe (z.B. Krysanova et al., 1998)
- G. Vertikale Wasserbilanzen im Rahmen ökohydrologischer Studien mit SWIM für Brandenburg, das Saaleeinzugsgebiet sowie einzelne Standorte (Becker et al., 1999; Kap. 6.1 und Krysanova et al., 1999c)

Mit der Simulation der vertikalen Wasserflüsse für den gesamten deutschen Teil der Elbe für die Zeitreihe 1983-87 (A.) wurde zunächst ein Überblick über die räumliche Verteilung der Wasserhaushaltsgrößen Niederschlag, Verdunstung und Perkolation geschaffen, der gleichzeitig die unterschiedliche Wasserverfügbarkeit in den Teilräumen der Elbe und für verschiedene Jahre aufzeigt. Makroskalige Simulationen des kompletten Wasserhaushaltes (inkl. laterale Flüsse und Gesamtabfluss) mit HBV (B.) ergänzten diese Untersuchung. Vollständige Wasserhaushaltssimulationen mit den hydrologischen Modellen ARC/EGMO und HBV wurden in ca. 30 mesoskaligen Teilgebieten der Elbe durchgeführt (C., D., E). Sie dienten zum einen dem detaillierteren Studium der Prozesse und der ausführlichen Validierung und Weiterentwicklung der Modelle, zum anderen den Untersuchungen der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen. Außerdem bildeten sie die Basis für die Regionalisierung von Abflusskomponenten (siehe Kap. 5.2). Ein Vergleich der simulierten Wasserhaushaltsgrößen in A.

und C. für die verwendeten Beispielgebiete zeigte die Bedeutung der lateralen Flüsse für den Gesamtwasserhaushalt. Ohne seine Berücksichtigung müssen Abstriche in der Genauigkeit der Simulationen hingenommen werden. Im Rahmen ökohydrologischer Studien wurden mit SWIM eine Reihe von Wasserhaushaltssimulationen für verschiedene Skalenbereiche durchgeführt (F.), die die gute Eignung des hydrologischen Modellteils für mesoskalige Untersuchungen bewiesen haben (siehe z.B. Krysanova et al., 1998). Hervorzuheben sind hier die regionalen Analysen für Brandenburg und das Saalegebiet, in denen räumlich hoch aufgelöst die vertikalen Wasserflüsse für Klimaimpactstudien und als Voraussetzung für die Regionalisierung der Stickstoffausträge ermittelt wurden.

Insgesamt haben die Analysen gezeigt, dass alle Modelle eine plausible Nachbildung gemessener Abflusses im mesoskaligen Bereich gewährleisten, dass aber für spezielle Fragestellungen wie Impactanalysen eine sorgfältige Auswahl des Modells oder Ansatzes erforderlich ist. So können z.B. mit HBV relativ schnell und robust makroskalige Abflusssimulationen durchgeführt werden, jedoch sind Änderungsszenarien der Landnutzung wegen beschränkter Anzahl von Landnutzungsklassen und sehr vereinfachter Verdunstungsmodellierung nicht zu empfehlen. Mit ARC/EGMO ist es möglich, beliebig hoch aufgelöst Wasserhaushaltssimulationen durchzuführen, wobei ein relativ hoher Aufwand für eine gute Datenaufbereitung einem relativ geringen Erfordernis an Nachkalibrierung gegenübersteht. Ein wichtiger Vorteil von SWIM besteht in der Möglichkeit der detaillierten Berücksichtigung unterschiedlicher Fruchtarten bei der Wasserhaushaltsmodellierung, die auch detaillierte Szenarioanalysen über die Auswirkungen des landwirtschaftlichen Managements zulässt.

5.2 Regionalisierung von Abflusskomponenten

Das vorliegende Kapitel stellt eine Zusammenfassung der letzten Ergebnisse der Regionalisierung des mittleren Basisabflussindex (BFI = Verhältnis von Basisabfluss zu Gesamtabfluss) für den deutschen Teil des Elbeinzugsgebietes dar. Das Neue gegenüber den Ausführungen im letzten Zwischenbericht (Becker et al., 1999) besteht darin, dass eine modifizierte Methodik und ergänzend geostatistische Verfahren angewandt sowie zwei zusätzliche Plausibilitätstests anhand von Abflussstatistik und fraktalen Abflusseigenschaften durchgeführt wurden. Eine ausführliche Beschreibung von Methodik und Ergebnissen erfolgt in Haberlandt et al. (2000). Die Untersuchung wurde in folgenden Schritten durchgeführt:

1. Vergleich der mittleren simulierten Abflusskomponenten zwischen ARC/EGMO und HBV für die Periode 1981-1994 sowie Homogenisierung einer unter Einsatz beider Modelle abgeleiteten Basisstichprobe des BFI .
2. Zusammenhangsanalyse zwischen BFI und Gebietseigenschaften, Ableitung einer multiplen Regressionsbeziehung $BFI = f(X_1, X_2, \dots, X_n)$ und Synthese für das gesamte Einzugsgebiet.
3. Berücksichtigung der räumlichen Persistenzstruktur von BFI durch Anwendung von Ordinary Kriging und External Drift Kriging bei der Regionalisierung.
4. Vergleich der drei Verfahren über Kreuzvalidierungen und Flächendarstellungen; Auswahl der geeignetsten Methode.
5. Durchführung zusätzlicher Plausibilitätstests für das Ergebnis unter Verwendung von Abflussstatistik und fraktalen Abflusseigenschaften.

Der BFI wurde anstelle der absoluten Abflusskomponenten für die Regionalisierung verwendet, da dies einen besseren Vergleich von Teilgebieten unterschiedlicher Größe und mit unterschiedlichen Abflüssen ermöglicht sowie eine Dämpfung der zeitlichen Variabilität und quasi die gleichzeitige Schätzung von zwei Abflusskomponenten gewährleistet (Basis- und Direktabfluss).

Grundlage für die Regionalisierung waren Simulationsergebnisse der Modelle ARC/EGMO und HBV. Da die simulierten BFI -Werte beider Modelle starke Ähnlichkeiten aufwiesen, konnten die Stichproben einfach durch Mittelwertbil-

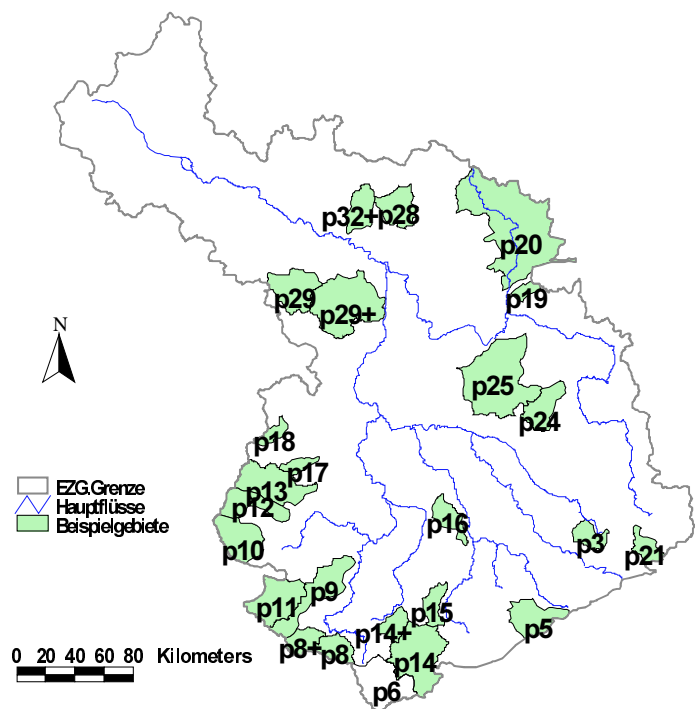


Abb. 5.1: Verwendete Teilgebiete für die Regionalisierung des Basisabflussindex

dung homogenisiert werden. Zur Verfügung standen schließlich mittlere *BFI*-Werte für insgesamt 25 mesoskalige Teilgebiete im Elbeeinzugsgebiet (**Abb. 5.1**). Auf die Einbeziehung der Ergebnisse der Ganglinienseparation wurde verzichtet, da diese einerseits nur für Gebiete im Mittelgebirgsbereich repräsentativ vorliegen und andererseits eine eindeutige Kompatibilität mit den Abflusskomponenten der verwendeten hydrologischen Modelle und damit eine fehlerfreie Homogenisierung der Stichproben nicht ohne weiteres möglich war.

Zusammenhangsanalysen haben gezeigt, dass für den betrachteten Maßstab der mittlere Basisabflussindex stark von Topographie, Böden, Hydrogeologie und Niederschlag abhängt, jedoch kaum durch die Landnutzung beeinflusst ist. Auf die Einbeziehung von Abflusskennzahlen als unabhängige Variablen wurde verzichtet, um auch für unbeobachtete Gebiete eine *BFI*-Ermittlung zu gewährleisten. Als „beste“ Beziehung zur Schätzung des *BFI* wird folgende Gleichung vorgeschlagen:

$$Z = 0.221 \cdot sl + 0.152 \cdot top + 7 \cdot 10^{-3} \cdot k_f - 3.37 \cdot 10^{-3} \cdot pcp \quad (5.1)$$

mit

$$BFI = \frac{1}{2} \left(\frac{e^{2 \cdot Z} - 1}{e^{2 \cdot Z} + 1} \right) + 0.5 \quad \text{und} \quad Z = \frac{1}{2} \ln \left(\frac{BFI}{1 - BFI} \right) \quad (5.2)$$

wobei *sl* das mittlere Geländegefälle in %, *top* der topographische Index $\ln A / \tan \beta$ in $\ln(\text{m})$, k_f die gesättigte hydraulische Leitfähigkeit in mm/h , und *pcp* der korrigierte Niederschlag in mm/a sind. Im Hinblick auf die verwendete Auflösung von $0.5 \times 0.5 \text{ km}$ des Höhenmodells zur Berechnung von *sl* und *top* ist die Skalenabhängigkeit von Gl. (5.1) zu beachten. Die mit Gl. (5.2) beschriebene Transformation (modifizierte Fisher'sche Z-Transformation) wurde eingeführt, um bei der Regionalisierung innerhalb des Wertebereich $0 \leq BFI \leq 1$ zu bleiben. Der Vergleich von simulierten und regionalisierten Werten in **Abb. 5.2** verdeutlicht die gute Eignung des Verfahrens zur Schätzung des *BFI* ($R^2=0.87$).

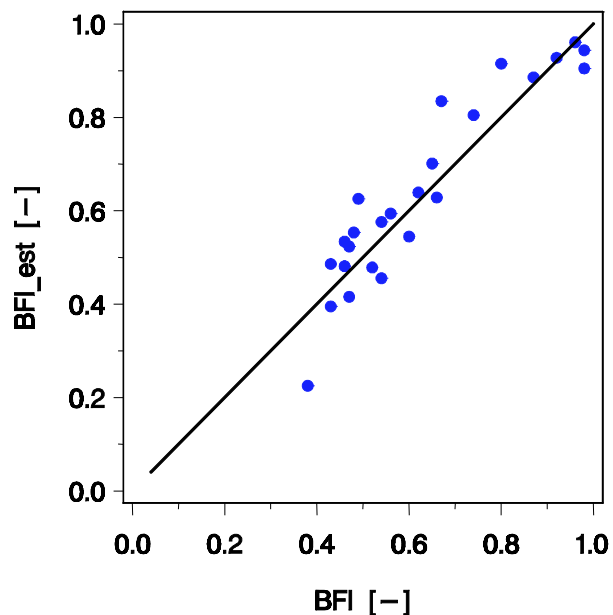


Abb. 5.2: Simulierte (*BFI*) und regionalisierte (*BFI_est*) Werte des Basisabflussindex

Die räumliche Erhaltungsneigung des Basisabflussindex, die mit der multiplen Regression nicht berücksichtigt wird, legt die Anwendung geostatistischer Verfahren zur Regionalisierung nahe. Hier wurden die beiden Verfahren Ordinary Kriging (OK) (Matheron, 1971) und External Drift Kriging (EDK) (Ahmed and de Marsily, 1987) angewandt. Während ersteres nur die räumliche Abhängigkeitsstruktur des

BFI nutzt, können bei letzterem zusätzliche Gebietseigenschaften in die Interpolation einbezogen werden. In diesem Fall wurden als Zusatzinformation die mit Gl. (5.1) vor-regionalisierten *BFI*-Werte verwendet.

In **Tabelle 5.1** sind die aus Kreuzvalidierungen resultierenden Effizienzkriterien für die drei Verfahren gegenübergestellt, während **Abb. 5.3** die räumlichen Verteilungen der regionalisierten *BFI*-Werte für die drei angewandten Methoden zeigt.

Tabelle 5.1: Kreuzvalidierung für die Regionalisierung

Methode	Standardfehler (-)	R ² (-)
Ordinary Kriging (OK)	0.11	0.67
Multiple Regression (MR)	0.09	0.77
External Drift Kriging (EDK)	0.08	0.80

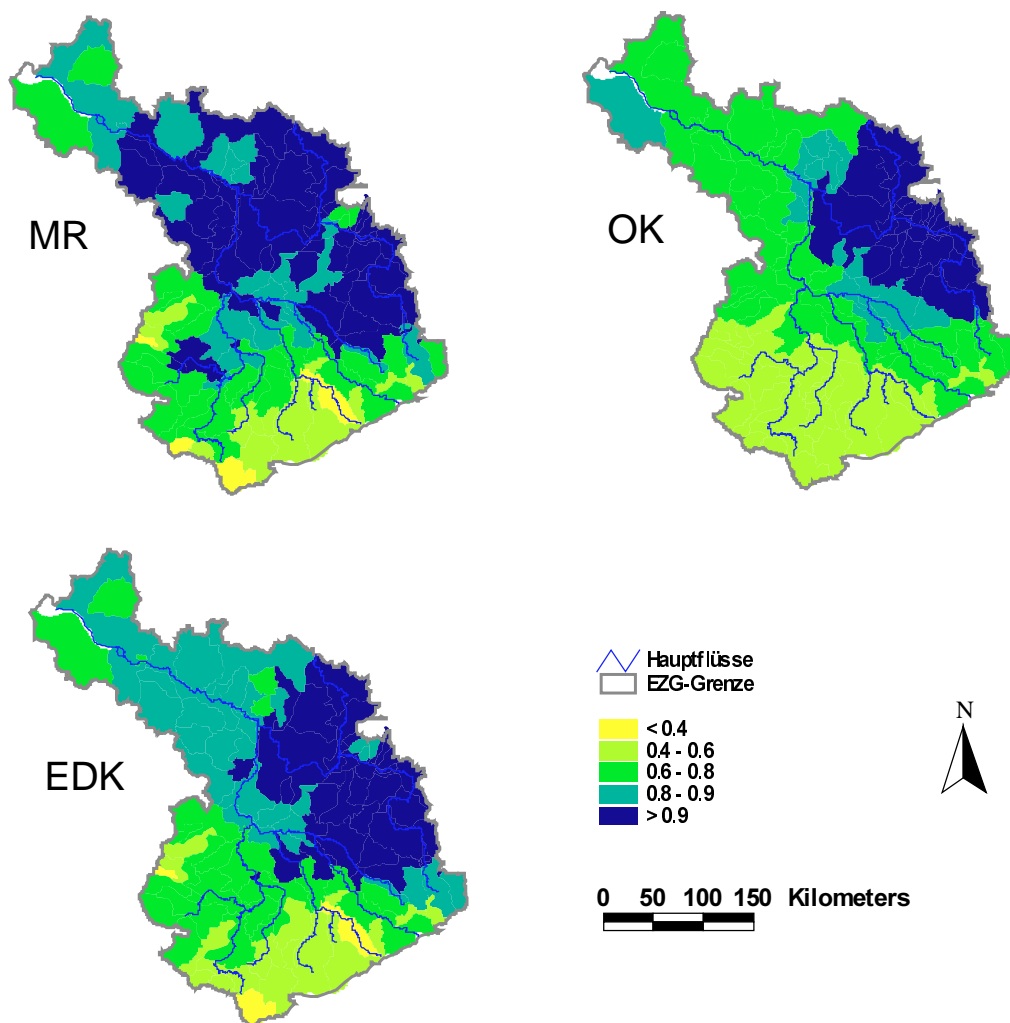


Abb. 5.3: Räumlich Verteilungen des Basisabflussindex ([MR] Multiple Regression, [OK] Ordinary Kriging, [EDK] External Drift Kriging

Aus der Tabelle ist ersichtlich, dass EDK die besten Teststatistiken aufweist, gefolgt von der multiplen Regression und OK. Alle drei Karten zeigen ähnliche räumliche Strukturen für *BFI* und sind im Vergleich mit der Topographie und anderen naturräumlichen Charakteristiken (Geologie, Böden u.a.) plausibel. Bei näherer Analyse fällt jedoch auf, dass die geostatisti-

schen Methoden zu einer (bei OK starken) Glättung der *BFI* Verteilung führen, was hier auch durch den kleinen Stichprobenumfang bedingt ist. Zieht man diese Ergebnisse mit in Betracht, sowie die flexiblere Handhabung der multiplen Regressionsbeziehung innerhalb externer Tools, so wird für weitere Untersuchungen im Elbegebiet eindeutig deren vorzugsweise Anwendung empfohlen.

Für zwei zusätzliche Plausibilitätsuntersuchungen wurden die gemessenen täglichen Abflüsse an den Pegeln der 25 Beispielgebiete für die Periode 1981-94 näher analysiert, spezifische Kennzahlen berechnet und diese mit den für diese Gebiete auf Basis der multiplen Regression regionalisierten mittleren *BFI*-Werten verglichen.

Zunächst wurde der Mittelwert der kleinsten monatlichen Tagesabflüsse MNQ_{Monat} herangezogen, der nach Wundt (1958) im Mittel den grundwasserbürtigen Abfluss (Basisabfluss) repräsentiert und von Kunkel und Wendland (1998) zur Kalibrierung der Basisabflussregionalisierung verwendet wird. Er wird hier in der Form von $QRAT = MNQ_{\text{Monat}}/MQ$ mit den regionalisierten *BFI*-Werten verglichen. **Abb. 5.4** zeigt, dass ein relativ guter Zusammenhang zwischen beiden besteht.

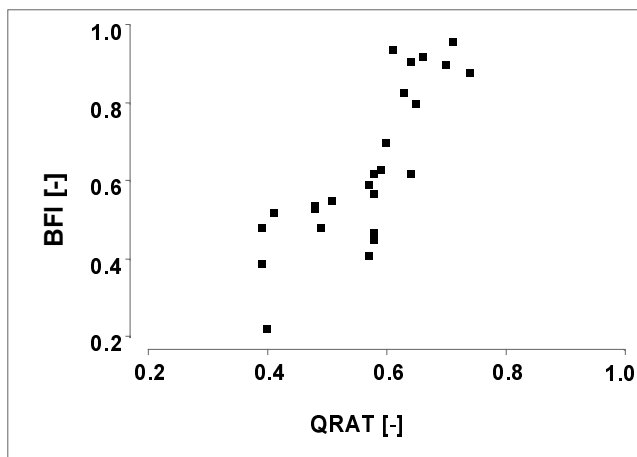


Abb. 5.4: Zusammenhang zwischen Basisabflussindex und QRAT

Weitergehende Überlegungen machen jedoch deutlich, dass $QRAT$ kein optimaler Schätzer für den Basisabflussindex ist und damit auch nur grob zur Plausibilisierung dienen kann. Geht man z.B. von einer nahezu ebenen Flachlandregion mit einem großen Grundwasserspeicher aus, so wird *BFI* gegen 1.0 tendieren, während $QRAT$ nur bei nahezu konstantem Abfluss ($MNQ_{\text{Monat}} = MQ$) gegen 1.0 geht, was sehr unwahrscheinlich ist. Nimmt man als anderes Extrem ein Gebirgszugsgebiet mit kaum durchlässigem Festgestein an, so wird *BFI* gegen 0.0 tendieren, während dies bei $QRAT$ nicht der Fall sein kann, da MNQ_{Monat} dann signifikant durch Interflowanteile repräsentiert wird. Es kann somit davon ausgegangen werden, dass $QRAT$ im allgemeinen hohe *BFI* Werte unterschätzt und kleine überschätzt. Speziell ersteres wird auch durch die Darstellung in **Abb. 5.4** reflektiert, wo $QRAT$ immer kleiner 0.8 bleibt, jedoch *BFI*-Werte größer als 0.9 vorkommen.

Abschließend wurden die regionalisierten *BFI*-Werte mit einer fraktalen Abflusskennzahl verglichen, wobei von der Annahme ausgegangen wurde, dass es einen Zusammenhang zwischen Generierungsmechanismen des Abflusses im Einzugsgebiet und fraktalen Charakteristiken der gemessenen Abflussganglinie an den Pegeln gibt. Verwendet wird hier die fraktale Dimension D_L der Überschreitung bestimmter Abflussgrenzwerte L (Radziejewski und Kund-

zewicz, 1997). Mit Hilfe des klassischen Box-Counting Algorithmus kann D auf der Basis der Beziehung

$$N_{\varepsilon,L} = m_L (1/\varepsilon)^{D_L}, \quad (5.3)$$

bestimmt werden, wobei N die Anzahl der Boxen (Zeitabschnitte) ist, in denen L überschritten wird, ε die Boxweite (Zeitabschnittslänge, hier: $\varepsilon = 5, 6, \dots, 30$ Tage) und m eine Konstante. Als Grenzwert L werden die zu den empirischen Unterschreitungswahrscheinlichkeiten $P_L = 0.01, 0.02, \dots, 0.99$ gehörenden Abflüsse verwendet. Die fraktale Dimension D_L für einen bestimmten Grenzwert L kann als Anstieg der log-log Darstellung von Gl. (5.3) ermittelt werden. Für nähere Ausführungen zum Verfahren wird auf Radziejewski und Kundzewicz (1997) verwiesen.

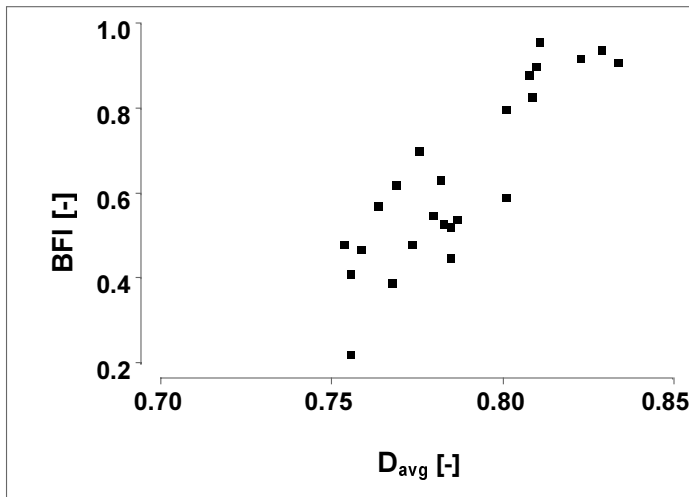


Abb. 5.5: Zusammenhang zwischen Basisabflussindex und mittlerer fraktaler Dimension D_{avg}

Abb. 5.5 zeigt eine Gegenüberstellung der über alle Grenzwerte L gemittelten Werte der fraktalen Dimension D_{avg} zu den regionalisierten BFI -Werten für die 25 Beispielgebiete. Es existiert eine ziemlich enger Zusammenhang zwischen beiden Größen ($r = 0.87$), der die Plausibilität der angewandten Methodik zur Regionalisierung des BFI weiter stützt. Wie erwartet steigt der BFI mit zunehmender fraktaler Dimension D_{avg} und entsprechend mit abnehmender Variabilität des Abflussregimes.

Unter Nutzung der entwickelten Methode ist eine Schätzung des mittleren BFI für beliebige Regionen und Teileinzugsgebiete im Elbegebiet möglich, und aus diesem wiederum die Ermittlung des Basisabfluss- und Direktabflussanteils am Gesamtabfluss. Letztere können für die Bestimmung von Stoffausträgern (Stickstoff, Phosphor, Sedimente) unter Verwendung von MONERIS (Behrendt et al., 1999a,b) genutzt werden, womit ein Hauptziel des gemeinsamen Forschungsvorhabens des PIK und des IGB erfüllt ist.

6 Regionale Analyse des Stickstoffhaushaltes und Verallgemeinerungen

6.1 Allgemeines

Ein Weg zur Regionalisierung der mittleren Stoffausträge aus Flusseinzugsgebieten unter Nutzung des Modells MONERIS wurde zuvor und im letzten Zwischenbericht (Becker et al., 1999) bereits angesprochen. Im Rahmen des bewilligten Vorhabens sollte in Ergänzung dazu eine Alternative gesucht werden, die stärker auf den mit Hilfe dynamischer Modelle erhaltenen Simulationsergebnissen basiert. Bei den diesbezüglichen Untersuchungen zum Stickstoffhaushalt wurden folgende Hauptschritte in Betracht gezogen:

1. Die Bereitstellung eines szenariofähigen Metamodell-Tools für die Regionalisierung des Stickstoffaustrages (N-Austrag aus der Wurzelzone) auf Monats- bis Jahresbasis im gesamten Elbegebiet unter expliziter Ausnutzung der Ergebnisse der am Verbund beteiligten Stickstoffmodelle.
2. Die Planung und begleitende Durchführung von Simulationsexperimenten mit verschiedenen verfügbaren Stickstoffmodellen (CANDY, HERMES, MESO-N und SWIM) und deren Ergebniszusammenfassung in einer N-Austrags-Datenbank. Diese dient einerseits als Grundlage für die Adaption eines Metamodell-Tools und liefert andererseits direkt eine großräumige N-Austragsschätzung für ausgewählte Standardsituationen.
3. Die Durchführung und Bewertung von Landnutzungsänderungs- und Bewirtschaftungsszenarien mit dem Metamodell-Tool im Hinblick auf den Indikator N-Austrag.

Nachfolgend werden in Kapitel 6.2 Simulationsexperimente mit SWIM für das Saale-Einzugsgebiet vorgestellt und diskutiert. Diese vermitteln Erfahrungen über die Planung solcher Experimente, die auf das gesamte Elbegebiet übertragen werden können. Außerdem liefern sie Informationen über die Sensitivität verschiedener Eingangsgrößen hinsichtlich des N-Austrages. Sie dienen damit nicht nur als Basis für den nächsten Schritt einer ersten großflächigen Anwendung des Metamodell-Tools sondern auch für die regionale Schätzung der Stickstoffausträge für den Istzustand und verschiedene Grundszenarien.

Im Kapitel 6.3 wird die Methodik zur Entwicklung des Metamodell-Tools für den N-Austrag vorgestellt sowie über die erste Testung des zum Einsatz vorgesehenen adaptiven Fuzzy-Regelsystems berichtet. Die Anwendung des Fuzzy-Modells im Saale-Einzugsgebiet ist noch nicht abgeschlossen. Sie erfolgt planmäßig im bevorstehenden Bearbeitungszeitraum und die Ergebnisse können deshalb erst im nächsten Bericht zusammen mit der Simulation der N-Austräge für das Gesamtgebiet der Elbe unter Verwendung der Ergebnisse aller Stickstoffmodelle dokumentiert werden.

6.2 Stickstoffhaushaltssimulationen im Saalegebiet

Nach der Validierung des Stickstoffmoduls im Modell SWIM in den zwei mittelgroßen Einzugsgebieten der Stepenitz und Zschopau (Krysanova and Becker, 1999; Krysanova et al. 1999b) wurden Simulationsexperimente im Flussgebiet der Saale als Basis für eine Regionalisierung des Stickstoffaustrages durchgeführt. Am Beispiel einer repräsentativen Auswahl von natürlichen (Klima, Topografie, usw.), Landnutzungs- und Bewirtschaftungsbedingungen werden flächendeckend für vorgegebene Hydrotupe die vertikalen Wasser- und Stickstoffhaushaltskomponenten simuliert, und zwar unter Beachtung folgender Faktoren:

1. Klimazonen,
2. Bodentypen,
3. Fruchtfolgen,
4. Düngungsschemata und
5. Höhenklassen.

Unter dem Hauptgesichtspunkt der repräsentativen Erfassung von Niederschlags- und Temperaturbedingungen im Saalegebiet wurden vier Klimastationen ausgewählt, für die durchgehende Meßreihen über einen langen Zeitraum (1961-1990) mit wenig Ausfällen vorliegen (siehe **Tabelle 6.1**). Sie sind entsprechend dem Jahresniederschlag geordnet, der von 460 mm/Jahr bis 940 mm/Jahr reicht. Die Geländehöhe variiert von 164 müNN in Artern bis zu 567 müNN in Hof-Hohensaas. Die im Einzugsgebiet auftretenden größeren Höhen (bis zu 1100m) wurden außer Acht gelassen, da ca. 40% des Ackerlands im Einzugsgebiet unter 200 m liegen, 79% unter 400 m, 96,4% unter 600 m.

Insgesamt treten in der im Saale-Einzugsgebiet als Ackerland genutzten Fläche 34 Bodenarten auf (nach BÜK-1000), wobei nur 21% dieser Bodenarten 96,7% des Ackerlandes ausmachen. Um den Simulationsaufwand zu reduzieren, erfolgte eine Klassifizierung der Bodentypen unter Bezug auf die Parameter Feldkapazität und gesättigte Leitfähigkeit sowie unter Berücksichtigung der Anteile der Böden am Ackerland. Die danach ausgewählten neun Bodentypen sind in **Tab. 6.1** aufgelistet. Wie zu sehen ist, repräsentieren sie ein breites Spektrum an Werten der Feldkapazität (von 32,3 bis 49,8 Vol.%) sowie gesättigten Leitfähigkeit (von 0,4 bis 41,1 mm/h).

Drei jeweils über 10 Jahre reichende Fruchtfolgeschemata sowie drei Düngungsschemata dienen zur Erfassung der Bandbreite der angewendeten landwirtschaftlichen Bearbeitungsmethoden, wobei die grundlegenden Fruchtfolge- und Düngungspläne entsprechend den regionalen Gepflogenheiten entwickelt wurden (Roth et al., 1998; Krönert et al., 1999). Die grundlegende Fruchtfolge umschließt 3 Jahre Winterweizen, 2 Jahre Kartoffeln und jeweils ein Jahr Wintergerste, Sommergerste, Mais sowie ein Jahr Brache (siehe **Tab. 6.1**).

Tabelle 6.1: Klassifikation von natürlichen und landwirtschaftlichen Bedingungen im Saalegebiet**I. „Klimazonen“, repräsentiert durch Klimastationen**

	Stationsname	Stationsnummer	Höhe (müNN)	Mittl. jährl. Niederschlag (mm)	Jahresmitteltemperatur (°C)
1.	Artern	3402	164	460	8.64
2.	Gera-Leumnitz	4406	311	611	8.02
3.	Hof-Hohensaas	4027	567	732	6.46
4.	Bad Sachsa	3988	335	940	7.64

II. Bodenklassen, repräsentiert durch Bodentypen (BÜK-1000)

Nr.	Name	Boden-ID (BÜK-1000)	Vorkommen auf Ackerland (%)	Feldkapazität in Wurzelzone (Vol. %)	Ges. Leitfähigkeit in Wurzelzone (mm/h)
1.	Auenboden aus lehmig-tonigen Auen-sedimenten	9	7.0	39.3	5.0
2.	Tschernosem aus Löß	36	13.8	39.7	9.9
3.	Braunerde-Pelosol aus Verwitterungsprodukten	51	4.8	49.8	0.4
4.	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten	59	7.6	35.3	4.8
5.	Tschernosem-Parabraunerde aus Löß	40	5.1	36.9	17.5
6.	Braunerde aus lößvermischten Verwitterungsprodukten	56	6.4	37.5	9.0
7.	Pseudogley-Tschernosem aus Löß	38	3.9	38.6	20.5
8.	Parabraunerde-Pseudogley aus Löß	43	3.2	36.9	13.9
9.	Braunerde aus sauren magmatischen und metamorphen Gesteinen	55	4.3	32.3	41.1

III. Fruchtfolgeschemata (Erklärung der Fruchtartensymbole siehe IV.)

Jahr	Schema 1			Schema 2			Schema 3		
	Aussaat	Ernte	Aussaat	Aussaat	Ernte	Aussaat	Aussaat	Ernte	Aussaat
1	po	po	ww	po	po	wb	po	po	
2		ww			wb		set-aside		
3	sb	sb	wr	ma	ma	ww	sb	sb	wr
4		wr			ww	wr		wr	
5	set-aside		ww		wr	ww	set-aside		ww
6		ww	wb		ww			ww	wb
7		wb		ma	ma			wb	
8	po	po	ww	po	po	ww	po	po	ww
9		ww			ww			ww	
10	ma	ma		ma	ma		set-aside		

IV. Düngungsschemata

1.

Schema 1

Grundschemata

Fruchtart	Mineralisch N		Organisch N	
	Gesamtmenge (kg N/ha)	Ausbringung (kg N/ha)	Gesamtmenge (kg N/ha)	Ausbringung (kg N/ha)
Winterweizen (ww)	120	30+60+30	60	30+30
Wintergerste (wb)	100	20+60+20	60	30+30
Winterroggen (wr)	100	20+60+20	60	30+30
Sommergerste (sb)	100	60+20+20	60	30+30
Kartoffeln (po)	140	140	60	30+30
Mais (ma)	180	180	60	30+30
Brache (set-aside)	0	0	0	0

Wintergetreide wird im Herbst einmal und im Frühjahr zweimal mit mineralischen Dünger gedüngt. Organischer Dünger wird einmal im Herbst und das zweite Mal im Frühjahr appliziert. (nähere Erläuterungen im Text)

2. Schema 2: Erhöhung der Düngungsrate des Grunddüngungs-Schema's 1 um 50 %, Zeitpunkt – analog

3. Schema 3: Verringerung der Düngungsrate des Grunddüngungs-Schema's 1 um 50 %, Zeitpunkt – analog

V. Gefälleklassen

Klasse:	1.	2.	3.	4.	5.
Gefälle (m/m)	0.000	0.025	0.050	0.075	0.100

Die pro Feldfrucht "ausgebrachte" Düngermenge, die als Modellinput berücksichtigt wurde, ist ebenfalls in **Tab. 6.1** angegeben. Sie wird im allgemeinen bei Getreideflächen (Winterweizen, Wintergerste, Winterroggen, Sommergerste) dreimal als mineralisches Stickstoffdünger ausgebracht, davon bei den Wintergetreidearten einmal im Herbst, während die Gesamtdüngermenge bei Mais und Kartoffeln nur einmal gleichzeitig mit der Saat ausgebracht wird (in Übereinstimmung mit Roth et al., 1998).

Zusätzlich wird dem Boden organischer Dünger entsprechend den folgenden Richtlinien zugeführt: bei Winterfrüchten werden 23-43 Tage vor der Saat 30 kg organischer Stickstoff pro ha ausgebracht (in Abhängigkeit von der Vorfrucht), außerdem die gleiche Menge noch einmal Anfang März. Bei den Sommerfrüchten erfolgt Ende Oktober des Vorjahres eine Gabe von 30 kg/ha, zuzüglich einer weiteren Gabe in gleicher Menge sechs Wochen nach der Frühljahrsaussaat.

Zwei weitere Fruchtfolgeschemata wurden aufgestellt und analysiert: das intensivere Schema 2 und das extensivere Schema 3. Schema 2 beinhaltet zwei zusätzliche Jahre Mais (statt jeweils eines Jahres Sommergerste und Brache) und Schema 3 zwei zusätzliche Jahre Brache (statt jeweils eines Jahres Mais und Winterweizen). Die Fruchtfolgen für die Schemata 2 und 3 sind in **Tab. 6.1** mit angegeben.

Außerdem wurden zwei weitere Düngungsschemata untersucht, wobei bei Schema 2 eine Erhöhung, bei Schema 3 eine Verminderung der Düngungsraten um 50% ohne Änderung der Ausbringungszeitpunkte vorgegeben wird. Die drei Fruchtfolgen und drei Düngungsmuster werden miteinander kombiniert. Zu beachten ist, daß sich für das Düngungsschema 1 in Kombination mit drei verschiedenen Fruchtfolgen über die 10-Jahres-Periode unterschiedliche Gesamtdüngermengen ergeben: eine größere Menge in Kombination mit Fruchtfolge 2, und eine kleinere Menge in Kombination mit Fruchtfolge 3 (verglichen mit der Gesamtdüngermenge bei Fruchtfolge 1). Ursache dafür ist die größere Düngemenge, die bei drei Jahren Mais in Fruchtfolge 2 ausgebracht wird, und keine Düngung bei den drei Jahren Brache in Fruchtfolge 3.

Es wurden fünf Gefälleklassen, charakterisiert durch Steigungen zwischen 0 und 10%, in Betracht gezogen (**Tab. 6.1**). Simulationsläufe wurden für den 30-Jahres-Zeitraum von 1961 bis 1990 mit folgenden Kombinationen durchgeführt:

- 4 Klimazonen,
- 9 Bodenklassen,
- 3 Fruchtfolgen
- 3 Düngungsmuster,
- 5 Höhenzonen.

Daraus resultierten Simulationsrechnungen für $4 \times 9 \times 3 \times 3 \times 5 = 1620$ Zeitreihen mit täglichem Zeitschritt über jeweils 30 Jahre. Ungeachtet der in Tagesschritten durchgeführten Modellierung wurden für die zusammenfassenden und weiterführenden Analysen und Regionalisierungen Monats-, Jahres- und langjährige Mittelwerte der Stickstoffflüsse (Stickstoffmineralisierung, pflanzliche Stickstoffaufnahme und Stickstoffauswaschung ins Grundwasser) berechnet, wozu in den **Abb. 6.1** bis **6.7** zusammenfassende Übersichten gegeben sind.

Abb. 6.1 charakterisiert den kombinierten Einfluß der Faktoren Klima und Bodentyp auf die durchschnittliche Stickstoffauswaschung. Es gibt bei allen Böden bei vermehrten Niederschlägen eine erhöhte Auswaschungstendenz (von Klimazone 1 bis Klimazone 4). Einige Bodenklassen (1-4) haben eine geringe Stickstoffauswaschung, die sich nur wenig bei feuchteren Bedingungen erhöht (Klimazone 4).

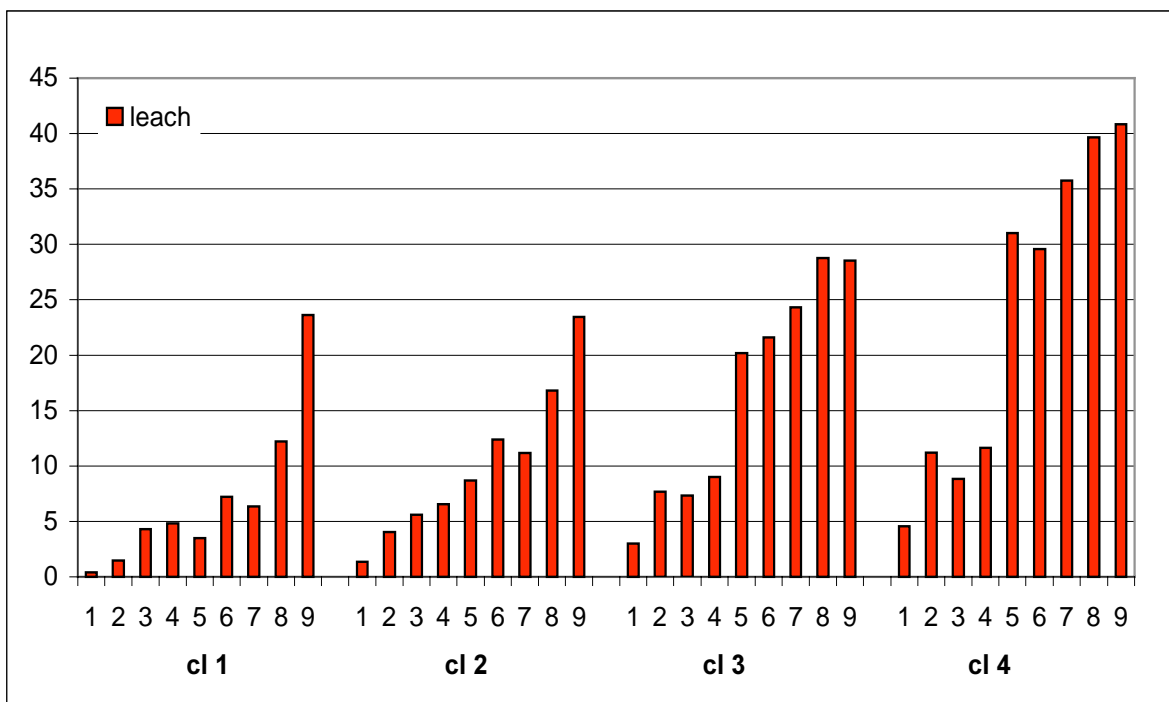


Abb. 6.1: Einfluss von Klima und Bodentyp auf den mittleren N-Austrag (Ordinate: N-Austrag in kg/ha und Jahr; Abszisse: Bodentypen 1-9 und Klimazonen cl1-cl4)

Abb. 6.2 zeigt die Auswirkungen des Klimas auf die monatliche Stickstoffauswaschung für Boden 56 (Klasse 6), wobei die steigende Tendenz offensichtlich ist. Bei diesem Boden gibt es für trockenere klimatische Bedingungen sehr geringe oder fast keine jährliche Auswaschung (insbesondere beim Klima 1).

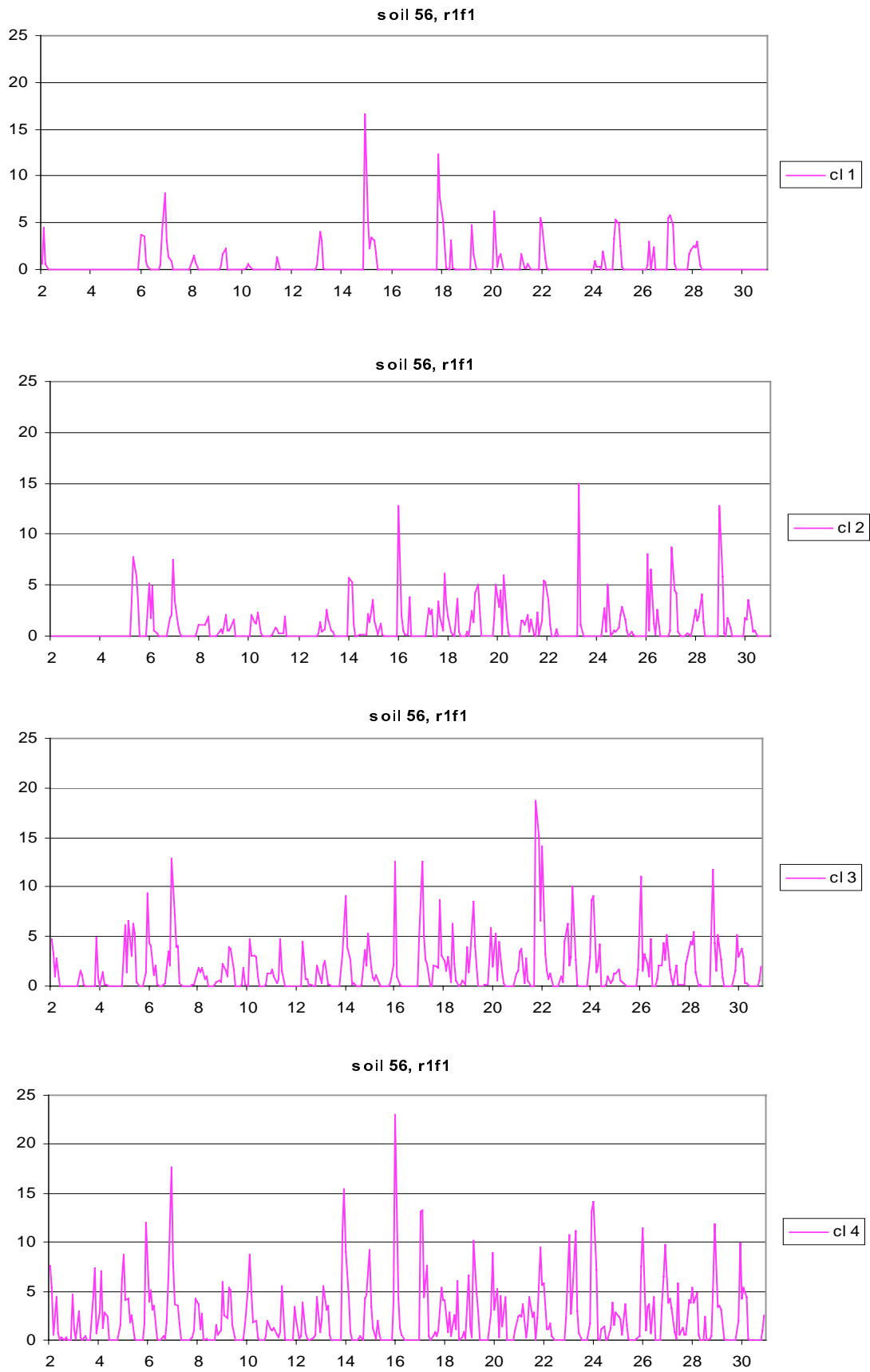


Abb. 6.2: Monatlicher N-Austrag für die 30-jährige Simulationsperiode für Boden 56 und die 4 Klimazonen (Ordinate: N-Austrag in kg/ha und Monat; Abszisse: Monat)

In **Abb. 6.3** ist der kombinierte Einfluß aus den Faktoren Klima, Bodentyp und Gefälleklasse auf die Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss, Interflow und Ausschwemmung ins Grundwasser unter Beachtung der grundlegenden Fruchtfolge- und Düngungsmuster dargestellt. Wie zu sehen ist, sind die Stickstoffverluste mit dem Oberflächenabfluss eher gering. Sie treten erst bei den weniger durchlässigen Böden 51 und 59 und bei feuchterem Wetter deutlich in Erscheinung. Der Gesamt-N-Austrag hängt nicht signifikant von der geodätischen Höhe ab. Es gibt aber eine Umverteilung der N-Austragsanteile: Verluste durch Interflow nehmen mit steigender Höhe zu, und Auswaschung ins Grundwasser nimmt ab.

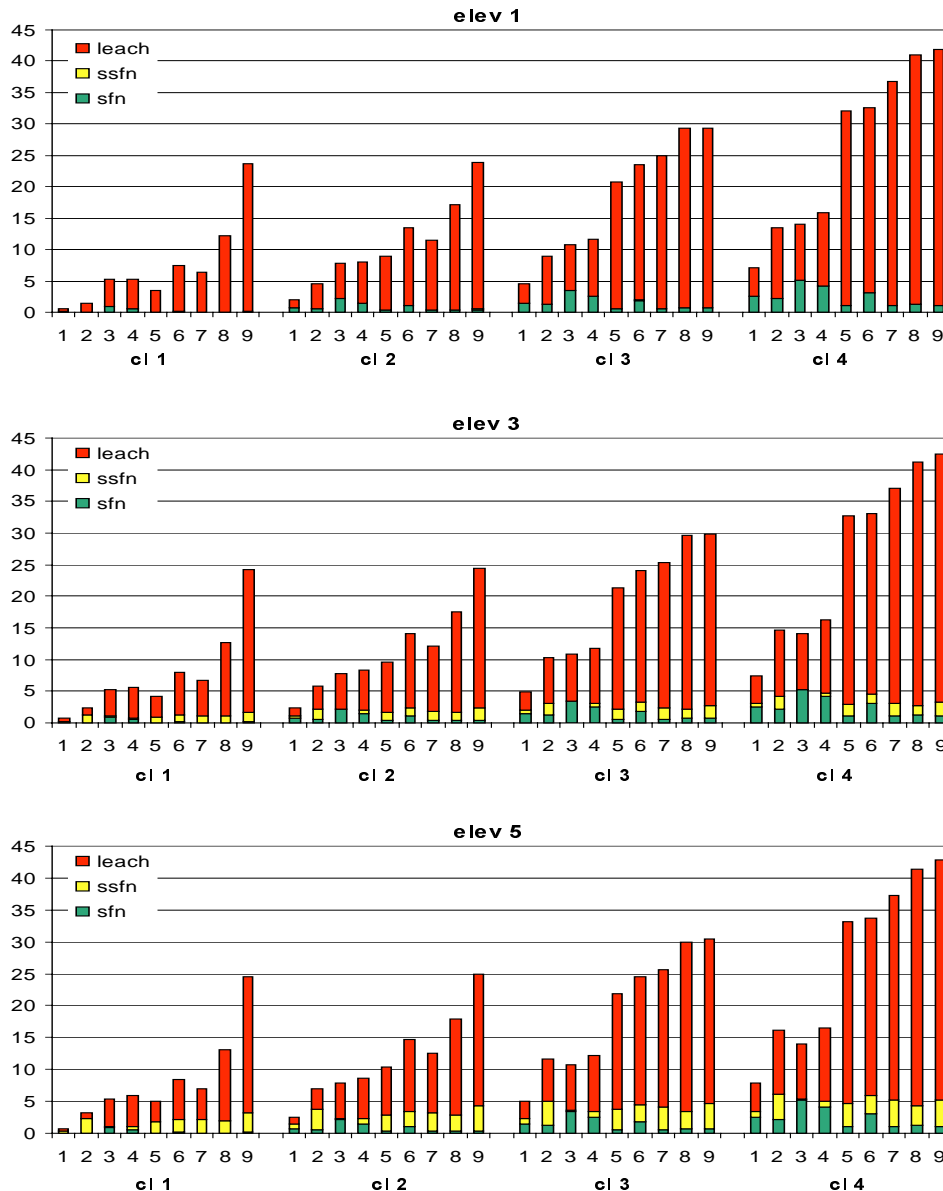


Abb. 6.3: Kombiniertes Einfluß aus Klima, Böden und Höhenzonen auf die Stickstoffverluste durch Oberflächenabfluss (sfn), Interflow (ssfn) und Ausschwemmung ins Grundwasser (leach) (Ordinate: N-Austrag in kg/ha und Jahr; Abszisse: Klimazonen cl1-cl4 und Bodentypen 1-9)

Abb. 6.4 zeigt den gekoppelten Effekt aus den Faktoren Bodentyp und Düngungsmuster auf die Prozesse die pflanzliche Stickstoffaufnahme, Denitrifikation und Stickstoffauswaschung für das Fruchtfolgenschema 1. Die Modellierungsergebnisse wurden über die vier Klimazonen gemittelt (um den Klimaeffekt auszuschließen). Wie ersichtlich ist, erhöhen bzw. vermindern höhere bzw. niedrigere Düngermengen jeweils sowohl die Stickstoffaufnahme als auch die Stickstoffverluste.

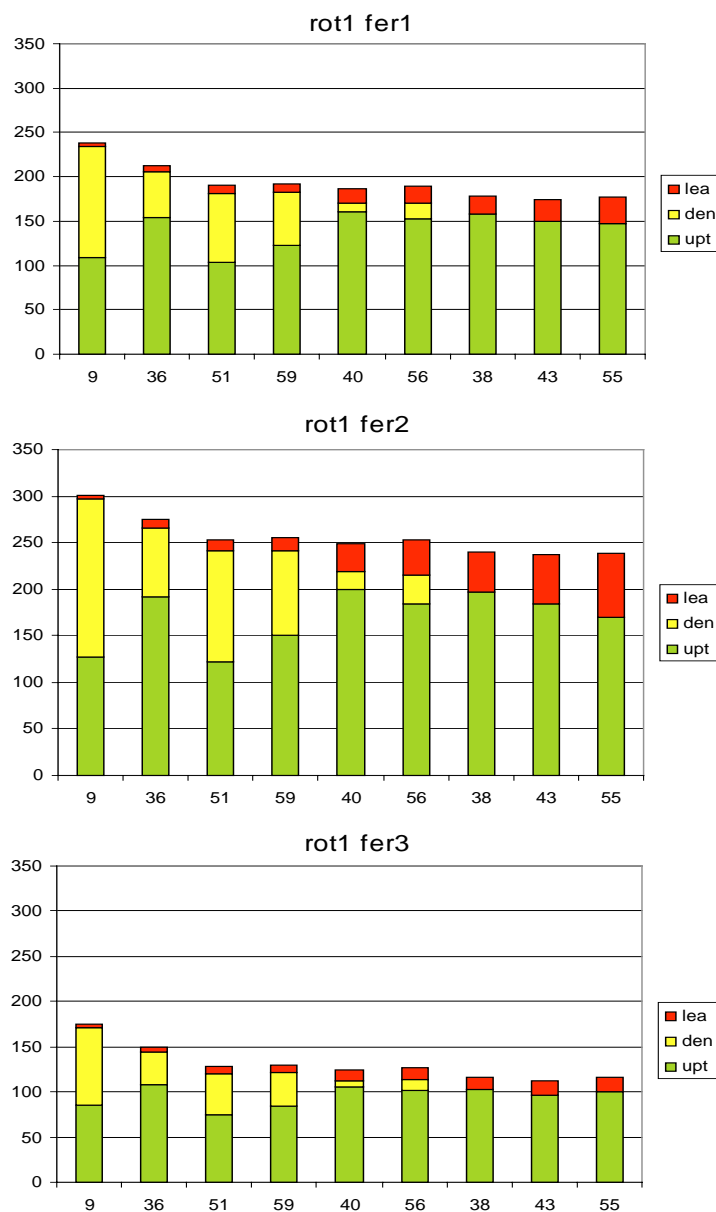


Abb. 6.4: Gekoppelter Einfluss aus Bodentypen und Düngungsmustern auf die Prozesse die pflanzliche Stickstoffaufnahme (upt), Denitrifikation (den) und Stickstoffauswaschung (lea) für das Rotationsschema 1 (Ordinate: N-Komponente in kg/ha und Jahr; Abszisse: Bodentypen 1-9)

Die Auswirkungen der drei untersuchten Fruchtfolge- und drei Düngungsschemata auf die Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen, die Stickstoff-Ausgasungsverluste (Denitrifikation) sowie die Stickstoffauswaschung ins Grundwasser sind in der **Abb. 6.5** für die Böden 36, 59, 40 und 55 (Bodenklassen 2, 4, 5, 9) ausgewiesen. Der Effekt von höheren Düngerraten ist offenbar: sämtliche Verlust- und Aufnahmemengen sind höher, wenn das Düngungsmuster 2 angewendet wird. Daneben hat auch die wechselnde Fruchtfolge Auswirkungen auf die Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen und die Stickstoffverluste: beide sind höher, wenn Fruchtfolge 2 angewendet wird, verglichen mit Fruchtfolge 1, und sie sind am geringsten bei Fruchtfolge 3.

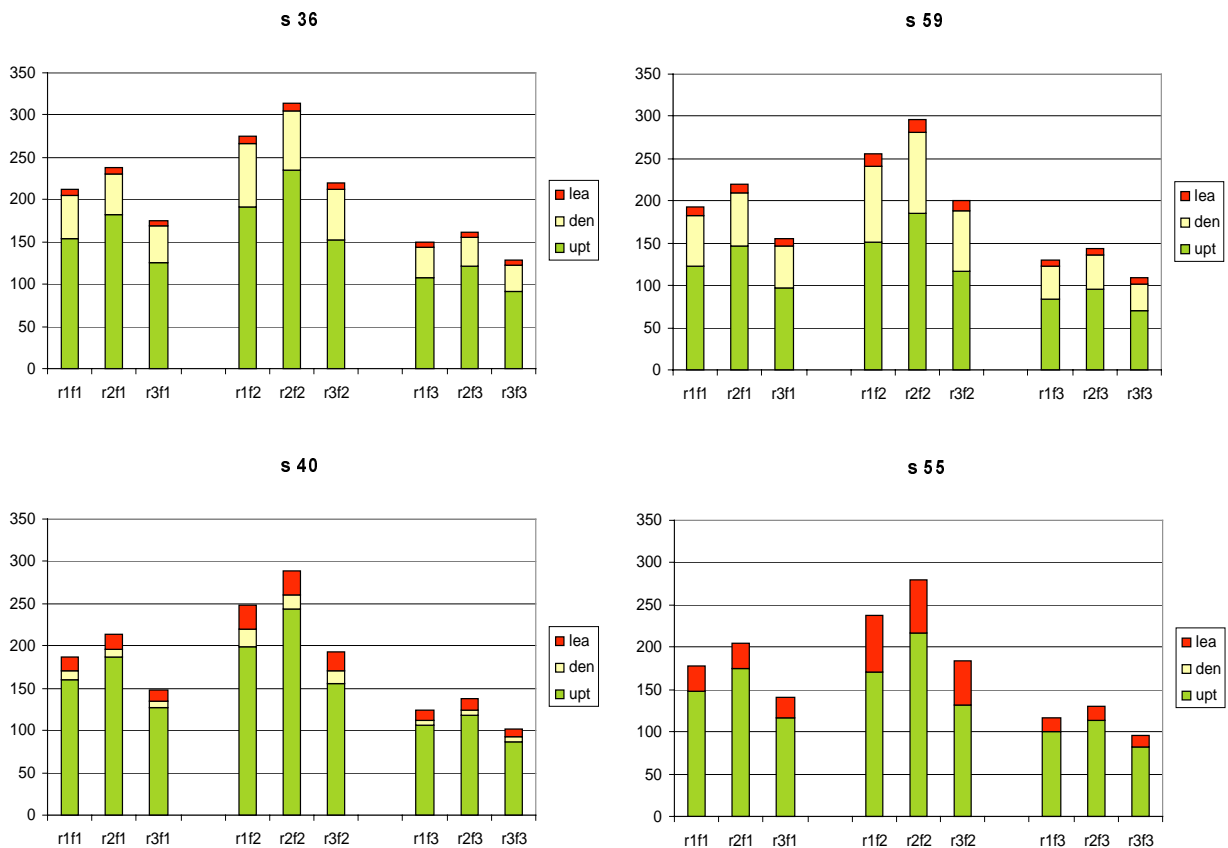


Abb. 6.5: Auswirkungen von drei Fruchtfolge- (r1 bis r3) und drei Düngungsschemata (f1 bis f3) auf die Stickstoffaufnahme durch die Pflanzen (upt), die Denitrifikation (den) sowie die Stickstoffauswaschung ins Grundwasser (lea) (Ordinate: N-Komponente in kg/ha und Jahr; Abszisse: Kombination aus Fruchtfolge und Düngungsschema)

In **Abb. 6.6** ist der Effekt unterschiedlicher Düngermengen auf Stickstoffmineralisation, pflanzliche Stickstoffaufnahme, Denitrifikation und Stickstoffauswaschung für die Böden 36, 40, 59 und 55 dargestellt (Bodenklassen 2, 5, 4, 9). Der gekoppelte Effekt aus Bodentypen und Düngerraten ist deutlich zu erkennen, und zwar sind dieselben Tendenzen wie in **Abb. 6.4** zu beobachten: die höchste Stickstoffmineralisation tritt im Boden 36 (Tschernosem) auf, die höchste Stickstoffaufnahme in den Böden 36 und 40, die höchsten Stickstoffverluste durch Denitrifikation in den Böden 36 und 59 sowie die höchsten Verluste mit dem versickernden Wasser im sandigen Boden 55.

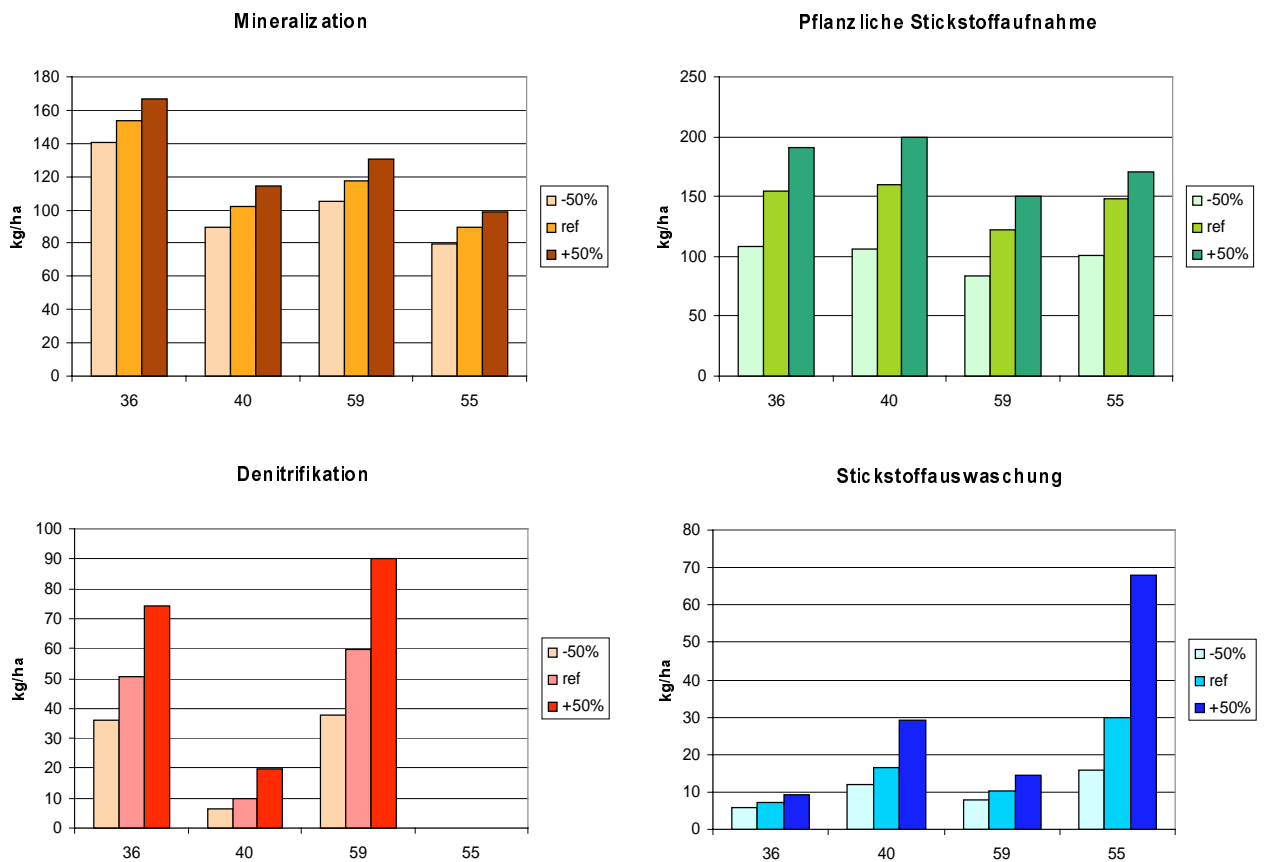


Abb. 6.6: Effekt der Düngermenge auf Stickstoffmineralisation, pflanzliche Stickstoffaufnahme, Denitrifikation und Stickstoffauswaschung für die Böden 36, 40, 59 und 55 (Ordinate: N-Komponente in kg/ha und Jahr; Abszisse: ausgewählte Böden)

In **Abb. 6.7** sind die Modellierungsergebnisse für die mittlere jährliche Stickstoffauswaschung, die Denitrifikation, die pflanzliche Stickstoffaufnahme und die Stickstoffmineralisierung für die grundlegenden Fruchtfolge- und Düngemuster für das Saale-Einzugsgebiet mit einer Rasterauflösung von 1 x 1 km kartiert. Es sind dieselben Unterschiede zwischen den Bodentypen wie in **Abb. 6.4** zu erkennen. Die Stickstoffauswaschung variiert von fast Null auf Lössböden bis 30-40 kg/ha*a auf Sandböden, bei einem Maximum von ca. 90 kg/ha*a. Im Gegensatz dazu tritt die höchste Denitrifikation (bis zu 100 kg/ha*a) in schweren Lössböden und Lehmböden auf, bei denen die geringste Auswaschung zu verzeichnen ist. Das ist bedingt durch die höhere Feldkapazität und die geringere gesättigte Leitfähigkeit dieser Böden und die damit besseren Denitrifikationsbedingungen (Sauerstoffdefizit). Die pflanzliche Stickstoffaufnahme variiert von 80 bis 180 kg/ha*a (Minimum 26 kg/ha*a), sie ist auf Lössböden höher. Die gleiche Tendenz ist bei der Mineralisierung zu beobachten, die von 50 bis 200 kg/ha*a variiert.

Die Stickstoffbilanzkomponenten des Saalegebietes wurden *indirekt validiert*, indem sie mit regional gültigen Daten für Nord- und Mitteldeutschland, die der Literatur entnommen waren, verglichen wurden (DVWK, 1985; Scheffer *et al.*, 1984 und andere; siehe **Tabelle 6.2**). Das entspricht dem Vorgehen nach dem sogenannten „*robust approach*“ (Krysanova and Becker, 1999), das den Vergleich modellierter Stickstoffbilanzkomponenten mit standortbezogenen Meßwerten bzw. aus solchen Werten für das betrachtete Gebiet abgeleiteten regionalen Daten umfasst. Wie zu erkennen ist, liegen die Modellierungsergebnisse (vgl. **Abb. 6.7**) im Bereich der in **Tabelle 6.2** aufgelisteten Werte, und die Unterschiede zwischen den Teilregionen können als plausibel und akzeptabel betrachtet werden.

Die vorgestellten Ergebnisse verdeutlichen die Leistungsfähigkeit des Modells SWIM und unterstreichen seine Einsatzfähigkeit für die vorgesehenen weiteren Simulationsexperimente im gesamten Elbegebiet, auf deren Grundlage dann die geplante Regionalisierungen unter Einsatz des in der Entwicklung befindlichen Fuzzy-Regelsystems (Kap. 6.3) in der bevorstehenden letzten Bearbeitungsphase des Forschungsvorhabens erfolgen sollen.

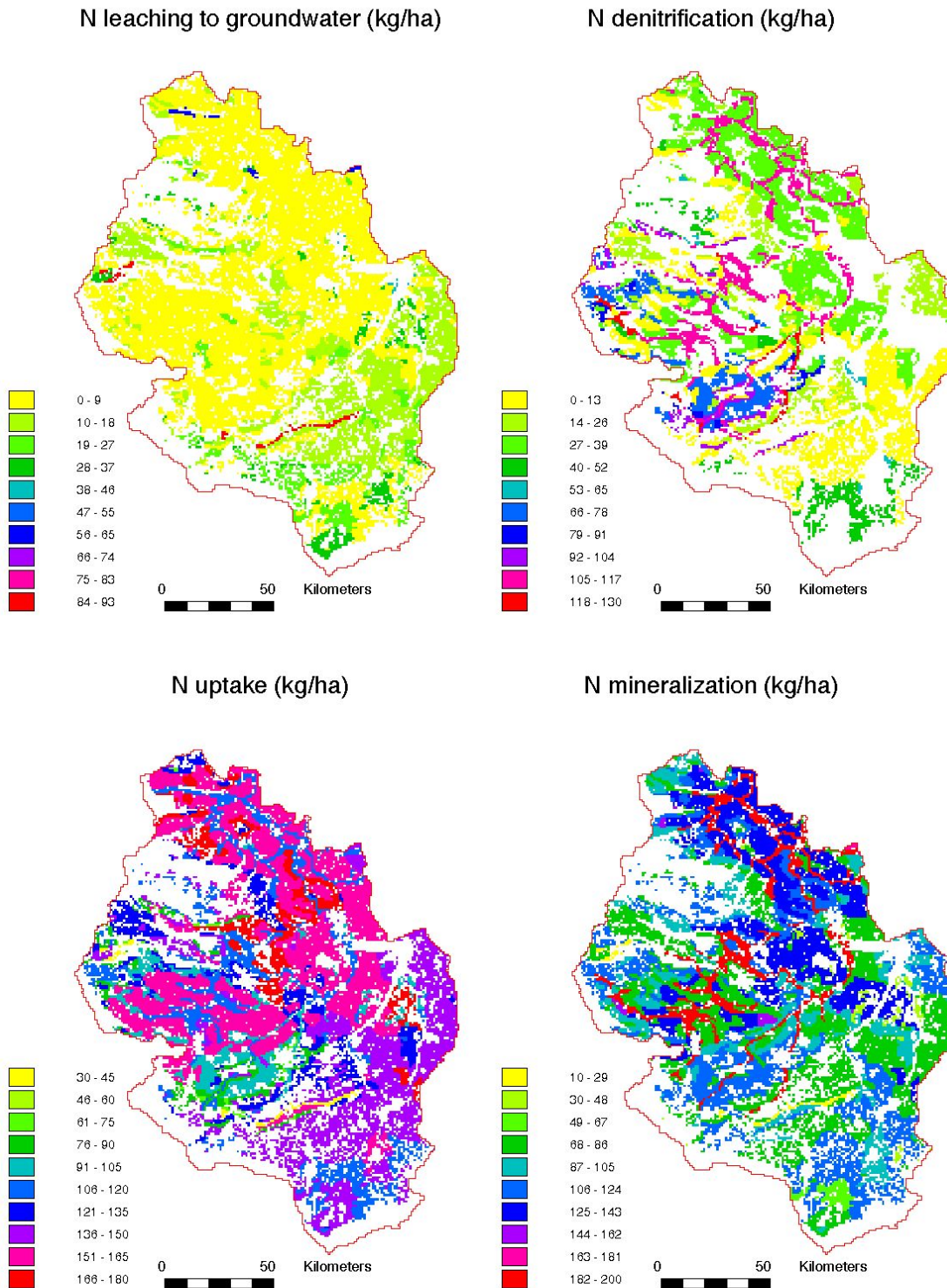


Abb. 6.7: Räumliche Verteilung der Stickstoffauswaschung, Denitrifikation, pflanzlichen Stickstoffaufnahme und der Stickstoffmineralisierung im Saaleeinzugsgebiet für die Standard-Fruchtfolge- und -Düngungsmuster

Tabelle 6.2. Regionalspezifische Wertebereiche für Stickstoffflüsse auf Ackerland in Norddeutschland

<i>Stofffluß</i>	<i>Bedingungen</i>	<i>Wertebereich, kg ha⁻¹y⁻¹</i>	<i>Literatur</i>
<i>Eintrag mit Niederschlägen</i>	allgemein	19 - 30	
<i>Mineralisierung</i>	Ackerland allgemein	40 - 180	DVWK, 37
	Sand mit 0.13 % Stickstoffgehalt	120	DVWK, 37
	Parabraunerde (Löß) mit 0.1% N	90	DVWK, 37
	Braunerde (Löß) mit 0.155% N	136	DVWK, 37
	Schwarzerde mit 0.25% N	220	DVWK, 37
	Kalkmarsch mit 0.4% N	352	DVWK, 37
<i>Denitrifikation</i>	Ackerland allgemein	20 - 60	DVWK, 50
	Maximum	ca. 100	DVWK, 50
<i>Pflanzliche Aufnahme</i>	allgemein	50 - 150	Sattelmacher, 83
	Getreide, Mais	100 - 200	DVWK, 50
	Gras, Zuckerrübe	200 - 250	DVWK, 50
<i>Stickstoffauswaschungen</i>	Ackerland, durchschnittliche Düngung	0 – 100, abhängig von Feldfrucht, Boden, Düngung	DVWK, 119
	Ackerland allgemein	2.1 – 79.6	Ryding & Rast
	Sandböden	27 – 113 (Mittel = 55)	Scheffer et al., 232
	lehmreiche Böden	9 – 66 (Mittel = 24)	Scheffer et al., 232

6.3 Regionalisierung des Stickstoffaustrages – Methodik und Primärtest

Für die Regionalisierung des Stickstoffaustrages basierend auf den Ergebnissen dynamischer Modelle bieten sich verschiedene Möglichkeiten an: einfache Klassifikation, multiple Regression, Fuzzy-Regeln, Neuronale Netze u.a. Neben dem einfachsten Fall, der Klassifikation unter Bezug auf die aus den Simulationsexperimenten entstehende Datenbasis, soll ein weiteres Verfahren Anwendung finden, welches flexible Szenarioanalysen und effiziente Berechnungen innerhalb von Metamodellen oder DSS erlaubt. Gewählt wurde hier die Modellierung auf Basis eines adaptiven Fuzzy-Regelsystems, insbesondere wegen der möglichen Behandlung stark nicht-linearer Probleme, der weitgehenden Transparenz der Ergebnisse (wenn ... dann Regeln) und der Berücksichtigung von a priori Wissen mit der Möglichkeit einer schrittweisen Integration verschiedener Modellergebnisse. Für die Grundlagen der Fuzzy-Methodik wird auf die Literatur verwiesen (z.B. Zadeh, 1965; Kosko 1992). Die hier verwendete Vorgehensweise orientiert sich an Bardossy and Duckstein (1995). Die verwendete Basissoftware zur Modellbildung wurde von Bardossy (1999) zur Verfügung gestellt und am PIK für den vorliegenden Fall angepasst. Im folgenden wird zuerst kurz auf die Methodik eingegangen. Danach wird ein erster Test des Systems beschrieben und diskutiert.

Abb. 6.8 zeigt eine Übersicht zum generellen Vorgehen bei der Regionalisierung des N-Austrages mit Hilfe eines Fuzzy-Regelsystems mit Kennzeichnung der im einzelnen notwendigen Arbeitsschritte.

1. Präprozessing

- 1.1 Planung repräsentativer Simulationsvarianten V_1, \dots, V_n (Böden, Klima, Fruchtfolgen, Düngung, etc.)
- 1.2 Durchführung dynamischer Simulationen mit Stickstoffmodell(en) für alle Varianten
- 1.3 Aggregation der Ergebnisse von 1.2 in einer Datenbank (Zeitreihen von Monats- und Jahreswerten relevanter Größen inklusive Beschreibung der Bewirtschaftungsrandbedingungen)
- 1.4 Kombination der Ergebnisse aller Varianten zu möglichst wenigen Grundfällen G_1, \dots, G_m (mit $m < n$)

2. Modellbildung (falls notwendig separat für jeden Grundfall)

- 2.1 Teilung des gesamten Datensatzes in Trainings- und Validierungsdatensatz
- 2.2 Spezifizierung von k relevanten Inputvariablen X_1, \dots, X_k
- 2.3 Definition von $k+1$ Mengen von überlappenden triangularen Fuzzy-Zahlen mit Zugehörigkeitsfunktionen entsprechend dem Wertebereich von Input- und Outputvariablen
- 2.4 Initialisierung von M Fuzzy-Regeln (Zufall und Vorgabe)
- 2.5 Optimierung der Regeln anhand des Trainingsdatensatzes (Anwendung der Regeln -> Berechnung Zielfunktion (Minimierung Fehlerquadratsumme) -> Modifikation der Regeln -> usw.)
- 2.6 Validierung des Modells (Regeln) anhand des Validierungsdatensatzes

3. Anwendung des Fuzzy-Regelsystem

- 3.1 Räumliche Diskretisierung des Zielgebietes (z.B. Schläge, Raster, Hydrotope)
- 3.2 Bereitstellung der Inputzeitreihen für jede Simulationseinheit (Böden, Hydrologie, Agrardaten, u.a.)
- 3.3 Durchführung der Simulation unter Verwendung der aufgestellten Regeln und Zugehörigkeitsfunktionen und unter Beachtung der Grundfälle

Abb. 6.8: Vorgehen bei der Regionalisierung des N-Austrages mit Hilfe eines Fuzzy-Regelsystems

Erste Voraussetzung für die erfolgreiche Regionalisierung ist die sorgfältige Planung der Simulationsexperimente (1.1), d.h. die Zusammenstellung einer repräsentativen Menge von Varianten unter Beachtung der möglichen Variation der natürlichen Bedingungen (Klima, Böden, etc.), der abzubildenden Bandbreite von Bewirtschaftungsmöglichkeiten (Fruchtfolgen, Düngung, etc.) und der Sensitivität des Modells gegenüber diesen Einflussgrößen. Um später eine ausreichende Szenariofähigkeit zu gewährleisten (Untersuchung von Fällen, die nicht in den gerechneten Varianten vorkommen), sind die Varianten vor der Modellbildung auf möglichst wenige Grundfälle durch Kombination der Datensätze zusammenzufassen (1.4). Entscheidend ist im folgenden die Definition einer möglichst kleinen Menge von Inputvariablen (2.2) für das Fuzzy-Regelsystems, die teils über Expertenwissen und teils über ‚trial & error‘ mit dem Fuzzy-Modell gefunden werden muss.

Obwohl schwerpunktmäßig Aussagen für Jahreswerte oder langjährige Mittelwerte des Stickstoffaustrages gefragt sind, wurde für die Fuzzy-Modellierung der Monatszeitschritt gewählt. Dies war notwendig, da die Saisonalität in den natürlichen Bedingungen (Temperatur, Niederschlag, Pflanzenwachstum, usw.) und in der Bewirtschaftung (Aussat, Düngung, Ernte, usw.) eine entscheidende Rolle spielt und nur so ausreichend berücksichtigt werden kann. Die Modellbildung (2.) geschieht adaptiv durch Optimierung der Regeln anhand eines Trainingsdatensatzes, wobei zunächst deren Initialisierung noch rein zufällig geschieht, später jedoch um die Berücksichtigung von a priori definierten Regeln ergänzt werden soll. Vor dem Beginn der Optimierung sind für jede Variable eine Menge von Fuzzy-Zahlen zu definieren, die repräsentativ den Wertebereich der verwendeten Variablen überdecken. Die Überprüfung der Güte des Modells ist anhand eines Validierungsdatensatzes durchzuführen.

Eine Fuzzy-Regel i besteht aus k Argumenten $A_{i,k}$ in der Form von Fuzzy-Zahlen mit den Zugehörigkeitsfunktionen $\mu_{A_{i,k}}$ und der Regelantwort B_i (mit Zugehörigkeit μ_B)

$$\text{IF } (x_1 \text{ is } A_{i,1}) \text{ AND } (x_2 \text{ is } A_{i,2}) \text{ AND } \dots \text{ AND } (x_k \text{ is } A_{i,k}) \text{ THEN } B_i . \quad (6.1)$$

Die x_k sind dabei die Werte der Inputvariablen $j=1,\dots,k$ für diesen Zeitschritt. Hier werden nur triangulare Fuzzy-Zahlen sowie ausschließlich „and“ Operatoren verwendet. Ein Fuzzy-Regelsystem besteht aus $i=1,\dots,M$ Regeln und wird im vorliegenden Fall sukzessive für jeden Zeitschritt angewandt. Für die Berechnung der Antwort des Regelsystems ist zuerst der Zugehörigkeitsgrad der Variablen zu den Argumenten (Fuzzy-Zahlen) aller Regeln zu bestimmen. Für triangulare Fuzzy-Zahlen $A = (a_1, a_2, a_3)_T$ gilt (siehe auch Bsp. in Abb. 6.9):

$$\mu_{A_1}(x) = \left\{ \begin{array}{ll} 0 & \text{if } x \leq a_1 \\ \frac{x - a_1}{a_2 - a_1} & \text{if } a_1 < x \leq a_2 \\ \frac{a_3 - x}{a_3 - a_2} & \text{if } a_2 < x \leq a_3 \\ 0 & \text{if } a_3 < x \end{array} \right\} \quad (6.2)$$

Im nächsten Schritt werden die Erfüllungsgrade v_i aller Regeln mit Hilfe der „product inference“ Methode ermittelt, die sich für zwei Argumente wie folgt darstellt:

$$v(A_1 \text{ and } A_1) = \mu_{A_1}(x_1) \cdot \mu_{A_2}(x_2) \quad (6.3)$$

Für die Defuzzifizierung der Regelantworten wird das Element der Fuzzy-Menge der Antwort mit der maximalen Zugehörigkeitsfunktion gewählt:

$$b_i = x_k \quad \text{for} \quad \mu_B(x_k) = \max_x \mu_B(x) \quad (6.4)$$

Die defuzzifizierte Gesamtantwort b^* des Regelsystems ergibt sich aus der mit den Erfüllungsgraden v_i gewichteten Kombination aller defuzzifizierten Antworten b_i der Einzelregeln („normed weighted sum“ Methode):

$$b^* = \frac{\sum_{i=1}^M v_i \cdot b_i}{\sum_{i=1}^M v_i} \quad (6.5)$$

Für ein einfaches, als fiktiv zu betrachtendes Beispiel mit lediglich zwei Inputvariablen (Q =Perkolation und ETR =Verdunstung) sind in der **Abb. 6.9** die definierten Fuzzy-Zahlen mit den entsprechenden Zugehörigkeitsfunktionen und einem aus 10 Regeln bestehenden Regelsystem gezeigt. Die Regel 5 „IF Q =[10] AND ETR =[2] THEN N_{out} =[9]“ ist zur Demonstration hervorgehoben.

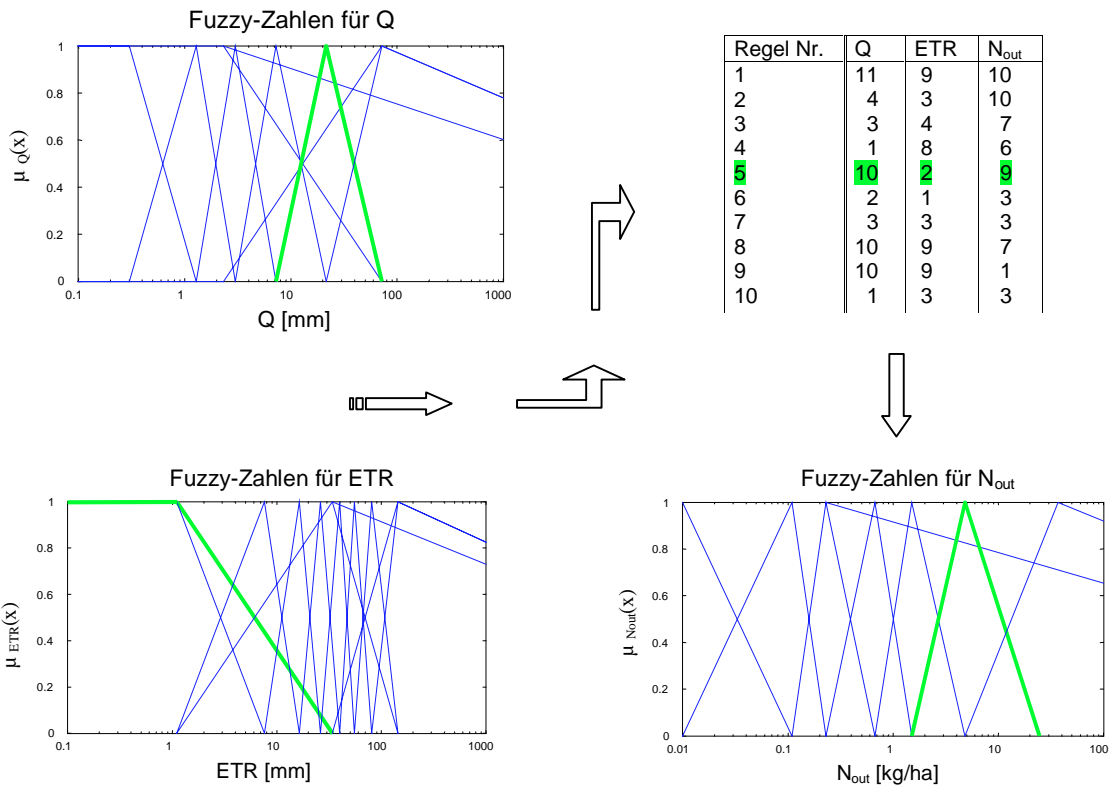


Abb. 6.9: Beispiel für ein Regelsystem mit 10 Regeln und zwei Inputvariablen

Die oben beschriebene Methodik wurde an einem einfachen Fallbeispiel getestet, welches im folgenden kurz beschrieben wird. Mit dem Modell SWIM wurden Simulationen des N-Austrages für drei typische Tieflandböden berechnet, einem sandigen (BUK-ID: 17), einem sandig bis lehmigen (BUK-ID: 26) und einem vorwiegend lehmigen Boden (BUEK-ID: 19), und zwar unter Verwendung einer 55jährigen Klimazeitreihe (Station Potsdam: 1937-91), einer 11jährigen Fruchtfolge und bei Annahme rein mineralischer Düngung. **Tabelle 6.3** gibt nähere Informationen zum verwendeten Bewirtschaftungsschema.

Tabelle 6.3: Bewirtschaftung für Simulationsexperimente (Fallbeispiel)

Fruchtart	Anbaujahr in der Folge	Düngung (kg/ha*a)			
		Herbst	Frühjahr (3 Applikationen)		
Winterweizen	3	30	60	60	30
Wintergerste	6	30	60	40	20
Winterroggen	7, 10	30	60	40	20
Sommergerste	9	-	60	40	40
Mais	1, 4, 8	-	120	30	-
Kartoffeln	2	-	120	30	-
Grassbrache	5, 11	-	-	-	-

Das Fuzzy-Regelsystem wurde an einem 30jährigen Ausschnitt aus der Gesamtzeitreihe (1937 – 51 und 1977 – 91) trainiert. Die verbleibenden 25 Jahre (1952 - 76) wurden zur Validierung verwendet. In diesem ersten Test wurde für jeden der drei Böden ein separates Regelsystem mit 13 Regeln und lediglich 4 Inputvariablen verwendet:

- Perkolation im Monat i (Q_i),
- Perkolation im Vormonat (Q_{i-1}),
- reale Verdunstung und (ETR_i)
- mittlere monatliche Düngung der letzten 12 Monate ($fert12_i$).

Die **Abb. 6.10 bis 6.12** zeigen einen Vergleich der Fuzzy-Regel-simulierten Werte mit den Berechnungsergebnissen von SWIM für Boden 26, und zwar für die Trainings- und die Validierungsperiode auf Monatsbasis und für die Validierungsperiode auf Jahresbasis. In **Tabelle 6.4** sind die Anpassungskriterien für alle Böden, bezogen auf die Jahreswerte, aufgelistet. Es zeigt sich, dass die Anpassung für die Validierungsperiode allgemein gut ist. Ein Problem ist jedoch noch die Unterschätzung der Extremwerte. Dies kann darin begründet sein, dass wichtige Inputvariablen zur Erklärung fehlen und/oder in dem Versuch auf Tagesbasis simulierte hoch dynamische Prozesse mit Monatszeitschritten nachzubilden. In der kommenden Bearbeitungsphase werden beide Vermutungen geprüft und nach Lösungsmöglichkeiten gesucht. Insgesamt fällt auf, dass mit abnehmendem N-Austrag (zunehmende Bindigkeit der Böden 26 und 19) die Anpassungen besser werden (siehe Tabelle 6.4).

In **Abb. 6.13** sind zum Vergleich die mit einer linearen multiplen Regression erzielten Ergebnisse dargestellt (gerechnet ebenfalls auf Monatsbasis unter Berücksichtigung der Regel: „Wenn keine Perkolation, dann kein N-Austrag“). Es wird deutlich, dass die multiple lineare Regression im Vergleich zum Fuzzy-Regelsystem wesentlich schlechter in der Lage ist, die hoch nicht-linearen Zusammenhänge zwischen den Inputvariablen und dem N-Austrag nachzubilden.

Tabelle 6.4: Anpassungskriterien für die Fuzzy-Regel-Modellierung (bezogen auf Jahreswerte)

		Nash/ Sut-cliff (R^2) [kg/ha*a]	Standard-fehler [kg/ha*a]	Bias [kg/ha*a]	Mittelwert N-Austrag [kg/ha*a]
Boden 17	Training	0.80	18.96	-4.15	58.50
	Validierung	0.62	25.83	4.91	50.88
Boden 26	Training	0.86	9.01	-1.39	30.65
	Validierung	0.77	13.82	-1.63	30.43
Boden 19	Training	0.89	5.70	-0.25	17.86
	Validierung	0.79	11.68	-1.12	17.66

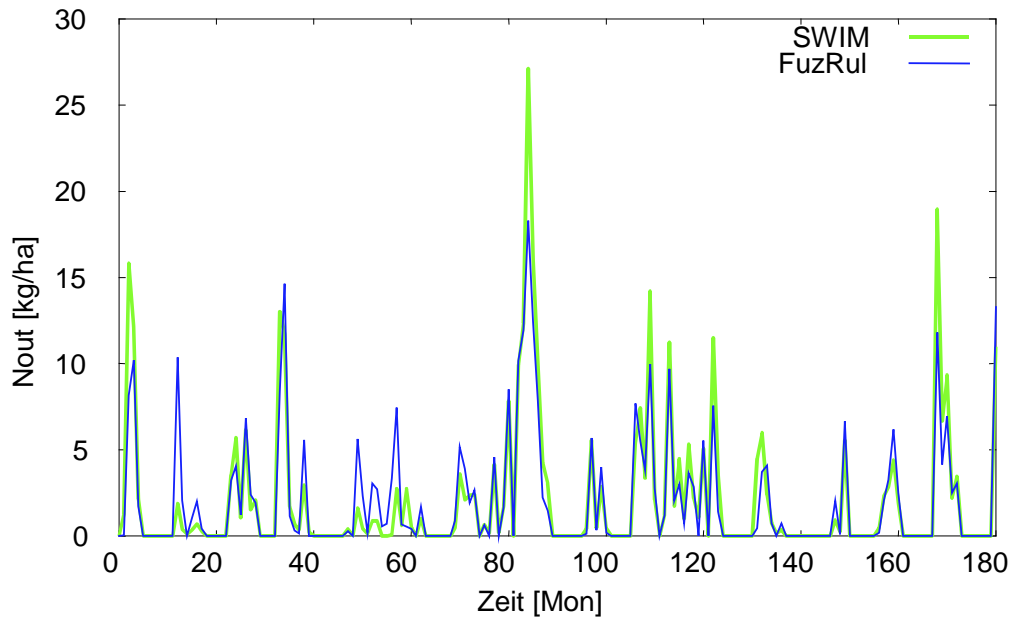


Abb. 6.10: Monatliche N-Austräge, simuliert mit dem Fuzzy-Regel-System und mit SWIM für die ersten 15 Jahre der Trainingsperiode

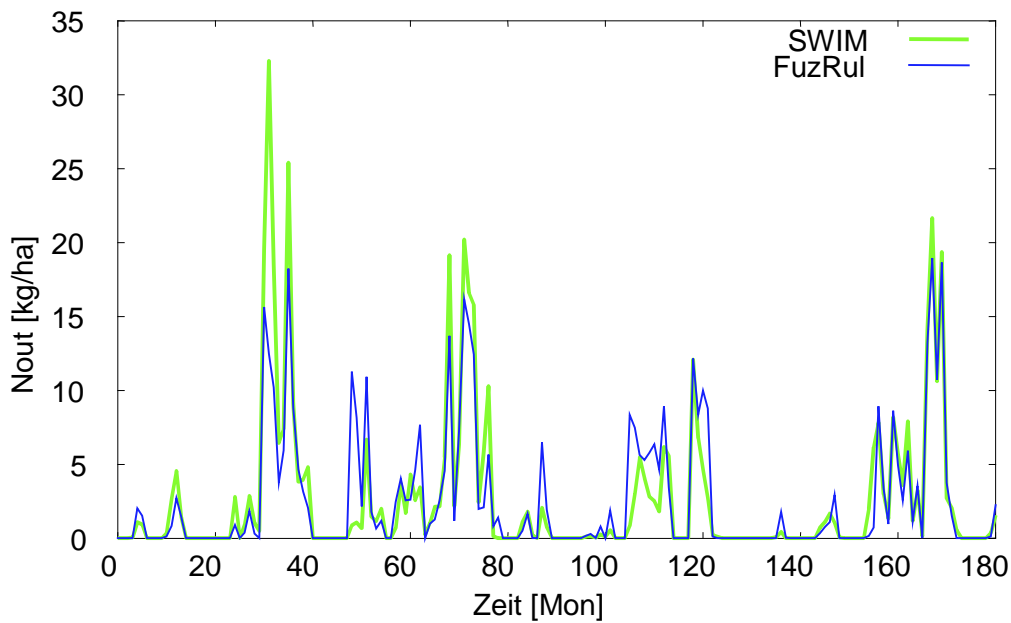


Abb. 6.11: Monatliche N-Austräge, simuliert mit dem Fuzzy-Regel-System und mit SWIM für die ersten 15 Jahre der Validierungsperiode

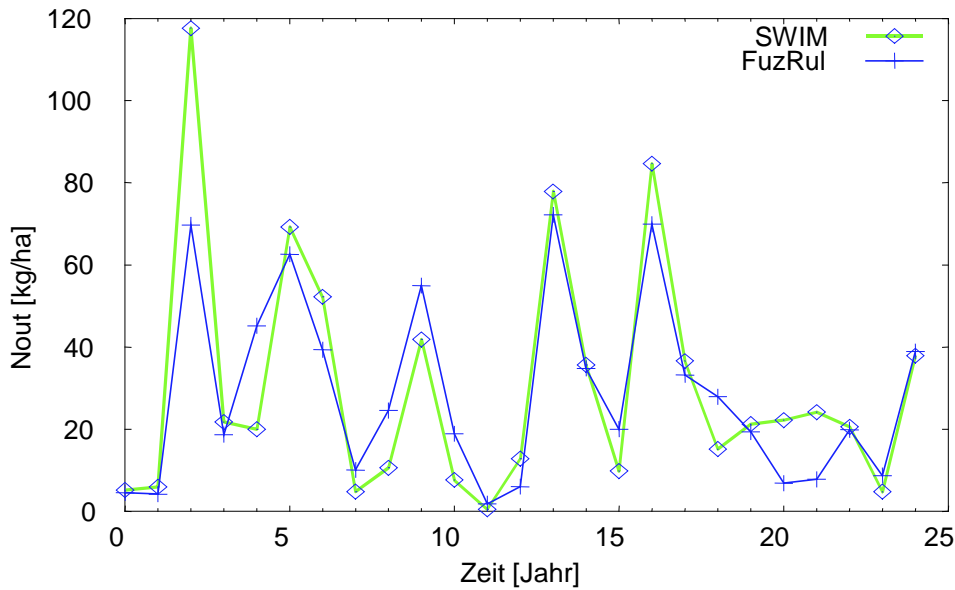


Abb. 6.12: Zu Jahressummen aggregierte N-Austräge, simuliert mit dem Fuzzy-Regel-System und mit SWIM für die gesamte Validierungsperiode

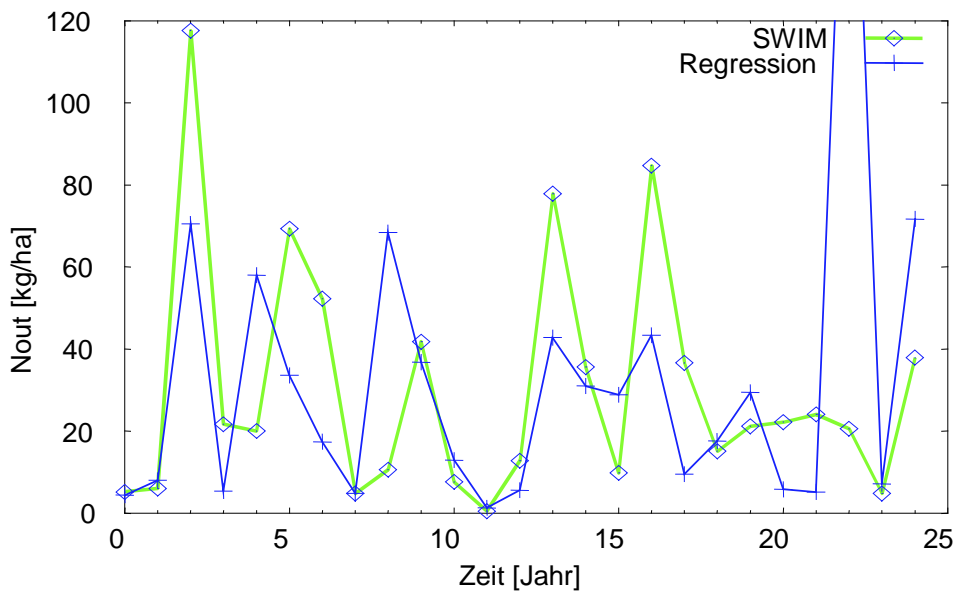


Abb. 6.13: Zu Jahressummen aggregierte N-Austräge, simuliert mit multipler Regression und mit SWIM für die gesamte Validierungsperiode

Ungeachtet der aufgezeigten Probleme, an deren Überwindung weiter gearbeitet werden muss, kann gesagt werden, dass das getestete Fuzzy-Regelsystem zur Lösung der gestellten Aufgabe geeignet ist. Es wird deshalb in der bevorstehenden Forschungsetappe weiter erprobt sowie weiterentwickelt und umfassend angewandt werden.

7 Schlußfolgerungen und Ausblick

Aus den zuvor dargestellten Untersuchungsergebnissen geht hervor, dass die Zielstellung für die Forschungsphase 1999/2000 insgesamt erreicht wurde. Aufbauend auf Modellweiterentwicklungen, einer verbesserten Parametrisierung der Prozesse im Zusammenhang mit zahlreichen Wasser- und Stoffhaushaltssimulationen in verschiedenen Teilgebieten der Elbe wurden jetzt schwerpunktmäßig Szenarioanalysen auf unterschiedlichen Maßstabsebenen und Untersuchungen zur großräumigen Ergebnisverallgemeinerung durchgeführt. Die Hauptergebnisse dieser Analysen und Verallgemeinerungen können wie folgt zusammenfassend charakterisiert werden:

- 1) Die mit ARC/EGMO durchgeführten Analysen der Auswirkungen von Landnutzungsänderungen auf den Wasserhaushalt der makroskaligen Gebiete Saale und Havel sowie der mesoskaligen Teilgebiete Stepenitz und Stör dienen grundsätzlich der Beantwortung der Frage, welche Maßnahmen prinzipiell möglich sind und in welcher Größenordnung sich die Auswirkungen bewegen können. Die Reaktion der insgesamt 32 untersuchten Teilgebiete ist sehr heterogen. Während für die Stepenitz, die Stör und die meisten Saaleteilgebiete die Änderungen des mittleren Wasserhaushaltes unter 5% bleiben, sind für Teile des Havelgebietes signifikante Auswirkungen insbesondere für das „Auenszenarios“ (Szenario 3) und deutliche zeitliche Verschiebungen im Abfluss beim „Waldszenario“ (Szenario 2) festzustellen.
- 2) Die mit SWIM durchgeführten Analysen über die Auswirkungen von Klimaszenarien im Gebiet Brandenburgs zeigen bezogen auf den mittleren Wasserhaushalt insgesamt stärkere Reaktionen als die untersuchten Änderungsszenarien der Landnutzung. Dies unterstreicht die Notwendigkeit, beide Einflüsse gemeinsam zu analysieren. Desweiteren werden anhand der teils konträren Ertrags-Simulationsergebnisse mit und ohne Berücksichtigung des Einflusses einer erhöhten CO₂-Konzentration auf die Photosynthese und Transpiration der Vegetation die Komplexitäten der miteinander wechselwirkenden Prozesse und die Sensibilitäten des Gesamtsystems deutlich.
- 3) Mit den Untersuchungen zur Regionalisierung von Abflusskomponenten wurde eine robuste Methode zur großflächigen Schätzung des mittleren Basisabflussindex bereitgestellt, die mit allgemein verfügbaren Eingangsdaten auskommt und die einfach in Metamodelle oder DSS implementiert werden kann. Anhand von Kreuzvalidierungen und Plausibilitätsprüfungen mit Abflussstatistiken und fraktalen Abflusscharakteristiken wurde die Eignung des Verfahrens nachgewiesen.
- 4) Auf Basis umfangreicher Simulationen mit SWIM für über 1500 Kombinationsvarianten von Böden, Klima, Düngung, Fruchtfolge und Gefälle im Saaleeinzugsgebiet wurde ein regionaler Überblick zur mittleren Stickstoffdynamik gegeben und die Sensitivität der einzelnen Einflussfaktoren diskutiert. Diese Untersuchung bildet eine wichtige experi-

mentelle Grundlage für die Regionalisierung des N-Austrages mit Hilfe des in einer ersten Realisierungsvariante vorgestellten Fuzzy-Regelsystems.

- 5) Schließlich wurde die entwickelte Methodik zur Fuzzy-Regelbasierten N-Austragsmodellierung vorgestellt und deren Anwendbarkeit an einem einfachen Beispiel demonstriert. Das Regelsystem wurde mit Hilfe von SWIM-simulierten Trainingsdatensätzen angelernt. Anhand von Validierungsdatensätzen konnte gezeigt werden, dass mit wenig Regeln, beschränkten Inputinformationen und aggregierten Zeitschritten eine akzeptable Nachbildung der stark nicht-linearen N-Austragsdynamik möglich ist.

Schwerpunkt der Arbeiten in der nächsten und letzten Forschungsetappe des Vorhabens wird die weitergehende Regionalisierung der Indikatoren Wasserhaushalt und N-Austrag im gesamten Teil des deutschen Elbegebietes sein sowie die Durchführung entsprechender Szenarioanalysen über die Auswirkungen von Landnutzungsänderungen. Dazu ist es erforderlich, die benötigten Metamodelltools weiterzuentwickeln, wobei N-Austragsberechnungen mit Hilfe aller am Verbund beteiligten Stickstoffmodelle und die Integration der Ergebnisse der durchgeführten Simulationsexperimente eine besondere Herausforderung für die beteiligten Forschergruppen darstellen.

Die bereits im letzten Zwischenbericht angesprochenen Defizite hinsichtlich der Modellierung der Retentionsmechanismen auf den lateralen Fließwegen, der repräsentativen Phosphor- und Erosionsmodellierung im Gesamtgebiet der Elbe sowie der Einbeziehung einer flächendeckenden sozioökonomischen Modellierung sind bestehen geblieben und können in der verbleibenden Zeit, insbesondere auch wegen der Beendigung wichtiger Teilprojekte und fehlender Kapazitäten, nicht zufriedenstellend gelöst werden. Diese Fragen müssen verstärkt im Rahmen zukünftiger Forschungsprojekte (wie z.B. GLOWA) adressiert werden.

8 Literatur

- Ahmed, S., de Marsily, G., 1987. Comparison of geostatistical methods for estimating transmissivity using data on transmissivity and specific capacity, *Wat. Resour. Res.*, 23, 1717-1737.
- Bárdossy, A. and Duckstein, L., 1995. Fuzzy-rule based modelling with applications to geophysical, biological and engineering systems. CRC Press, Boca Raton, Florida, 232p.
- Bárdossy, A., 1999. Pers. Komm.
- Becker, A., 1997. Genestete hydrologische Modellierungen im Elbegebiet im Rahmen des Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“. In Bronstert, A. et al. (Hrsg.): Modellierung des Wasser- und Stofftransportes in großen Einzugsgebieten. PIK Report No. 43, 43-53.
- Becker, A., Behrendt, H., Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W., 1999. Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 2. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577.
- Becker, A., Behrendt, H., Huber, P., Klöcking, B., Krysanova, V., Lahmer, W., 1998. Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes. 1. Zwischenbericht des PIK zum BMBF-Projekt 0339577.
- Becker, A., Behrendt, H., Quast, J., Wenkel, K.-O. & Krönert, R., 1995. Rahmenkonzeption „Gebietswasser- und -stoffhaushalt im Elbegebiet als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung“ Hrsg. PIK, Potsdam.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. 1999a. Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. UBA-Texte 75/99. Umweltbundesamt, Berlin, 288 S.
- Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. 1999b. Die Nährstoffbelastung der Flußgebiete Deutschlands -Ursachen und Veränderung. Schriftenreihe ISWW Karlsruhe, 96, 195-204.
- BMELF: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten, 1996. Zur Neuorientierung der Landnutzung in Deutschland. Schriftenreihe des BML, Reihe A: Angewandte Wissenschaft, Heft 453.
- Bork, H.-R., Dalchow, C., Kächele, H., Piorr, H.-P. & Wenkel, K.-O. 1995. Agrarlandwirtschaftswandel in Nordostdeutschland unter veränderten Rahmenbedingungen: ökologische und ökonomische Konsequenzen. Berlin.
- Bronstert A., Fritsch U., und Katzenmaier, D., 1999. Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung und -bedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenbearbeitung, des Zustandes der Vegetationsdecke und von möglichen Klimaänderungen. UBA-Projekt FKZ 297 24 508, Zwischenbericht, PIK, Potsdam.
- Cypris, C., Osterburg, B., Sander, R., Seifert, K., 1999: RAUMIS - regionalisiertes Agrar- und Umweltinformationssystem für Deutschland. In: Schriften der Gesellschaft für Wirtschafts- und Sozialwissenschaften des Landbaues e.V. 35. Münster-Hiltrup, S. 503-506.
- DVWK: Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. 1985. Bodennutzung und Nitrataustrag – Literaturlauswertung über die Situation bis 1984 in der Bundesrepublik Deutschland. Hamburg, berlin.
- Easmus D., 1991. The interaction of rising CO₂ and temperatures with water use efficiency: commissioned review, *Plant, Cell and Environment*, Special Issue: Elevated CO₂ levels, 14 (8), 843-852.
- Fritsch, U., Katzenmaier, D., Menzel, L., 1999. Land Use Scenarios for Flood Risk Assessment Studies, in: Musy, A., Pereira, L.S., Fritsch, M. (Hrsg.), *Emerging Technologies for Goudrian J. and P. Ketner, 1984. A simulation study of the global carbon cycle including man's impact on the biosphere, Climatic Change* , 6, 167-192.

- Grossman S., T. Kartschall, B.A. Kimball, D.J. Hunsaker, R.L. LaMorte, R.L. Garcia, G.W. Wall and P.J. Pinter Jr., 1995. Simulated Responses of Energy and Water Fluxes to Ambient Atmosphere and Free-Air Carbon Dioxide Enrichment in Wheat, *Journal of Biogeography* 22, 601-610.
- Haberlandt, U., Klöcking, B., Krysanova, V. and Becker, A., 2000. Regionalization of dynamically simulated flow components for large scale water resources assessment - a case study in the Elbe River Basin. "submitted to *Journal of Hydrology*".
- Haberlandt, U.; Becker, A.; Behrendt, H., 1999. Konzept zur Ergebnisverallgemeinerung im Themenbereich "Landschaftswasser- und Stoffhaushalt im Elbe-Einzugsgebiet". Arbeitspapier PIK/IGB, Potsdam, Mai 1999.
- Harley P.C., R.B. Thomas, J.F. Reynolds & B.R. Strain, 1992. Modelling photosynthesis of cotton grown in elevated CO₂. *Plant, Cell and Environment*, 15, 271-281.
- Hartung, J., 1991. Statistik: Lehr- und Handbuch der angewandten Statistik. 8. Aufl., Oldenbourg Verlag, München.
- Hattermann, F., 2000. Stochastische räumliche Szenarioallokation. Pers. Komm..
- Jarvis G. and K.G. McNoughton, 1986. Stomatal control of transpiration: scaling up from leaf to region. *Adv. Ecol. Res.* 15, 1-49.
- Jenkins, L., 1997. Selecting a variety of futures for scenario development. *Technological forecasting and social change*, 55, Number 1, 15-20.
- Kimball B.A., P.J. Pinter Jr., R.L. Garcia, R.L. Lamorte, G.W. Wall, D.J. Hunsaker, G. Wechsung, F. Wechsung and T. Kartschall, 1995. Productivity and water use of wheat under free-air CO₂ enrichment, *Global Change Biology* 1, 429-442.
- Kimball B.A., R.L. LaMorte, Jr. P.J. Pinter, G.W. Wall, D.J. Hunsaker, F.J. Adamsen, S.W. Leavitt, T.L. Thompson, A.D. Matthias, T.J. Brooks, 2000. Free-Air CO₂ enrichment (FACE) and soil nitrogen effects on energy balance and evapotranspiration of wheat. *Water Resources Research* (in press).
- Kosko, B., 1992. Neural networks and fuzzy systems: a dynamical systems approach to machine intelligence. Prentice Hall, NJ, 449p.
- Krönert, R., U. Franko, U. Haferkorn, K.-J. Hülsbergen, J. Abraham, S. Biermann, U. Hirt, U. Mellenthin, M. Ramsbeck-Ullmann, U. Steinhardt, 1999. Gebietswasserhaushalt und Stoffhaushalt in der Lößregion des Elbegebietes als Grundlage für die Durchsetzung einer nachhaltigen Landnutzung, UFZ Leipzig-Halle GmbH, Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie.
- Krysanova, V. and Becker, A., 1999. Integrated Modelling of Hydrological Processes and Nutrient Dynamics at the River Basins Scale, *Hydrobiologia* (in press).
- Krysanova, V., Bronstert, A., Müller-Wohlfeil, D.-I., 1999a. Modelling river discharge for large drainage basins: from lumped to distributed approach. *Hydrological Sciences Journal*, 44(2), 313-331.
- Krysanova, V., Gerten, D., Klöcking, B. and Becker, A., 1999b. Factors affecting nitrogen export from diffuse sources: A modelling study in the Elbe basin. In: L. Heathwaite (ed.) *Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources*, IAHS Publ. no. 257, 201-212.
- Krysanova, V., Müller-Wohlfeil, D.-I., Becker, A., 1998. Development and test of a spatially distributed hydrological/water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling*, 106(1-2), 261-289.
- Krysanova, V., Wechsung, F., Becker, A., Poschenrieder, W. & Gräfe, J., 1999c. Mesoscale ecohydrological modelling to analyse regional effects of climate change. *Environmental Modelling and Assessment*, 4, 259-271.
- Kunkel, R. und Wendland, F., 1998. Der Landschaftswasserhaushalt im Flusseinzugsgebiet der Elbe. *Umwelt/ Environment*, 12, Schriften des Forschungszentrums Jülich, 107 p.

- Lahmer, W. und Becker, A., 1998. Zweiter Zwischenbericht zum Forschungsvorhaben "Dynamische skalenübergreifende Modellierung des Wasser- und Stoffhaushaltes in Gebieten des pleistozänen Tieflandes, Modellgebiet Stepenitz". PIK, Oktober 1998.
- Lahmer, W. und Becker, A., 2000. Dynamische skalenübergreifende Modellierung des Wasser- und Stoffhaushalts in Gebieten des pleistozänen Tieflandes – Modellgebiet Stepenitz. In: Zwischenbericht 1999 des ZALF zum Forschungsprojekt Wasser- und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeeinzugsgebietes (WaStor) an das BMBF, Mai 2000, p.59-69.
- Matheron, G. 1971. 'The theory of regionalized variables and its applications. In: Les Cahier du Centre de Morphologie Mathématique, Fasc. 5., Fontainbleau.
- Quast, J. und Steidl, J., 2000. Wasser- und Stoffrückhalt im Tiefland des Elbeeinzugsgebietes. Zwischenbericht zum BMBF-Projekt 0339585.
- Radziejewski, M., Kundzewicz, Z.W., 1997. Fractal analysis of flow of the river Warta. J. Hydrol. 200, 280-294.
- Roth, D., S. Knoblauch, I. Pflieger und Herold, L., 1998. Nitratgehalte im Sickerwasser und N-Austrag aus unterschiedlichen Agrarstandorten Thüringens, Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft.
- Rotmans J. and M.G.J. den Elzen, 1993. Modelling feedback mechanisms in the carbon cycle: balancing the carbon budget, Tellus 45 B, 1-20.
- Scheffer, F. und P. Schachtschabel, 1984. Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Edition, Stuttgart: Enke.
- Succow, M., 1995. Die Krise unserer Landnutzung- Chancen für Neuorientierungen ? Berichte zur deutschen Landeskunde, Bd. 69, H.1, 87-92.
Sustainable Land Use and Water Management. Proceedings of the 2nd Inter-Regional Conference on Environment-Water, Sept. 1-3, 1999, Lausanne, Switzerland.
- TLU: Thüringer Landesanstalt für Umwelt, 1999. Forschungsvorhaben "Revitalisierung der Unstrut". Endbericht.
- Wissenschaftlicher Rat der Dudenredaktion (Ed.), 1990. Duden Fremdwörterbuch. Mannheim.
- Wundt, W., 1958. Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. Forsch. Deutsch. Landesk., 104, 47-54.
- Zadeh, L.A., 1965. Fuzzy sets. Information and Control, 8, 338-353.