

Regionale Modellierung der Wasser- und Stickstoffdynamik  
als Entscheidungsunterstützung für  
die Reduktion des N-Eintrags  
am Beispiel des Trinkwassertalsperrensystems Weida-Zeulenroda,  
Thüringen

Dissertation  
zur Erlangung des akademischen Grades  
doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt dem Rat der Chemisch-Geowissenschaftlichen Fakultät  
der Friedrich-Schiller-Universität Jena

von Diplom Geograph Manfred Fink  
geboren am 9. November 1969 in Ulm

**Gutachter**

1. Prof. Dr. W.-A. Flügel
2. Prof. Dr. F. Quiel

Tag der öffentlichen Verteidigung: 07. Juli 2004

## Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand zwischen Herbst 1998 und Frühjahr 2004 während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung des Instituts für Geographie der Friedrich-Schiller-Universität Jena. Die dieser Arbeit zugrunde liegenden Untersuchungen fanden im Rahmen des Projektes IWES (Integriertes Wasserwirtschaftliches Entscheidungs-Unterstützungs-System) statt, welches in Kooperation zwischen der Thüringer Tal-sperren Verwaltung (ThürTV) und dem Lehrstuhl durchgeführt wurde. Dieses Projekt wurde in An-lehnung an das von der EU finanzierte Projekt ARSGISIP ins Leben gerufen. Im Verlauf meiner Arbeit am Lehrstuhl war ich ab Sommer 2001 mit dem vom Stifterverband der Deutschen Wissenschaft fi-nanzierten Pilotprojekt Hainich befasst, wodurch die Untersuchungen für diese Arbeit etwas in den Hintergrund gedrängt wurden.

Diese Arbeit wurde von Herrn Prof. Dr. W.-A. Flügel initiiert und wissenschaftlich betreut. Für die Überlassung des Themas, die zahlreichen Anregungen, die hervorragende Arbeitsumgebung und nicht zuletzt für die große Geduld, die er der Fertigstellung der Arbeit entgegen brachte, sei ihm herzlich ge-dankt. Ebenfalls herzlicher Dank gilt Herrn Prof. Dr. Friedrich Quiel für die Bereitschaft das Koreferat zu übernehmen, für die kritische Durchsicht des Manuskripts und für die interessanten Forschungs-aufenthalte in Schweden.

Die vertrauensvolle Zusammenarbeit mit den Mitarbeiter der ThürTV Petra Ditsche, Frank Lotz und Roland Mauden hatte einen wesentlichen Anteil am Gelingen der Arbeit. Vielen Dank dafür. Für die Möglichkeit der Instrumentierung ihrer Felder sei der Agrargenossenschaft Dittersdorf und der Pahr-en Agrar GmbH herzlich gedankt. Für die Überlassung der Wasser und Stickstoffdaten bedanke ich mich bei Frau Dr. Pflieger von der TLL und bei Herrn Köber von ERWEMA GmbH Wöhlsdorf. Mein besonderer Dank gilt Ernst-Walter Reiche für die umfangreiche Unterstützung in Fragen des Modells. Meinem Kollegen Sven Kralisch der ebenfalls mit der Durchführung des IWES-Projektes befasst war, danke ich besonders für die enge Zusammenarbeit, die zahlreichen fruchtbaren Diskussionen, Ideen und das ausgezeichnete Arbeitsverhältnis, ohne dass die Durchführung der Arbeit in dieser Form nicht möglich gewesen wäre. Peter Krause sei herzlich für die stetige Diskussionsbereitschaft, die Durch-sicht des Manuskripts und die vielen hilfreichen Ratschläge insbesondere im Bereich der Hydrologie gedankt. Zu Anfang meiner Tätigkeit in Jena wurde ich herzlich von Bettina Böhm und Helmut Stau-denrausch aufgenommen und unterstützt. Reiner Hoffmann war stets zur Stelle wenn es Hard- und Softwareprobleme zu lösen galt. Meinem langjährigen Freund und Kollegen Benno Ströbl danke ich für die Unterstützung, Diskussionen und Ratschläge insbesondere im Bereich GIS.

Die Arbeiten im Gelände wären ohne die tatkräftige Unterstützung von Studenten und Mitarbeitern nicht durchführbar gewesen, dafür vielen Dank. Mein Dank gilt hierbei insbesondere meinen Hilfs-kräften Michael Patecki und Jörg Pechstädt, der mich durch die Arbeiten im Rahmen seiner Diplom-arbeit unterstützt hat. Meinen beiden langjährigen studentischen Hilfskräften Marcel Wetzel und Steffen Schönau gilt mein herzlicher Dank für die Laborarbeiten, die Betreuung der Geländeinstallationen und die zahllosen anderen Tätigkeiten. Bei allen hier nicht genannten Kollegen möchte ich mich für die angenehme Arbeitsathmosphäre und die Unterstützung bedanken. Ramona Benkenstein hat das Ma-nuskript fachkundig auf Sprache und Form durchgesehen, herzlichen Dank dafür.

Ganz besonders möchte ich meiner Familie und meinen Freunden danken, die mir ein Umfeld schu-fen, in dem diese Dissertation erst möglich wurde. Astrid Knerr schließlich gebührt großer Dank für die Durchsicht und viele Verbesserungen des Manuskripts sowie ihre langjährige persönliche Unter-stützung.

*Jena, im Mai 2004*

*Manfred Fink*



# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	<b>I</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>V</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>X</b>
<b>1 Einleitung und Problemstellung</b>	<b>1</b>
<b>2 Stand der Forschung</b>	<b>3</b>
2.1 Entscheidungsunterstützung . . . . .	3
2.2 Künstliche Neuronale Netze . . . . .	6
2.3 Wasserhaushalt . . . . .	7
2.4 Stickstoffhaushalt . . . . .	12
2.4.1 Stickstoffzufuhr . . . . .	13
2.4.2 Stickstoffumsetzung . . . . .	15
2.4.3 Stickstoffentzüge . . . . .	16
2.5 Modellierung des Wasser und Stickstoffhaushalts . . . . .	17
2.6 Szenarioentwicklung . . . . .	21
<b>3 Zielsetzung und Methodik</b>	<b>23</b>
3.1 Forschungsbedarf . . . . .	23
3.2 Ziele . . . . .	24
3.3 Methodischer Aufbau . . . . .	25
<b>4 Einzugsgebiet</b>	<b>27</b>
4.1 Lithologische und pedologische Verhältnisse . . . . .	28
4.2 Klimatische Verhältnisse . . . . .	31
4.3 Hydrologie . . . . .	32
4.4 Landnutzung . . . . .	34
<b>5 Methoden und Material</b>	<b>35</b>
5.1 Modellauswahl . . . . .	35
5.2 Methodenpaket DILAMO . . . . .	35
5.2.1 BOSSA . . . . .	36
5.2.2 Topnew . . . . .	37
5.2.3 Toptra . . . . .	37
5.2.4 Hydrologisches Modell WASMOD . . . . .	38

5.2.4.1	Entwicklung des Modells . . . . .	38
5.2.4.2	Struktur des Modells . . . . .	39
5.3	Optimierungsverfahren . . . . .	48
5.4	Datengrundlage und -aufbereitung . . . . .	53
5.4.1	Flächenhafte Daten . . . . .	53
5.4.1.1	Topographie . . . . .	53
5.4.1.2	Böden . . . . .	54
5.4.1.3	Geologie . . . . .	62
5.4.1.4	Landnutzung . . . . .	64
5.4.1.5	Dränagen und Gewässernetz . . . . .	67
5.4.1.6	Verknüpfung der räumlichen Information zu KGG . . . . .	67
5.4.2	Zeitreihen . . . . .	68
5.4.2.1	Klima . . . . .	68
5.4.2.2	Abflussdaten . . . . .	70
5.4.3	Messhänge . . . . .	72
5.4.3.1	Hydrometeorologische Daten . . . . .	73
5.4.3.2	Hangvermessung . . . . .	76
5.4.3.3	Seismik . . . . .	76
5.4.3.4	Ableitung der Modelleinheiten . . . . .	76
5.4.4	Dränfeld . . . . .	77
5.4.4.1	Hydrometeorologische Daten . . . . .	77
5.4.4.2	Flächendaten . . . . .	78
<b>6</b>	<b>Modellierung</b>	<b>79</b>
6.1	Einzugsgebiet . . . . .	79
6.1.1	Modellanpassung . . . . .	79
6.1.2	Ergebnisse Einzugsgebiet Pegel Läwitz . . . . .	84
6.1.2.1	Wasser . . . . .	84
6.1.2.2	Stickstoff . . . . .	92
6.1.3	Ergebnisse Gesamtgebiet . . . . .	98
6.2	Einzelstandorte . . . . .	102
6.2.1	Messhänge . . . . .	102
6.2.1.1	Modellanpassung . . . . .	102
6.2.1.2	Ergebnisse . . . . .	103
6.2.2	Dränfeld . . . . .	111
6.2.2.1	Modellanpassung . . . . .	111
6.2.2.2	Ergebnisse . . . . .	111
6.3	Vergleichende Ergebnisdiskussion . . . . .	117
<b>7</b>	<b>Optimierung</b>	<b>119</b>
7.1	Entwicklung von Parametrisierungsszenarien . . . . .	119
7.2	Anwendung des Optimierungsverfahrens . . . . .	122
7.2.1	Parametrisierung des Optimierungsverfahrens . . . . .	122
7.2.2	Durchführung der Optimierung . . . . .	125
7.3	Sensitivitätsanalysen . . . . .	130
7.3.1	Vergleich mit nicht optimierter Düngereduktion . . . . .	130
7.3.2	Einfluss des Klimas . . . . .	131

---

7.3.3 Einfluss des betrachteten Zeitraums . . . . .	132
7.4 Analyse des Gesamtgebietes und Diskussion . . . . .	134
<b>8 Zusammenfassung und Ausblick</b>	<b>137</b>
8.1 Zusammenfassung . . . . .	137
8.2 Ausblick . . . . .	143
<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>145</b>
<b>A Abkürzungen</b>	<b>165</b>
A.1 Bodenart nach KA4 [2] . . . . .	166
A.2 Bodenart nach TGL 24300/05 [212] . . . . .	167
<b>B Messhänge Bodenbeschreibungen</b>	<b>169</b>
<b>C Modellierung Pegel Lätwitz 1975-2000</b>	<b>181</b>



# Abbildungsverzeichnis

2.1	Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufs im Boden (verändert nach Trepel 2000 [227]) . . . . .	13
2.2	Denkmodell zur Darstellung von Szenarien (verändert nach Bork et al. 1995 [24]) . .	21
3.1	Methodischer Ablauf der Arbeit (Rechts Berührungspunkte mit der Arbeit von Kralisch (2004 [120]) . . . . .	26
4.1	Lage des Untersuchungsgebiets . . . . .	27
4.2	Schematisches Blockbild zur Tektonik und Landschaftsform im östlichen Thüringer Schiefergebirge (Zeulenroda und Pausa befinden sich im Untersuchungsgebiet) (Wagenbreth und Steiner 1990 [236]) . . . . .	28
4.3	Böden im Untersuchungsgebiet, Erklärung der Legende siehe Tabelle 4.1 (Rau et. al. 1995[171]) . . . . .	31
4.4	Durchschnittliche Winter- und Sommerniederschläge im Untersuchungsgebiet, Daten Deutscher Wetterdienst, Interpolation mit IDW . . . . .	32
4.5	Staufstufen des Weidatalsperrensystems(Thüringer Talsperrenverwaltung 1998 [225])	33
5.1	Prozess-Steuerung in WASMOD (Reiche 1996 [175]) . . . . .	40
5.2	Teilprozesse der Wasserhaushaltsmodellierung in WASMOD erweitert nach Reiche (1996 [175]) . . . . .	42
5.3	Modellierte Teilprozesse zum Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt (Reiche 1996) . .	46
5.4	Bearbeitungseinheiten mit lateralen Stoffflüssen im Raum (links) und als Graph (rechts) (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	49
5.5	Interflow-, Dünge-, und Grundwasserkanten in einem HYDRONET (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	50
5.6	Lineare interpolation von Stützstellen (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	51
5.7	Polynomiale Regression von Stützstellen (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	51
5.8	Fehlerfunktion mit lokalem und globalem Minimum (nach Gallant 1995 [77]) . . . .	52
5.9	Die Wirkung eines $5 \times 5$ Pixel Mittelwertfilters vor (links) und nach (rechts) der Filterung . . . . .	54
5.10	Lage und Bodenklassen der beprobten Hänge (links) Hang Pahren (rechts) Hang Dittersdorf . . . . .	55
5.11	Ergebnis der Disaggregation (rechts) der Bodenklassen (links) (vgl. Abbildung 4.3) durch Verschneidung den mit Reliefeinheiten (mitte) . . . . .	56
5.12	Schematischer Ablauf der Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für die einzelnen Bodenklassen . . . . .	57

5.13 Körnungsdreieck, gemäß der TGL 24300/05 [212] mit einem Vergleich zwischen der für Ig1 angegebenen Bodenklasse der MMK und den Messergebnissen innerhalb der Klasse . . . . .	58
5.14 Körnungsdreieck, gemäß der KA4 (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden (1994)[2]). In dem rot umrandeten Bereich befinden sich die für die Klasse Ig1 abgeleiteten Korngrößen	59
5.15 Geologie im Untersuchungsgebiet, Erklärung der Legende siehe Tabelle 5.6 . . . . .	64
5.16 Landnutzungskarte (rechts) erstellt aus Satellitendaten (links) und einer Kartierung (mitte) . . . . .	65
5.17 Ausschnitt der KGG-Karte und der dazu beitragenden Informationsebenen . . . . .	68
5.18 Doppelsummenanalyse zwischen Abfluss (Pegel Lawitz) und Niederschlag . . . . .	70
5.19 Abfluss am Pegel Lävitz, Werte des Überleitungsstollens und korrigierte Abflusswerte	71
5.20 Lage der untersuchten Einzelstandorte im Einzugsgebiet des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda . . . . .	72
5.21 Aufbau eines installierten Tensiometers (links) und eines Grundwasserbeobachtungsbrunnens (rechts) (Flügel 1999 [70]) . . . . .	74
5.22 Zusammenhang zwischen dem Tagesgang der Tensiometer und Lufttemperatur und Strahlung am 06. Mai 2000 . . . . .	75
5.23 Seismisches Profil des Hanges Pahren (1000 entspricht einer Entfernung von 0 m, 1100 entspricht einer Entfernung von 100 m; Mächtigkeiten in m) (Pechstädt 2003 [166]) . . . . .	76
5.24 Lage des Dränfelds im Bezug auf das Dränagesystem und dem abgeleiteten Teileinzugsgebiet . . . . .	77
6.1 Vergleich zwischen den modellierten Abflüssen mit Parametern aus Toptra und aus der GIS-Routine und dem Gemessenen Abfluss . . . . .	81
6.2 Vergleich zwischen den modellierten Abflüssen mit Parametern aus Toptra und aus der GIS-Routine und dem gemessenen Abfluss . . . . .	82
6.3 Beispiel für die Weitergabe des Interflow in eine gesättigte Fläche (rot Veränderung durch die Bypasslösung) . . . . .	83
6.4 Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Lävitz . . . . .	84
6.5 Vergleich der kumulierten modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Lävitz . . . . .	85
6.6 Monatliche modellierte (Ist-Szenario) und gemessene Abflusspende des Abflusses am Pegel Lävitz . . . . .	86
6.7 Statistische Qualitätsparameter für die Simulation von Monatswerten der Einzeljahre	86
6.8 Statistische Qualitätsparameter für die Simulation von Tageswerten der Einzeljahre .	87
6.9 Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Abflusswerten und den Überleitungsdaten . . . . .	88
6.10 Vergleich zwischen simulierten und realistischem Grundwasservolumen . . . . .	89
6.11 Abflusskomponentendarstellung der modellierten Werte des Jahres 1979 mit (oben) und ohne Routing (unten) . . . . .	91
6.12 Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Lävitz . . . . .	92
6.13 Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Stickstoffjahresfrachten am Pegel Lävitz . . . . .	93

6.14	Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Läwitz der Jahre 1998 - 2000 . . . . .	95
6.15	Vergleich der modellierten (ohne Routing) und gemessenen Stickstoffjahresfrachten am Pegel Läwitz . . . . .	96
6.16	Vergleich der modellierten (ohne Routing) und gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Läwitz der Jahre 1998 - 2000 . . . . .	97
6.17	Vergleich der modellierten Stickstofffrachten des Interflow (linke X-Achse) ) und gemessenen Gesamtfracht (rechte X-Achse) am Pegel Läwitz für das Jahr 2000 (linkes Bild Ist-Szenario, rechtes Bild ohne Routing) . . . . .	98
6.18	Vergleich der modellierten Stickstofftagesfrachten des Restgebietes, des Pegels Läwitz und der gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Läwitz des Jahrs 2000 in $\text{kg km}^{-2} \text{d}^{-1}$ . . . . .	100
6.19	Flächenhafte Darstellung der von Eingangs- und Entzugsgroen der Stickstoffsimulation des Gesamteinzugsgebiets in $\text{kg ha}^{-1} \text{a}$ für das Jahr 2000. Oben links, Stickstoffeintrag über Düngung und atmosphärische Deposition. Oben rechts gesamter Stickstoffaustrag über das Wasser in den einzelnen KGG. Unten links, Stickstoffaustrag über Interflow. Unten rechts Stickstoffaustrag über Drän und Grundwasser. . . . .	101
6.20	Profildarstellung des Hanges Pahren und die Position der Messstationen im Hang . .	103
6.21	Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30, 60 und 90 cm an der Station P2 . . . . .	104
6.22	Gemessene Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung (pF-Kurve) für die Stationen P2 und P5 am Hang Pahren . . . . .	105
6.23	Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30, 60, 90 und 120 cm an der Station P5 und des Grundwasserflurabstandes bei Station P1 .	106
6.24	Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30 und 60 cm an den Stationen D1 und D5 des Grundwasserflurabstandes bei Station D5 . .	109
6.25	Vergleich der berechneten und gemessenen jährlichen Abflusspende für das Dränfeld	112
6.26	Vergleich des berechneten und gemessenen durchschnittlichen monatlichen Abflüsse für das Dränfeld . . . . .	113
6.27	Vergleich des berechneten und gemessenen durchschnittlichen täglichen Abflüsse für das Dränfeld . . . . .	114
6.28	Vergleich der berechneten und gemessenen jährlichen Stickstofffrachten für das Dränfeld . . . . .	114
6.29	Vergleich der jährlichen Niederschlagsmengen (korrigiert nach Richter 1995 [182]) der Stationen Wöhlsdorf, Staitz und Pahren . . . . .	115
6.30	Vergleich der berechneten und gemessenen monatlichen Stickstofffrachten für das Dränfeld . . . . .	116
6.31	Vergleich der berechneten und gemessenen täglichen Stickstofffrachten für das Dränfeld	117
7.1	Beispielhafte Variation der Fruchtarten in den Parametrisierungsszenarien für 5 Jahre in einigen KGG . . . . .	120
7.2	5-Jahresmittel der korrigierten Niederschläge . . . . .	122
7.3	Durchschnittliche Stickstoff Ein- und Austräge aller Neuronen der inneren Schichten für die Parametrisierungsszenarien von 0 bis 120% Düngung (Kralisch 2004 [120]) .	123
7.4	Schrittweite und Netzwerkfehler bei der Anwendung des Backpropagation-Verfahrens (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	126

7.5	Ergebnisse des Backpropagation-Verfahrens bei Reduktionen um 25% (oben) und 20% (unten) des ursprünglichen N-Eintrags auf der Grundlage von KGG . . . . .	127
7.6	Anteile der Düngekantengewichte an verschiedenen Ergebnisklassen des Backpropagation-Verfahren bei Reduktionen auf 75 % und 80 % des ursprünglichen N-Eintrags (Kralisch 2004 [120]) . . . . .	128
7.7	Verlauf der mit WASMOD modellierten Reduktion im Vergleich zu den mit dem HYDRONET prognostizierten Wert . . . . .	129
7.8	Darstellung der relativen Stickstoffein- und austräge von in WASMOD und HYDRONET für das IST-Szenario und Düngereduktionen von 10, 20 und 30% . . . . .	131
7.9	Relative Abweichung des Stickstoffaustrages der Reduktionsszenarien gegenüber dem IST-Szenario für 5 bzw. 10 Jahre . . . . .	133
7.10	Ergebnisse des Backpropagation-Verfahrens bei Reduktion um 22% des ursprünglichen N-Eintrags auf der Grundlage von KGG (links) und der landwirtschaftlichen Nutzflächen (rechts) . . . . .	136
B.1	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P1 . . . . .	170
B.2	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P2 . . . . .	171
B.3	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P3 . . . . .	172
B.4	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P4 . . . . .	173
B.5	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P5 . . . . .	174
B.6	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P6 . . . . .	175
B.7	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D1 . . . . .	176
B.8	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D2 . . . . .	177
B.9	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D3 . . . . .	178
B.10	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D4 . . . . .	179
B.11	Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D5 . . . . .	180
C.1	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1975 – 1977 . . . . .	182
C.2	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1978 – 1980 . . . . .	183
C.3	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1981 – 1983 . . . . .	184
C.4	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1984 – 1986 . . . . .	185
C.5	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1987 – 1989 . . . . .	186
C.6	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1990 – 1992 . . . . .	187
C.7	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1993 – 1995 . . . . .	188
C.8	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1996 – 1998 . . . . .	189
C.9	Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1999 – 2000 . . . . .	190

# Tabellenverzeichnis

2.1	Vergleich der wichtigsten Eigenschaften unterschiedlicher Modellsysteme zur meso-skaligen Stickstoffmodellierung ergänzt nach Starck et al. (1997 [209]) . . . . .	20
4.1	Vergleich der im Gebiet vorhandenen Bodenklassen nach den Leitbodenformen Thüringens und der bodenkundlichen Kartieranleitung (Bodenklassen nach Rau et. al. 1995[171]) . . . . .	30
4.2	Flächenanteile der landwirtschaftlichen Feldfrüchte (Daten Thüringer Talsperrenverwaltung) . . . . .	34
5.1	DILAMO ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung (nach Reiche et al. 1999 [178] verändert) . . . . .	36
5.2	Liste der berücksichtigten Einzelprozesse (Reiche 1991 [173]) . . . . .	41
5.3	Gegenüberstellung der Leitbodenformen mit den darin enthaltenen der MMK und der Bodenschätzung und den für die einzelnen Reliefklassen abgeleiteten Bodenarten nach KA4) . . . . .	60
5.4	Abgeleitete Modellparameter für die Klasse Ig1 der bodengeologischen Einheiten . .	61
5.5	Leitfähigkeiten am Hang Dragensdorf in $\text{cm d}^{-1}$ . . . . .	62
5.6	Einteilung der im Gebiet vorhandenen Gesteine nach ihrer Grundwasserführung (Klassen generalisiert) . . . . .	63
5.7	Vergleich der Düngungen in $\text{kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$ . . . . .	66
5.8	Fruchtfolgen der Modellierung . . . . .	66
5.9	Korrekturwerte nach Richter (1995 [182]) für leicht geschützte Stationslagen in der Höhenklasse IV . . . . .	69
5.10	Einbautiefen der Tensiometer auf beiden Hängen . . . . .	74
5.11	Zusammenfassende Darstellung der von der TLL erhobenen Durchlässigkeitsbeiwerte (Kf-Werte) und der für das Modell verwendeten . . . . .	78
6.1	Vergleich der Effizienzen nach Nash und Sutcliffe zwischen den Modellergebnissen mit und ohne Routing für Tageswerte. Bessere Werte ( $R_{eff}$ und $\ln R_{eff}$ ) für die einzelnen Jahre sind <b>fett</b> markiert) . . . . .	90
6.2	Bestimmtheitsmaß und durchschnittliche Abweichung der Stickstoffsimulation auf Tagesbasis) . . . . .	94
6.3	Vergleich ausgewählter Gebietseigenschaften der Teileinzugsgebiete des Pegel Läwitz und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Läwitz) . . . . .	99
6.4	Vergleich des Bestimmtheitsmaßes, der Abflussmodellierung des Pegel Läwitz (Läwitz) und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Läwitz) mit den gemessenen Pegelwerten Läwitz (Messung) . . . . .	99

---

6.5	Bestimmtheitsmaß der Stickstoffmodellierung des Pegel Lävitz (Lävitz) und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Lävitz) mit den gemessenen Pegelwerten Lävitz (Messung) . . . . .	100
6.6	Vergleich der Korrelationen der Tensiomertewerte in benachbarten Schichten und der modellierten Saugspannungen für Hang und Einzugsgebietesmodell am Hang Pahren . . . . .	107
6.7	Vergleich der Korrelationen der Tensiomertewerte in benachbarten Schichten und der modellierten Saugspannungen für das Einzugsgebietsmodell am Hang Dittersdorf . . . . .	110
6.8	Vergleich der Vorfluterhöhen und Vorfluterabstände vor und nach der Kalibrierung . . . . .	111
6.9	Güteparameter der Modellierung des Wasserhaushaltes auf Monatsbasis . . . . .	113
6.10	Güteparameter der Modellierung des Stickstoffhaushaltes auf Monatsbasis . . . . .	116
7.1	Gegenüberstellung der für die Jahre 1996 - 2000 durchschnittlichen Ein- und Austräge von Stickstoff in WASMOD und HYDRONET für das IST-Szenario und Düngereduktionen von 10, 20 und 30% . . . . .	130
7.2	Berechneter Stickstoffaustrag in aus den neuronalen Netzen ohne und bei 15 und 20 % Reduktion für die verschiedenen Niederschlagsszenarien . . . . .	132
7.3	Vergleich der Bestimmtheitsmaße der einzelnen Niederschlagsszenarien bei 15 und 20 % Reduktion . . . . .	132
7.4	Einteilung der Klassen für die Parzellenkarte (Abbildung 7.10, rechts) . . . . .	134

# 1 Einleitung und Problemstellung

„The right to drinking water entitles everyone to safe, sufficient, affordable and accessible drinking water that is adequate for daily individual requirements...“

aus: The right to water, United Nations (2002) [232]

Wasser ist Voraussetzung des Lebens auf der Erde. Die moderne Zivilisation ist aufgrund der zahlreichen Funktionen, die Wasser erfüllt, auf eine gesicherte Versorgung angewiesen. Dies zeigt sich bereits bei der Entwicklung früher Zivilisationen, deren Aufstieg eng mit dem geregelten Umgang mit Wasser verknüpft war.

Durch die vielseitigen Nutzungen sowohl des Trinkwassers als auch der Einzugsgebiete treten vielerorts Probleme bei der Trinkwasserversorgung auf. Diese Probleme lassen sich in zwei wesentliche Bereiche unterscheiden. Zum einen ist die vorhandene Wassermenge in vielen Gebieten nicht ausreichend. Dies betrifft in erster Linie Gebiete mit zumindest zeitweise negativer Wasserbilanz. Zum anderen eignet sich das vorhandene Wasser häufig, aufgrund seiner chemischen Zusammensetzung, nicht für den menschlichen Genuss. Die Ursachen für diese mangelhafte Wasserqualität sind oft antropogener Natur. Sie können in punktuelle Einträge wie Siedlungs- und Industrieabwässer und diffuse Einträge über die Landbewirtschaftung bzw. nasse und trockene Deposition aus der Atmosphäre unterschieden werden.

In Gebieten, die nur ein geringes Grundwasseraufkommen aufweisen, wird vorwiegend Oberflächenwasser für die Versorgung der Bevölkerung herangezogen. Zu diesem Zweck werden Talsperren angelegt, um eine abflussunabhängige Versorgung der Bevölkerung zu gewährleisten. Die Wasserqualität dieser Wasserspeicher ist hierbei meist abhängig von der Landnutzung in den Einzugsgebieten. Insbesondere sind Oberflächengewässer von der Nutzung in ihren Einzugsgebieten abhängig, da die Wirkung von Nähr- und Schadstoffen gegenüber der Schädigung im Grundwasser erhöht ist. Der Grund hierfür liegt in den geringeren Verweilzeiten im System, da die Oberflächenwässer durch schnellere Abflusskomponenten wie Oberflächenabfluss und Interflow gespeist werden. Aus diesem Grund wurden die meisten Trinkwassertalsperren in Gebieten errichtet, in denen Forstnutzung dominiert.

In einigen Fällen wurden auch Trinkwassertalsperren in Gebieten mit überwiegend landwirtschaftlicher Nutzung errichtet. Diese weisen sehr häufig erhöhte Nährstoffgehalte im Wasser auf (Krämer 1999 [124]). Für den menschlichen Genuss ist hierbei in erster Linie das Nitrat problematisch, da dieses bei Säuglingen die Sauerstoffaufnahme des Blutes hemmt. Zudem bilden sich bei hohen Konzentrationen im menschlichen Körper Nitrosamine, deren Abbauprodukte eine erbinformationsverändernde Wirkung haben (Wiezorek 1996 [243]). Aus diesen Gründen besteht in Deutschland ein Grenzwert für Nitrat von 50 mg/l und ein Richtwert von 25 mg/l im Trinkwasser. Allerdings kann durch die Errichtung einer Talsperre nicht die gesamte Landnutzung in einem Einzugsgebiet auf die Erfordernisse des Trinkwasserschutzes umgestellt werden, so dass ein Kompromiss zwischen der landwirtschaftlichen Nutzung und den Anforderungen der Trinkwasserversorgung gefunden werden muss. In

der Praxis geschieht dies durch die Ausweisung von Trinkwasserschutzgebieten, die in ihrer landwirtschaftlichen Bewirtschaftung Restriktionen unterliegen. Da die Landwirte durch diese Restriktionen keine wirtschaftlichen Nachteile erleiden sollen, werden die Einschränkungen durch Zahlungen an die Landwirte durch den Talsperrenbetreiber ausgeglichen. Diese Zahlungen sind vom Talsperrenbetreiber zu leisten, der durch den Verkauf des Wassers auch den wirtschaftlichen Nutzen der Talsperre genießt.

An die Verteilung dieser Zahlungen ist die Forderung zu richten, dass sie auf der einen Seite die landwirtschaftliche Nutzung möglichst wenig einschränkt, und auf der anderen Seite die Wasserqualität in der Talsperre den Anforderungen für Trinkwasser genügt. Um diese Forderung erfüllen zu können, ist es erforderlich die einzelnen landwirtschaftlichen Flächen hinsichtlich ihrer Relevanz für den Nährstoffeintrag in die Talsperre zu ermitteln und zu bewerten.

Für diese Bewertung ist es erforderlich den Ist-Zustand und damit den aktuellen Einfluss der Elemente (Einzelflächen) im System (Einzugsgebiet) zu bestimmen. Dies kann ansatzweise durch eine Analyse der einzelnen Flächen z. B. mit Stickstoffbilanzen geschehen. Allerdings ist es hierbei nicht möglich, laterale Beziehungen innerhalb des Einzugsgebiets zu berücksichtigen. Zudem können mit diesem Ansatz keine Systemänderungen nachvollzogen werden, was für die Beurteilung der Wirksamkeit von Maßnahmen Voraussetzung ist. Möglich ist dies mit physikalisch basierten Modellen, die einerseits in der Lage sind den Ist-Zustand validierbar abzubilden, und andererseits die Möglichkeit bieten, die Reaktion des Systems auf Veränderungen zu prognostizieren.

Die Forderung nach einem Interessenausgleich der Einzugsgebietsnutzer ist mit Wasser- und Stoffmodellen allerdings auch nur eingeschränkt erfüllbar, da nur eine begrenzte Anzahl von möglichen Eingriffen seitens der Talsperrenbetreiber nachvollzogen werden kann. Um eine ideale Lösung zu finden, ist es aber notwendig, sehr viele Maßnahmenkombinationen zu evaluieren. Ein Weg dieses Problem zu bearbeiten ist eine Vereinfachung des Modells. Wichtig hierbei ist die für die Fragestellung wesentlichen Parameter, in diesem Fall der Stickstoffeintrag in die Talsperre in Abhängigkeit der Düngung, in den Fokus zu stellen. Hierzu wird ein von Kralisch (2004 [120]) im Rahmen eines Entscheidungsunterstützungsystems entwickeltes Optimierungsverfahren (vgl. Kapitel 5.3) verwendet. Für den erfolgreichen Einsatz dieses Verfahrens ist es notwendig, die Gebietseigenschaften im Bezug auf den Wasser und Stickstoffhaushalt möglichst flächendifferenziert und genau abzubilden. Zusätzlich ist es erforderlich, die Reaktion auf Veränderungen im System, wie sie durch planerische Maßnahmen erfolgen können, darzustellen. Für diese Aufgaben wird ein Wasser und Stofftransportmodell (vgl. Kapitel 5.2.4) verwendet, mit dessen Hilfe es möglich ist, die für das Optimierungsverfahren notwendigen Szenarien zu berechnen.

## 2 Stand der Forschung

Ausgehend von der in der Problemstellung herausgestellten Entscheidungsunterstützung wird im Folgenden nach einer Beschreibung der Theorie und Anwendung derselben in den Umweltwissenschaften und auf Möglichkeiten zur Optimierung eingegangen. Die Grundlage für die Optimierung stellt die in dieser Arbeit im Zentrum stehende modellhafte Abbildung der Stoffflüsse in Einzugsgebieten dar. Diese erfordert eine gemeinsame Betrachtung der Stofftransformation und der Transportprozesse. Für den in dieser Arbeit betrachteten Stickstoffhaushalt wird deswegen zunächst der Kenntnisstand des im Landschaftskontext wichtigsten Transportagenz Wasser betrachtet. Danach wird auf die Stickstoffumsetzungen eingegangen. Eine Synthese von Stoff- und Wasserhaushalt wird anschließend durch einen Überblick über die mesoskalige Stofftransportmodellierung gegeben. Abschließend erfolgt ein Einblick in die Theorie zur Szenarienentwicklung, die wiederum eine Grundlage für die Entscheidungsunterstützung darstellt.

### 2.1 Entscheidungsunterstützung

Einen Überblick des Problemfeldes Entscheidungsfindung-Entscheidungsunterstützung-Optimierung bietet Kralisch (2004 [120]), an dessen Arbeiten dieses Teilkapitel angelehnt ist. Der in der Problemstellung beschriebene notwendige Interessenausgleich zwischen Landwirtschaft und Wasserversorgung kann als multikriterielles Entscheidungsproblem aufgefasst werden. Ein solcher Nutzungskonflikt trifft auf die meisten räumlich planerischen Probleme zu, da bei der Nutzung des Raums verschiedene Akteure unterschiedliche Ziele verfolgen. Bei der Bearbeitung solcher multikriteriellen Entscheidungsprobleme kann grundsätzlich zwischen den Aufgabenbereichen Suche und Entscheidungsfindung unterschieden werden (Horn 1997 [98]). Die Suche bezeichnet dabei die Ermittlung einer Reihe von Szenarien, die für eine Lösung in Frage kommen. In der darauf folgenden Phase der Entscheidungsfindung muss aus der Menge der Lösungskandidaten einer als Lösung ausgewählt werden. Hierbei treten folgende Probleme auf:

1. Der Suchraum, der aus der Menge aller möglichen Kombinationen von Bewirtschaftungsformen auf den einzelnen betrachteten räumlichen Einheiten besteht, ist im Allgemeinen sehr groß und hochgradig komplex. Zwar können in vielen Fällen große Teile des Suchraums von der Betrachtung ausgeschlossen werden, da sie vorgegebene Rahmenbedingungen (Constraints) verletzen. Dennoch ist die Anzahl der verbleibenden Lösungen häufig zu groß, um alle von ihnen zu berücksichtigen und hinsichtlich der Zielvorgaben zu evaluieren.
2. Hinzu kommt das Problem, dass bei gegenläufigen Zielen, wie sie bei Bewirtschaftungsfragenstellungen sehr häufig anzutreffen sind, ein Ranking der ermittelten Lösungsalternativen nur sehr schwer automatisiert werden kann. Dies liegt vor allem darin begründet, dass sich menschliche Präferenzen oft nicht ohne weiteres formalisieren lassen.

Verfahren, die versuchen, diese Probleme zu umgehen, beschränken sich jedoch häufig darauf, nur eine kleine Menge plausibler Bewirtschaftungsszenarien zu berücksichtigen.

Häufig eingesetzt werden so genannte genetische Algorithmen zur Erzeugung dieser Szenarien (Schaffer 1985 [190], Goldberg 1989 [83], Coello 1999 [36], Vanveldhuizen und Lamont 2000 [234], Zitzler 2002 [254]). Grundlage dieser Verfahren ist die iterative Entwicklung einer initialen, z.B. zufällig gewählten, Menge von Lösungsalternativen hin zu einer Menge „optimaler“ Lösungen auf der Grundlage evolutionärer Prinzipien wie Selektion, Rekombination und Mutation. Bei zu großer Komplexität des Suchraumes und der Zielfunktionen, wie bei kontinuierlichen Problemen häufig der Fall ist, kann dieses Verfahren nicht eingesetzt werden (Laumanns 2002 [131]). In solchen Fällen kommen oft menschliche Entscheidungsträger zum Einsatz, die eine Menge plausibler Szenarien, z.B. ausgehend von einem aktuellen Zustand, aufstellen (vgl. Kapitel 2.6). Diese Szenarien werden anschließend häufig, mit Hilfe rechnergestützter Verfahren, hinsichtlich der Zielvorgaben bewertet. Für diese Bewertung gibt es unterschiedliche Herangehensweisen. Die Vorgehensweise kann eine Aggregation der unterschiedlichen Zielvorgaben zu einem Ziel beinhalten (Rischmueller 1980 [185], Saaty 1980 [189], Roy 1978 [186], Brans 1986 [28]). Voraussetzung für den Einsatz aggregierender Verfahren ist in jedem Fall eine genaue Kenntnis der Zielvorgaben. Da diese aber für viele praktische Entscheidungsprobleme nur vage und unpräzise formuliert werden können, muss ein Ranking der existierenden Szenarien – häufig in einem iterativen Prozess – direkt durch einen oder mehrere Entscheidungsträger erfolgen. Dies trifft insbesondere auf multikriterielle Entscheidungsprobleme zu, bei denen die Zielvorgaben nur unscharf formuliert werden können.

Zur Unterstützung der genannten Phasen der Entscheidungsfindung werden häufig Entscheidungsunterstützungssysteme (Decision Support Systems – DSS) eingesetzt (Bonczek et al. 1981 [22], Sprague und Carlson 1982 [207], Densham und Goodchild 1989 [45], Power 2002 [169]). Der Begriff DSS deckt dabei eine ganze Reihe verschiedener Systeme, Werkzeuge und Technologien ab, deren Gemeinsamkeit darin besteht, Unterstützung bei der Lösung unstrukturierter, vage formulierter Entscheidungsprobleme zu leisten. Bereits in den 60er Jahren wurden durch die Arbeiten von Simon einige allgemeine konzeptionelle Grundlagen für Prozesse der Entscheidungsfindung geschaffen (Simon 1960 [204]). Simon unterscheidet drei Phasen bei der Lösung von Entscheidungsproblemen: Problemanalyse, Design und Auswahl (Intelligence, Design, Choice). Hierbei korrespondieren die Phasen Design und Auswahl mit den von Horn (1997 [98]) (siehe oben) eingeführten Phasen Suche und Auswahl. Die Phase Problemanalyse bezeichnet das Zusammentragen und die Analyse der für den Entscheidungsprozess relevanten Daten. Als nächster Schritt wurden von Keen und Stabell (1978 [109]) die Idee von Entscheidungs-Unterstützungs-Systemen als Ergebnis von Studien über organisatorische Entscheidungssuche einerseits und interaktive Rechnersysteme andererseits beschrieben.

Die praktische Entwicklung und Anwendung dieser Systeme war eng mit der Entwicklung leistungsfähiger Rechner verknüpft (Davis 1974 [43]). Die ersten Anwendungsfelder fanden sich in großen Unternehmen im Wirtschafts- und Finanzsektor, um dort bei der Lösung von Managementproblemen Hilfestellung zu leisten (Power 2002 [169]).

Eine frühe Definition für Entscheidungs-Unterstützungs-Systeme wurde von Davis (1974 [43]) aufgestellt: „integriertes Mensch/Maschine-System zur Bereitstellung von Informationen, um die Geschäftstätigkeiten, das Management und Aufgaben der Entscheidungssuche in einer Organisation zu unterstützen“ Seit dem wurden die Definitionen ständig spezifiziert und neue Anforderungen an diese Systeme gestellt. Eine Reihe gemeinsamer Eigenschaften wurde von Geoffrion (1983 [80]) zusammengetragen:

1. Ihre Aufgabe besteht in der Bearbeitung von Entscheidungsproblemen, deren Zielvorgaben nicht oder nur vage formuliert werden können.
2. Sie besitzen eine leistungsfähige, einfach zu handhabende Benutzerschnittstelle.
3. Sie gestatten es dem Benutzer, Modelle und Daten auf flexible Weise miteinander zu kombinieren.
4. Sie können mit Hilfe der Modelle eine Reihe von Lösungsalternativen generieren.
5. Sie unterstützen verschiedene Methoden zur Auswahl einer Lösung und können leicht erweitert werden, um an veränderte Anforderungen des Benutzers angepasst zu werden.
6. Sie ermöglichen interaktive und rekursive Herangehensweisen bei der Lösungssuche.

Die oben genannten Eigenschaften beziehen sich in erster Linie auf die in dieser Arbeit verwendeten modellorientierten Entscheidungs-Unterstützungs-Systeme, welche nur eine Klasse von verschiedenen Arten dieser Systeme darstellt (Power 2002 [169]):

- Kommunikationsorientierte DSS unterstützen die gemeinsame Entscheidungsfindung durch eine Gruppe von Entscheidungsträgern. Als einfachste Formen sind hier webbasierte Diskussionsforen oder Mailinglisten zu nennen.
- Datenorientierte DSS dienen dem Zugriff, der Verwaltung sowie der Auswertung meist zeitbezogener Daten. Data-Warehousing-Systeme sind ein Beispiel dieser DSS.
- Wissensbasierte DSS unterstützen Entscheidungsträger durch die Bereitstellung spezialisierten Wissens über die zu bearbeitende Problemdomäne. Beispielhaft können hier Data-Mining-Systeme genannt werden, die für die Suche nach verborgenen Mustern in Daten einer Datenbank eingesetzt werden.
- Modellorientierte DSS erlauben Zugriff, Bearbeitung und Ausführung von Modellen, deren Ergebnisse bei der Entscheidungssuche Unterstützung leisten. Diese Systeme werden z.B. eingesetzt, um aktuelle oder zu erwartende Situationen modellieren und die Auswirkungen verschiedener Entscheidungen abschätzen zu können. Derartige DSS unterscheiden sich von datenorientierten DSS vor allem durch eine deutlich höhere Komplexität der eingesetzten Modelle und ein geringeres Aufkommen der zu verarbeitenden Daten.

Weiterhin lassen sich dokumentenorientierte DSS (zur Dokumentenverwaltung) oder webbasierte DSS unterscheiden. Häufig können existierende DSS mehreren der aufgeführten Typen zugeordnet werden (Kralisch 2004 [120]).

Parallel zu den beschriebenen Systemen entwickelten sich DSS zur Bearbeitung räumlicher Problemen so genannte „Spatial Decision Support Systems“ (SDSD). Diese beinhalten nach der Definition von Densham (1991 [46]) die folgenden Komponenten:

1. Modellkomponenten, die durch ein entsprechendes Verwaltungssystem kontrolliert werden,
2. ein System zur Verwaltung und Analyse geographischer Daten,
3. Funktionen zur graphischen und tabellarischen Darstellung von Eingabe- und Ergebnisdaten sowie
4. Komponenten zur Verwaltung der Zielvorgaben.

Eines der ersten bekannten SDSS war das in den 70er Jahren von IBM entwickelte Geodata Analysis and Display System (GADS) (Sprague und Watson 1996 [208], Grace 1976 [84]). Seitdem wurde eine steigende Anzahl von SDSS für verschiedenste Fragestellungen entwickelt und eingesetzt (Zagona et al. 2001 [253], Fedra und Jamieson 1996 [64], Fedra 2002 [63], Parsons 2002 [165], Ostrowski 1997 [163], Looijen 1996 [134]).

Obwohl DSS für die Lösung verschiedenster planerischer und organisatorischer Aufgabenstellungen eingesetzt werden, zeigen die oft gegensätzlichen Auslegungen der Aufgaben und des Aufbaus von DSS in der Literatur, dass diese Systeme einer einheitlichen theoretischen Grundlage entbehren. Dies zeigt auch die Bewertung der Rolle von DSS für den Prozess der Entscheidungsfindung (Rahman 1998 [170]). Auf der einen Seite ist die Ansicht verbreitet, dass jedes rechnerbasierte System, welches in irgendeiner Form die Entscheidungsfindung unterstützt, als DSS bezeichnet werden kann (Naylor 1982 [161]). Andere Autoren (Fedra 1995 [62], Kersten und Michalowski 1996 [112]) vertreten dagegen die Ansicht, dass man bei einer strengeren Auslegung der Funktion von DSS (nämlich der Unterstützung von Entscheidungsträgern bei der Lösung unstrukturierter Problemstellungen) nur sehr wenige DSS als solche bezeichnen kann. Dies liegt einerseits daran, dass der Großteil dieser Systeme nicht von Entscheidungsträgern, sondern von Beratern und Fachleuten verwendet wird. Andererseits existieren kaum Systeme, die (automatisch) nach Lösungen für unstrukturierte Probleme suchen können.

Ein mögliches Verfahren zur Lösung von multikriteriellen Entscheidungsproblemen ist die Anwendung Künstlicher Neuronaler Netze (KNN) (Köppen 1998 [119]) die im nächsten Kapitel erläutert werden.

## 2.2 Künstliche Neuronale Netze

Das Konzept der KNN wurde bereits in den 50er Jahren von McCulloch und Pitts (1943 [143]) entwickelt. Sie sind in Aufbau und Funktion an das Nervensystem von Säugetieren angelehnt. Ähnlich wie ihr biologisches Vorbild sind sie in der Lage, ihre Struktur mit Hilfe von Lernverfahren anzupassen, um auf bestimmte Eingaben mit festgelegten Ausgaben zu reagieren. Seit dieser Zeit durchliefen KNN drei Entwicklungsphasen. Die erste Phase war gegen Ende der 70er Jahre abgeschlossen, wobei Vorarbeiten von Minsky und Papert (1969 [150]) eine Reihe von limitierenden Faktoren ergaben und das Interesse an KNN daraufhin einschloß. Zwei Jahrzehnte später erfuhren sie jedoch durch die Arbeiten von Rumelhart und McClelland (1986 [187]) eine Wiederbelebung, als diese den Backpropagation-Trainings-Algorithmus entwickelten. Daraufhin war das Training der KNN und damit ihre Anwendung für eine Vielzahl von Problemstellungen möglich geworden (Dawson und Wilby 2001 [44]). Inzwischen haben KNN Eingang in Bereiche wie das Finanzwesen, das Unternehmens- oder das Umweltmanagement gefunden. Die dritte Phase, die ihren Ursprung in den 90er Jahren hat, ist durch ihre Validierung und Implementierung sowie durch die Kombination mit anderen Technologien gekennzeichnet (See und Openshaw 1999 [199]).

Ebenfalls in den 90er Jahren begann der Einsatz von KNN in der Hydrologie (Dawson und Wilby 2001 [44]). Sie werden hier den empirischen „black box“-Modellen zugeordnet, die beispielsweise in der Lage sind, den Abfluss anhand von Klimaparametern nachzubilden, ohne dass ein tieferes Prozessverständnis benötigt wird. Ihre Fähigkeit, unvollständige oder mehrdeutige Daten zu verarbeiten und beliebig komplexe Input/Output-Beziehungen darzustellen, machen KNN daher zu einem sehr

populären Modellierungswerkzeug (Maier und Dandy 1996 [137]). Auch dynamische Zusammenhänge lassen sich mit ihrer Hilfe nachvollziehen. Meist sind sie dabei leichter zu implementieren und auch mit geringerem Aufwand verbunden, als die Erhebung physikalischer Zusammenhänge. Sie sind jedoch im Gegenzug wegen ihrer internen Interpretation der dargestellten Beziehungen nicht geeignet, einen Beitrag zum Erkenntnisgewinn über das hydrologische Prozessgeschehen zu leisten.

Es existieren eine Vielzahl von unterschiedlichen Netzarchitekturen, die sich für unterschiedliche Aufgaben und Lernverfahren eignen. Auf dem Gebiet der hydrologischen Modellierung am häufigsten eingesetzte Netzwerktyp ist das Mehrschichtperzeptron (Rumelhart und McClelland 1986 [187]), etwas seltener wird auch das Radial Basis Function Netzwerk (Broomhead und Lowe 1988 [31], Butz 1997 [33]) eingesetzt. Beide Ansätze eignen sich sehr gut, Input/Output-Beziehungen mit Hilfe einer gegebenen Menge bekannter Datensätze beliebig genau nachzubilden. In einer Vielzahl von Studien konnten die erfolgreiche Anwendung sowohl von Mehrschichtperzeptronen (Magoulas et al. 1997 [136], Fahlmann 1988 [61]) als auch von Radial-Basis-Function-Netzwerken (Mason et al. 1996 [139], Jayawardena und Fernando 1998 [105], Thirumalaiah und Deo 1998 [215]) dokumentiert werden.

Der Einsatz von KNN in der hydrologischen Modellierung ist noch mit einer Reihe ungelöster Probleme behaftet. Insbesondere eine fehlende Standardisierung und damit einhergehende Schwierigkeiten stellen Anwendungsfelder für zukünftige Forschung auf diesem Gebiet dar. Zu diesen Problemen zählen unter anderem eine unsystematische Herangehensweise bei der Auswahl von Netzwerktyp, Trainingsmethoden und Datenverarbeitungsschritten. Dies führt dazu, dass die Ergebnisse verschiedener KNN-Anwendungen oft nur schwer miteinander vergleichbar sind und Herangehensweisen nicht auf andere Anwendungsfälle übertragen werden können (Kralisch 2004 [120]).

## 2.3 Wasserhaushalt

Der Wasserhaushalt einer Landschaft wird zunächst von der zugeführten Wassermenge bestimmt. Der Niederschlag in Form von Regen oder Schnee ist bei der Betrachtung von Einzugsgebieten die wichtigste Eingangsgröße. Für die Repräsentation des Niederschlags in Modellen werden im Allgemeinen Punktmessungen der Wetterdienste herangezogen. Diese weisen allerdings durch Wind- und Benetzungseffekte sowie Schneeausblasung bedingte systematische Messfehler auf (Sevruk 1985 [202]). Darüber hinaus besitzt eine Punktmessung nur eine begrenzte Repräsentativität innerhalb eines Einzugsgebietes. Aus diesem Grunde ist es sinnvoll, dass bei der Modellierung von Einzugsgebieten möglichst viele Niederschlagsstationen herangezogen werden, um die Variabilität des Niederschlags zu berücksichtigen. Dies sollte bei einer durchschnittlichen Dichte der Niederschlagsstationen 1 Station pro  $100 \text{ km}^2$  (Krause 2001 [122]) mit Regionalisierungsansätzen durchgeführt werden. Neuere Ansätze versuchen aus diesem Grund, flächenhafte Messwerte mit Hilfe der Fernerkundung oder Wetterradar für eine Regionalisierung zu nutzen. Allerdings ist dies bei kontinuierlichen Modellierungen meist nicht möglich, da die zur Verfügung stehenden Zeitreihen deutlich kürzer als die Zeitreihen der Regensammler sind (Seed und Austin 1990 [200]). Wetterradar und Fernerkundung werden deshalb in erster Linie als Datenquelle zur Modellierung von Einzelereignissen herangezogen (Collier 1996 [37], Grimes et al. 1999 [87]). Zunächst beeinflusst die Interzeption die Wassermenge, die direkt den Boden erreicht. Die Interzeption kann als Speicher betrachtet werden, der eine Verzögerung oder Verwandlung des Niederschlagsimpulses bewirkt. Die Evaporation von Interzeptionswasser führt zu einer Reduktion der effektiven Niederschlagsmenge. In Modellen wird die Interzeption meist

durch einen Speicheransatz, wie bei Hoynigen-Huene 1983 [100], dargestellt. Einer der umfassendsten Modellansätze zur Interzeption stammt von Rutter et al. 1975 [188]. Der Ansatz berücksichtigt, im Gegensatz zu den gängigen Speicheransätzen, den Stammabfluss und den Abfluss aus dem Interzeptionsspeicher, auch wenn dieser nicht vollständig gesättigt ist. Allerdings werden zahlreiche, nur durch aufwendige Messungen zu ermittelnde Größen, wie Speicherkoeffizienten, die den Wasserabfluss von Pflanzenoberflächen beschreiben, benötigt (Güntner 2002 [82], Beven 2001 [17], Refsgaard und Storm 1995 [172]).

Eine weitere Steuergröße für den Landschaftswasserhaushalt stellt die Verdunstung dar. Sie gliedert sich zum einen in die Evaporation von der Bodenoberfläche und durch Interzeption zurückgehaltenem Wasser und zum anderen, in die durch biologische Vorgänge verursachte Transpiration.

Evaporation ist die Verdunstung von freien Wasserflächen, Bodenoberflächen und Pflanzenoberflächen und steht damit in Zusammenhang mit der Interzeption. Die Transpiration wird hingegen durch physiologische Prozesse der belebten Umwelt verursacht. In Modellen werden Evaporation und Transpiration meist gemeinsam in einer Gleichung betrachtet, wobei hierbei die potenzielle Evapotranspiration beschrieben wird. Die in großer Zahl vorhandenen Evapotranspirationsgleichungen weisen hinsichtlich der Prozessbeschreibung einen sehr unterschiedlichen Grad an Detailliertheit auf. Die Bandbreite reicht hierbei von empirischen Ansätzen, wie die von Haude 1955 [94] oder Albrecht 1951 [3], die die Verdunstung über das Sättigungsdefizit oder mit der Temperatur (Thorntwaite 1948 [216]) abschätzen, bis hin zu Verdunstungsberechnungen mit höherer physikalischer Basisierung. Diese anspruchsvollen Gleichungen verwenden als Berechnungsgrundlage Energiebilanzen (Penman 1948 [167], Monteith (1975) [156]).

Die aktuelle oder reale Verdunstung stellt eine durch die Wasserverfügbarkeit bedingte Modifikation der potenziellen Verdunstung dar. Berechnet wird diese häufig als Reduktion der potenziellen Verdunstung in Abhängigkeit des Füllzustands des Bodenspeichers (Guo 2002 [89], Xu 2002 [248]) und der Durchwurzelung des Bodens (Bouraoui et al. 2002 [26], Braun 1975 [29], Yang et al. 2002 [250]).

Wie bereits bei der aktuellen Verdunstung deutlich wird, steht im Zentrum des Landschaftswasserhaushalts der Boden (Dyck und Peschke 1995 [56], Baumgartner und Liebscher 1990 [11]). Je nach Zustand des Bodens infiltriert das Wasser, wird gespeichert, verdunstet und kann als Oberflächenabfluss, Interflow oder Sickerwasser weitergegeben werden. Das Dreiphasensystem (fest, flüssig und gasförmig) Boden unterliegt einer starken Dynamik auf unterschiedlichen Zeitskalen.

Die Bodenfeuchte kann im Verlauf von Stunden gravierende Schwankungen aufweisen. Damit einhergehend ändern sich wesentliche Bodeneigenschaften wie Leitfähigkeiten für Wasser und Temperatur, die mechanische Belastbarkeit und die Aufnahmefähigkeit weiteren Wassers (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Hartge und Horn 1999 [93]).

Innerhalb kurzer Zeitperioden können nutzungsbedingt auch mechanische Veränderungen wie Bodenverdichtung auftreten. Diese Erhöhung der Lagerungsdichte bewirkt gravierende Änderungen in der Porengrößenverteilung und damit dem im von der Porenstruktur abhängigen Luft- und Wasserhaushalt des Bodens. Im Allgemeinen wird durch Verdichtung der Anteil der Grobporen verringert und der Anteil an Mittel- und Feinporen erhöht. Auf den Wasserhaushalt ergibt sich daraus eine zum Teil erhebliche Verringerung der gesättigten Leitfähigkeit (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Hartge und Horn 1999 [93]).

Innerhalb einer mittleren Zeitskala, d.h. im Verlauf von Jahren bis Jahrzehnten, ändern sich Gehalte an organischer Substanz, das Bodengefüge und der pH-Wert. Auf landwirtschaftlichen Nutzflächen

unterliegt der Gehalt an organischer Substanz nutzungsbedingt mittelfristigen Schwankungen. So bestehen unter Grünlandwirtschaft kohlenstoffakkumulierende Bedingungen. Dies ist verursacht durch günstige Lebensbedingungen der Bodenorganismen, große Mengen an Bestandesabfall und den hohen Anteil organischer Düngung (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Bei Ackerbau wird je nach Feldfrucht eine geringere Menge an Bestandesabfall zugeführt. Durch die Bodenbearbeitung und das häufige Brachliegen im Winterhalbjahr werden die Lebensbedingungen für die Bodenorganismen verschlechtert, außerdem mineralisiert durch die Bodenbearbeitung der vorhandene Humus leichter (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Auch auf Äckern weist die Düngung je nach Betriebsstruktur einen höheren Anteil mineralischen Düngers auf, so dass die Zuführung organischer Substanz ebenfalls eingeschränkter gegenüber dem Grünland ist. Im Bodenwasserhaushalt bewirkt ein hoher Humusgehalt eine Erhöhung des Wasserspeichervermögens (Arbeitsgemeinschaft Boden 1994 [2], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Zudem verschiebt sich, bedingt durch einen erhöhten Humusgehalt, das Bodengefüge je nach Bodentextur von Einzelkorn oder Polyedergefüge zu Krümel bzw. Wurmlösungsgefüge (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Kuntze et al. 1994 [128]). Dieser Effekt wird unter Grünland noch durch die besseren Lebensbedingungen der gefügebildenden Organismen verstärkt (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Kuntze et al. 1994 [128]). Die in belebteren Böden stärker ausgeprägten Aggregate bewirken im Allgemeinen eine höhere Infiltrationskapazität und Wasserleitfähigkeit des Bodens (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Kuntze et al. 1994 [128], Hartge und Horn 1999 [93]). Eine weitere nutzungsbedingte Veränderung des Bodenwasserhaushalts wird durch Meliorationsmaßnahmen wie Dränagen verursacht. Die Entwässerung wird durch Drainagen stark beschleunigt und damit der Wasserspiegel herabgesetzt. Hierdurch wechselt das Bodenmilieu von anaerob zu aerob, was die Abbaubedingungen für organische Substanz erheblich verändert. Dies führt bei anmoorigen Böden zu einem erheblichen Verlust an Humus, mit den oben geschilderten Folgen (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Kuntze et al. 1994 [128], Trepel 2000 [227]). Die mittelfristige Veränderung des pH-Werts betrifft im Allgemeinen Flächen, die sich nicht unter landwirtschaftlicher oder gartenbaulicher Nutzung befinden, da diese durch Kalkung meist in einem konstanten pH-Bereich gehalten werden. Die Wälder stellen in Mitteleuropa im Allgemeinen die Standorte dar, bei denen eine Veränderung des pH-Werts durch saure Niederschläge und Bestandesabfall stattfindet. Bei starker Versauerung hat dies erhebliche Konsequenzen auf die Bodenstruktur und damit den Wasserhaushalt. So werden zunächst die Kationen auf den Austauschflächen von Hydroxoniumionen verdrängt. Bei weiter zunehmender Versauerung werden die Tonminerale zerstört so daß sich die Bodentextur und der damit verbundene Bodenwasserhaushalt ändert (Ulrich et al. 1979 [231], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Kuntze et al. 1994 [128]).

Die langfristige Dynamik des Bodens wird von bodenbildenden Prozessen wie Verbraunung, Lessivierung und Podsolierung bestimmt (Kuntze et al. 1994 [128], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Auf diese wird in dieser Arbeit nicht weiter eingegangen, da die für diese Prozesse erforderlichen Zeiträume hier nicht betrachtet werden.

Der Wasserfluss im Boden folgt wie alle Strömungen einem Gradienten. Dieser Gradient kann durch den Begriff des Potentials beschrieben werden. Hierbei setzt sich das Gesamtpotential  $\Psi$  aus den folgenden Teilpotentialen zusammen (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Hartge und Horn 1999 [93]):

Gravitationspotenzial	$(\Psi_z)$	Das Gravitationspotenzial ist das Potenzial der Lage zu einer Bezugsebene. Diese Bezugsebene stellt häufig der Grundwasserspiegel dar. Das Gravitationspotenzial hat per Konvention ein positives Vorzeichen.
-----------------------	------------	---

Matrixpotenzial	$(\Psi_m)$	Das Matrixpotenzial wird durch Adhäsions- und Kohäsionskräfte zwischen der Bodenmatrix und dem Bodenwasser bzw. der Wassermoleküle untereinander verursacht. Es ist vom Durchmesser der gerade noch mit Wasser gefüllten Poren abhängig und somit von der Porengrößenverteilung und vom Wassergehalt. Das Matrixpotenzial hat per Konvention ein negatives Vorzeichen.
Druckpotenzial	$(\Psi_p)$	Das Druckpotenzial wird durch die Auflast der Wassersäule verursacht. In einigen Fällen z. B. Infiltration von Starkniederschlägen kann noch ein ein Gaspotenzial durch eingeschlossene Bodenluft hinzukommen.
Osmotisches Potenzial	$(\Psi_o)$	Das osmotische Potenzial entsteht durch Konzentrationsgradienten verschiedener Wässer. Insbesondere zwischen dem Wasser innerhalb der Pflanze und dem Bodenwasser in Böden mit hohem Salzgehalt
Auflastpotenzial	$(\Psi_\Omega)$	Das Druckpotenzial entsteht durch einen von außen auf den Boden aufgetragenen kurzfristigen Druck (z. B. durch Landmaschinen), der durch das Bodenwasser getragen wird, da dieses nicht schnell genug entweichen kann.

Die Größe, die einen Ausgleich eines Potenzialgradienten verzögert bzw. verhindert, ist die Wasserleitfähigkeit ( $K$ -Wert). Prinzipiell werden hierbei zwei Zustände unterschieden. Die gesättigte Wasserleitfähigkeit ( $K_f$ -Wert) ist ein konstanter Wert, der von den Eigenschaften der Matrix abhängig ist. Die Faktoren sind hierbei die Porengrößenverteilung, die wiederum von der Bodenart, der Lagerungsdichte und dem Substratgefüge abhängt, und die Porenkontinuität. Im ungesättigten Fall ( $K_u$ -Wert) wird die Leitfähigkeit verringert, da ein Teil der Poren nun mit Luft gefüllt ist und nicht mehr der Wasserleitung zur Verfügung stehen. Dieser Effekt nimmt mit abnehmendem Wassergehalt immer stärker zu. Hierbei kehren sich die Leitfähigkeiten in Abhängigkeit von der Bodenart um. Während die Leitfähigkeit im gesättigten Zustand in grobkörnigen und damit auch grobporigen Medien besonders hoch ist, ist bei ungesättigten Verhältnissen eher das feinporige Substrat in der Lage Wasser zu leiten, da hier die Porenkontinuität gewährleistet ist (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Hartge und Horn 1999 [93]). Der Wasserhaushalt der ungesättigten Zone stellt die entscheidende Regelgröße für die im Folgenden beschriebenen Fließprozesse dar.

Der Prozess der Infiltration beschreibt das Eindringen von auf der Bodenoberfläche befindlichen Wassers. Ein wichtige Steuergröße hierbei ist die Infiltrationskapazität, die die maximale Menge des pro Zeit infiltrierenden Wassers bestimmt. Abhängig ist diese Größe von ereignisbezogenen Eigenschaften wie die Bodenvorfeuchte oder Bodenverschlammung und von den statischen bzw. sich nur längerfristig ändernden Eigenschaften wie Porosität des Bodens. Die wichtigsten die Porosität bestimmenden Faktoren sind Bodenart, Lagerungsdichte und die Aggregatform. Entscheidend für die Infiltrationskapazität ist die Existenz von Makroporen (Poren  $> 3$  mm). Diese können durch Quellung und Schrumpfung von Tonböden, durch die Grabtätigkeit von Bodenorganismen und durch absterbende Pflanzenwurzeln entstehen (Zuidema 1985 [255]). Auch können durch landwirtschaftliche Bearbeitung Makroporen entstehen bzw. unterbrochen und zerstört werden (Beven und German 1982 [19]). Der Infiltrationsprozess läuft in Makroporen auf andere Art ab als in den kleineren Mikroporen. Während bei den Mikroporen die Leitfähigkeit der Bodenmatrix und der Potenzialgradient zwischen Oberfläche und Boden die steuernden Faktoren darstellen (Hartge und Horn 1999 [93]), wird der Abfluss in den Makroporen von der Gravitation dominiert (Mohanty 1999 [155]). Bei der modellhaften Be-

schreibung der Infiltration können beide Phasen berücksichtigt werden. Der Matrixfluss wird hierbei durch die Saugspannung an der Oberfläche und die ungesättigte Wasserleitfähigkeit gesteuert. Bei Überschreiten dieser Kapazität wird das Wasser in die Makroporen verlagert, deren Aufnahmekapazität von ihrem Volumenanteil und ihre Tiefe abhängt (Beven und Clarke 1986 [18], Bronstert (1994) [30]). Häufiger werden Ansätze verwendet wie der von Green und Ampt (1911 [85]), der die Infiltration in Abhängigkeit von der gesättigten Wasserleitfähigkeit und der Bodenfeuchte berechnet wird.

Eng mit der Infiltration verknüpft ist die Bildung von Oberflächenabfluss. Bei hohen Niederschlagsintensitäten kann die Infiltrationskapazität des Bodens überschritten werden. Der so gebildete Oberflächenabfluss wurde zuerst von Horton (1933 [99]) beschrieben und wird deswegen auch als Hortonscher Oberflächenabfluss oder Infiltrationsüberschussabfluss bezeichnet. Eine weitere Form des Oberflächenabflusses wird durch vollständige Wassersättigung des Porenraumes verursacht, so dass die Aufnahmekapazität des Bodens für weiteres Wasser erschöpft ist. Diese Form wird als Stättigungsflächenabfluss bezeichnet und ist unabhängig von Bodeneigenschaften wie der Infiltrationskapazität (Eshleman et al. [60]). Die dritte Form des Oberflächenabflusses ist der Returnflow, der sich bildet, wenn Interflow an einem Strömungshindernis zu Tage tritt. Diese Form des Oberflächenabflusses kann auch noch nach dem Niederschlagsereignis auftreten (Kirkby 1985 [114]). Für die modellhafte Beschreibung des Oberflächenabflusses wurden unterschiedliche Konzepte entwickelt. Eine weit verbreitete empirische Methode die Oberflächenabflussmenge abzuschätzen stellt die „Curve-Number-Method“ (SCS 1972 [233]) dar. Sie berechnet die Oberflächenabflussmenge in Abhängigkeit von Landnutzung und Boden und findet in zahlreichen Modellen (z.B. SWAT, Arnold et al. 1993 [8], Arnold et al. 1998 [9] und AGNPS, Young et al. 1987 [251], 1994 [252]) Verwendung. Zur Beschreibung des Oberflächenabflussverhaltens wird oft das Verfahren der kinematischen Welle (Leclerc und Schaake [133]) (z.B. bei Hills, (Smith und Hebbert 1983 [206], Hebbert und Smith 1999 [95]) und Hillflow, (Bronstert 1994 [30]) und zur Bestimmung der Fließwiderstands das Verfahren von Manning (z.B. bei AGNPS, Young et al. 1987 [251], 1994 [252]) verwendet.

Ein weiterer lateraler Fließpfad ist der Zwischenabfluss oder Interflow der sich im Boden oberhalb des Grundwassers ausbildet (Flügel 1979 [69]). Interflow bildet sich auf geneigten Flächen, an Grenzschichten zwischen unterschiedlich leitfähigem Bodenmaterial. Beispiele hierfür sind durchlässige Schuttdecken über gering durchlässigem Festgestein, dichtere Bodenhorizonte wie der Sd-Horizont beim Pseudogley oder verdichtete Bereiche wie die Pflugsohle bei ackerbaulich genutzten Böden. Der Zwischenabfluss stellt eine schnell reagierende Komponente dar, die mit dem Oberflächenabfluss einsetzt und eine längeranhaltende Erhöhung des Abflusses bewirkt. Dieses Verhalten kann allerdings auch durch Druckfortpflanzung in Aquiferen (Pistonflow, Goundwater ridging) verursacht werden (Uhlenbrook und Leibundgut 1997 [230], Uhlenbrook 1999 [229]). Dieses andere Verhalten hat insbesondere Konsequenzen für das Alter des Wassers und damit seine chemische Zusammensetzung. So fanden Uhlenbrook und Leibundgut (1997 [230]) und Uhlenbrook (1999 [229]) Verweilzeiten von 2 - 3 Jahren in diesem Abflusssystem, das trotzdem eine schnelle Reaktion auf Niederschlagsereignisse zeigt. Zwischenabfluss zeigt sehr unterschiedliche Verhaltensweisen. Insbesondere der Anteil des Ereigniswassers am Gesamtinterflow schwankt erheblich (Schwarz 1986 [197], Körner et al. 1986 [126], Körner 1996 [125], Uhlenbrook und Leibundgut 1997 [230], Uhlenbrook 1999 [229], Fleck 1987 [68]). So wurden beispielsweise am selben Hang (Pelosol) Ereignisse gemessen, die vorwiegend als Ereigniswasser gemessen wurden, ohne eine deutliche Befeuchtung der Bodenmatrix. Während bei einem schwächeren Ereignis mit höherer Vorfeuchte der Ereigniswasseranteil stark abnahm. Diese Unterschiede sind an die Ausprägung der Makroporen gebunden, die sich im Falle des Tonbodens dynamisch verhalten (Schwarz 1986 [197], Körner et al. 1986 [126], Körner 1996 [125]).

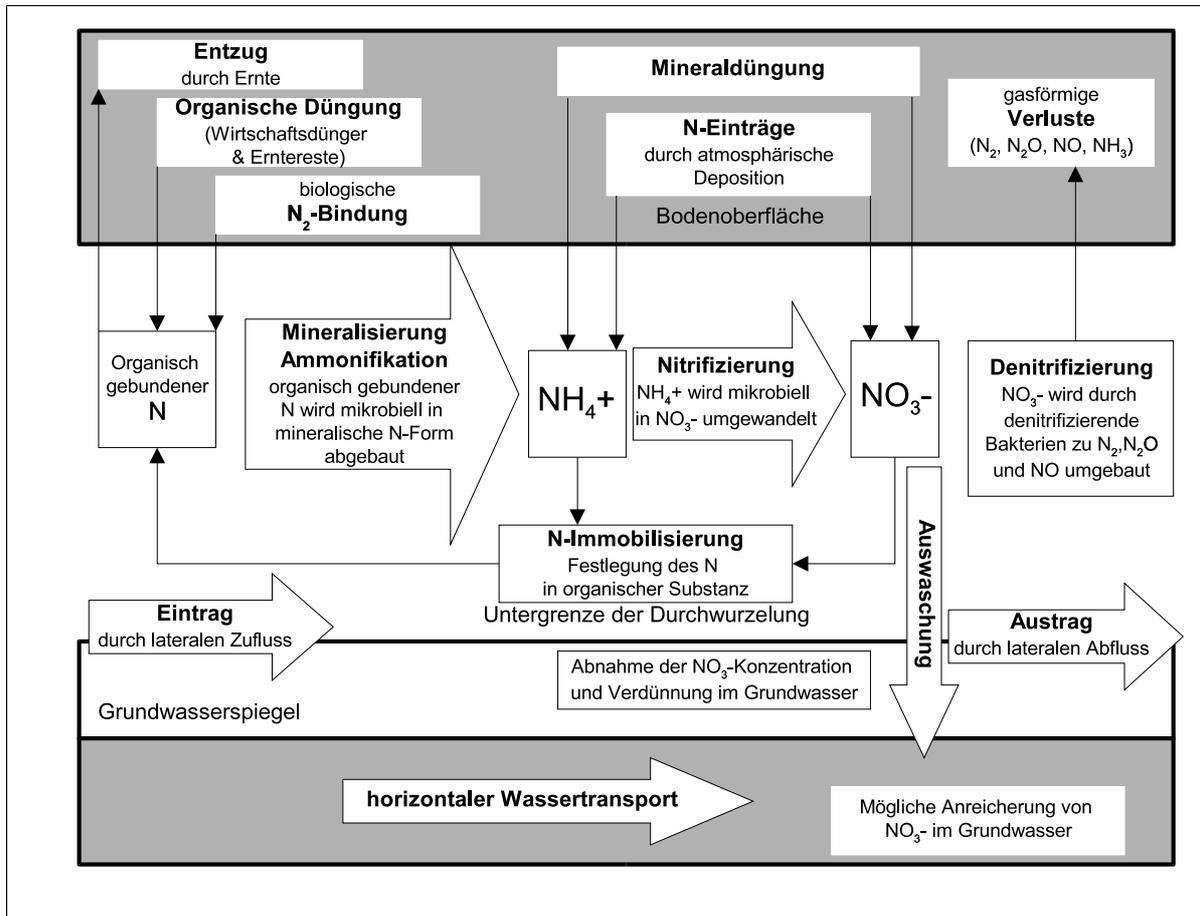
Verschiedene Autoren unterscheiden deswegen zwei Komponenten beim Interflow. Eine die kurze Reaktionszeiten aufweist und dem Makroporenabfluss zugerechnet wird und eine an den Matrixfluss gebundene, langsame Komponente (Fleck 1987 [68], Körner 1996 [125], Bronstert 1994 [30]). In Modellen können diese beiden Domänen ebenfalls unterschieden werden. Für den Bereich des Matrixflusses wird beispielsweise die Richardsgleichung (Richards 1931 [181]) (Gleichung 5.2.1) herangezogen, während der Makroporenabfluss durch die kinematische Welle (Leclerc und Schaake [133]) repräsentiert werden kann.

Das Wasser in der permanent gesättigten Zone wird als Grundwasser bezeichnet und stellt eine wesentliche Ressource in der Wasserversorgung dar. Die Abflussdynamik des Grundwassers ist im Allgemeinen deutlich geringer als die der anderen Abflusskomponenten. Eine Ausnahme stellen die oben erwähnten Prozesse des groundwater ridgings und des pistonflows dar. Der Grundwasserabfluss ist abhängig von der Wasserdurchlässigkeit des Mediums, vom Gradienten und von der Mächtigkeit der grundwasserführenden Schicht, somit ist er mit dem Gesetz von Darcy beschreibbar (Mattheß und Ubell 1983 [142], Shaw 1994 [203]). Eine Ausnahme stellen grobe Klüfte dar, in denen turbulente Strömung auftritt (Mattheß und Ubell 1983 [142]). In hydrologischen Modellen ist das Grundwasser mit Ausnahme von den mikroskaligen Modellen immer repräsentiert. Zahlreiche Modelle sind auf die dynamische Beschreibung von Grundwasser spezialisiert. Einer der verbreitetsten Vertreter dieser Kategorie ist Modflow, welches in der Lage ist, den Wasserfluss im gesättigten Bereich in allen drei Raumrichtungen zu berechnen (McDonald und Harbaugh 1988 [144], Andersen 1993 [4]).

Ein einfacherer, häufig angewandter Weg in Modellen ist es, den Bodenwasserhaushalt, die Abflusskonzentrationsprozesse (Oberflächenabfluss, Interflow, Grundwasserabfluss) und die Speichereigenschaften mit mehreren Speichern zu repräsentieren. Diese werden je nach Rückhaltevermögen und Verzögerung des repräsentierten Prozesses mit unterschiedlichen Speicher- und Abflusskoeffizienten parametrisiert (Krause 2001 [122], Leavesley et al. 1983 [132], Uhlenbrook 1999 [229]).

## 2.4 Stickstoffhaushalt

Die Eigenschaften des Wasser wird von den Prozessen in der Pedosphäre dominiert (Behl 2000 [14]). So stellten Mattheß und Pekdeger (1980 [141]) fest, dass sich die chemische Zusammensetzung von Wasser unterhalb der belebten Bodenzone vom der des Grundwassers nur wenig unterscheidet. Die wesentlichen am Stickstoffkreislauf beteiligten Transformationsprozesse finden daher in der Pedosphäre statt. Eine Ausnahme stellt die Denitrifikation dar, die auch in tiefen Aquiferen wirksam sein kann. Die Elemente des Stickstoffkreislaufs sind in Abb. 2.1 skizziert und werden gegliedert nach Stickstoffeintrag, -transformation und -austrag in den folgenden Unterkapiteln beschrieben.



**Abbildung 2.1:** Schematische Darstellung des Stickstoffkreislaufs im Boden (verändert nach Trepel 2000 [227])

### 2.4.1 Stickstoffzufuhr

Ein globaler Eintragungspfad für mineralischen Stickstoff (NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>) ist die atmosphärische Deposition. Unterschieden wird zwischen trockener (durch Stäube und Gase), feuchter oder okkulter (durch Nebel und Wolken) und nasser (durch Niederschläge) Deposition (Branding 1996 [27], Koehn 1998 [118]). Eine natürliche Quelle für den mineralischen Stickstoff in der Atmosphäre sind elektrischen Entladungen (Gewitter) bei denen sich N<sub>2</sub> und O<sub>2</sub> zu NO<sub>x</sub> verbindet. Von den weltweit geschätzten 57,6 MtN a<sup>-1</sup> an NO<sub>x</sub> werden 7 MtN a<sup>-1</sup> durch elektrische Entladungen erzeugt (Intergovernmental Panel on Climate Change 1995 [104]). Erheblich verstärkt wird die atmosphärische Deposition durch anthropogene Stickstoffquellen, wie Stickoxidemissionen aus Verbrennungsprozessen in Verkehr und Industrie. Auch die Ammoniakverdunstung aus der landwirtschaftlichen Tierhaltung trägt erheblich zum Gehalt an mineralischen Stickstoff in der Atmosphäre bei (Kuntze et al. 1994 [128]). Die Eintragungsmengen durch die nasse Deposition werden in Deutschland zwischen 5-40 kgN ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup> angegeben (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Enquete-Kommission 1994 [58]). Die trockene und die feuchte Deposition ist lokal sehr unterschiedlich, da sie noch stärker als die nasse Deposition von der Oberflächenrauigkeit abhängt (Branding 1996 [27], Ibrom 1993 [102]). Bei der feuchten Deposition sind zusätzlich die Häufigkeit des Auftretens von Nebel und die dabei vorherrschenden

Windgeschwindigkeiten von großer Bedeutung. So wurden von Thalmann et al. (2002 [213]) lokale Unterschiede zwischen  $0,4 - 7 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  oder von Kalina et al. (2003 [108])  $0,1 - 4 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  ermittelt. Wobei letztere in unterschiedlichen Höhenstufen der Alpen gemessen haben.

In landwirtschaftlich genutzten Gebieten stammt der Hauptteil des Stickstoffs nicht aus der Atmosphäre, vielmehr stellt die Düngung mit organischem und mineralischem Dünger in ländlich geprägten Gebieten die Hauptquelle für den Stickstoffeintrag dar. Nach den Richtwerten der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft, die nach der Düngeverordnung (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1996 [32]) entwickelt wurde, sollen die Nährstoffgaben an den Ernteertrag angepasst werden. Berücksichtigt werden sollen hierbei die standortabhängigen Ertragsenerwartungen, die aktuelle Nährstoffverfügbarkeit des Bodens und die Qualitätsanforderungen an die Anbauprodukte (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 2001 [219]). So wurden für Thüringen im für die landwirtschaftlichen Flächen das Jahr 2001  $162 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$ , das Jahr 2000  $150 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  und das Jahr 1999  $155 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  als durchschnittliche Düngung angegeben. Davon entfallen zwischen 66 und 70 % auf mineralischen Dünger und die verbleibende Menge auf Wirtschaftsdünger (Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt 2000 [222], 2001 [223] und 2002 [224]).

Die Stickstoffzufuhr in die Landschaft findet zusätzlich durch die biogene Stickstofffixierung statt. Ausgelöst wird sie von Mikroorganismen im Boden, die in der Lage sind Luftstickstoff ( $\text{N}_2$ ) in organische Verbindungen zu integrieren. In einem ersten Schritt wird dabei  $\text{N}_2$  im dem Enzym Nitrogenase in Ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) und im weiteren Prozessverlauf in organische Substanz umgesetzt (Koehn 1998 [118]), Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Dieser biologische Prozess beinhaltet zwei verschiedene Mechanismen. Zum einen die nichtsymbiotische N-Fixierung, die von frei im Boden lebenden Bakterien (Azotobakter und Azotomonas) und Algen (Nostoc, Anabaena) hervorgerufen wird. Die Angaben zu Fixierleistung schwanken zwischen 3 und  $30 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  (Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Wild 1995 [244]). Zum anderen die symbiotische N-Fixierung von verschiedenen Mikroorganismen verursacht wird, die in Symbiose mit Pflanzen leben. Eine Gruppe Mikroorganismen sind Knöllchenbakterien (Rhizobien), die in Symbiose mit Fabaceen (früher Leguminosen) leben. Zahlreiche Feldfrüchte gehören zu dieser Pflanzenfamilie (Kleearten, Lupinen, Luzernen, Wicken und Hülsenfrüchte wie: Erbsen, Linsen und Bohnen). Diese sind in der Lage bis zu  $300 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  zu fixieren (Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Wild 1995 [244]). Für Thüringen werden aber je nach Fruchtart Werte zwischen 54 und  $228 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  angegeben (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 2001 [219]). Es gibt auch Strahlenpilzgattungen (wie Frankia), die in Symbiose mit Holzgewächsen (Erle, Gagelstrauch und Sanddorn) leben und Luftstickstoff binden können. Die bei diesem Prozess fixierten Mengen liegen zwischen 40 und  $85 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  (Trepel 2000 [227], Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]).

Auch zuströmendes Wasser (Grundwasser, Oberflächenwasser und Interflow) kann zu den Nährstoffeinträgen in Flächen beitragen. Dieser Prozess wurde bisher vor allem für Moore betrachtet, da das zugeführte Wasser in einem solchen nährstoffarmen System einen erheblichen Anteil des gesamten verfügbaren Stickstoffs liefern kann (Trepel 2000 [227], Wassen et al. (1990) [237]).

Für das in dieser Arbeit betrachtete Talssperrensystem ist zusätzlich noch der Stickstoffeintrag aus Siedlungsabwässern von Bedeutung. Dieser berührt im Allgemeinen zwar nicht den Bodenstoffhaushalt, aber für die Stickstofffracht der Zuflüsse ist diese Eintragsform mit verantwortlich. Die hierbei anfallenden Mengen können mit 11 bis  $15 \text{ gNEinwohner}^{-1}\text{Tag}^{-1}$  bilanziert werden (Witt und Schmoll 1999 [246]).

### 2.4.2 Stickstoffumsetzung

Der durch die Einträge zugeführte Stickstoff (organisch oder anorganisch) wird durch Umsetzungsprozesse im Boden gespeichert oder freigesetzt. Wesentlich für die Verfügbarkeit von mineralischem Stickstoff für die Aufnahme durch Pflanze oder die Auswaschung durch Sickerwasser ist die Mineralisierung. Bei der Mineralisierung oder Ammonifikation wird organischer gebundener Stickstoff mikrobiell in mineralischen Stickstoff, in Form von Ammonium ( $\text{NH}_4$ ), umgewandelt. Die Mineralisierung ist abhängig von dem Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis (C/N-Verhältnis), der Temperatur, der Bodenfeuchte und der Bodenluft. Hier bei ist ein enges C/N-Verhältnis, mittlere Bodenfeuchte (*p.f.* 1.7 - 2.7) und damit ausreichender Bodenluft und hohe Temperatur (Optimum bei  $50^\circ\text{C}$ ) für hohe Mineralisierungsraten förderlich. Der pH-Wert ist in dem, in Kulturböden normalerweise vorhandenen Bereich, wenig sensitiv. Erst bei pH-Werten über 8 und unter 5 ist eine deutliche Verminderung der Mineralisationsraten zu beobachten. Mineralisierungsschübe sind besonders nach einer längeren Phase mit höherer Bodenfeuchte und anschließender Abtrocknung sowie nach intensiver mechanischer Bodenbearbeitung zu beobachten. (Dilly 1994 [53], Bach und Frede 1996 [10], Koehn 1998 [118], Mitsch und Gosselink 1993 [151], Turyabahika et al. 1999 [228]).

Böden sind in der Lage das Kation Ammonium reversibel zu binden. Dieser Prozess (Ammoniumfixierung) wird durch den negativen Ladungsüberschuss der sich im Boden befindlichen Dreischichtminerale (Illit, Smectit und Vermiculit) (Kationenaustauschkapazität) verursacht. Die wichtigste Einflussgröße für diesen Prozess ist somit der Tongehalt des Bodens. Die Mineralzusammensetzung der Bodenlösung ist eine weitere Steuergröße, da die verschiedenen Kationen um die Austauscherplätze auf den Tonmineralen konkurrieren. Diese trifft insbesondere auf Kalium zu, da die Ionenradien von  $\text{NH}_4^+$  und  $\text{K}^+$  sehr ähnlich sind (Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]).

Als weiterer Mineralisierungsschritt wird bei der Nitrifikation das Ammonium in mehreren Schritten durch Mikroorganismen unter Energiegewinnung in das wesentlich mobilere Nitrat oxidiert.



Der erste Reaktionsschritt wird von Bakterien der Gattung Nitrosomonas hervorgerufen. Das dabei entstandene Nitrit wandelt Nitrobacter Bakterien in einem zweiten Schritt in Nitrat um. Da dieser Prozess schneller abläuft als die oben dargestellte Ammonifikation ist ein wesentlicher limitierender Faktor die Verfügbarkeit von Ammonium. Da die Nitrifikation an das Vorhandensein von Sauerstoff gebunden ist, ist der Wassergehalt und damit der Luftgehalt des Boden eine wichtige Regelgröße. Das Temperaturoptimum für diese Reaktionen liegt zwischen  $25$  und  $35^\circ\text{C}$ . Bei abnehmender Temperatur nimmt auch die Nitrifikationsleistung ab, bleibt aber bis  $0 - 2^\circ\text{C}$  wirksam. Der optimale pH-Wert liegt bei 6,7 die Nitrifikationsraten sind aber auch noch zwischen 6 und 8 sehr hoch. In versauerten Böden wird die Nitrifikation von Pilzen übernommen (Olness [162], Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]).

Der mineralische Stickstoff ( $\text{NH}_4$ ,  $\text{NH}_3$ ,  $\text{NO}_3$  und  $\text{NO}_2$ ) wird von Mikroorganismen auch zum Aufbau von Körpermasse genutzt und damit dem Stickstoffkreislauf für die Lebensdauer dieser Organismen entzogen. Dieser Prozess wird als N-Immobilisierung bezeichnet und wird getrennt von der Stickstoffaufnahme durch Pflanzenwurzeln, Pflanzen oder von der atmosphärischen N-Fixierung betrachtet (Koehn 1998 [118], Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]).

### 2.4.3 Stickstoffentzüge

Auf landwirtschaftlichen Flächen geschieht der wesentliche Teil des Stickstoffentzuges durch den Anbau und die Ernte (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Wie bereits erwähnt, soll die Düngung an die zu erwartenden Erträge angepasst werden, hierbei wird die atmosphärische Deposition allerdings nicht berücksichtigt (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 2001 [219]). Das Aufnahmevermögen der Pflanzen ist von der Art, der phäenologischen Phase und dem Wachstumszustand der Pflanzen abhängig. Zudem spielt der Zeitpunkt der Düngung und damit der Zeitpunkt der Stickstoffverfügbarkeit eine erhebliche Rolle bei der Pflanzenaufnahme (Döhler und Schultheiss 1994 [49], Lammel 1994 [130]). Hierbei ist der leicht verfügbare Stickstoff des Bodens am Ende der Vegetationsperiode besonders auswaschungsgefährdet, da die Pflanzen nur noch wenig Stickstoff aufnehmen und die Wasserversickerung besonders stark ausgeprägt ist. Zwischenfruchtanbau kann diesen Effekt insbesondere auf sonst brach liegenden Feldern abmildern, da die Zwischenfrucht einen erheblichen Teil des pflanzenverfügbaren Stickstoffs aufnimmt und in der Pflanzensubstanz zwischenspeichert (Claupein 1994) [35], Lammel 1994 [130]).

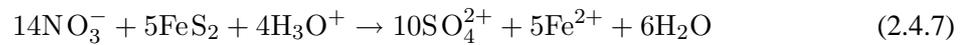
Die Denitrifikation stellt einen weiteren wichtigen Entzugspfad dar. Verursacht wird dieser Prozess durch fakultativ anaerobe Bakterien, die ihren Sauerstoff unter Energieaufwand durch die Reduktion von Nitrat, Nitrit, Stickstoffmonoxid und Distickstoffoxid beziehen. Auf Ackerböden betragen, bei in Deutschland durchgeführten Untersuchungen, die Stickstoffverluste zwischen 0,5 und 16 kgNha<sup>-1</sup>a<sup>-1</sup>. Bei gesättigten Verhältnissen können diese Raten deutlich überschritten werden. Im Einzelnen sind die Stufen der Denitrifikation in den unten stehenden Gleichungen (2.4.4 bis 2.4.6) aufgeführt.



Da die Bakterien nur in ihrer anaeroben Lebensphase auf den Sauerstoff aus Stickstoffoxiden angewiesen sind, ist ein entscheidender Faktor für die Denitrifikation der hohe Wassergehalt (> 80 % des Porenvolumens) und der damit verbundene Sauerstoffmangel. Auch bestimmt die Sauerstoffverfügbarkeit welche Reaktionen der Denitrifikation stattfindet. So endet bei mittlerer Sauerstoffversorgung die Denitrifikation bei Distickstoffoxid. Besonders hohe Denitrifikationsraten werden unter wechselfeuchten Bedingungen erzielt, da sich die Bakterienpopulationen in der aroben Phase besonders stark ausbreiten und in der anaeroben Phase aufgrund der hohen Population eine sehr hohe Denitrifikationsleistung entwickeln können. Eine große Bedeutung kommt der chemischen Zusammensetzung der Bodenmatrix und der Bodenlösung zu. Zum einen ist die Denitrifikationsleistung von dem Vorhandensein von Stickstoffoxiden abhängig. Zum anderen ist die Anwesenheit von organischem Kohlenstoff für die Mikroorganismen zum Aufbau der körpereigenen Substanz und zur Energiegewinnung essentiell. Auch Temperatur (Optimum 15 - 35 °C) und pH-Wert (Optimum 6 - 8) haben einen Einfluss auf die Denitrifikationsleistung (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191], Koehn 1998 [118], Wendland et al. [239], Wendland und Kunkel 1999 [240], Kaiser und Ruser 2000 [107], Davidsson et al. 2002 [42], Vor et al. 2003 [235]).

Eine weitere Form der Denitrifikation beruht auf schwefeloxidierenden Bakterien. Dieser als autotrophe Denitrifikation bezeichnete Prozess findet bei der Anwesenheit von Pyrit (FeS<sub>2</sub>) in der gesättigten

Zone statt.



Dieser Prozess läuft deutlich schneller ab als die auf Kohlenstoff basierende Denitrifikation (Kölle 1990 [116], Wendland und Kunkel 1999 [240]).

Stickstoffentzüge können bereits während der Düngung auftreten, so liegt bei der Düngung mit organischem Dünger ein Teil des mineralischen Stickstoffs als Ammoniak  $\text{NH}_3$  vor, das bei Luftzutritt verdunsten kann. Dieser als Ammoniakvolatilation bezeichnete Prozess ist von der Bodentemperatur, dem Bodenwassergehalt, pH-Wert und der Ausbringungstechnik abhängig. Insgesamt werden in der Bundesrepublik ca. 680000 t  $\text{NH}_4$  im Jahr in die Atmosphäre abgegeben, davon entfallen ca. 2/3 auf die Wirtschaftsdüngerausbringung. (Koehn 1998 [118], Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren 2000 [6]).

Die Verlagerung von Stickstoff in tiefere Bodenschichten findet meist in Form von Nitrat mit dem Sickerwasser statt. In leichten Sandböden kann auch Ammonium mit dem Wasserstrom verlagert werden (Scheffer und Schachtschabel 1992 [191]). Die verlagerten Mengen sind ein Resultat des Wasserstroms und der in diesem Kapitel beschriebenen Prozesse zum Stickstoffeintrag, -umsetzung und -entzug.

## 2.5 Modellierung des Wasser und Stickstoffhaushalts

Wie bereits bei der Betrachtung des Stickstoffhaushalts Kapitel 2.4 angeklungen, spielen bei der Modellierung des Stofftransports zwei wesentliche Komponenten eine Rolle. Auf der einen Seite der betrachtete Stoff selbst und auf der anderen das Transportmedium. Im hier betrachteten Fall des Stickstoffs ist das wichtigste Transportmedium Wasser nicht nur für die Transportprozesse verantwortlich, sondern ist auch eine entscheidende Umgebungsvariable für die Umsetzungsprozesse (vgl. Kapitel 2.4.3). Aus diesen Gründen werden in Stickstofftransportmodellen Wasser und Stoffhaushalt meist gemeinsam betrachtet. Im Folgenden wird zunächst auf die Entwicklung der Wasserhaushaltskomponente eingegangen. Anschließend wird die gemeinsame Wasser- und Stoffmodellierung erläutert und ein Überblick über gängige Stofftransportmodelle gegeben.

Die ersten Ansätze, das Abflussverhalten eines Einzugsgebiets durch Computersimulation nachzubilden, wurden mit dem Stanford Watershed Modell verwirklicht (Craford und Linsley 1966 [39]). Seit dieser Zeit wurden eine Vielzahl hydrologischer Modelle erarbeitet und in Artikeln und technischen Dokumentationen vorgestellt. Trotz ihrer unterschiedlichen Strukturen und Zwecke, für die sie entwickelt wurden, lassen sich doch gemeinsame Merkmale herausarbeiten:

Vielen Modellen liegen dieselben Annahmen zugrunde, während andere sich wiederum fundamental unterscheiden. Für eine zusammenfassende Bewertung der verfügbaren Konzepte erscheint es in jedem Fall sinnvoll, die Vielzahl der Modellansätze zu klassifizieren und systematisieren. Als Kriterien hierfür werden von Singh (1995 [205]) der räumliche und zeitliche Betrachtungsmaßstab sowie die Art der Prozessbeschreibung vorgeschlagen. Ein Einzugsgebietsmodell kann aufgrund seines zeitlichen Betrachtungsmaßstabs klassifiziert werden. Einerseits können ereignisbezogene Modelle von kontinuierlichen Bilanzmodellen unterschieden werden, andererseits lässt sich aber auch das zeitliche Intervall der einzelnen Ein- und Ausgaben beziehungsweise interner Berechnungsschritte (stündlich, täglich, monatlich etc.) als Merkmal heranziehen. Die zeitliche Betrachtungsskala ist neben

der Datenverfügbarkeit im Wesentlichen eine Funktion des Anwendungszwecks des Modells (Singh 1995 [205]). Eine Klassifizierung von Einzugsgebietsmodellen lässt sich auch nach dem räumlichen Betrachtungsmaßstab durchführen. Die Differenzierung in mikro-, meso- und makroskalige Gebiete wird von verschiedenen Autoren unterschiedlich definiert (Singh 1995 [205]), kann jedoch durchaus als Anhaltspunkt herangezogen werden. Allerdings ist ein wesentlicher Punkt bei der Betrachtung unterschiedlicher Skalen der Geltungsbereich von Prozessalgorithmen sowie die Verfügbarkeit und Genauigkeit von Eingangsdaten. Der Grad der räumlichen Aggregation des betrachteten Gebiets bei der Modellbildung ist ebenso ein wichtiges Kriterium zur Einordnung von hydrologischen Modellen. Unterschieden werden lumped Modelle („Mittelwertmodelle“), die Einzugsgebiete anhand globaler Parameter charakterisieren, von distributiven Modellen, die ein heterogenes Einzugsgebiet als System möglichst homogener Teilgebiete betrachten. Diese werden getrennt voneinander modelliert (Beven 1985 [16], Singh 1995 [205]). Die meisten rasterbasierten Modelle fallen in diese Kategorie und auch das Konzept der KGGs (Kleinste Gemeinsame Geometrien)(Reiche 1998 [176]). Der distributive Ansatz bietet die Möglichkeit laterale Beziehungen zwischen den Modelleinheiten darzustellen (Staudenrausch 2001 [211]). Des Weiteren können noch semidistributive Ansätze unterschieden werden (Anderson und Burt 1985 [5], Bongartz 2001 [23], Staudenrausch 2001 [211]). Ein Beispiel hierfür ist der HRU (Hydrological Reponse Unit) von Flügel (1995 [72]), bei dem die Distribution auf Flächenklassen beruht, deren Einzelflächen nicht verortet sondern zusammen modelliert werden (Staudenrausch 2001 [211]). Ein weiteres semidistributives Konzept findet in dem Modell SWAT (Soil Water Assessment Tool) Verwendung. Hier findet zunächst eine Einteilung in Teileinzugsgebiete statt, innerhalb derer wiederum ohne räumliche Verortung Anteile verschiedener HRU's ausgewiesen werden (Arnold et al. 1993 [8], Arnold et al. 1998 [9]).

Zur Abgrenzung existierender Modellkonzepte wird häufig auch die Art der Prozessbeschreibung in der Modellstruktur herangezogen (Anderson und Burt 1985 [5], Singh 1995 [205]). Die Prozessbeschreibungen werden in logische und empirische (black box) Modelle, wie etwa eine Regressionsbeziehung, konzeptionelle sowie physikalische (stochastische oder deterministische) Modelle unterschieden. Die Übergänge zwischen diesen Kategorien sind jedoch fließend, wobei gilt, dass die Modellbildung desto komplexer und datenaufwendiger wird, je mehr sie physikalischen Gesetzen folgt. Konzeptionelle Ansätze nehmen dabei eine, wenn auch nicht klar definierte, Stellung zwischen einfachen Ein- und Ausgabebeziehungen, in denen die Systemprozesse gar nicht betrachtet werden (black box), und physikalisch-basierten Modellen ein. Oftmals versteht man darunter jedoch eine Aggregation von Prozessen über ein Flächenelement, wobei der Wasserhaushalt über kaskadierende Speicher gesteuert wird (Anderson und Burt 1985 [5]). Unter der Maßgabe, dass eine detaillierte Prozessbeschreibung auch immer die räumliche Heterogenität berücksichtigen muss, integrieren Wood und O'Connell (1985 [247]) in ihrer Modellklassifikation die oben genannten Merkmale. Sie unterscheiden black box-Modelle, lumped konzeptionelle und distributive physikalisch-basierte Modelle. Allerdings sprechen sie auch den konzeptionellen Modellen eine quasi-physikalische Struktur zu, da sie zwar keine differentielle Lösung des Wasser- und Energiehaushalts durchführen, trotzdem jedoch den Zugriff auf deren Komponenten über die Bilanzierung zwischen den definierten Speichern gewährleisten (Wood und O'Connell 1985 [247]).

Einfache Ansätze zur Erfassung von Stickstoffausträgen bieten Bilanzen, wie sie von den Landwirtschaftsverwaltungen vorgeschlagen werden (Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft 2001 [219]). Diese bilanzieren die Stickstoffeinträge (hier in erster Linie die Düngung) und die Entzüge (in erster Linie den Ernteentzug) gegeneinander auf. Die Differenz der beiden Beträge gilt als potentiell auswaschungsgefährdet.

Für die Kopplung mit dem Wasserhaushalt können die Resultate solcher Bilanzen, von Messungen oder von auf dem Plot arbeitenden Stickstoffmodellen, Wasserhaushaltsmodellen als Parameter übergeben werden (Pettersson et al. 2001 [168], Arheimer und Wittgren 2002 [7]). Diese Modelle ermöglichen ein Routing und eine Mischung der außerhalb des Modells ermittelten Stoffmengen. Es werden hierbei keine Sorptions- und Transformationsprozesse innerhalb des Modells berücksichtigt. (Hebert und Smith [95], Pettersson et al. 2001 [168], Arheimer und Wittgren 2002 [7]). Diese Methode findet unter anderem in großen Einzugsgebieten Verwendung, in denen die Parameter für eine detailliertere Modellierung nur schwer erfassbar sind (Pettersson et al. 2001 [168], Arheimer und Wittgren 2002 [7]).

Für die Mesoskala existieren zahlreiche Modelle, deren Entwicklung auf eine Beschreibung aller für den Wasser und Stoffhaushalt relevanten Prozesse abzielt. Zahlreiche der Einzugsgebietsmodelle wurden hierbei aus eindimensionalen Plotmodellen entwickelt. Daher beschränken sich viele dieser Modelle bei der Modellierung von Einzugsgebieten darauf, das in Teilflächen eingeteilte Einzugsgebiet Fläche für Fläche eindimensional abzuarbeiten. Die Ergebnisse der Einzelflächenberechnungen werden zum Gesamtergebnis aufsummiert. Beispiele hierfür sind die Modelle CANDY (CARbon and Nitrogen DYnamics) (Franko et al. 1997 [73], Umwelt Forschungszentrum 2002 [34]), DYNAMIT (DYnamics of Nitrogen in Agricultural Fields; Modelling and Interpolation Tools) (Huwe et al. 1997 [101]), Hermes (Kersebaum und Richter 1997 [111]) und RZWQM (Root Zone Water Quality Modell) (Ma et al. 2000 [135], Malone 2001 [138]). Die lateralen Prozesse werden bei diesen Modellen entweder gar nicht (Kersebaum und Richter 1997 [111]) berücksichtigt oder als Senkenterm mit einer zeitlichen Verzögerung an den Vorfluter weitergegeben (Huwe et al. 1997 [101]). Weiter geht an dieser Stelle WASMOD (Water And Substance Modell) (Reiche 1991 [173], 1996 [175]), das auch aus einem Standortmodell entwickelt wurde. Hier wurden nacheinander die lateralen Prozesse zwischen den Modelleinheiten implementiert, so dass ein vollständiges Routing bis zum Vorfluter ermöglicht wurde. Bei anderen Modellen wie AGNPS (Agricultural non Point Source Modell) (Young et al. 1987 [251], 1994 [252]) und ANSWERS (Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation) (Dillaha 2001 et al. [52], Bouraoui et al. 2002 [26]) nahm die Entwicklung einen entgegengesetzten Verlauf. Diese Modelle sind aus rasterbezogenen Ansätzen zur Beschreibung des Oberflächenabflusses, der Erosion und den damit verbundenen Stofftransportprozessen entwickelt worden. Aufgrund dieser Fragestellung wurden zunächst Algorithmen zur ereignisbezogenen Simulation verwendet, die einen Focus auf der Beschreibung lateraler Prozesse innerhalb von Einzugsgebieten aufweisen. Nachträglich wurden Bodenwasserhaushalt und Stickstoffumsetzungsprozesse und wie bei AGNPS der Übergang zu AnnAGNPS (Annualized Agricultural non Point Source Modell)[25] zur kontinuierlichen Simulation implementiert.

Eine weitere Variante der Entwicklung stellen Modelle dar, die durch das Koppeln von unterschiedlichen Modellentwicklungen entstehen. Dies ist beispielsweise bei MESO-N (Institut für Hydrologie und Meteorologie der TU Dresden Lehrstuhl für Hydrologie und Wasserwirtschaft der BTU Cottbus [103]) der Fall, dass durch die Zusammenführung von AKWA-M (Schwarze und Grunewald 1997 [198]) für den Wasserhaushalt und EHP (Entscheidungs-Hilfe-Programm) für die Stickstoffmodellierung entstanden ist. Im Fall von Mike SHE (Système Hydrologique Européen) ist die Kopplung deutlich loser, hier werden für Wasser und Stoffhaushaltsmodellierung die eigenständigen Modelle Mike SHE (Refsgaard und Storm 1995 [172], Yan und Zhang [249] 2001) und Daisy (Hansen et al. 1990 [91], Abrahamsen 2003 [1]) während der Laufzeit gekoppelt. Laterale Prozesse werden bei dieser Methode je nach Detailliertheit des Wasserhaushaltsmodells berücksichtigt, wie die Diskretisierung die ebenfalls von dem Wasserhaushaltsmodell bestimmt wird. Einen Schritt weiter geht das Konzept von OMS (Object Modelling System), dessen Ziel nicht nur darin besteht einzelne Modelle

zu koppeln, sondern die Prozessalgorithmen innerhalb der Modelle kombinierbar in einem Framework zur Verfügung zu stellen (David 1997 [41] [40]).

**Tabelle 2.1:** Vergleich der wichtigsten Eigenschaften unterschiedlicher Modellsysteme zur mesoskaligen Stickstoffmodellierung ergänzt nach Starck et al. (1997 [209])

Kriterium	Modell	(Ann)AGNPS	ANSWERS	CANDY	DYNAMIT	MESO-N	Expert-N	HERMES	MIKE SHE	MINERVA	RZWQM	SIMULAT	SWAT	SWIM	WASMOD
<b>Wasserhaushalt</b>															
Bodenwasserhaushalt <sup>a</sup>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Grundwasseranbindung		- <sup>c</sup>	+	-	-	o <sup>b</sup>	-	-	+	-	-	+	+	+	+
Laterale Flüsse		+	+	-	o	+	-	-	+	-	+	-	+	+	+
Vorfluteranbindung		+	+	-	+	+	-	-	+ <sup>d</sup>	-	+	-	+	+	+
<b>Stickstoffumsetzung</b>															
Pflanzenaufnahme		+	+	+	+	+	+	+	+ <sup>e</sup>	+	+	+	+	+	+
Mineralisation		+	+	+	+	+	+	+	+ <sup>e</sup>	+	+	+	+	+	+
Immobilisation		-	+	+	+	+	+	+	+ <sup>e</sup>	+	+	+	+	+	+
Denitrifikation		-	+	+	+	+	+	+	+ <sup>e</sup>	+	+	+	+	+	+
<b>Stickstofftransport</b>															
Wurzelzone bis zum Grundwasser bis zum Vorfluter				+	+		+	+		+	+				
		+	+			+			+ <sup>d</sup>				+	+	+
<b>Kohlenstoffhaushalt</b>															
		+	-	+	-	+	-	-	+ <sup>e</sup>	-	+	+	-	-	+
<b>Räumliche Diskretisierung</b>															
Raster		+	+						+			- <sup>h</sup>			
Polygon				+ <sup>f</sup>	+ <sup>f</sup>	+ <sup>g</sup>	+ <sup>f</sup>	+ <sup>f</sup>		+ <sup>f</sup>	- <sup>h</sup>	+ <sup>g</sup>	+ <sup>i</sup>	+ <sup>i</sup>	+ <sup>f</sup>
<b>Zubehör</b>															
GIS-Anbindung		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Parametrisierung		+	+	+	+	k.A.	+	-	+	+	-	+	+	+	+

+ = vorhanden  
- = nicht vorhanden  
o = zum Teil vorhanden  
k.A. = keine Angaben

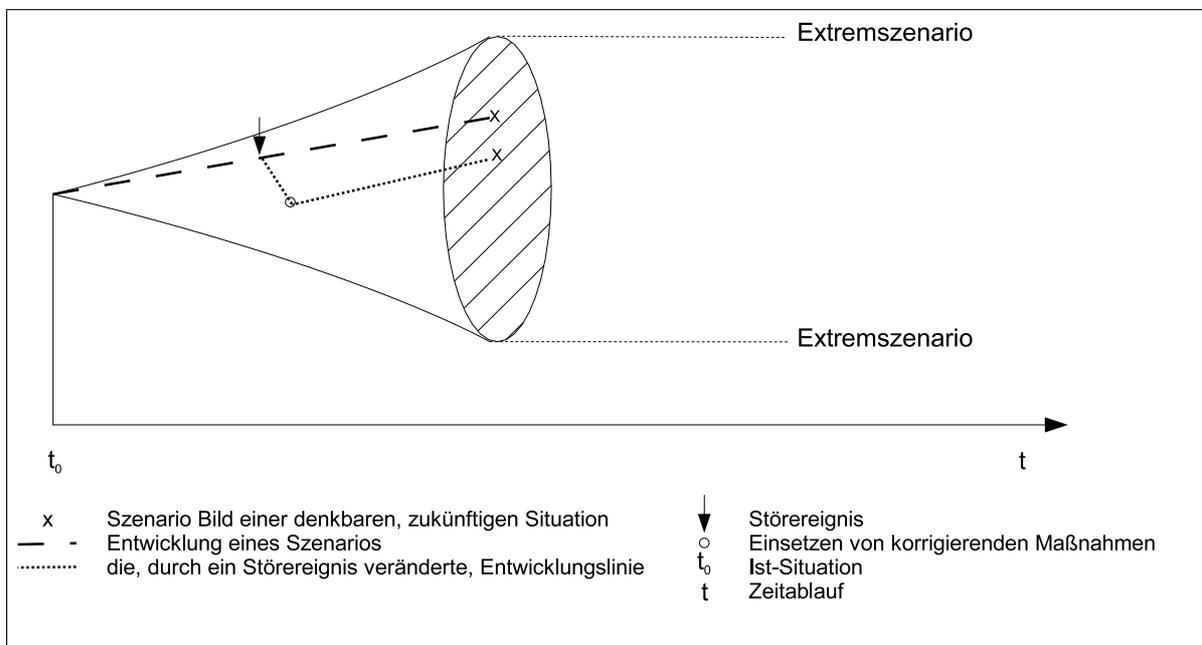
<sup>a</sup> vollständig mit Interzeption, Evapotranspiration und Sickerung  
<sup>b</sup> Anwendung im Festgesteinsbereich  
<sup>c</sup> geplant  
<sup>d</sup> bei Anbindung von MIKE 11 inklusive Vorfluterprozesse  
<sup>e</sup> bei Kopplung mit Daisy  
<sup>f</sup> Kleinste Gemeinsame Geometrien (KGG)  
<sup>g</sup> HRU's  
<sup>h</sup> Punktmodell Erweiterung geplant  
<sup>i</sup> Teileinzugsgebiete + HRU's

Eine Übersicht über Stoffhaushaltsmodelle aus dem deutschen Sprachraum zeigen Starck et al. (1997 [209]) (vgl. Tabelle 2.1). Die Tabelle wurde aktualisiert (Krysanova et al. 2000 [127], Umwelt Forschungszentrum 2002 [34]), um die räumlichen Diskretisierungsmethoden erweitert und um einige International verbreiteten Modelle (Ann)AGNPS (Young et al. 1987 [251], 1994 [252], Bosch

et al. 2001 [25]), ANSWERS (Dillaha et al. 2001 [52], Bouraoui et al. 2002 [26]), Mike SHE (Refsgaard und Storm 1995 [172], Yan und Zhang [249] 2001), RZWQM (Ma et al. 2000 [135], Malone 2001 [138]) und SWAT (Arnold et al. 1993 [8], Arnold et al. 1998 [9]) ergänzt. Es ist erkennbar, dass unterschiedliche Bereiche in den einzelnen Modellen repräsentiert sind. Der für den Stickstoff wichtige Kohlenstoffhaushalt ist beispielsweise in nur rund der Hälfte der Modelle repräsentiert, dieser ist insbesondere bei längerfristigen Szenarien von Bedeutung. Auch bei der Repräsentation der Wasserfließpfade bestehen, wie bereits erwähnt, erhebliche Unterschiede. Dies hat, wie die Art der Diskretisierung, Auswirkungen auf die Möglichkeit Szenarien aufzusetzen, auf deren theoretische Grundlagen im nächsten Abschnitt eingegangen wird.

## 2.6 Szenarioentwicklung

Für die Entscheidungsunterstützung ist die Kenntnis möglicher Entwicklungen in der Zukunft von großer Bedeutung. Um mögliche Formen der Zukunft zu beschreiben, werden Szenarien verwendet (Meyer 2000 [147]). Ein Szenario ist keine Vorhersage oder Prognose im herkömmlichen Sinn, sondern zeigt eine denkbare zukünftige Entwicklung auf. Sie ist weniger ein prognostisches als vielmehr ein systemanalytisches Werkzeug (Greiner 1992 [86]). Szenarien stellen eine konsistente Annahme dessen, was sein könnte, dar. Somit erklären sie nicht, was sein wird, sondern was unter den vorgegebenen Änderungen von Faktoren sein könnte. Szenarien im eigentlichen Sinne sind nicht durch die Veränderung eines isolierten Parameters gekennzeichnet, sondern durch die Variation eines ganzen Parameterbündels (Meyer-Schönherr 1992 [149]) (z.B. Klima, Ökonomische Rahmenbedingungen).



**Abbildung 2.2:** Denkmodell zur Darstellung von Szenarien (verändert nach Bork et al. 1995 [24])

Unterschieden werden kann zwischen Extremszenarien, die einen möglichen Ereignisraum abgrenzen sollen (Abbildung 2.2), und Trendszenarien, die wahrscheinlichere zukünftige Entwicklungen beschreiben. Punkt- bzw. Situationsszenarien unterscheiden sich von Pfad- bzw. Prozessszenarien

hinsichtlich der zeitlichen Dynamik. Während sich erstere auf einen bestimmten Zeitpunkt beziehen, beschreiben letztere den gesamten zeitlichen Verlauf (Meyer-Schönherr 1992 [149], Gausemeier et al. 1996 [78]). Auch die Richtung auf der Zeitachse kann sich unterscheiden. Während explorative Szenarien in die Zukunft gerichtet sind, beschreiben antizipative Szenarien die Entwicklungsverläufe retrospektiv. Auch kann zwischen kurzfristigen und langfristigen Szenarien unterschieden werden, wobei die Grenze zwischen beiden mit 5 Jahren angegeben wird (Gausemeier et al. 1996 [78]).

Unterschieden wird auch die Zielgerichtetheit von Szenarien zwischen deskriptiven, die unabhängig von den Zielvorstellungen des Entwicklers erstellt wurden, und präskriptiven (normativen), die die Ziele des Anwenders evaluieren sollen. Wird eine Wahrscheinlichkeit des Eintretens eines Szenarios angegeben, spricht man von Vorhersagen, andernfalls von Prognosen (Gausemeier et al. 1996 [78]).

Das Vorgehen bei der Entwicklung von Szenarien wird als Szenario-Technik (Szenario-Methode, Szenario-Analyse) bezeichnet, wenn eine Reihe von Merkmalen erfüllt sind (Götze 1993 [88]).

1. Auseinandersetzung mit dem Ist-Zustand (Systemanalyse),
2. Treffen plausibler Annahmen für Faktoren mit ungewisser zukünftiger Entwicklung,
3. Entwurf mehrerer möglicher und konsistenter Zukunftsbilder und ihrer Entwicklungspfade,
4. Verarbeitung qualitativer und quantitativer Daten,
5. Beinhaltung von Analyse-, Prognose- und Synteseelementen,
6. Systematisches und nachvollziehbares Vorgehen

Die Entwicklung der Szenariotechnik stellt einen Versuch dar, die quasi unendliche Anzahl von möglichen Szenarien zu systematisieren, um die Szenarien transparent und plausibel zu gestalten.

## 3 Zielsetzung und Methodik

### 3.1 Forschungsbedarf

Die Bedeutung des Stickstoffaustrages einer Nutzfläche für die Wasserqualität der Talsperre (oder anderen Trinkwassergewinnungsanlagen) zu ermitteln, ist mit den bisherigen Modellansätzen nur eingeschränkt möglich. So sind, wie im Stand der Forschung beschrieben, die meisten Modelle in der Lage, den Austrag aus einem bestimmten Gebiet zu ermitteln. Dieses Gebiet stimmt allerdings aufgrund des Modelldistributionskonzeptes (Raster, Teileinzugsgebiete, HRU's) (vgl. Tabelle 2.1) oft nicht mit den landwirtschaftlichen Parzellen überein, die die Handlungsgrundlage für den Trinkwasserschutz vor Ort darstellen. Ein anderes Problem ist, dass der Austrag aus der Einzelfläche nicht direkt den Eintrag in die Talsperre widerspiegelt. Dies tritt immer dann auf, wenn Entzugs-, Abbau- und Transformationsprozesse auf dem Fließweg bis zur Talsperre stattfinden können (Menzel und Richter 1999 [145]). Diese Prozesse finden zum einen in den abstromig gelegenen Flächen statt, insbesondere im Uferbereich (Correll 1997 [38], Blackwell et al. 1999 [21]) und zum anderen im Gewässer. Viele Modelle sind nicht in der Lage diese lateralen Beziehungen abzubilden (vgl. Tabelle 2.1). Selbst wenn sie in der Lage sind, die einzelnen Parzellen und ihre lateralen Beziehungen darzustellen, ist eine Beurteilung im topologischen Kontext nur schwer möglich. Der Grund hierfür liegt darin, dass die Darstellung der lateralen Beziehungen in Modellen sich auf den Austrag auf der Einzelfläche bezieht. Den Austrag einer Fläche zu betrachten reicht aber für die Beurteilung der Fläche im Bezug auf den Eintrag in die Talsperre nicht aus. Dies gilt, da innerhalb der Abflusskaskade die bereits erwähnten Entzugs-, Abbau- und Transformationsprozesse die Austragsmenge erheblich modifizieren können.

Schon bei eindimensionaler Betrachtung der Einzelflächen ist es mit herkömmlichen Szenarien (Kapitel 2.6) sehr aufwendig, eine ideale Landnutzungskonfiguration zu ermitteln, da die Kombinationsmöglichkeiten verschiedener Nutzungen auf den Flächen sehr groß sind. Allerdings lässt sich durch das Durchspielen von Extremszenarien das Austragsverhalten der Einzelflächen ermitteln (Meyer 2000 [147]). Bei Berücksichtigung der lateralen Komponenten wird die Komplexität und damit der Suchraum um eine Dimension erweitert. Eine optimale Lösung kann demnach durch Szenarien nicht mit sinnvollem Aufwand gefunden werden. Die Evaluation der Bedeutung lateraler Prozesse beim Stickstofftransport ist demnach ein Forschungsdefizit. Auch für die systematische Bewertung der Einzelflächen in einem Einzugsgebiet, unter Berücksichtigung der lateralen Prozesse, existiert bislang aus den oben genannten Gründen kein umsetzbares Verfahren.

Aus diesem Grunde wurde in einer parallel zu dieser Arbeit durchgeführten Dissertation ein auf Künstlichen Neuronalen Netzen beruhendes Optimierungsverfahren entwickelt (Kralisch 2004 [120]), das im Rahmen dieser Arbeit parametrisiert und evaluiert wird. Dieses Verfahren ist in der Lage, anhand von den Suchraum charakterisierenden Szenarien, eine optimierte Lösung dieses multikriteriellen Problems zu finden.

## 3.2 Ziele

In dieser Arbeit soll die Bedeutung der einzelnen Nutzflächen für die Wasserqualität des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda ermittelt werden. Um dieses Hauptziel zu erreichen sind mehrere Schritte notwendig die im Folgenden als Teilziele formuliert werden:

1. **Charakterisierung der für den Stickstoffhaushalt wesentlichen Gebietseigenschaften (Systemanalyse).** Hierzu sollen die gebietsspezifischen Faktoren Relief, Klima, Böden, Geologie und die Nutzung für den Menschen beschrieben und in ihrer Relevanz für den Wasser und Stickstoffhaushalt bewertet werden.
2. **Auswahl eines Stofftransportmodellsystems.** Es soll ein Modellsystem ausgewählt werden, das in der Lage ist die Gebietseigenschaften flächenscharf zu erfassen und die für den Stickstoffhaushalt wesentlichen Prozesse abzubilden. Da nach der Fragestellung die Flächen nicht isoliert betrachtet werden sollen, ist hierbei die Berücksichtigung der lateralen Prozesse von besonderer Bedeutung.
3. **Parametrisierung des Einzugsgebietsmodells.** Hierbei sollen die für die Modellierung notwendigen Daten zusammengestellt, geprüft und daraus die Modellparameter abgeleitet werden.
4. **Parametererfassung und Zusammenstellung der Daten für Einzelstandorte.** Da über Einzelflächen Aussagen getroffen werden sollen, ist es sinnvoll auch Daten auf Parzellenniveau zur Validierung zu nutzen und bei Bedarf selbst zu erheben. Hierzu werden zum einen Wasserqualitätsdaten eines Dränfeldes herangezogen, die zum Vergleich mit modellierten Stofftransportdaten dienen. Zum anderen werden zur Überprüfung des Bodenwasserhaushalts umfangreiche Geländeuntersuchungen durchgeführt und Daten zur Parametrisierung und Validierung gewonnen.
5. **Modellierung und Validierung des Modells im Einzugsgebiet und auf den Einzelflächen.** Hierbei soll eine Modellierung des Einzugsgebietes sowie der Einzelflächen durchgeführt werden. Das Modell wurde hierzu für die spezifische Fragestellung angepasst und die Modellierung durchgeführt. Anhand der Vergleichsdaten wurde sowohl die Einzugsgebiets- als auch die Standortsimulationen mit unabhängigen Messwerten validiert und die Modellergebnisse kritisch hinterfragt. Die Fragestellung, inwiefern das Einzugsgebietsmodell in der Lage ist, die Einzelstandorte zu beschreiben, soll bearbeitet werden, da die Einzugsgebietsmodellierung die Grundlage für die flächenspezifische Modellierung darstellt. Des Weiteren soll durch Modellvergleiche die Bedeutung der Berücksichtigung von lateralen Prozessen für die Beschreibung des Wasser- und Stoffhaushalt herausgearbeitet werden, da die lateralen Prozesse im Optimierungsverfahren eine wesentliche Rolle spielen.
6. **Entwicklung von Szenarien die für das Optimierungsverfahren geeignet sind.** Es sollen Szenarien entwickelt werden, die eine sinnvolle Parametrisierung des von Kralisch (2004 [120]) entwickelten Optimierungsverfahrens ermöglichen.
7. **Evaluation der vom Optimierungsverfahren erzielten Ergebnisse.** Die von dem Optimierungsverfahren erzielten Ergebnisse sollen so weit möglich validiert werden. Des Weiteren werden Tests über die Repräsentativität der erzielten Ergebnisse durchgeführt.

### 3.3 Methodischer Aufbau

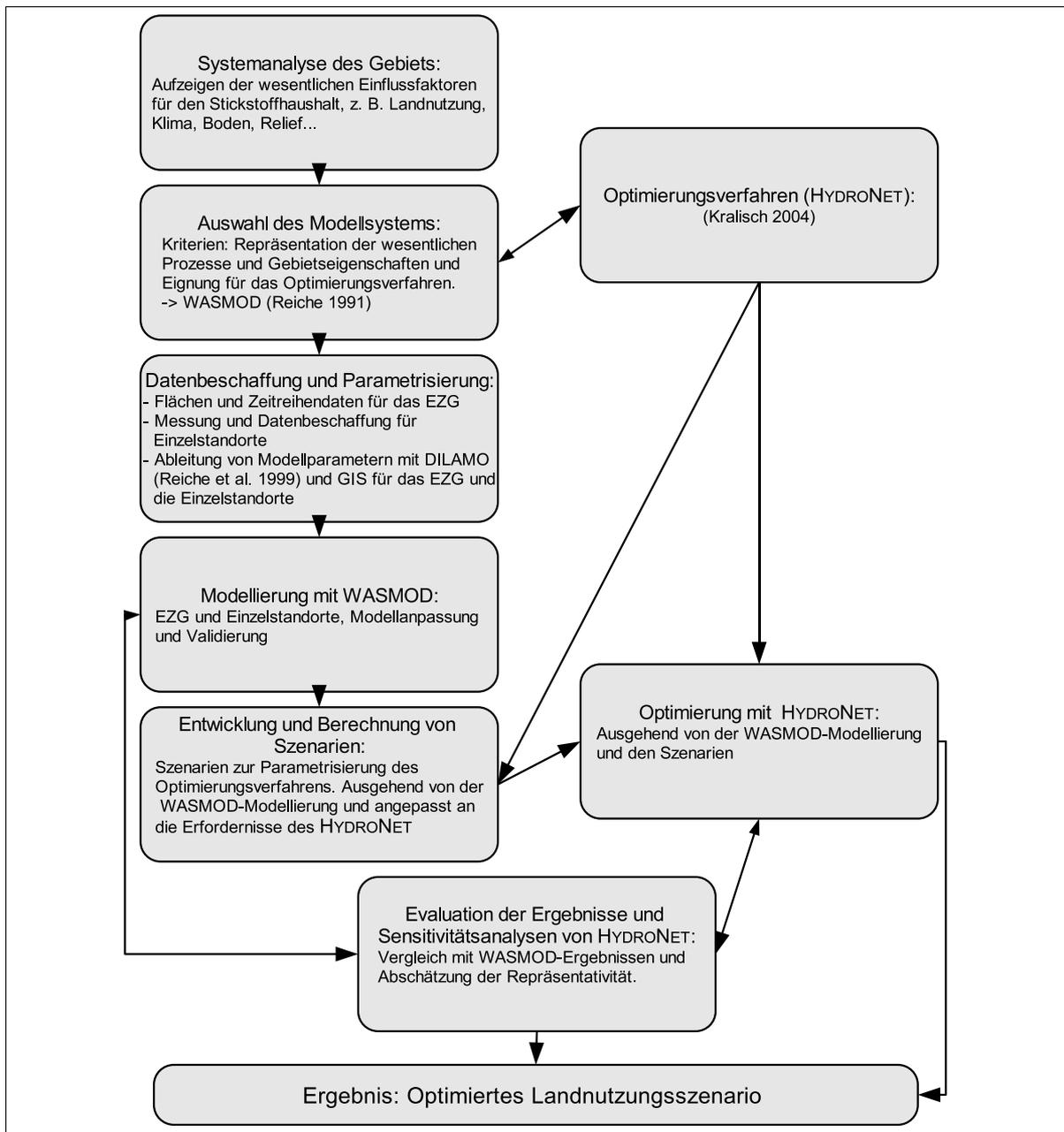
Orientiert an der Zielsetzung der Arbeit werden in Kapitel 4 die für den Stickstoffhaushalt wesentlichen Gebietseigenschaften des Einzugsgebietes der Talsperren Weida- Zeulenroda beschrieben. Hierbei wird, nach einer kurzen Einführung, zunächst auf die geologischen und pedologischen Gegebenheiten eingegangen. Die im Gebiet wirksamen Klimatelemente werden anschließend erläutert. Die Struktur des Talsperrensystems und die hydrologische Reaktion des Gebietes auf die Wetterereignisse werden als Resultat von natürlichen und anthropogenen Gegebenheiten im Gebiet dargestellt. Zum Abschluss dieses Kapitels wird die für die Fragestellung entscheidende, da die Haupteintragsquelle darstellende und planbare, variable Landnutzung mit Fokus auf die landwirtschaftlichen Aktivitäten erklärt.

In Kapitel 5 wird unter Berücksichtigung der Zielsetzung und der Gebietseigenschaften die Auswahl des Modellsystems WASMOD (Water And Substance MODel) Reiche 1991 [173] erläutert und anschließend eingebettet in das Methodenpaket DILAMO (DIGITALE LANDSCHAFTSANALYSE UND MODELLIERUNG) vorgestellt. Des Weiteren wird das von Kralisch (2004 [120]) entwickelte Optimierungsverfahren in seiner Funktionsweise erläutert und das Zusammenspiel mit dem Modell WASMOD erklärt. Dieses Kapitel beinhaltet zudem eine Beschreibung der Datengrundlage und die auf dieser Grundlage aufbauende Ableitung von Modellparametern. Für zwei Einzelstandorte, die im Rahmen dieser Arbeit aufwendig untersucht wurden, wird das Messprogramm beschrieben.

Die anschließende Modellierung mit WASMOD wird sowohl für das Einzugsgebiet als auch für die Einzelstandorte im folgenden Kapitel (6) beschrieben. Dies umfasst die Anpassung des Modells an das Gebiet und die Fragestellung sowie die Evaluation der Bedeutung von lateralen Prozessen. Des Weiteren werden die Ergebnisse kritisch bewertet und ein Vergleich zwischen dem Standort und dem Einzugsgebietsmodell mit den am Standort erhobenen Daten durchgeführt.

Im nächsten Kapitel (7) wird auf die Entwicklung von für das Optimierungsverfahren angepassten Szenarien eingegangen. Es wird die Durchführung der Optimierung beschrieben und deren Ergebnisse vorgestellt und bewertet. Weiterhin werden die Ergebnisse gegen das Modell WASMOD validiert und Tests über die Allgemeingültigkeit der erzielten Resultate durchgeführt.

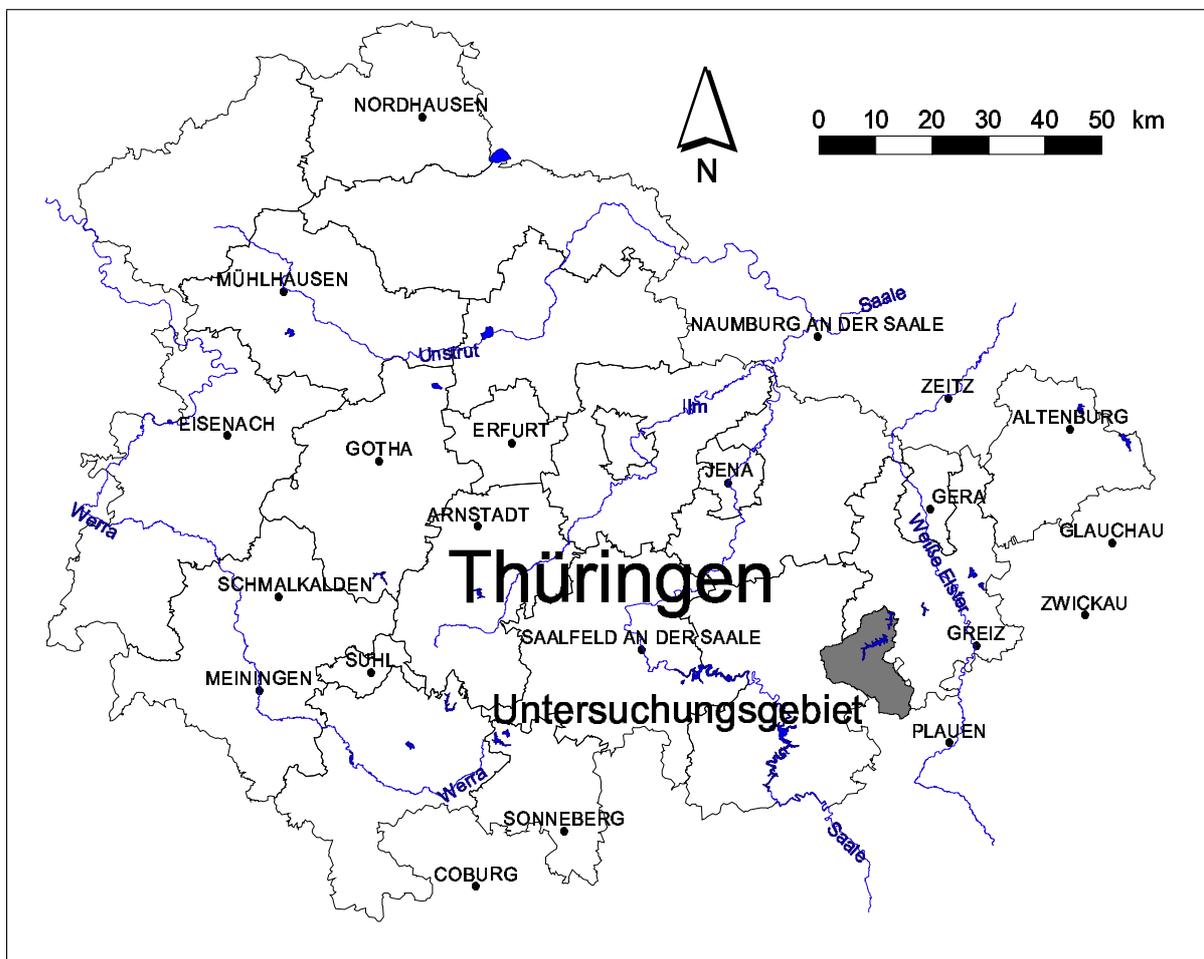
In Abbildung 3.1 ist das methodische Vorgehen der Arbeit schematisch dargestellt. Hierbei ist der Verlauf der eigenen Arbeiten im linken Bereich der Abbildung dargestellt und die Interaktion mit der Arbeit von Kralisch im rechten. In der Mitte unten finden sich gemeinsam bearbeitete Abschnitte.



**Abbildung 3.1:** Methodischer Ablauf der Arbeit (Rechts Berührungspunkte mit der Arbeit von Kraisch (2004 [120]))

## 4 Einzugsgebiet

Das Einzugsgebiet der Talsperren Zeulenroda und Weida umfasst eine Fläche von 163 km<sup>2</sup>, wovon 139,65 km<sup>2</sup> auf die Talsperre Zeulenroda entfallen. Es befindet sich ca. 30 km südlich von Gera an der Grenze zwischen Thüringen und Sachsen. Die Thüringer Landkreise Saale-Orla-Kreis und Greiz haben einen Flächenanteil von etwa 70% des Einzugsgebiets, während die verbleibenden 30% zum sächsischen Vogtlandkreis gehören.



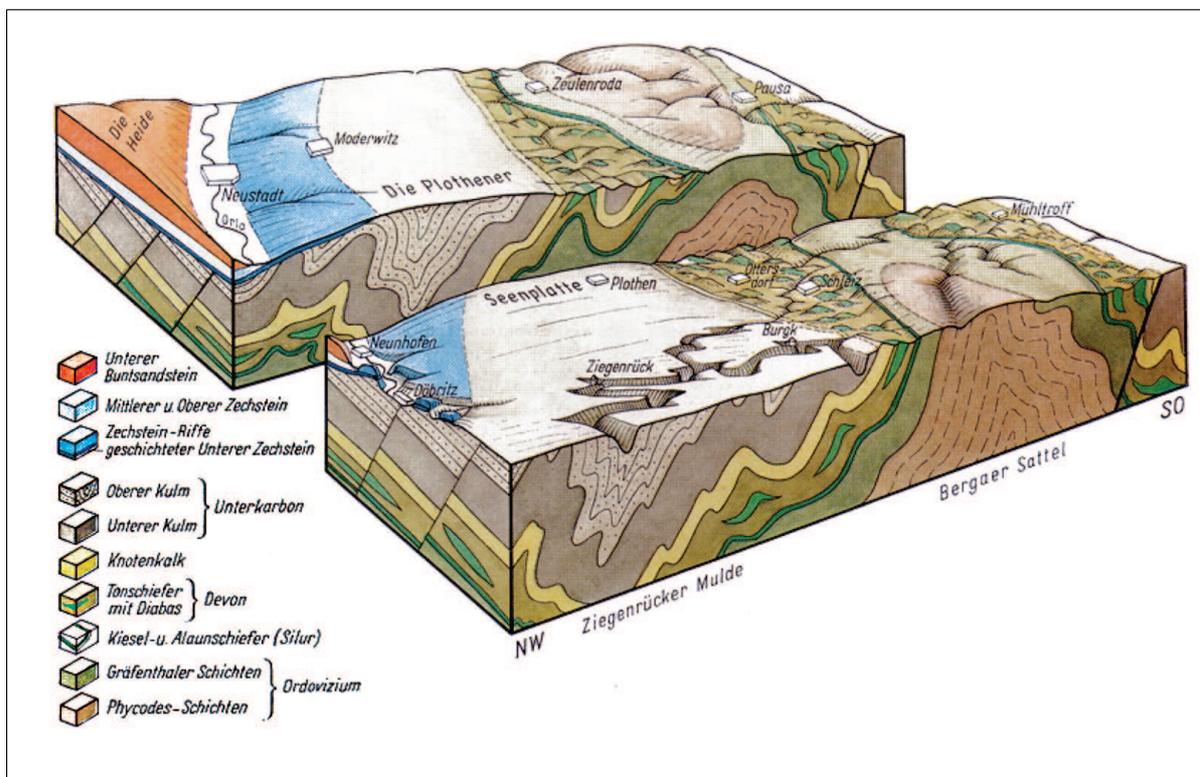
**Abbildung 4.1:** Lage des Untersuchungsgebiets

Naturräumlich gehört das Untersuchungsgebiet zum östlichen Teil des Thüringer Schiefergebirges. Dieser Naturraum wird morphologisch durch den Schiefergebirgsrumpf mit einem ausgeprägten Hochflächencharakter und einzelnen Härtlingsrücken bestimmt. Mit Ausnahme des Haupttales der Weida streichen die Täler überwiegend SW-NO, was der Hauptstreichrichtung der geologischen For-

mationen entspricht. Die dominierende Talform – insbesondere im Bereich des Bergaer Antiklinoriums – ist das Kerb- bzw. Kerbsohlental. Im südlichen Teil des Einzugsgebietes sind die Täler breiter und eher als Muldentäler ausgebildet (Schultze 1995[196]). Die Höhe des Untersuchungsgebietes schwankt zwischen 315 m über NN am Fuße der Talsperre Weida und 565 m über NN im Süden.

#### 4.1 Lithologische und pedologische Verhältnisse

Das gesamte Untersuchungsgebiet liegt in der Faltenzone des Ostthüringer Raumes. Diese entstand, wie viele deutsche Mittelgebirge, während der variszischen Gebirgsbildung (Seidel 1995[201], Thres et. al. 1998[217]). Das Gebiet hat Anteil an den drei Großfalteneinheiten Ostthüringer Synklinorium, Bergaer Antiklinorium und Vogtländisches Synklinorium. Zwischen diesen Einheiten verläuft jeweils eine bedeutende Störungszone, die das Bergaer Antiklinorium von den beiden Synklinalstrukturen abgrenzt (Seidel 1995[201]). Das Gesteinsalter nimmt ausgehend vom SW-NE streichenden und nach SW einfallenden Bergaer Sattel zu beiden Seiten ab (vgl. Abbildung 4.2). Zwischen der Schleizer Störung im NW und der Vogtländischen Überschiebung im SO bildet der SW-NE streichende und nach SW einfallende Bergaer Sattel den Kernbereich des Untersuchungsgebietes mit den ältesten Gesteinen im Zentrum.



**Abbildung 4.2:** Schematisches Blockbild zur Tektonik und Landschaftsform im östlichen Thüringer Schiefergebirge (Zeulenroda und Pausa befinden sich im Untersuchungsgebiet) (Wagenbreth und Steiner 1990 [236])

Während die durch die Antiklinalstruktur aufgewölbten kambrischen und ordovizischen Gesteine vor allem in Form von Tonschiefern (z.T. quarzitisches) anstehen, treten die Gesteine des Silur als Kiesel-

bzw. Alaunschiefer mit einzelnen Vorkommen von Knotenkalk in Erscheinung. Die Flanken des Bergaer Antiklinoriums im SO und vor allem im NW werden durch die lithologisch sehr verschiedenen Gesteine des Devons aufgebaut. Hier finden sich, neben den weit verbreiteten diabasischen und z.T. porphyrischen Eruptiva, insbesondere Schiefer, Grauwacken, Breccien und Quarzite. Der im SO angrenzende Bereich des Vogtländischen Synklinoriums wird im Untersuchungsgebiet überwiegend von Tonschiefern in Wechsellagerung mit Sandsteinen aufgebaut. Örtlich wurde auch ein tiefgründiger Verwitterungsboden kartiert. Nordwestlich des Bergaer Sattels stehen, mit Ausnahme einer weiteren Durchragung devonischer Gesteine, ebenfalls Tonschiefer und Sandsteine karbonischen Alters an. Darüber hinaus wurden hier auch Grauwacken kartiert. Die Täler sind im Untersuchungsgebiet erwartungsgemäß mit holozänen Auesedimenten, wie Schotter oder Auelehm, verfüllt.

Die Entwicklung des im Untersuchungsgebiet vorhandenen Bodeninventars ist auf der einen Seite vom Ausgangsgestein geprägt. Auf der anderen Seite spielt auch der Anteil des äolisch akkumulierten Materials (Löss) eine erhebliche Rolle. Im Allgemeinen haben sich aus dem Ausgangsgestein Böden mit einer lehmigen Textur entwickelt. Hierbei dominiert die Sandkomponente bei den kiesel-säurereichen Gesteinen (Quazitschiefer und Grauwacken) stärker, während bei den Tonschiefern und Eruptiva die Tonfraktion einen größeren Anteil einnimmt. Ein überproportionaler Anteil der äolischen Komponente, und damit der Schlufffraktion, findet sich vor allem bei süd bis ost exponierten, flach geneigten Hängen. In Tabelle 4.1 ist ein Überblick über die, in der für das Gebiet vorhandenen Karte (Abbildung 4.3) der Leitbodenformen Thüringens, vorkommenden Bodenklassen dargestellt (Rau et. al. 1995[171]). Anhand der Tabelle und der Karte ist erkennbar, dass Braunerden das Bodentypeninventar dominieren. Des Weiteren finden sich bei Böden mit feinerer Textur auch Parabraunerden und Pseudogleye. In steilen Bereichen finden sich gering mächtige Böden wie Syroseme und Ranker. In den Auen treten Vegen auf, deren Textur abhängig von den Böden der benachbarten Hänge ist. In flachen Mulden haben sich vereinzelt aus tonreichen Substraten Gleye und Anmoorgleye entwickelt. Das Ertragspotenzial der Böden ist mittel bis gering, da entweder die Bodenmächtigkeit gering ist oder Probleme mit Staunässe auftreten. Die ertragreichsten Böden finden sich in den Klassen Ig3 und Iglö mit Bodenzahlen nach Bodenschätzung bis zu 60 Bodenpunkten (Rau et. al. 1995[171], Schmidt und Diehmann 1991 [194]).

**Tabelle 4.1:** Vergleich der im Gebiet vorhandenen Bodenklassen nach den Leitbodenformen Thüringens und der bodenkundlichen Kartieranleitung (Bodenklassen nach Rau et. al. 1995[171])

Bodengeologische Karte:		Bodenkundliche Kartieranleitung:		
Symbol	Bezeichnung	Symbol	Bezeichnung	Anteil in %
lg1	Lehm, steinig-grusig (Schieferschutt)	BBn	Typische Braunerde (basenarme Braunerde) aus Schiefergesteinen und deren Schutten	33
lg2	sandiger Lehm, steinig (Schieferschutt, Quarzit)	BBn	Typische Braunerde (basenarme Braunerde) aus Schiefer- und Quarzitgestein und deren Schutten	11
lg3	Lehm, steinig-grusig (Schieferschutt, Diabas)	BBn	Typische Braunerde (zumeist basenreiche Braunerde) aus Schiefer- und Diabasgestein und deren Schutten	16
lg4	Skelettboden, lehmig (Steilhänge im Schiefergebiet)	BBn, BB-RN	Typische Braunerde und Braunerderanker (basenarme Braunerde) aus Schiefergesteinen und deren Schutten	1
lg5	Lehm, tonig – Staugley (Schieferzerersatz)	SSn, LL-SS, SSm	Typischer Pseudogley, Parabraunerde-Pseudogley, Anmoor-Pseudogley aus Schiefersolifluktionsschutt mit Zersatzmaterial	17
lglö	Lehm, lößartig – Staugley (Braunerde) über Schiefergestein	LL-SS z. T. SSn oder BBn	Parabraunerde- Pseudogley (Typischer Pseudogley, Typische Braunerde) aus lößartigem Solifluktionsschutt mit Schiefermaterial	12
h21	Lehm – Vega (Auelehm über Sand-Kies)	ABn	Brauner Auenboden (Allochtone Vega) aus schluffig - lehmigen Holozän-sedimenten	2
h22	Lehm – Vega (Auelehm in Nebentälern)	ABn z.T. GG-AB	Brauner Auenboden (Allochtone Vega) aus Lehm und Kolluvium in Nebentälern	1
h32	sandiger Lehm - Vega (Auelehm in Nebentälern)	ABn GG-AB z.T. AB-GG	Brauner Auenboden (Allochtone Vega) aus aus sandigem Lehm und Kolluvium in Nebentälern	5
h4	Lehm, tonig – Anmoorgley (Schieferzerersatz)	GMn, SS-GG	Typischer Anmoorgley und Pseudogley-Gley aus tonreichem Solifluktionsschutt mit Zersatzmaterial aus Schiefer	2

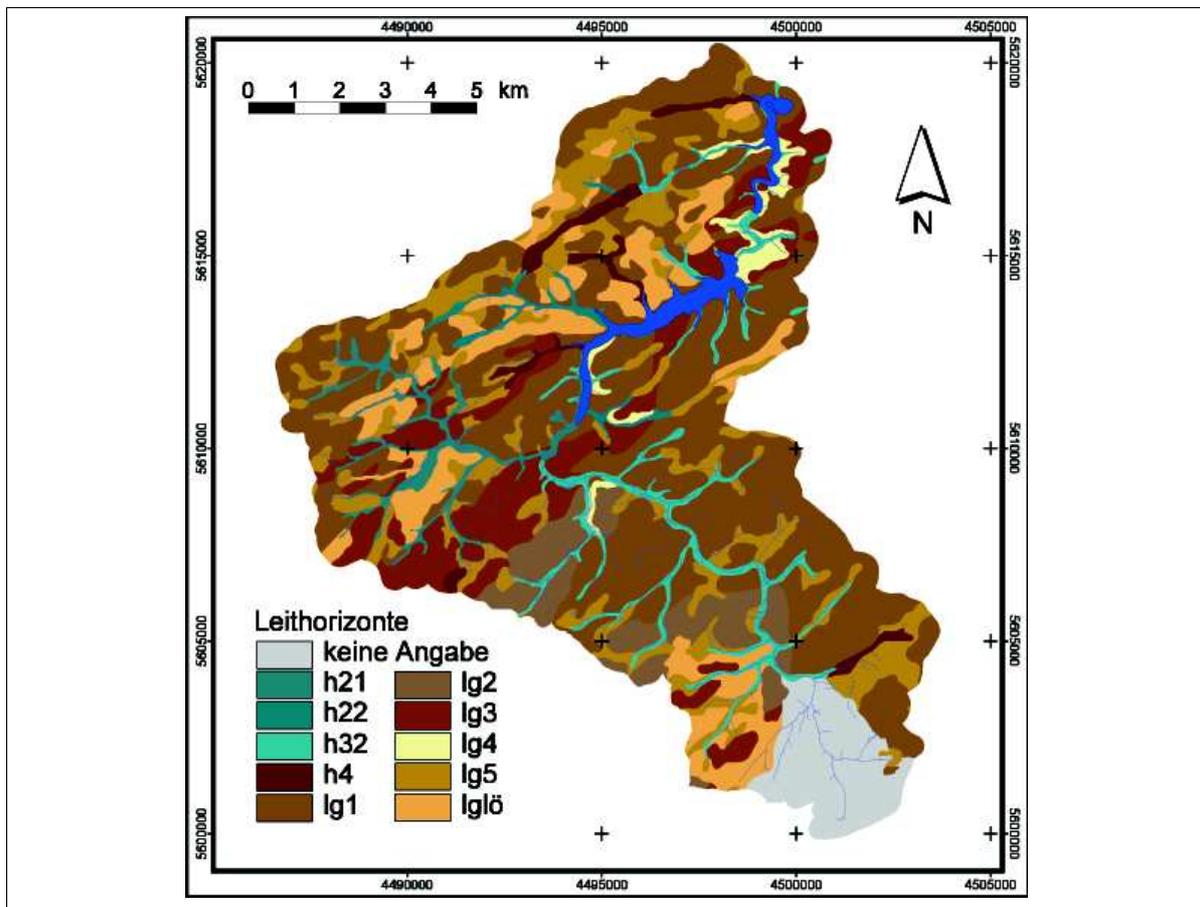
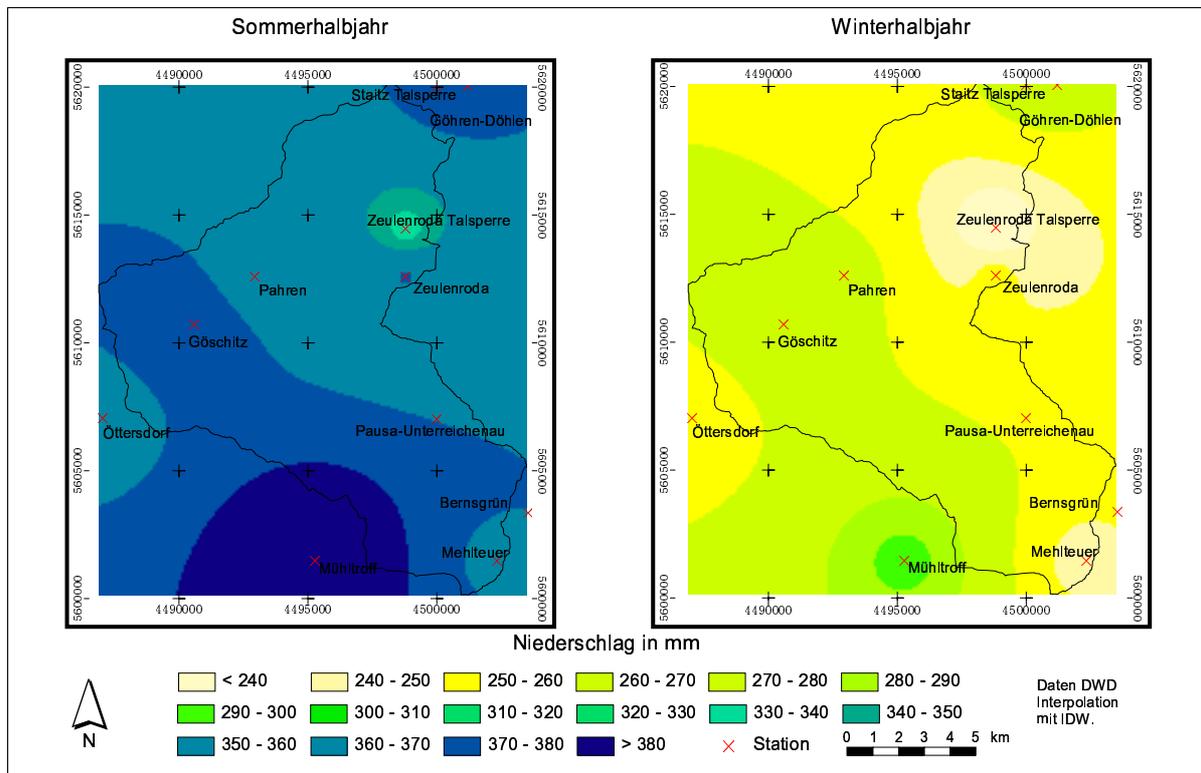


Abbildung 4.3: Böden im Untersuchungsgebiet, Erklärung der Legende siehe Tabelle 4.1 (Rau et. al. 1995[171])

## 4.2 Klimatische Verhältnisse

Das Klima des Einzugsgebietes des Talsperrensystems Zeulenroda-Weida kann laut Klassifikationschema von Köppen und Geiger als gemäßigt, immerfeucht und sommerkühl bezeichnet werden (Thiel 2000[214]). Durch die Leelage zu Thüringer Wald und Harz sind die Niederschläge mit ca. 690 mm vergleichsweise niedrig. Die Niederschlagsverteilung im Gebiet ist relativ homogen (Abbildung 4.4) und nimmt mit zunehmender Geländehöhe nach Süden hin zu. Im Sommerhalbjahr fällt, wie für Mitteleuropa typisch, der größere Anteil des Niederschlages durch die sommerlichen Konvektivniederschläge. Der im Nordosten des Gebietes erkennbare Niederschlagsabfall zwischen den Stationen Zeulenroda und Zeulenroda Talsperre ist ebenfalls auf die Geländehöhe zurückzuführen, da die Station Zeulenroda Talsperre ca. 100 m tiefer liegt als die Station Zeulenroda. Die Durchschnittstemperatur von ca. 7 °C ist im bundesdeutschen Vergleich eher niedrig. Für das Einzugsgebiet des Pegels Läwitz wurde ein mittlerer Gebietsabfluss (1975 – 2000) von 210 mm gemessen. Zusammen mit dem mittleren Niederschlag ergibt sich eine langjährige Verdunstungsrate von ca. 480 mm. Die Winter sind relativ lang und schneereich, so dass die Vegetationsperiode vergleichsweise spät einsetzt (Thres et. al. 1998 [217]).



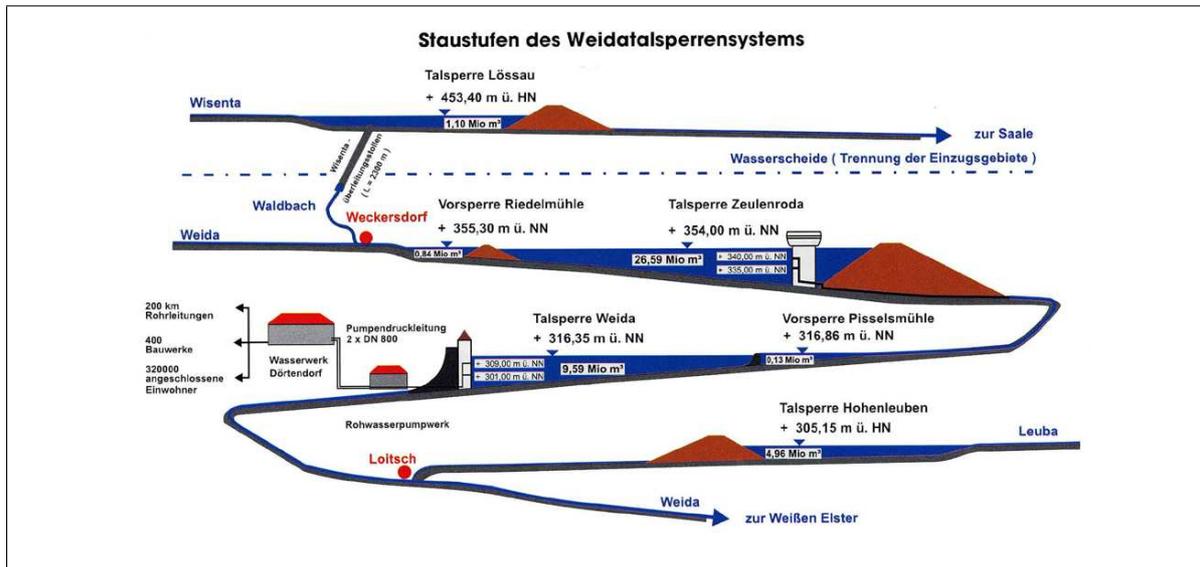
**Abbildung 4.4:** Durchschnittliche Winter- und Sommerniederschläge im Untersuchungsgebiet, Daten Deutscher Wetterdienst, Interpolation mit IDW

### 4.3 Hydrologie

Die Trinkwassertalsperren Weida und Zeulenroda gehören zu dem Trinkwassertalsperrensystem Weida-Zeulenroda-Lössau. Während die Talsperren Zeulenroda und Weida, wie in Abbildung 4.5 skizziert, über die Weida in die Weiße Elster entwässern, gehört die Talsperre Lössau zum Flussgebiet der Saale, in die sie über die Wisenta entwässert. Verbunden sind die Flussgebiete über einen 2,3 km langen Überleitungsstollen, der aus der Talsperre Lössau oberhalb der Talsperre Zeulenroda in die Weida mündet (Thüringer Talsperrenverwaltung 1998 [225]). Dieser Stollen wird aufgrund stark gesunkener Wassernachfrage kaum noch genutzt, so dass in dieser Arbeit nur die Einzugsgebiete der Talsperren Weida und Zeulenroda berücksichtigt werden (Fink et. al. 2003 [66]). Der in Abbildung 4.5 dargestellte Hochwasserspeicher Hohenleuben liegt unterhalb der Trinkwasserentnahme in der Talsperre Weida und gehört deshalb nicht zum hier betrachteten Trinkwassereinzugsgebiet. Für die Validierung steht ein Pegel zur Verfügung, der etwas über 60 % des Einzugsgebietes erfasst und sich am Hauptzulauf der Zeulenroda Talsperre befindet.

Das Abflussverhalten der Weida ist durch geringe Verzögerungszeiten auf Niederschlagsereignisse gekennzeichnet. Die Ursachen hierfür liegen in dem geologischen Untergrund und dessen Verwitterung. Ein großer Teil des Gebietes wird durch weitgehend undurchlässiges Gestein (Tonschiefer) geprägt. Die wenigen vorhandenen Klüfte sind meist mit weitgehend undurchlässigem Feinmaterial verfüllt. In dem lithologisch ähnlichen Gebiet Rheinisches Schiefergebirge nahm (Flügel 1999 [70]) an, dass keine Tiefenversickerung stattfindet. Auch in den zahlreich im Thüringer Schiefergebirge vorhandenen Schieferbrüchen wurde der Abbau nie durch Grundwasserzuflüsse beeinträchtigt (Thres

et. al. 1998[217]).



**Abbildung 4.5:** Staustufen des Weidatalsperrensystems(Thüringer Talsperrenverwaltung 1998 [225])

Vereinzelt stehen allerdings auch durchlässige Gesteine an. An den Flanken des Bergaer Antiklinoriums finden sich Kalkknotenschiefer, Kieselschiefer, Alaunschiefer und Eruptivgesteine wie Diabas und Tuff. Diese Gesteine sind teilweise verkarstet, gut geklüftet und weisen lokale Zersatzbildungen auf. In Mittelgebirgslagen sind unterschiedlich mächtige periglaziale Lagen verbreitet, die einen erheblichen Einfluss auf das hydrologische Verhalten des Gebiets ausüben (Kuntze et. al. 1994 [128]). Diese Schichten werden klassifiziert als:

- Basislage, diese liegt direkt auf dem Anstehenden und besteht aus solifluidal eingeregelmtem Schieferzersatz. Sie ist feinerdearm und weist eine hohe Leitfähigkeit auf. Die Basislage kann als Hauptaquifer für den Interflow betrachtet werden, zumal aufgrund der Einregelung die Leitfähigkeit anisotrop ist und den hangparallelen Wasserfluss bevorzugt. Sie tritt im Mittelgebirge außer in den Auenbereichen annähernd flächendeckend auf.
- Mittellage, diese besitzt einen hohen äolischen Anteil (Löss) und tritt eher an flachen Hängen und in konkaven Bereichen auf. Sie liegt auf der Basislage auf und bildet Böden mit Körnungssprung wie Parabraunerde und Pseudogley. Diese Eigenschaften treffen im Gebiet insbesondere auf die Bodenklasse Iglö Kapitel 4.1 zu.
- Hauptlage, diese stellt den Oberboden dar und weist ebenfalls eine äolische Komponente auf. Ihre hydrologische Wirksamkeit besteht in der Speicherung von Wasser (Feldkapazität des Bodens), die je nach Mächtigkeit sehr erheblich (>300mm) sein kann.

In den Talbereichen wurden durch pleistozäne Solifluktion und holozäne Erosion Sedimente akkumuliert. In diesem Lockermaterial befindet sich Grundwasser, das häufig in enger Interaktion mit dem Vorfluter steht. Das Abflussregime im Einzugsgebiet ist, abgesehen von der Landnutzung, weiteren starken anthropogenen Einflüssen unterworfen. Angefangen bei den Flächen, die zu 17 % drainiert sind, bis zu den Talsperren, die das Abflussverhalten am Gebietsauslass dominieren, ist das Einzugsgebiet vom Menschen geprägt. Die Gerinne im Gebiet sind vielfach begradigt und weisen sehr

häufig kaskadenartig angelegte Teiche auf. Der Gewässerausbau und die Drains sorgen für kürzere Verzögerungszeiten der Niederschlags-Abfluss-Beziehung. Die Teiche haben eher eine dämpfende Wirkung auf den Abflussverlauf.

#### 4.4 Landnutzung

Das Untersuchungsgebiet wird durch landwirtschaftliche Nutzung dominiert (65,5% der Fläche). Der Wald nimmt einen Anteil von 29,3% der Fläche ein, wobei der Nadelwald ca. 95% des Gesamtwaldbestandes bildet. Außerdem befinden sich im Gebiet ca. 5% Siedlungsflächen, die sich auf zwei Kleinstädte – Zeulenoda und Pausa – und auf eine Vielzahl kleinerer Siedlungen aufteilen. Die Talsperren nehmen zusammen mit den zahlreichen Teichen einen Flächenanteil von ca. 2% ein (Flügel und Müschen 2001[71]).

Die landwirtschaftlichen Nutzflächen werden zum erheblichen Anteil zur Produktion von Viehfutter genutzt. Gründe hierfür finden sich bei den Böden, die durch ihren hohen Skelettanteil die Produktion von Kartoffel und Zuckerrüben unwirtschaftlich machen. Außerdem bewirkt das vergleichsweise kühle Klima eine Verkürzung der Vegetationsperiode und erschwert damit den Anbau anspruchsvoller Kulturen, wie zum Beispiel Backweizen. So beschränkt sich der Marktfruchtanbau im Wesentlichen auf Raps zur Ölgewinnung und auf Braugerste. Aus diesen Anbaubedingungen resultieren folgende Flächenanteile am Gesamtgebiet der wesentlichen Feldfrüchte:

**Tabelle 4.2:** Flächenanteile der landwirtschaftlichen Feldfrüchte (Daten Thüringer Talsperrenverwaltung)

Nutzung	Flächenanteil im Jahr 98	Flächenanteil im Jahr 99
Grünland	13,0%	12,8%
Feldgras / Klee gras	4,3%	4,1%
Winterweizen	10,5%	11,2%
Tritikale	1,4%	1,3%
Winterroggen	1,1%	1,1%
Wintergerste	8,4%	5,9%
Sommergerste	8,8%	7,5%
Mais	5,2%	5,9%
Raps	9,1%	12,2%

Die aus der Tabelle ersichtlichen Verhältnisse zwischen Hackfrüchten (Raps und Mais) und Getreide liegen bei ungefähr 1/3 zu 2/3 (1998 14,3%, 31,2 %, 1999 18,1 %, 27,5 % ). Dieses Verhältnis entspricht der in Mitteleuropa weit verbreiteten Fruchtfolge: Getreide, Getreide, Hackfrucht. Die Unterschiede zwischen den beiden Jahren können als fruchtfolgebedingt angesehen werden. Die Nutzungsintensität ist aufgrund der Trinkwasserschutzgebiete reduziert. Dies gilt insbesondere für die Schutzzone II, bei der die Düngung auf 80% des Bedarfs reduziert ist (Landesverwaltungsamt 1998[221]).

## 5 Methoden und Material

In diesem Abschnitt wird zunächst eine Begründung für den Einsatz des Modells WASMOD (Water And Substance MODel) geliefert. Anschließend wird eine Beschreibung der Vorverarbeitungswerkzeuge, in die WASMOD eingebettet ist, und eine Beschreibung des Simulationsmodells selbst gegeben. Abschließend wird die Datengrundlage, Ableitung und Messung der zur Modellierung benötigten Parameter erläutert. Für sämtliche GIS-Arbeiten wurde hierbei das Programm ARC/Info und für die Kartendarstellung ArcView der Firma ESRI verwendet.

### 5.1 Modellauswahl

Aus den Zielsetzungen (Kapitel 3.2) und den darzustellenden Gebietseigenschaften (Kapitel 4) ergeben sich Forderungen, die das in dieser Arbeit eingesetzte Stoffhaushaltsmodell erfüllen sollte. Ein zentrales Kriterium hierbei ist, dass Aussagen über Einzelflächen möglich sind. Das bedeutet, dass der Stoffhaushalt aufgrund von parzellenspezifischen Parameter ermittelt wird und auch Modellierungen auf dem Plot möglich sind. Diese Forderung trifft aufgrund ihrer Entstehungsgeschichte (Kapitel 2.5) auf die meisten Modelle, die in Tabelle 2.1 dargestellt sind, zu. Nicht erfüllt wird diese Bedingung von SWAT und SWIM, die aufgrund der Einteilung in Teileinzugsgebiete keine Aussagen über die Flächen innerhalb derselben zulassen. Auch die auf Rastern beruhenden Modelle (AGNPS, ANSWERS, MIKE SHE) weisen keine ausreichende geometrische Genauigkeit auf. Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die Berücksichtigung der topologischen Kommunikation der Teilflächen untereinander und damit die Berücksichtigung der lateralen Transportkomponenten. Dies ist in vielen Modellen (CANDY, Expert-N, HERMES, MINERVA, SIMULAT), die aus Plotmodellen hervorgegangen sind, nicht vorhanden. Die Eigenschaften des Einzugsgebietes sowohl Festgesteinsgrundwasserleiter als auch lokale Lockergesteinsaquifere in den Auen aufzuweisen, macht eine Anbindung und Simulation des Grundwassers erforderlich. Dies ist bei den Modellen DYNAMIT, MESO-N und RZWQM nicht gegeben. Ein Modell, das die hier genannten Eigenschaften aufweist, ist WASMOD, das in dieser Arbeit Verwendung findet. Es ist eingebunden in ein Methodenpaket zur Landschaftsanalyse und Parametrisierung, was im Folgenden vorgestellt wird. WASMOD ist auch in der Lage den Kohlenstoffhaushalt zu simulieren. Dies ermöglicht die Darstellung mittelfristiger Veränderungen im Wasser- und Stoffhaushalt, die mit der organischen Substanz im Boden im Zusammenhang stehen (Kapitel 2.3). Für die Evaluation von Wasserschutzmaßnahmen ist diese mittelfristige Perspektive von großer Bedeutung.

### 5.2 Methodenpaket DILAMO

Für die Auswertung landschaftsbezogener Daten wurde am Ökologiezentrum Kiel das Methodenpaket DILAMO (DIgitala LAndschaftsanalyse und MOdellierung) entwickelt. Dieses enthält Module

zur raster- und vektororientierten Reliefauswertung (Topnew und Toptra), zur Bereitstellung von Bodendaten (BOSSA) und zur hydrologischen Modellierung (WASMOD)(Reiche et al. 1999 [178]).

**Tabelle 5.1:** DILAMO ein Methodenpaket zur digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung (nach Reiche et al. 1999 [178] verändert)

Informationsebenen			
Boden	Relief	Gewässernetz und andere linienhafte Landschaftselemente	Flächennutzung und Vegetation
Datenquellen			
Kartierergebnisse, Profilbeschriebe (Bodenschätzung).	Digitale Höhenmodelle (DGM 5; DGM 25).	ATKIS Geometrien und Attributinformationen, DGK-5, Aufzeichnungen der Wasser u. Bodenverbände.	Biotoptypenkartierung der Landesämter, Fernerkundung, Gemeinde- und Agrarstatistik.
Auswertungsmethoden und Modelle			
„BOSSA-SH“ profilbezogene Ableitung relevanter Bodenkenngrößen, Bewertung der Bodenfunktionen.	„TOPNEW“ Analyse der Reliefsituation (Hang- u. Senkenidentifikation, Abgrenzung topographischer Einzugsgebiete, Erosionsabschätzung).	„TOPTRA“ Kalkulation von Grundwasserständen u. Analyse der Abflusssituation, flächenbezogene Oberflächen- u. Grundwasserabflusszuordnung.	„WaSMOD“ flächenhafte dynamische Modellierung von Stoff- u. Wasserflüssen in der Biosphäre, Pedosphäre und Hydrosphäre.
Ergebnisse			
Bodenarten/typenkennzeichnung, Zuordnung bodenphysikalischer Eigenschaften, Einordnung in ein funktionsbezogenes Bewertungsschema.	Rasterbezogene Angaben zur Hanglänge, -form und -neigung, Angaben zum mittleren jährlichen Bodenabtrag.	Mittlere Grundwasserstände, Kennzeichnung von Abflussbarrieren und Einzugsgebietsgrenzen.	Polygon- und vorfluterbezogene Berechnung von Wasser-, Kohlenstoff-, Stickstoff- und Phosphorbilanzen.

### 5.2.1 BOSSA

Der Boden ist eine aufwendig zu erfassende Landschaftseinheit. Dies hat zur Folge, dass die meisten Bodenkarten entweder stark generalisiert oder nicht flächendeckend vorhanden sind. Aus diesem Grund wurde das Computerprogramm BOSSA (Bodenschätzungsstandardauswertung) entwickelt, um Bodenschätzungsdaten, die auf allen landwirtschaftlich genutzten Flächen im Bundesgebiet aufgenommen wurden, nutzbar zu machen. Hierzu werden die Grablochbeschriebe der Bodenschätzung in die Nomenklatur der Bodenkundlichen Kartieranleitung [2] übersetzt. Daraus werden mit Hilfe der Schätztabellen der KA4 Bodenparameter (Bodenart, Bodentyp, pF-Werte, kf-Werte, etc) abgeleitet. Zusätzlich wird noch eine Bewertung hinsichtlich der Bodenfunktionen vorgenommen (Reiche 1998 [176], Reiche et al. 1999 [177]).

Darüber hinaus wurde noch das Programm SURREAL (Soil and sURface RElated Area Location) zur Extrapolation der Grablochbeschreibungen der Bodenschätzung entwickelt. Zur Extrapolation werden als Parameter Nachbarschaft, Reliefeinheit (aus Topnew) und Grundwasserflurabstand (aus Toptra) herangezogen (Fink 1998 [65], Fink und Reiche 1999 [67]). Die Programme BOSSA und SURREAL fanden in der vorliegenden Arbeit keine Anwendung, da auf andere Bodendaten zurückgegriffen wurde (Kapitel 5.4.1.2).

### 5.2.2 Topnew

Das in Fortran77 programmierte Modul Topnew dient der rasterorientierten Reliefauswertung. Die Dateneingabe erfolgt über eine ASCII-Datei, die Rechtswert, Hochwert und Höhe enthält. Bei der Verarbeitung werden für jede Zelle im digitalen Geländemodell (DGM) die größte Neigung und Hangrichtung zu den Nachbarzellen bestimmt. Aus den Ergebnissen dieser Berechnung wird die Kaskadenlänge (die Anzahl hangaufwärtsgerichteter Zellen) für jede Zelle berechnet. Anhand der interaktiv eingegebenen Parameter Mindesthanglänge und Mindestsenkentiefe werden die Rasterzellen in die folgenden Reliefkategorien eingeteilt:

1. Senke (lokale Senke)
2. Ebene (Gefälle unter 2%)
3. Hang (Gefälle über 2%)

Bezogen auf die ermittelten lokalen Senken werden Teileinzugsgebiete für den Lateralabfluss abgeleitet. Des Weiteren ist mit Hilfe von Topnew bei der Integration von Zusatzdaten (Boden und Nutzungsinformationen) eine Erosionsgefährdungsabschätzung auf Basis der Universal Soil Loss Equation (USLE) möglich (Meyer 1996 [146], Dibbern et al. 1996 [51], Reiche et al. 1999 [178]).

### 5.2.3 Toptra

Das Werkzeug Toptra ist ebenfalls in Fortran77 geschrieben. In Kombination mit dem GIS ARC/INFO führt Toptra die auf Polygone bezogene, hydrologische Gebietscharakterisierung durch. Voraussetzung dafür sind die Ergebnisse von Topnew und eine digitale Vektorkarte mit den folgenden Informationsebenen:

1. Landnutzung
2. Gewässernetz
3. Bodeninformation
4. Dränkarte
5. Hydrogeologische Karte

Des Weiteren werden noch eine gebietsbezogene Grundwasserneubildung und, alternativ zu den Informationen der hydrogeologischen Karte, ein allgemeiner Leitfähigkeitsbeiwert (kf-Wert) interaktiv eingegeben. Die Ergebnisse dieser Berechnung stellen sowohl eine hydrologische Gebietscharakterisierung als auch obligatorische Eingangsgrößen für das hydrologische Modell WASMOD (Kapitel 5.2.4.2) dar. Das Programm liefert (Dibbern et al. 1996 [51], Reiche et al. 1999 [178]):

1. Zuordnung von z-Koordinaten (Höhenangaben) zu einzelnen Polygonschwerpunkten.
2. Zuordnung von z-Koordinaten zu linearen Objekten: Vorfluterabschnitten, Gewässerrändern und allgemeinen Flächengrenzen.
3. Erstellung der Polygontopologie mit dem Kriterium der niedrigste Flächengrenze zum Nachbarpolygon.
4. Berechnung von Grundwassergleichen in Abhängigkeit von der Vorfluterhöhe, einer gebietsbezogenen jährlichen Grundwasserneubildungsrate und einem abgeschätzten Kf-Wert.
5. Abgrenzung von grundwasserbezogenen Einzugsgebieten.
6. Analyse von linienhaften Landschaftselementen in ihrer Funktion als Abflussbarrieren.

## 5.2.4 Hydrologisches Modell WASMOD

### 5.2.4.1 Entwicklung des Modells

Das in dieser Arbeit ausgewählte Modell WASMOD wurde mit der Intention entwickelt, „einen möglichst hohen planerischen – also regionalisierenden – Anwendungsbezug herzustellen“ (Reiche 1991 [173]). Aus dieser Motivation heraus entstand ein Modellsystem, das mit Parametern arbeitet, die eine breite Verfügbarkeit aufweisen (Reiche 1991 [173]). Zudem wurde das Distributionskonzept der Kleinsten Gemeinsamen Geometrien (KGG) angewandt, welches die Eingangsdaten sowohl inhaltlich als auch geometrisch weitgehend erhält. Zudem werden innerhalb des Modells physikalisch basierte Algorithmen verwendet, die es ermöglichen, anhand der vorhandenen Gebietsinformationen, eine möglichst teilflächenspezifische Aussage über den Wasser- und Stoffhaushalt eines Einzugsgebietes zu treffen.

In verschiedenen Arbeiten wurden und werden während der Entwicklung des Modells Abgleiche zwischen Modellergebnissen und Messwerten vorgenommen. Angefangen mit Arbeiten auf Einzelstandorten (Müller 1987 [152], Fränzle et al. 1987 [76]) zur Abschätzung der Bodenpassage von Umweltchemikalien unter unterschiedlichen Boden und Klimabedingungen, wurden die meisten Arbeiten im Lockergesteinsbereich der Norddeutschen Tiefebene durchgeführt und angepasst. Beispiele hierfür sind (verändert nach Trepel 2000 [227]):

- Bilanzierung von Wasser- und Stickstofffrachten in Grund- und Oberflächenwässer des Einzugsgebietes der Schmalenseefelder Au (Reiche 1991 [173]).
- Temperatur- und Feuchteberechnungen im Rahmen von Untersuchungen zur Aktivität von Bodenmikroben (Haluszczak et al. 1991 [90], Kutsch 1996 [129]).
- Bilanzierung von Wasser- und Stickstofffrachten in Grund- und Oberflächenwässer des Einzugsgebietes des Belauer Sees (Reiche 1994 [174], Schimming et al. 1995 [192]).
- Modellrechnungen zur Grundwasserdynamik von Feuchtgrünlandstandorten (Schrautzer et al. 1996 [195]).
- Modellrechnungen zur Auswirkung kleinräumiger Standort-Heterogenitäten auf den Wasser- und Stickstoffhaushalt (Reiche und Schleuss 1992 [180], Reiche und Müller 1994 [179]).

- Vergleich gemessener und simulierter Wasser und Stoffausträge einer 60 ha großen drainierten Ackerfläche (Göbel 1997 [79]).
- Simulation der Abflussdynamik für das Einzugsgebiet der Osterau und Vergleich mit Abflussmessungen (Kessler 1998 [113]).
- Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden (Trepel 2000 [227]).
- Vergleich unterschiedlicher Modellansätze zur Abschätzung von Stickstoffausträgen aus landwirtschaftlich genutzten Flächen (Weiss 2000 [238]).

Einen stärkeren planerischen Aspekt verfolgten die Arbeit von Meyer (2000 [147]), der die Entwicklung, Modellierung und multifaktorielle Bewertung im Gebiet der Bornhöveder Seenkette in den Fokus seiner Arbeit stellt. Einen ökonomischen Ansatz verfolgte Dibbern (2000 [50]), die eine Modellkopplung von WASMOD mit dem linearen Optimierungsmodell Lingo durchführte und auf diesem Weg sowohl ökonomisch als auch ökologisch sinnvolle Landnutzsysteme zu finden.

Für Arbeiten im Festgesteinsbereich wurden Modellanpassungen im Bodenwasserhaushalt vorgenommen und ein Schneemodul integriert. Die schon Mitte der 90er Jahre begonnene Arbeit im Festgesteinsbereich der Leine von Gerold und Cyffka (1998 [81]), die den Vergleich verschiedener Regionalisierungsansätze zum Thema hatte, hat den Anstoß zur Implementation des Interflow in WASMOD gegeben. Die Arbeit von Kenkel (1999 [110]) befasste sich mit der flächenscharfen Modellierung des Nitrataustrages im Einzugsgebiet einer Trinkwasserfassung im Festgestein. Im Rahmen der Arbeit von Bende-Michl (in Vorbereitung) im Rheinischen Schiefergebirge zu Regionalisierungsverfahren wurde eine Modifikation des Bodenwasserhaushalts durch die Implementation einer dichten Schicht vorgenommen. Für die Modellierung in der Röhn (Enders (2000 [57] und Meyer 2002 [148]), die sich mit Planungsszenarien für das Biosphärenreservat Röhn befasst, wurde aufgrund der Bedeutung des Schnees in diesem Gebiet, ein einfaches Schneemodul implementiert. Die Arbeit von Rinker (2001 [184]), die eine Modellanwendung auf künstlichem Substrat (Abraumhalde im Braunkohletagebau) zeigte, befasste sich mit der Grundwasserneubildung und der Auswirkung geplanter Maßnahmen zum Gewässerschutz.

#### 5.2.4.2 Struktur des Modells

In der Prozess-Steuerung von WASMOD wird eine Teilfläche für 1 Jahr verarbeitet und anschließend mit der nächsten Teilfläche in der Abflusskaskade fortgefahren. Hierbei werden die Ergebnisse der lateralen Flüsse zwischengespeichert und im nächsten Schritt der darauf folgenden Fläche übergeben. Innerhalb der Fläche wird prozessbezogen in unterschiedlichen Zeitschritten (je nach Dynamik des Systemzustandes) iteriert. Dies ermöglicht eine sehr exakte Berechnung der physikalisch basierten Prozesse (beispielsweise, Bodenwasserhaushalt) und gleichzeitig Rechenzeitersparnis für die eher konzeptionellen Kalkulationen beispielsweise Verdunstung und Phänologie, die in zeitlich geringerer Auflösung modelliert werden. Dies steht im Gegensatz zu vielen anderen Modellen, die mit festen Zeitschritten arbeiten (bzw. PRMS (Leavesley 1983 [132]), J2000 (Krause 2001 [122]), HBV (Bergström 1995 [15])). In Abbildung 5.1 ist ein Überblick über die Prozess-Steuerung der wichtigsten Module dargestellt.

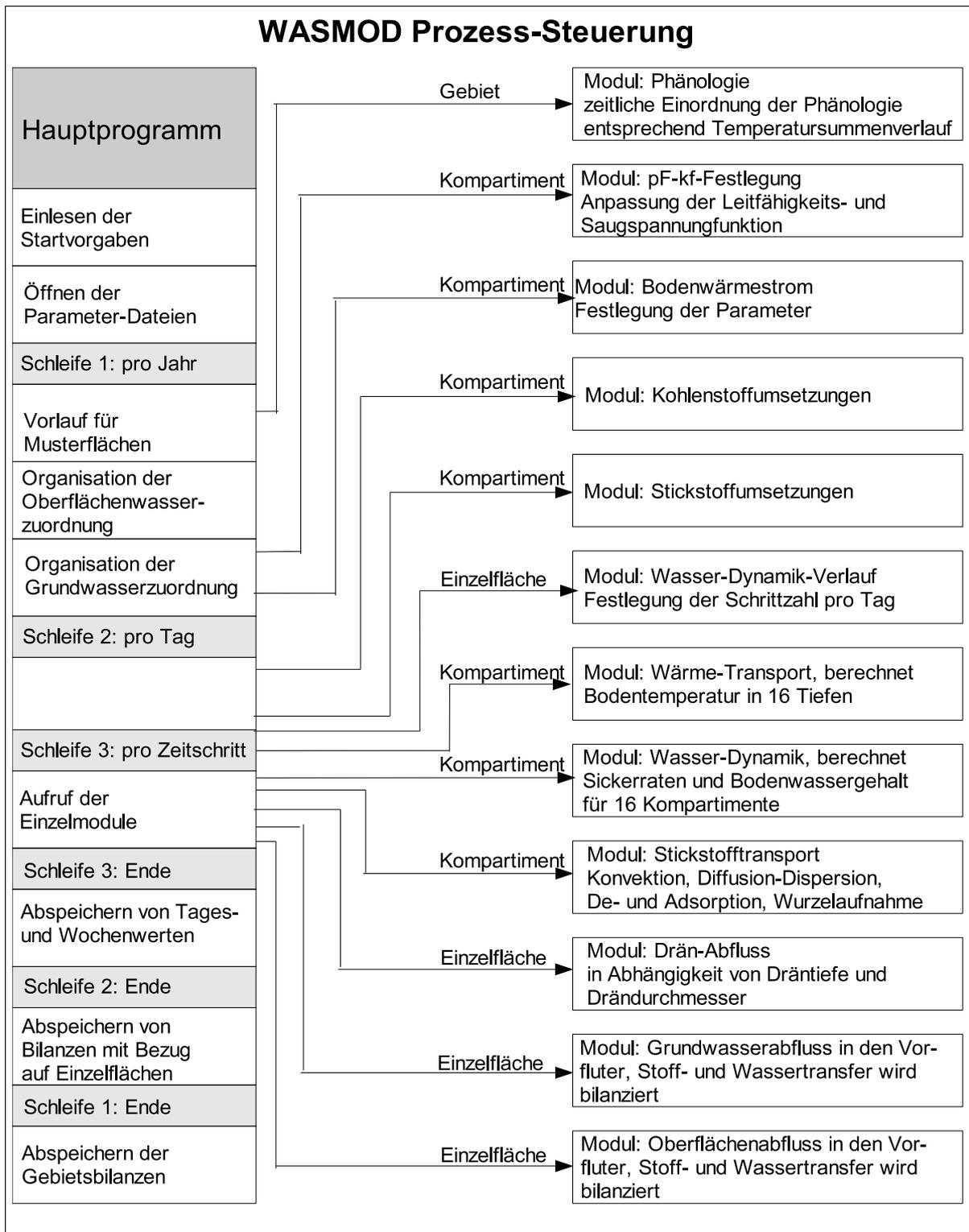


Abbildung 5.1: Prozess-Steuerung in WASMOD (Reiche 1996 [175])

Die Transport- und Transformationsprozesse finden in der Vegetationsschicht, auf der Bodenoberfläche, in der durchwurzelten Zone sowie in der gesättigten und ungesättigten Zone statt. Dabei werden die Transportprozesse „quasi dreidimensional“ berechnet, indem vertikale und horizontale Vorgänge nacheinander simuliert werden (Reiche 1996 [175]). Lateraler Transport findet an der Oberfläche, im Grundwasserleiter sowie als Interflow statt und endet im Vorfluter.

Eine Übersicht der im Modell abgebildeten Mechanismen und die Einsatzmöglichkeit von WASMOD ist in Tabelle 5.2 dargestellt.

**Tabelle 5.2:** Liste der berücksichtigten Einzelprozesse (Reiche 1991 [173])

A	als Standortmodell
1	Simulation der Bodenwasserdynamik (inkl. Interzeption, Evapotranspiration, Infiltration)
2	Simulation des Drän-Abflusses
3	Simplifizierte Simulation des Grundwasserabflusses und des Grundwasserflurabstandes
4	Simulation des vertikalen Transportes gelöster Stoffe in Böden (inkl. Aufnahme durch Pflanzenwurzeln)
5	Simulation der Ad- und Desorptionsdynamik von Stoffen in Böden
6	Berechnung des vertikalen Bodenwärmetransports
7	Simulation der Kohlenstoff-Umsetzungsprozesse im Boden (Humifizierung, Mineralisation inkl. Quantifizierung der $CO_2$ -Freisetzung)
8	Berechnung der mikrobiell gesteuerten Stickstoffumsetzungsprozesse im Boden und an der Bodenoberfläche (N-Ammonifizierung, N-Nitrifizierung, N-Denitrifikation, N-Immobilisierung)
9	Berechnung der gasförmigen $NH_4$ -N-Verluste
10	Berechnung des lateralen Transportes gelöster Stoffe durch die gesättigte Zone
11	Berechnung des Transportes gelöster Stoffe mit dem Dränwasser
12	Abschätzung langfristiger Veränderungen der Wasserleitfähigkeit und des Wasserhaltevermögens in Abhängigkeit von der Humusdynamik
13	Quantifizierung der N- und C-Akkumulation unterschiedlicher Pflanzenkompartimente
B	als Gebietsmodell auf der Grundlage der Standortmodellierung
1	Simulation des Oberflächenabflusses vom Hang bis in den Vorfluter bzw. in abflusslose Senken
2	Berechnung von flächenbezogenen Wasser- und Stickstoffbilanzen mit hierarchisiertem Flächenbezug von der 'kleinsten Geometrie' (definiert durch einheitliche Vegetation, Relief- und Bodenparametrisierung) über Einzelschläge, Teileinzugsgebiete bis zum Gesamteinzugsgebiet.
3	Berechnung von Abflussmengen und Stickstofffrachten als Eintrag in Gewässer und Gewässerteilabschnitte in unterschiedlicher zeitlicher Auflösung.

Im Folgenden werden die wesentlichen Module von WASMOD in Anlehnung an Reiche (1991 [173], 1994 [174], 1996 [175]) und Meyer (2000 [147]) dargestellt.

Der Wasserhaushalt wird durch die Module Bodenwasserdynamik, Evapotranspiration, Interzeption und Oberflächenabfluss beschrieben. Abbildung 5.2 stellt die Interaktion, der im Folgenden näher erläuterten Prozesse, dar.

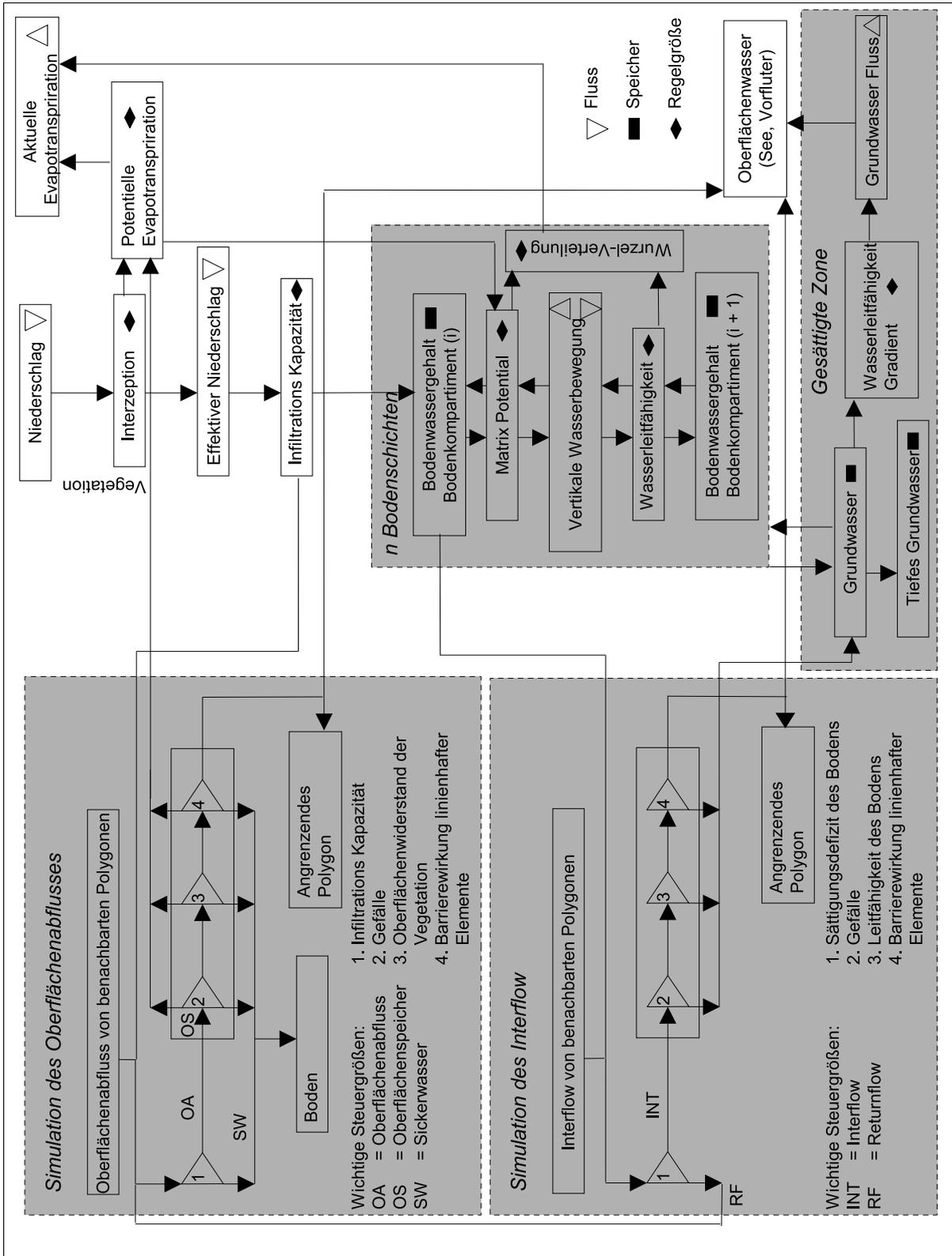


Abbildung 5.2: Teilprozesse der Wasserhaushaltsmodellierung in WASMOD erweitert nach Reiche (1996 [175])

Die vertikale Bodenwasserbewegung lässt sich durch die, von der Kontinuitätsgleichung und dem DARCY-Gesetz abgeleitete, allgemeine Bewegungsgleichung des Bodenwassers darstellen (Richards-Gleichung) (Richards 1931 [181]):

$$\frac{\delta\Theta}{\delta t} = \frac{\delta\Theta}{\delta z} \left( k(\Theta) \left( \delta \frac{\psi}{\delta z} - 1 \right) \right) \quad (5.2.1)$$

mit:  $\Theta$  Wassergehalt (%)  
 $t$  Zeit (s)  
 $k$  Durchlässigkeitsbeiwert ( $\text{m s}^{-1}$ )  
 $\psi$  Matrixpotenzial (hPa)  
 $z$  vertikale Kompartimentmächtigkeit (m)

Die Änderung des Bodenwassergehalts pro Zeiteinheit hängt von den Veränderungen des Gradienten des Matrixpotenzials entlang der vertikalen Raumachse  $z$  ab, welche die Fließrichtung bestimmt. Die Bodenwassergehaltsänderung wird wesentlich vom Durchlässigkeitsbeiwert bestimmt, der wiederum vom Wassergehalt abhängig ist. Die Beziehung zwischen Wassergehalt und Leitfähigkeit wird hierbei durch, auf umfangreichen Tensiometer- und Wassergehaltsmessungen basierenden Regressionsgleichungen (Fränze et al. 1987 [76], Müller 1987 [152], Müller und Reiche 1990 [153]) beschrieben. Die Aufteilung der Bodensäule ist in beliebig viele Kompartimente festgelegter Mächtigkeit möglich. Die Bodenwasserbewegung zwischen den Kompartimenten wird durch ein iterativ ablaufendes Rechenmodell beschrieben.

Die Anbindung der Wasserbewegung in der Bodensäule an die Grundwasserdynamik erfolgt durch die Berechnung des potenzialgradienten zwischen dem Matrixpotenzial in dem untersten Bodenkompartiment und dem sich unter stationären Bedingungen einstellenden Matrixpotenzial. Die Flussrate in das unterste Kompartiment kann mit der folgenden Grundwasserneubildungsgleichung berechnet werden:

$$SRU_n = \frac{ku_n}{m_n - m_{(n-1)}} \cdot \left( \frac{\psi_n}{z_{(n+1)} - z_n} + \frac{3}{2} \right) \quad (5.2.2)$$

mit:  $SRU$  Sickerrate in das Grundwasser ( $\text{m s}^{-1}$ )  
 $ku$  Durchlässigkeitsbeiwert (ungesättigt) ( $\text{m s}^{-1}$ )  
 $\psi$  Matrixpotenzial (hPa)  
 $m$  Ortskoordinate der Kompartimentmitte (m)  
 $z$  Ortskoordinate der oberen Kompartimentgrenze(m)

Die Grundlage zur Berechnung des Grundwasser- und Dränabflusses bildet die nachfolgende Gleichung. Der Abfluss wird stark vereinfacht in Abhängigkeit vom Gefälle zwischen dem zu betrachtenden Punkt und dem Vorfluter berechnet. Als Steuergröße dient die Durchlässigkeit des Grundwasserleiters bzw. des untersten Kompartiments (kf-Wert).

$$\frac{\Delta GW}{\Delta t} = \frac{SRU_n}{FWK_n} - kf_n \frac{h}{l} \quad (5.2.3)$$

mit:	$GW$	Grundwasserhöhe (m)
	$t$	Zeit (s)
	$SRU$	Sickerrate in das Grundwasser ( $m\ s^{-1}$ )
	$FWK$	auffüllbarer Porenraum (freie Wasserkapazität) (%)
	$k_f$	Durchlässigkeitsbeiwert ( $m\ s^{-1}$ )
	$h$	Höhe über dem Vorfluter (m)
	$l$	Entfernung zum Vorfluter (m)

Für grundwassernahe Standorte wird mit einem modifizierten Verfahren gerechnet.

$$\frac{\Delta GW}{\Delta t} = \sum_i^n Z_i \frac{WG - FK}{PV - FK} \quad (5.2.4)$$

mit:	$GW$	Grundwasserhöhe (m)
	$t$	Zeit (s)
	$SRU$	Sickerrate in das Grundwasser ( $m\ s^{-1}$ )
	$PV$	Porenvolumen (%)
	$FK$	Wassergehalt bei Feldkapazität (%)
	$Z_i$	Kompartimentmächtigkeit (m)

Die oberen Randbedingungen der Bodenwasserdynamik werden neben dem Niederschlag durch die Interzeption, die Evapotranspiration und durch temporär auftretendes Oberflächenwasser bestimmt. Die Abschätzung der Interzeption findet nach dem empirisch ermittelten Ansatz von Hoynigen-Huene (1983 [100]) statt.

$$N_i = -0.42 + 0.245N_o + 0.2LAI + 0.0271N_oLAI - 0.0111N_o^2 - 0.0109LAI^2 \quad (5.2.5)$$

mit:	$N_i$	Interzeptionsverlust (mm)
	$N_o$	Freilandniederschlag (mm)
	$LAI$	Blattflächenindex

Für die Berechnung der potentiellen Evapotranspiration stehen in WASMOD optional 2 Verfahren zur Verfügung. Das Verfahren nach Haude (1955 [94]) benötigt empirisch ermittelte, pflanzen- und phänologiespezifische Faktoren (Ernstberger 1987 [59]) sowie das Sättigungsdefizit der Luft um 14.00 als Eingangsgrößen.

$$EP = f \cdot (e_s - e_a) \quad (5.2.6)$$

mit:	$EP$	Potenzielle Evapotranspiration (mm)
	$e_s - e_a$	Sättigungsdefizit um 14:00 Uhr ( $g\ m^{-3}$ )
	$f$	Faktor (abhängig vom Pflanzenart und Phänologie)

Des Weiteren wurde das Verfahren nach Turc-Wendling implementiert. Dieser vereinfachte Penman Ansatz eignet sich besser für küstennahe Bereiche, da das Sättigungsdefizit in Küstennähe kein geeigneter Parameter zur Verdunstungsabschätzung ist. Dieses Verfahren benötigt als Eingangsdaten die Strahlungssumme und die Durchschnittstemperatur (Wendling 1991 [241], DVWK 1996 [55]).

$$ETP_{TW} = \frac{s}{s \cdot \gamma} \cdot \left( 0,71 \cdot \frac{R_G}{L} + 0,27 \cdot f_k \right) = \frac{(R_G + 93 \cdot f_k) \cdot (T + 22)}{150 \cdot (T + 123)} \quad (5.2.7)$$

mit:	$ETP_{TW}$	potenzielle Evapotranspiration (mm)
	$s$	Steigung der Sättigungsdampfdruckkurve (hPa K <sup>-1</sup> )
	$\gamma$	Psychrometerkonstante (hPa K <sup>-1</sup> )
	$T$	Tagesdurchschnittstemperatur in 2 m Höhe über Grund (°C)
	$f_k$	Küstenfaktor; im Küstenbereich von 50 km Breite als Mittelwert $f_k = 0.6$ und sonst $f_k = 1.0$
	$L$	$300 + 25 * T + 0.05 * T^3$ als Näherung für die Dampfdruckkurve, gültig für -5 °C bis 20 °C.

Die Berechnung zur aktuellen Evapotranspiration (Braun 1975 [29]) basiert auf der potentiellen Evapotranspiration. Danach wird die Differenz aus potentieller Evapotranspiration und Interzeption mit einem phänologischen Korrekturfaktor (Ernstberger 1987 [59])) multipliziert. In Abhängigkeit von der Durchwurzelungstiefe und dem Matrixpotenzial wird die aktuelle Evapotranspiration wie folgt berechnet.

$$ET_a = (ET_p - N_i) \cdot VF \cdot e^{\frac{\psi}{4000}} \quad (5.2.8)$$

mit:	$ET_a$	aktuelle Evapotranspiration (mm)
	$ET_p$	potentielle Evapotranspiration (mm)
	$N_i$	Interzeption (mm)
	$VF$	Vegetationsfaktor
	$\psi$	Matrixpotenzial (hPa)

Nicht in den Bodenkörper infiltrierte Niederschläge führen zur Entstehung von Oberflächenwasser. Übersteigt diese Wassermenge eine von der jeweiligen Vegetation abhängige Höhe, wird bei entsprechendem Gefälle (>2%) Oberflächenabfluss simuliert. Interflow wird analog zum Oberflächenabfluss bilanziert, wenn in einem über dem Grundwasser gelegenen Kompartiment Wassersättigung auftritt. In der Empfängerfläche wird diese Wassermenge, in Abhängigkeit des Sättigungszustands, als Interflow oder als Returnflow aufgenommen.

Für die Stoffhaushaltsmodellierung, die im Anschluss kurz erläutert wird, ist die Bodentemperatur eine wichtige Steuergröße. Diese wird in Abhängigkeit von Wärmeleitfähigkeit und Wärmekapazität und unter Berücksichtigung des Wärmetransports durch die Bodenwasserbewegung mit der folgenden Gleichung berechnet:

$$\frac{\delta T}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left( \lambda \frac{\delta T}{\delta z} \right) + C_w q \frac{\delta T}{\delta z} + S \quad (5.2.9)$$

mit:	$T$	Temperatur (K)
	$t$	Zeit (s)
	$z$	Ortskoordinate (m)
	$\lambda$	Temperaturleitfähigkeit (m <sup>2</sup> s <sup>-1</sup> )
	$C_w$	Wärmekapazität (J kg <sup>-1</sup> K <sup>-1</sup> )
	$q$	Wasserfluss (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )
	$S$	Senkenterm (K s <sup>-1</sup> )

Der Stofftransport wird in enger Kopplung an die Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik simuliert. Die Abbildung 5.3 zeigt einen Überblick der in WASMOD berücksichtigten Prozesse zur Beschreibung der Kohlenstoff- und Stickstoffdynamik, hiervon werden die wesentlichen im Folgenden näher erläu-

tert.

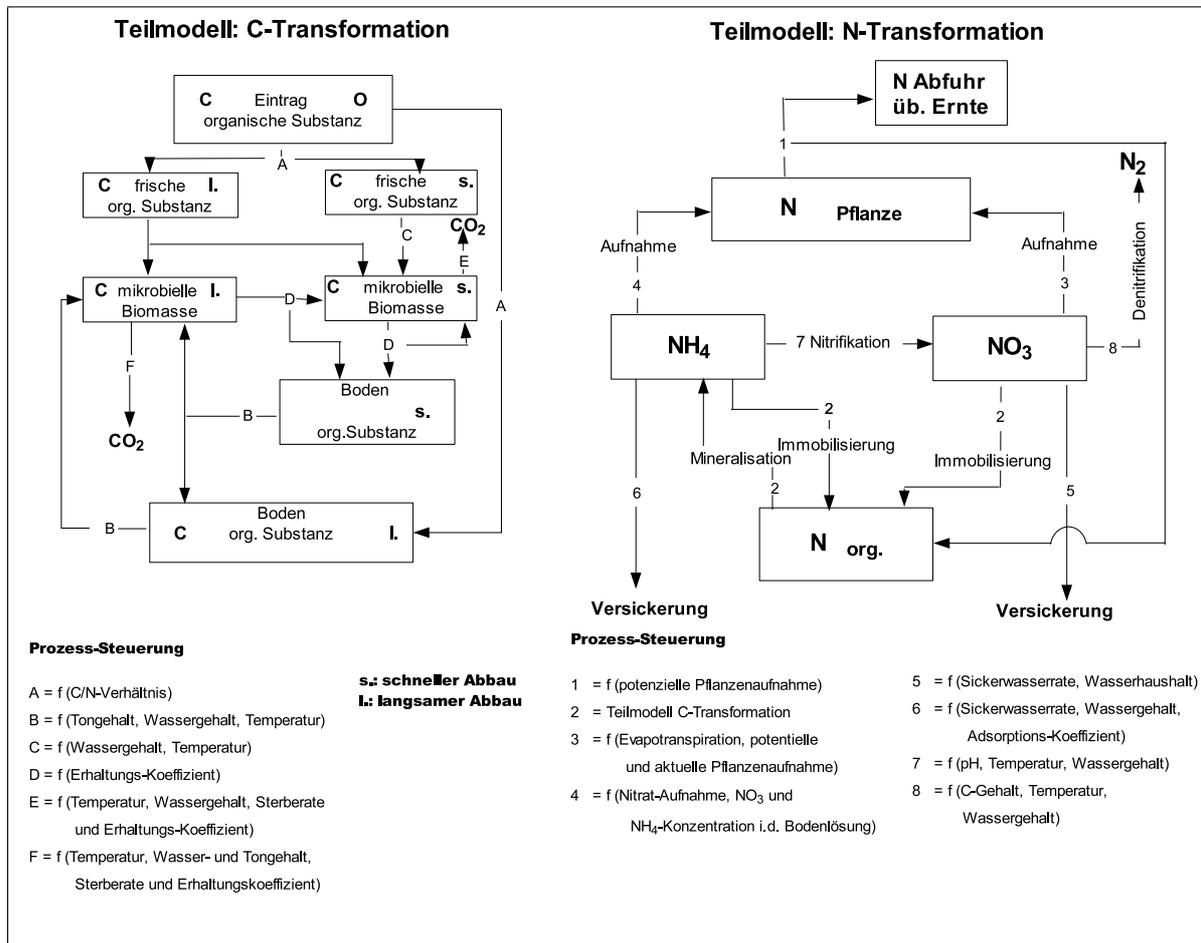


Abbildung 5.3: Modellierte Teilprozesse zum Kohlenstoff- und Stickstoffhaushalt (Reiche 1996)

Die Module zur Berechnung der N-Mineralisation und Immobilisierung sind eng an das Modul zur Ermittlung des Umsatzes der organischen Substanz gekoppelt (vgl. Hansen et. al. 1990 [91]). Die organische Substanz wird dabei in drei Hauptpools differenziert:

1. im Boden längerfristig lagernde organische Substanz (SOM)
2. mikrobielle Biomasse (BOM)
3. zugefügte frische Substanz (AOM)

Der SOM- und AOM-Pool werden jeweils in eine schnell und eine langsam abbaubare Fraktion unterteilt. Das Mischungsverhältnis dieser Pools bestimmt deren Dekompositionsrate. Die mikrobielle Biomasse (BOM) wird ebenfalls in zwei Teilpools differenziert, durch die die Populationen repräsentiert werden, die eine Anpassung an schwer bzw. leicht abbaubare Stoffe aufweisen.

$$\zeta_x = K_x C_x \quad (5.2.10)$$

- mit:  $\zeta_x$  Dekompositionsrate des Pools x ( $\text{kg C m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ )  
 $K_x$  C- Konzentration im Boden des Pools x ( $\text{kg C m}^{-3}$ )  
 $C_x$  Dekompositions-Koeffizient für Pool x ( $\text{s}^{-1}$ )

Der Koeffizient K wird während der Simulation in Abhängigkeit von Bodenwassergehalt, Temperatur, Acidität und Tongehalt modifiziert. Die mikrobielle Biomasse wird durch Koeffizienten gesteuert, die die Populationsdynamik abbilden. Unter Zugrundelegung fester C/N-Verhältnisse lässt sich die Stickstoffmineralisation aus der C-Dynamik ableiten. In analoger Weise kann auch eine N-Immobilisierung simuliert werden. Nitrifikation, Denitrifikation und Ammoniakverdunstung werden mit den folgenden Gleichungen in Anlehnung an Hoffmann (1988 [97]) ermittelt.

$$Nitr_{i,t} = K_{nitr} \frac{\text{NH}_4(i,t) \cdot 40}{\text{NH}_4 + 90} NH_4 \quad (5.2.11)$$

- mit:  $Nitr_{i,t}$  Nitrifikationsrate ( $\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ )  
 $K_{nitr}$  Faktor ( $\text{s}^{-1}$ )  
 $\text{NH}_4$  Ammoniumgehalt ( $\text{kg NH}_4 \text{ m}^{-3}$ )  
 $i,t$  Orts- bzw. Zeitkoordinate (m,s)

$$DNR_{i,t} = 0.0006 \text{NO}_3(i,t) \left( \frac{C_{org(i,t)}}{2} 0.0031 + 24.5 \right) 1 - \frac{PV_i - W_{i,t}}{PV_i - FK_i} 0.1^{0.046 Bt_{i,t}} \quad (5.2.12)$$

- mit:  $DNR$  Denitrifikationsrate ( $\text{kg N m}^{-3} \text{ s}^{-1}$ )  
 $\text{NO}_3$  Nitratgehalt ( $\text{kg NO}_3 \text{ m}^{-3}$ )  
 $C_{org}$  organischer Kohlenstoffgehalt ( $\text{kg C m}^{-3}$ )  
 $PV$  Porenvolumen (%)  
 $WG$  Wassergehalt (%)  
 $FK$  Feldkapazität (%)  
 $Bt$  Bodentemperatur ( $^{\circ}\text{C}$ )  
 $i,t$  Orts- bzw. Zeitkoordinate (m,s)

Die Ammoniakvolatisation (Ammoniakverdunstung) wird nach Gülletyp differenziert abgeschätzt. Dabei werden Schweine-, Rinder- und Mischgülle unterschieden:

$$SG : \text{NH}_{3vol} = 0.1 EP \cdot G \text{NH}_4^{-0.4LAI} \quad (5.2.13)$$

$$RG : \text{NH}_{3vol} = (0.33 + 0.077 EP) \cdot G \text{NH}_4^{-0.4LAI} \quad (5.2.14)$$

$$MG : \text{NH}_{3vol} = (0.185 + 0.0885 EP) \cdot G \text{NH}_4^{-0.4LAI} \quad (5.2.15)$$

- mit:  $\text{NH}_{3vol}$  Ammoniakvolatisation ( $\text{kg N m}^{-2}$ )  
 $SG$  Schweinegülle  
 $RG$  Rindergülle  
 $MG$  Mischgülle  
 $LAI$  Blattflächenindex  
 $EP$  Potentielle Evapotranspiration(m)  
 $G \text{NH}_4$  Ammoniumanteil der Gülle ( $\text{kg N m}^{-3}$ )

Der Transport von Stoffen in der Bodenlösung wird durch Berücksichtigung der Prozesse Konvektion,

molekulare Diffusion und hydrodynamische Dispersion berücksichtigt. Diese Prozesse können durch die folgende partielle Differenzialgleichung beschrieben werden:

$$\frac{\delta \Theta c}{\delta t} = \frac{\delta}{\delta z} \left( \Theta D \frac{\delta c}{\delta z} \right) - \frac{\delta qc}{\delta z} \quad (5.2.16)$$

- mit:  $\Theta$  Wassergehalt (%)  
 $c$  Konzentration in der Lösung ( $\text{kg m}^{-3}$ )  
 $D$  scheinbarer Diffusionskoeffizient ( $\text{m}^2 \text{s}^{-1}$ )  
 $q$  vertikaler Wasserfluss ( $\text{m s}^{-1}$ )  
 $z$  Kompartimentmächtigkeit (m)  
 $t$  Zeit (s)

Im Gegensatz zur hydrodynamischen Dispersion und Konvektion, die an die Wasserbewegung im Boden gebunden ist, findet die molekulare Diffusion allein aus dem thermischen Antrieb des Konzentrationsausgleichs statt.

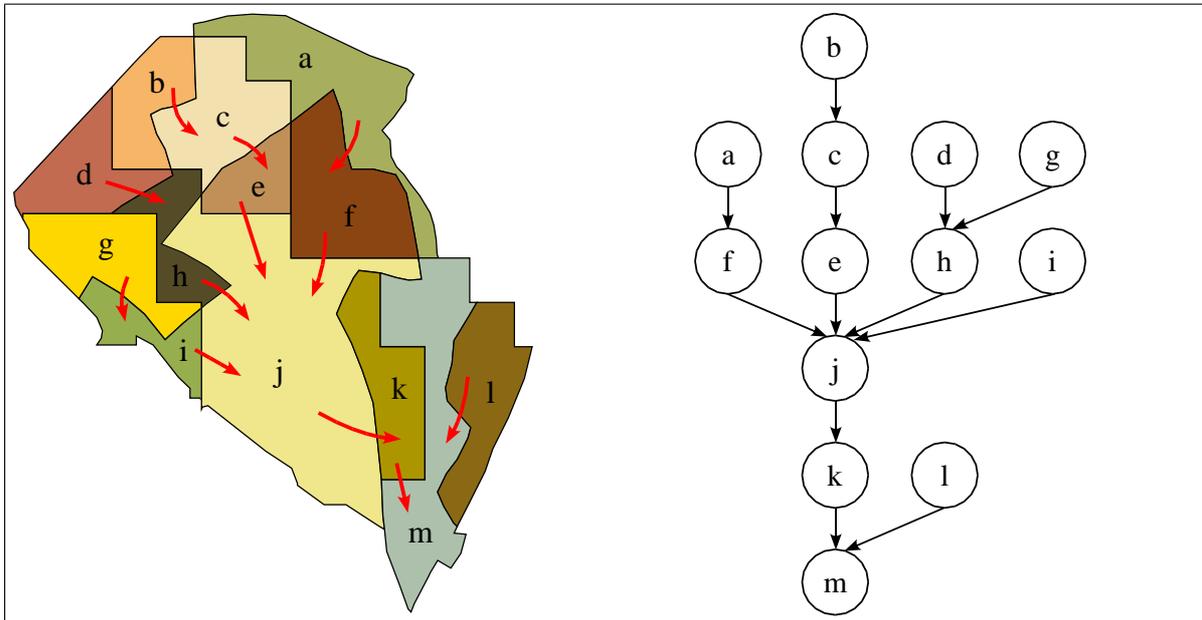
De- und Adsorptionsprozesse werden durch entsprechende Isotermen abgebildet. Wichtig für die Modellierung solcher Austauschvorgänge ist die Unterscheidung zwischen mobilen (Poren-) und immobilen (Haft-) Wasser (Duynisfeld(1984)[54]).

### 5.3 Optimierungsverfahren

Wie bereits in Kapitel 3.1 beschrieben, besteht eine wichtige Aufgabe dieser Arbeit darin, die Bedeutung der einzelnen Flächen für den Stickstoff-Gesamteintrag, unter Berücksichtigung der topologischen Beziehungen der einzelnen Flächen untereinander, in die Talsperre zu ermitteln. Diese Fragestellung lässt sich mit einer lokalen, auf die Einzelfläche bezogenen Betrachtung des Abbaupotenzials von Stickstoff nicht beantworten. Vielmehr ist es notwendig, einen integrierten Ansatz zu wählen, der das gesamte Einzugsgebiet berücksichtigen kann.

Aus diesem Grund wird in dieser Arbeit ein Verfahren (Kralisch et. al. 2003 [121], Kralisch 2004 [120]) eingesetzt, das es ermöglicht, aus den von WASMOD erzeugten Ergebnissen zum Stickstoffhaushalt der einzelnen KGG eine Lösung des oben beschriebenen Problems zur Verfügung zu stellen. Eine ausführliche Beschreibung des Verfahrens findet sich bei Kralisch (2004 [120]). Hier sollen nur die Aspekte erläutert werden, die für das Verständnis der in dieser Arbeit durchgeführten Anwendung notwendig sind. Der Ansatz basiert auf der Darstellung des Einzugsgebietes mittels eines künstlichen neuronalen Netzes (HYDRONET). Neuronale Netze bestehen aus einfachen, eigenständigen Verarbeitungseinheiten (Neuronen), die mittels gerichteter Kanten miteinander verbunden sind. Jeder dieser Kanten ist ein Parameter (Gewicht) zugeordnet, welcher die Stärke der Verbindung zwischen den zugehörigen Neuronen beschreibt und damit die Fähigkeit der Kante, Signale weiterzuleiten. Jedem Neuron ist außerdem eine Funktion (Aktivierungsfunktion) zugeordnet, die dessen Antwort auf Signale an eingehenden Kanten berechnet. Diese Antwort wird danach über ausgehende Kanten an nachfolgende Neuronen weitergegeben. Neuronale Netze können somit als Maschinen betrachtet werden, die Funktionen berechnen, welche durch eine große Anzahl von Parametern (den Gewichten) charakterisiert werden. Durch spezielle Lernverfahren können diese Parameter so angepasst werden, dass sich die berechnete Funktion beliebig nahe an eine gegebene Funktion annähert.

Neuronale Netze sind daher besonders gut geeignet, Lösungen für Probleme mit sehr hoher Komplexität zu suchen (Kralisch et. al. 2003 [121], Fink et al. 2003 [66]).



**Abbildung 5.4:** Bearbeitungseinheiten mit lateralen Stoffflüssen im Raum (links) und als Graph (rechts) (Kralisch 2004 [120])

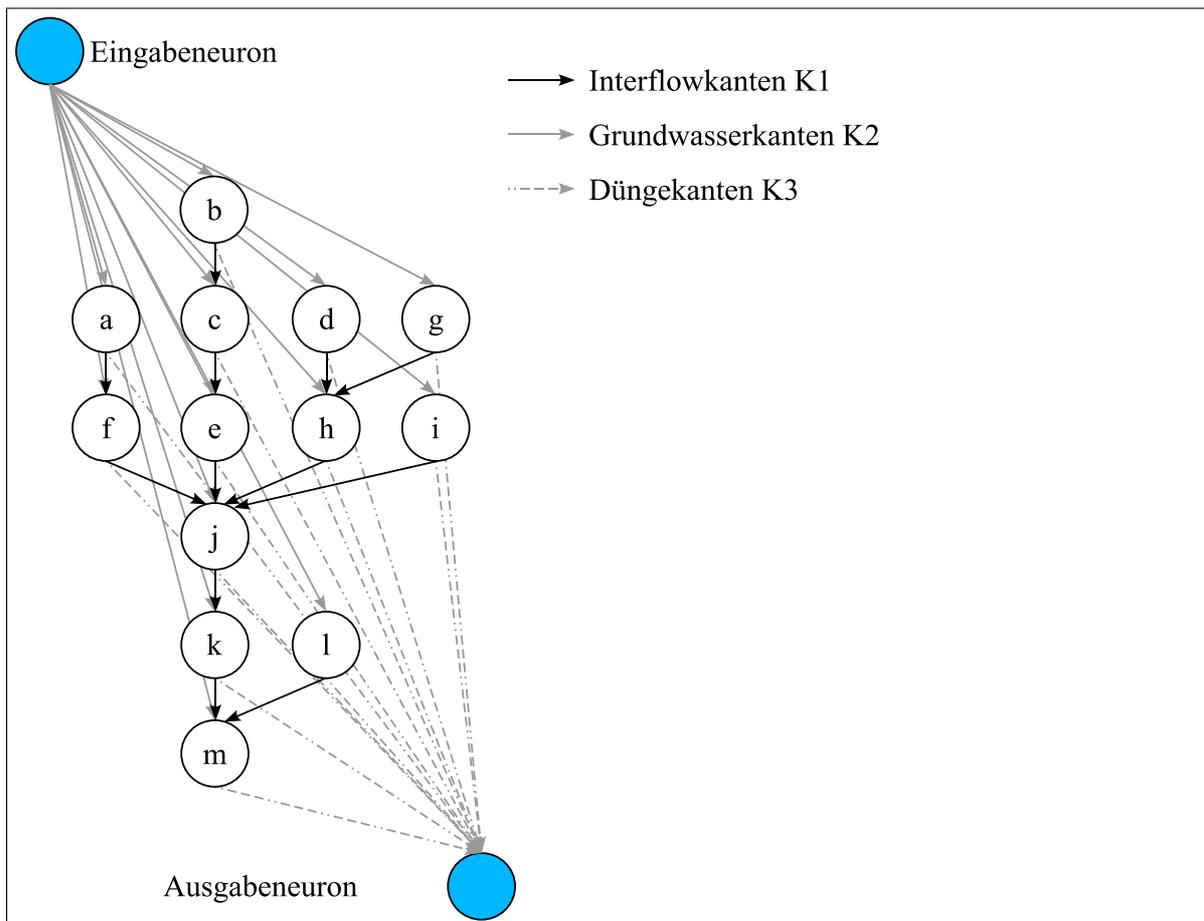
Ähnlich arbeitet das hier eingesetzte Verfahren. Zunächst wird ein neuronales Netz erzeugt, dessen Topologie sich an der reliefabhängigen räumlichen Topologie der Einzelflächen im betrachteten Einzugsgebiet orientiert (vgl. Abbildung 5.4). Diese Flächen entsprechen den von WASMOD verwendeten KGGs und den im Modell vorhandenen topologischen Beziehungen. Für die Repräsentation wird ein modifiziertes Backpropagation-Netz verwendet. Dieses besteht aus einem Neuron in der Eingabeschicht und einem Neuron in der Ausgabeschicht, welches den Einzugsgebietsauslass abbildet. Die inneren Neuronen stellen die Teilflächen des Einzugsgebietes in der folgenden Weise dar:

1. Jede kleinste gemeinsame Geometrie (KGG) (vgl. Kapitel 5.4.1.6) wird durch ein einzelnes (KGG)-Neuron dargestellt.
2. Für die hydrologische Verknüpfung zwischen zwei KGG wird eine (Interflow-)Kante erzeugt.
3. Für die hydrologische Verknüpfung zwischen einer KGG und dem Einzugsgebietsauslass wird eine (Grundwasserabfluss-)Kante erzeugt.
4. Das Eingabeneuron ist mit allen Neuronen, mit Ausnahme des Ausgabeneurons, über eine Eingabe-(Dünge-)Kante verbunden.

Da WASMOD beim Stickstofftransport zwischen zwei Abflusskomponenten (Grundwasserabfluss und Interflow) unterscheidet, erhält jedes KGG-Neuron zwei Ausgabekanten. Diese werden mit den Jahresfrachten für Grundwasser und Interflow so parametrisiert, dass der im Neuron ermittelte Output auf diese beiden Kanten im gleichen Verhältnis wie Interflow- und Grundwasserfracht aufgeteilt werden. Gebildet werden zum einen die Interflowkante, die mit dem nächsten abstromig gelegenen verbunden ist, oder für den Fall, dass die KGG direkt am Vorfluter liegt, eine Verbindung mit dem

Gebietsauslass aufweist. Zum anderen die Grundwasserkante die mit dem Gebietsauslass verbunden ist. Zusammenfassend wird zwischen folgenden Arten von Kanten unterschieden (Abbildung 5.5):

1. Interflowkanten zwischen den KGG und für den Fall der unmittelbaren Verbindung zum Vorfluter zum Einzugsgebietsauslass (Klasse K1).
2. Grundwasserkanten von der KGG zum Einzugsgebietsauslass (Klasse K2).
3. Düngekannten vom Eingabeneuron zu jeder KGG (Klasse K3), deren Gewicht abhängig von der Landnutzung parametrisiert wird.



**Abbildung 5.5:** Interflow-, Dünge-, und Grundwasserkanten in einem HYDRONET (Kralisch 2004 [120])

Zur Ermittlung der Aktivierungsfunktionen der einzelnen Neuronen wird WASMOD herangezogen. Zunächst wird eine Reihe von Szenarien (vgl. Kapitel 7) bestimmt, die sich durch die Düngeintensität auf den Einzelflächen unterscheiden. Die Bandbreite der Intensitäten wird dabei so gewählt, dass der gesamte Ereignisraum plausibler Düngungen umrissen wird. Nachdem WASMOD die Jahresbilanzen der Stickstoffausträge aus den Flächen in Abhängigkeit der Szenarien berechnet hat, kann jeder Fläche eine Beziehung zwischen Stickstoffein- und -austrag zugewiesen werden. Die Beziehung wird aus den in den Szenarien ermittelten Stützstellen erzeugt. Hierbei kann in dem entwickelten Verfahren die Form dieser Beziehung flexibel gewählt werden. So ist es möglich, zwischen den Stützstellen linear

zu interpolieren (Abbildung 5.6) oder eine nicht lineare Regresionsbeziehung zu ermitteln (Abbildung 5.7). Die so erzeugte Funktion wird als Aktivierungsfunktion verwendet.

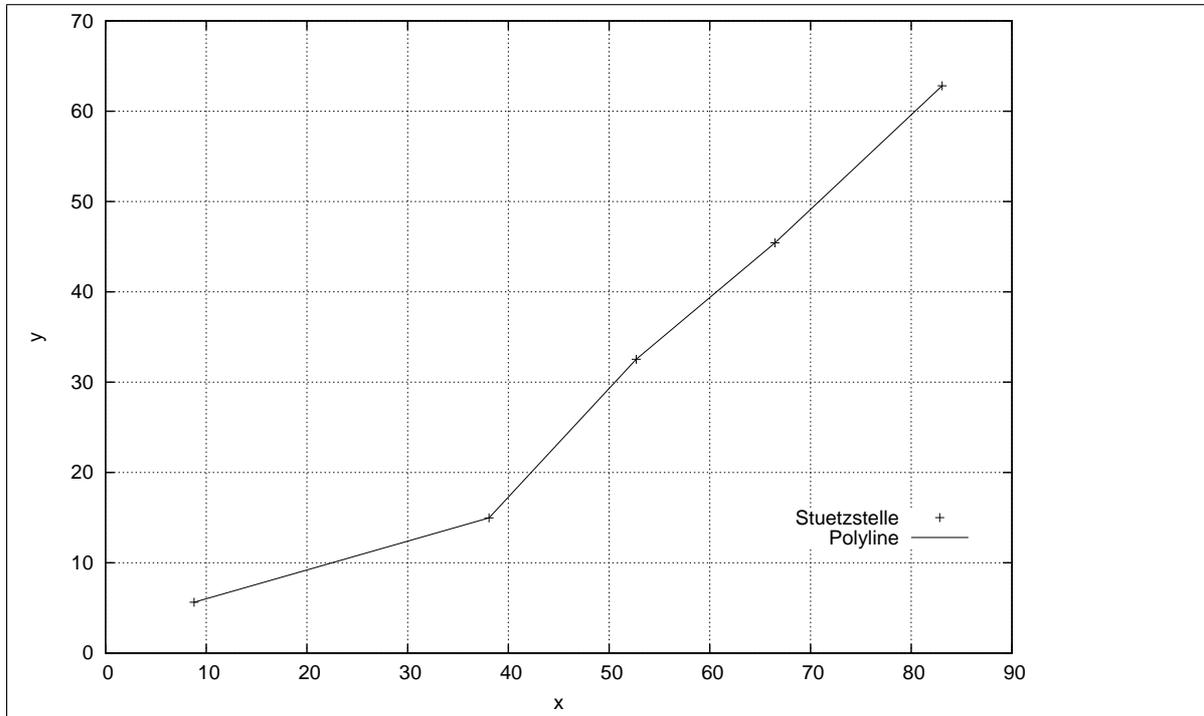


Abbildung 5.6: Lineare Interpolation von Stützstellen (Kralisch 2004 [120])

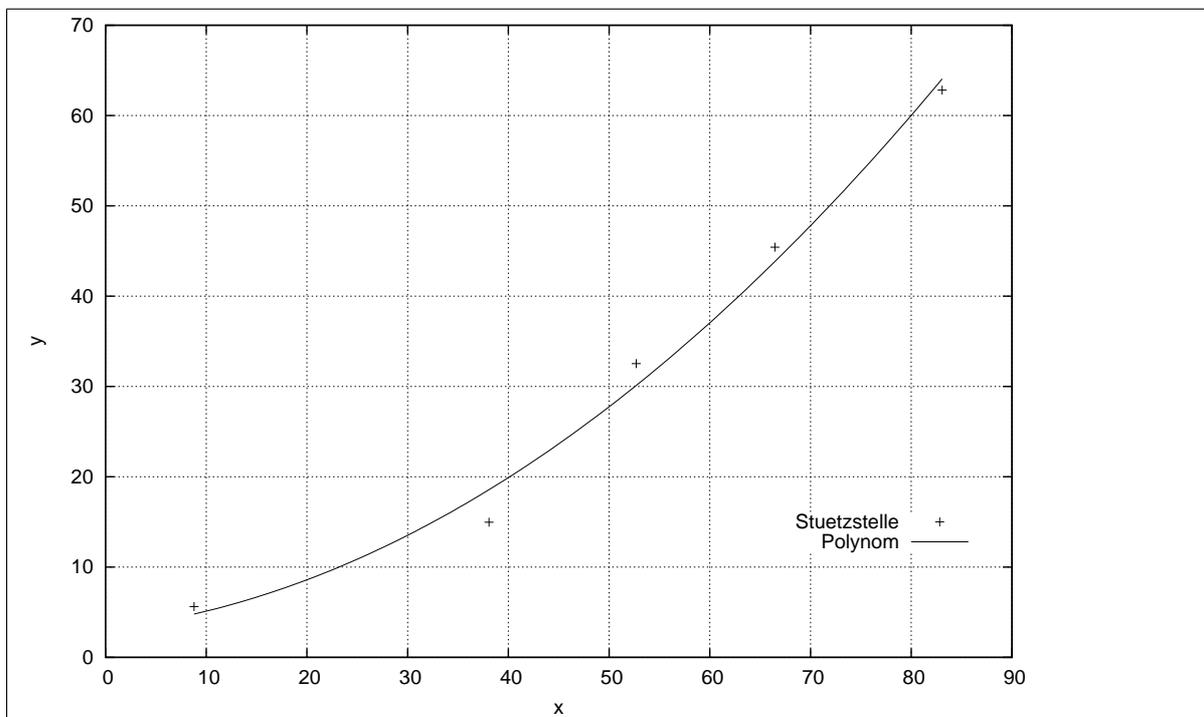
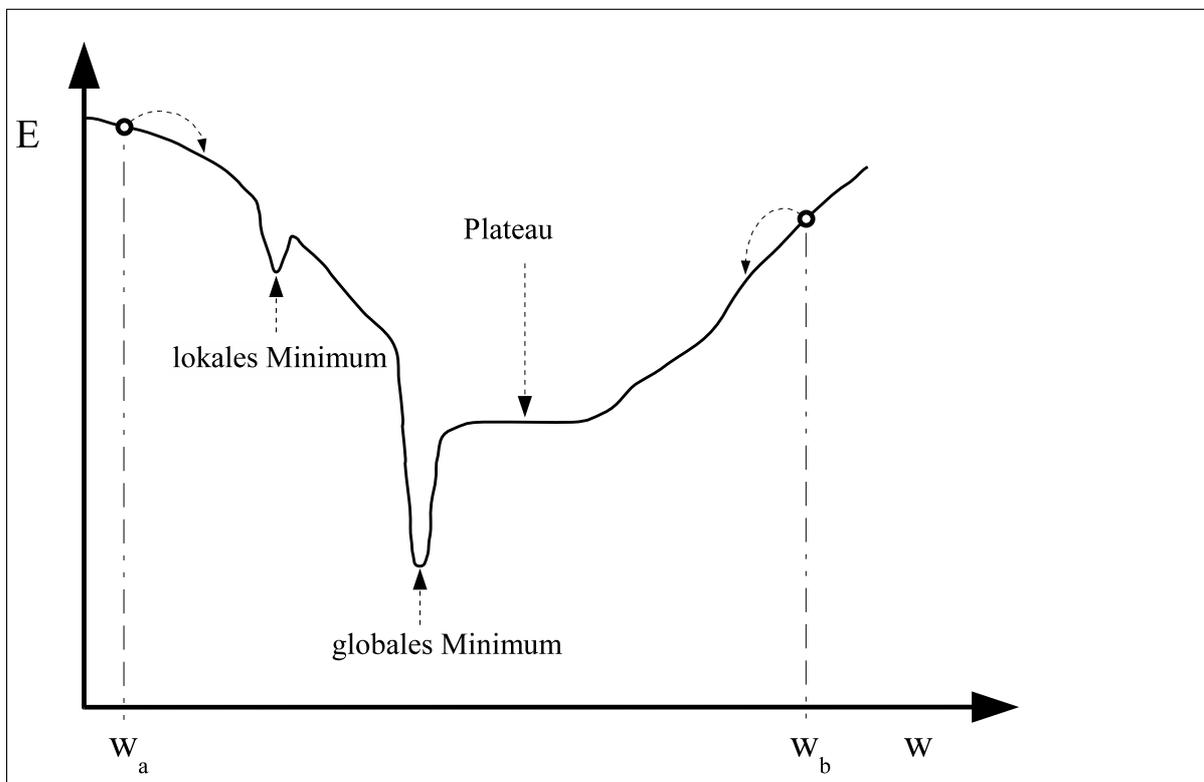


Abbildung 5.7: Polynomiale Regression von Stützstellen (Kralisch 2004 [120])

Das resultierende Netz (HYDRONET) kann als vereinfachtes Modell, das mit WASMOD berechneten Einzugsgebiets, betrachtet werden, das bei gegebener Düngung den Gesamtjahresaustrag in Abhängigkeit der Eigenschaften der Einzelflächen ermittelt.

Dieses HYDRONET lässt sich durch Anwendung eines Lernalgorithmus optimieren. Hierbei wird das Backpropagation-Verfahren (Rumelhart et al. 1986 [187]) eingesetzt. Beim Backpropagation-Verfahren wird ein Fehler rückwärts durch das Netz propagiert und durch eine iterative Änderung der Kantengewichte minimiert. Im Gegensatz zum Standardverfahren werden im HYDRONET nur die Düngekanten (K3) beim Lernen modifiziert. Dies ist dadurch begründet, da die anderen Kanten (Interflow- und Grundwasserkanten) durch die physischgeographischen Eigenschaften des Gebietes bestimmt werden. Im Einzelnen wird ein vorgegebener Zielwert dem Netz als zu erreichende Ausgabe vorgegeben. Die Differenz zwischen dem Gesamtjahresaustrag und dem Zielwert wird als Fehler dem Eingabeneuron übergeben. Dieser Fehler wird nun rückwärts in Abhängigkeit von den Kantengewichten und Aktivierungsfunktionen durch das HYDRONET bis zu den Düngekanten weitergeleitet. Die Gewichte der Düngekanten werden dabei so modifiziert, dass die Düngekanten in Abhängigkeit ihres Einflusses auf den Gesamtaustrag angepasst werden. Nach einer Modifikation der Düngekanten wird der neue Austrag des HYDRONET berechnet, mit dem Zielwert verglichen und daraus ein neuer Fehler berechnet. Dieser Fehler wird dann auf die oben beschriebene Weise wieder durch das HYDRONET geleitet. Diese Prozedur wiederholt sich iterativ in kleinen Schritten bis der Fehler eine tolerable Größe erreicht hat oder weitere Schritte keine wesentliche Verbesserung mehr bringen. Die Schrittweite ist dabei von der Größe des verbliebenen Fehlers abhängig, um den Suchraum in der Nähe des Optimums in kleineren Schritten abzusuchen.



**Abbildung 5.8:** Fehlerfunktion mit lokalem und globalem Minimum (nach Gallant 1995 [77])

Die Größe, der durch das Lernverfahren durchgeführten Modifikation der Düngekanten, ist ein Maß für die Relevanz der einzelnen Teilflächen für den Gesamtaustrag. Die Eigenschaft des Verfahrens, einen Gradienten zu verfolgen, sorgt dafür, dass auf keiner Fläche die Düngung erhöht werden kann. Zudem kann das Lernverfahren aufgrund keiner relevanten Verbesserung nach längerer Suche auch an einem Plateau (Abbildung 5.8) hängen bleiben. Aus diesem Grund wurde das Verfahren mit einem wählbareren Trägheitsfaktor versehen, der dafür sorgt, dass nach erfolgreichen Lernschritten noch in die gleiche „Richtung“ weitergelernt wird, auch wenn dies zunächst keine Verbesserung des Fehlers bewirkt, so dass Plateaus auf diese Weise überwunden werden können.

## 5.4 Datengrundlage und -aufbereitung

In diesem Abschnitt werden die für WASMOD verwendeten Parametrisierungs- und Validierungsdaten und deren Ableitung beschrieben. In dieser Arbeit werden unterschiedliche Szenarien verwendet. Mit den hier dargestellten Parametern wird versucht den aktuellen Zustand des Einzugsgebiets zu beschreiben. Das so entwickelte Modell wird als IST-Szenario bezeichnet. Die anderen verwendeten Szenarien stellen grundsätzlich eine Abwandlung dieses IST-Szenarios dar.

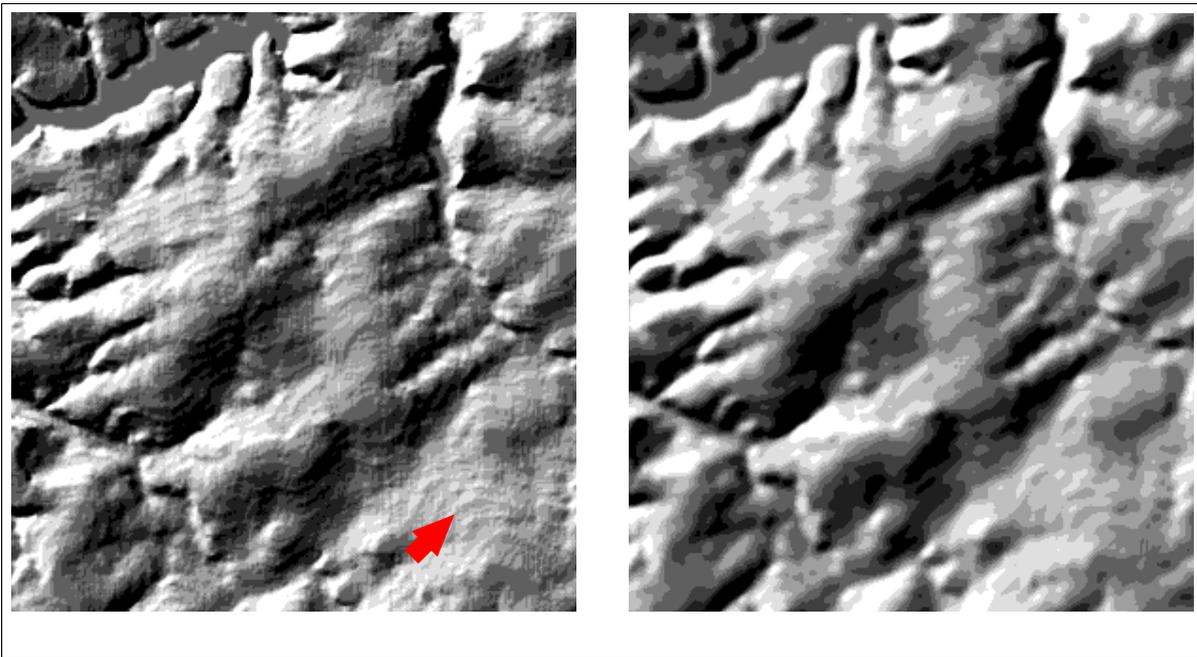
### 5.4.1 Flächenhafte Daten

#### 5.4.1.1 Topographie

Für die Charakterisierung der Topographie stand ein digitales Geländemodell (DGM50) des Landesvermessungsamtes Thüringen zur Verfügung. Das DGM ist aus den Höhenlinien der topographischen Karte 1:50000 abgeleitet, die Rasterweite beträgt 25 m und die Höhengenaugigkeit wird mit 4 – 6 m bezüglich Karte angegeben (Thüringer Landesvermessungsamt 2003 [220]).

Zur Vorbereitung der Geländemodellauswertung mit dem Programm Topnew (Kapitel 5.2.2) wurden GIS-Analysen durchgeführt, die im Folgenden erläutert werden. Das Geländemodell weist eine treppenartige Struktur auf, die die zur Interpolation verwendeten Höhenlinien erkennbar (Abbildung 5.9 links) werden lässt. Deswegen wurde ein 5 · 5 Pixel Mittelwertfilter zur Glättung dieses Effektes verwendet (Abbildung 5.9 rechts).

Des Weiteren wurden die lokalen Senken aufgefüllt, da diese als Fehler im DGM angesehen werden können. Da Topnew die Ausweisung der Teileinzugsgebiete auf lokale Senken bezieht, wurden künstliche lokale Senken in das Geländemodell integriert. Hierbei soll sicher gestellt werden, dass allen Teileinzugsgebieten eine lokale Senke an ihrem tiefsten Punkt zugewiesen wird. Hierzu wurde zunächst ein Gewässernetz aus dem Geländemodell abgeleitet und in ein Vektormodell überführt. Die Knoten der Vektoren wurden anschließend in Punkte verwandelt und mit einem Wert von 2 Metern vom Geländemodell subtrahiert. Anschließend wurden mit Topnew die Hangneigung, Fließakkumulation, Hangrichtung, Teileinzugsgebiete des Oberflächenabflusses und Reliefeinheiten (Senke, Hang und Ebene) abgeleitet. Diese wurden in einem weiteren Schritt (Kapitel 5.4.1.6) mit den anderen flächenhaften Informationsebenen verknüpft.



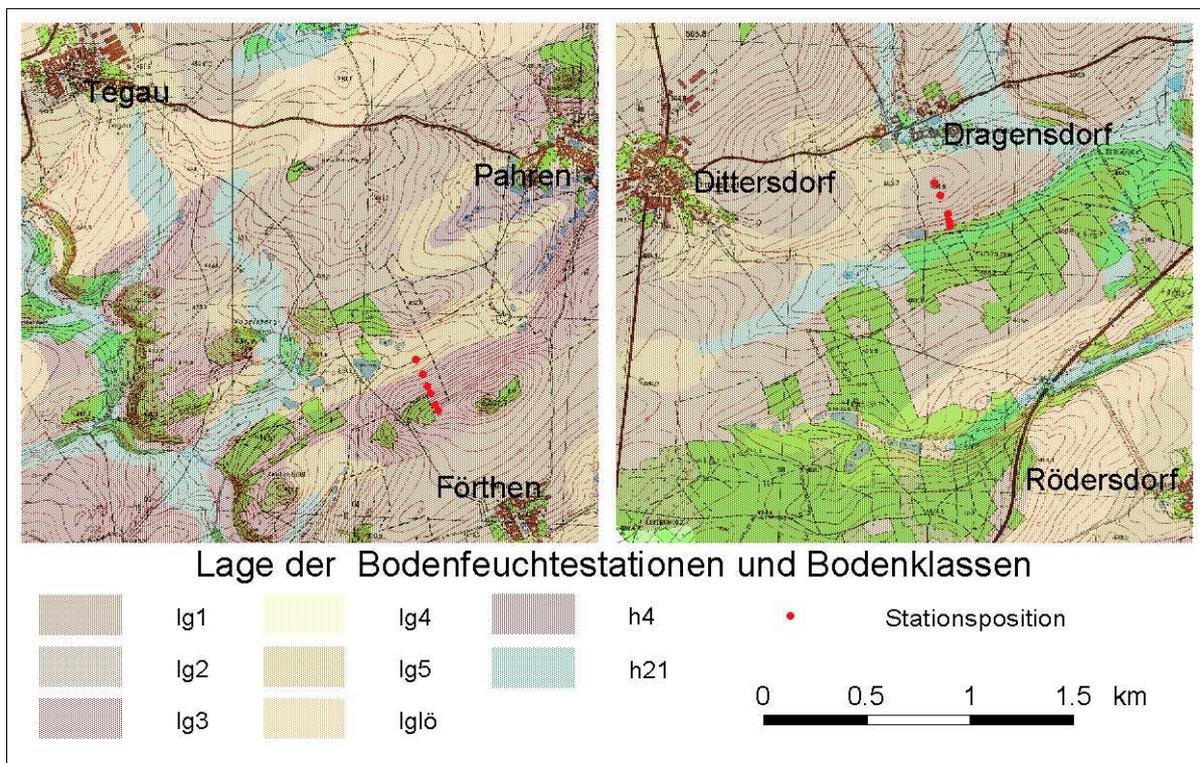
**Abbildung 5.9:** Die Wirkung eines  $5 \times 5$  Pixel Mittelwertfilters vor (links) und nach (rechts) der Filterung

#### 5.4.1.2 Böden

Für die Beschreibung der Böden stand die Karte Leitbodenformen Thüringens 1:100000 (Abbildung 4.3) im Gebiet zur Verfügung. Diese Kartierung berücksichtigt in erster Linie bodengenetische Aspekte wie Ausgangsgestein und weniger die für das Modell erforderlichen bodenphysikalischen Eigenschaften des Bodens. Bei den Leitbodenformen werden mit Ausnahme der Bodenmächtigkeit nur qualitative Angaben über die in einer Klasse befindlichen Bodenformen gemacht. Allerdings wird ein Klassenzeichen der mittelmaßstäblichen Standortkartierung (MMK), die eine wesentliche Grundlage bei der Ableitung der Leitbodenformen darstellt, mit in der Legende angegeben. Aus diesen Klassenzeichen lassen sich Korngrößen mit Hilfe des Körnungsdreiecks (vgl. Abbildung 5.13) nach der TGL 24300/05 (1985 [212]) ableiten. Das Modell wurde bereits von Rinker (1997 [183]) erfolgreich mit Daten der MMK parametrisiert.

Als weitere Daten standen 11 Profilbeschreibungen von den beiden Bodenfeuchtehängen aus eigener Bearbeitung zur Verfügung. Die eine Hangkatena liegt südlich von Dragensdorf und wird von der Landgenossenschaft Dittersdorf bewirtschaftet. Deshalb wird sie im weiteren Verlauf der Arbeit als Hang Dittersdorf bezeichnet. Dieser liegt im Bereich der am häufigsten vertretenen Bodenklasse Ig1 Abbildung 5.10 (rechts). Bei genauerer Betrachtung der Abbildung 5.10 (rechts) ist erkennbar, dass der Teich südwestlich vom Testhang in der Bodenklasse Lg1 liegt. Ausgehend von diesem Teich verläuft in östlicher Richtung, an der Grenze zwischen Wald und Feld, ein nicht eingezeichneter Bach mit der dazugehörigen Aue. Der blau gekennzeichnete Auenboden liegt allerdings komplett im Wald, der sich bereits wieder am Hang befindet. Solche Fehler finden sich unsystematisch an einigen Stellen auf der Bodenkarte. Dies ist wahrscheinlich auf Generalisierungseffekte des Maßstabs 1:100000 gegenüber der topographischen Karte 1:10000 zurückzuführen. Entsprechend dieses Befundes wurde das in der Aue gelegene Bodenprofil der Klasse h21 zugeordnet.

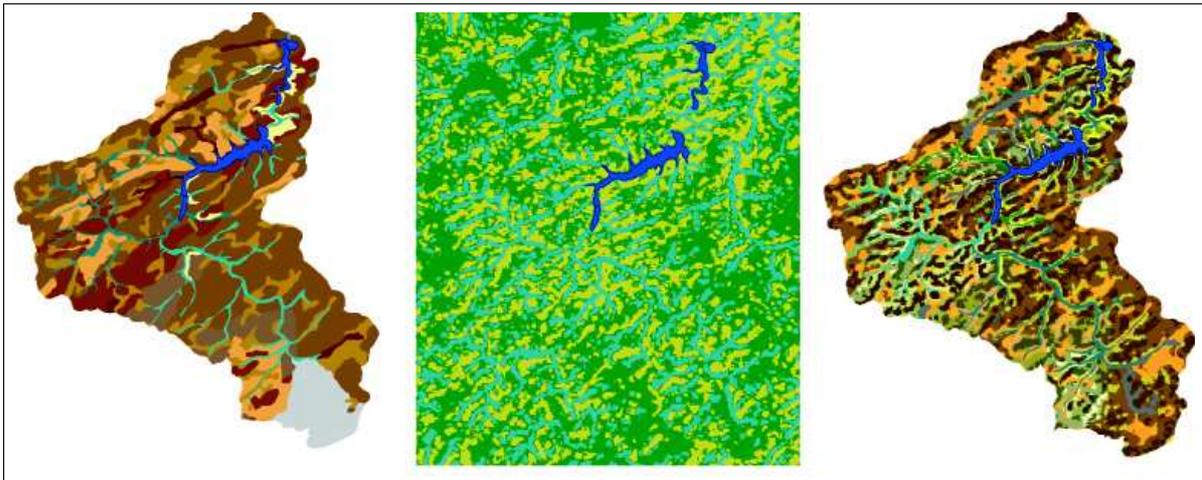
Für die zweite Katena sollte ein Standort gefunden werden, bei dem sich die physisch-geographischen Gegebenheiten von denen der ersten Katena unterscheiden, um einen größeren Teil der typischen Gebietseigenschaften zu erfassen. Der Standort liegt zwischen Pahren, Tegau und Förthen wie in Abbildung 5.10 (links) dargestellt. Dieser Hang wird von der Agrarkooperation Pahren bewirtschaftet und analog als Hang Pahren bezeichnet. Hierbei sind im Oberhangbereich die Bodenklasse Ig3 und am Unterhang die Bodenklasse Ig5 vertreten. Durchgeführt wurden folgende Laboranalysen zu Korngröße (DIN 19683 [47]), Glühverlust (Schlichting et. al. 1995 [193]), pF-Werte der Druckstufen pf 0; 1,8; 2,5; 3,5; 4,2 und 7 (Hartge und Horn 1992 [92]), Kf-Werte (DIN 18130[48]) und einer Profilsprache nach KA4 (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden 1994 [2]). Zusätzlich standen noch die Profilbeschreibungen mit Laboranalysen von 2 Bodendauerbeobachtungsflächen der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (TLL) zur Verfügung, die sich in den Bodenklassen Ig1 und Ig5 befinden.



**Abbildung 5.10:** Lage und Bodenklassen der beprobten Hänge (links) Hang Pahren (rechts) Hang Dittersdorf

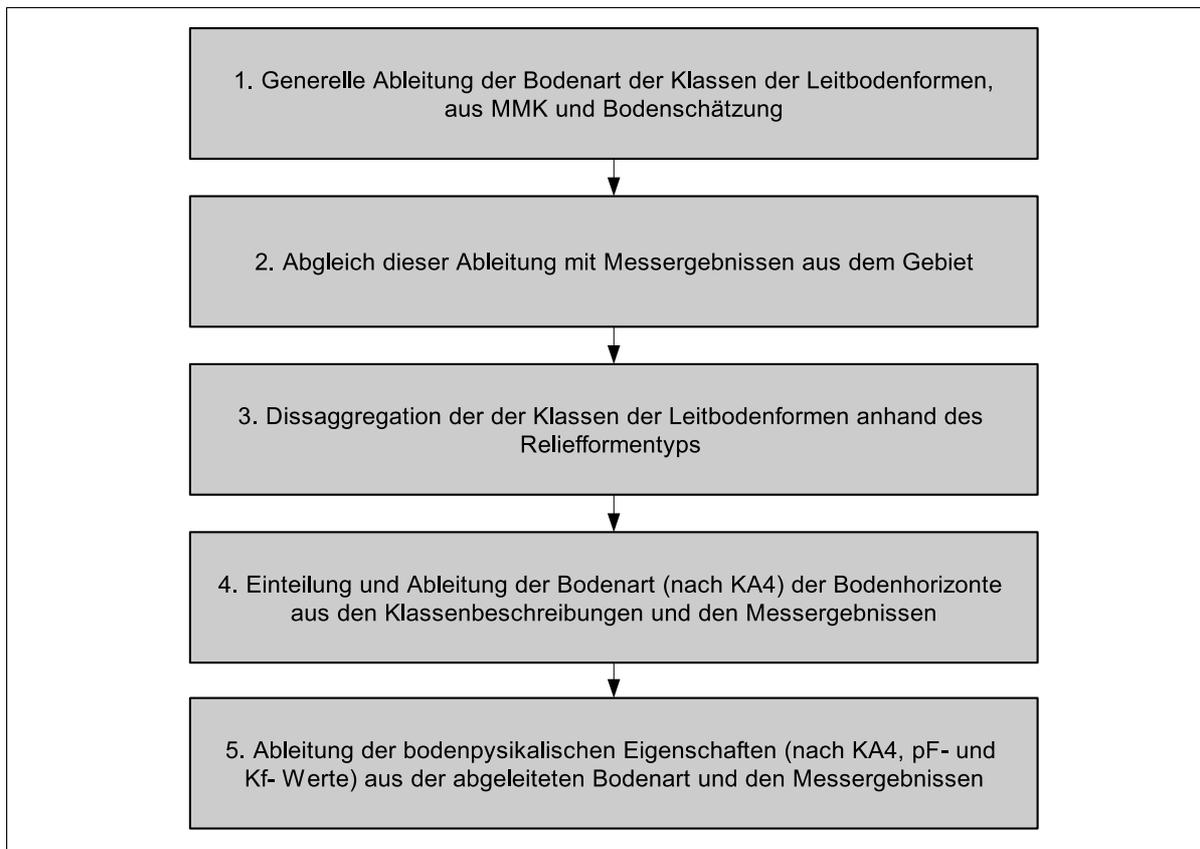
In den meisten Klassen der Leitbodenformen ist die Spanne der bodenphysikalischen Eigenschaften innerhalb einer Klasse größer als zwischen den Klassen. Dies ist durch die Vergesellschaftung ganzer Bodenkatenen in einer Klasse bedingt. Die Berücksichtigung des Reliefs fand bei dieser Kartierung nur insofern statt, dass Auenböden als eigene Klassen ausgewiesen wurden. Außerdem befindet sich die Klasse Ig4 (Tabelle 4.1) an steilen Hängen. Da die bodenphysikalischen Parameter aber stark reliefabhängig sind, wird eine Methode angewendet, die eine Differenzierung der Klassen nach dem Relief ermöglicht. Da der Hangwölbung bei den Reliefparametern eine besondere Bedeutung zukommt (Kleefisch und Köthe 1993 [115], Friedrich 1996 [74], Herbst 2001 [96], Möller 2001 [154], Park et al. 2001 [164]) wurde zur Differenzierung der Geländeform die Hangwölbung in vertikaler und horizontaler Richtung verwendet. Hierzu wurden mit der Curvature Funktion von ARC/INFO aus

dem Geländemodell die Hangwölbung ermittelt und in drei Klassen (konvex, gestreckt und konkav) eingeteilt. Die Klassengrenzen lagen bei 0.02 und -0.02 der Hangwölbungszahl. Zur Generalisierung wurden Flächen unter 1000 m<sup>2</sup> der Nachbarfläche mit der längsten gemeinsamen Grenze zugeordnet. Die Reliefeinheiten sind in den Farben gelb, blau und grün in Abbildung 5.11 (Mitte) dargestellt. Gut erkennbar sind hierbei die Talstrukturen im Gebiet. Die rechte Seite der Abbildung stellt die Verschneidung der Boden und Reliefklassen dar, wobei die Auen aus dem oben beschriebenen Grund nicht differenziert wurden. Dadurch wurde die Anzahl der Klassen von ursprünglich 10 auf 22 Klassen erhöht.



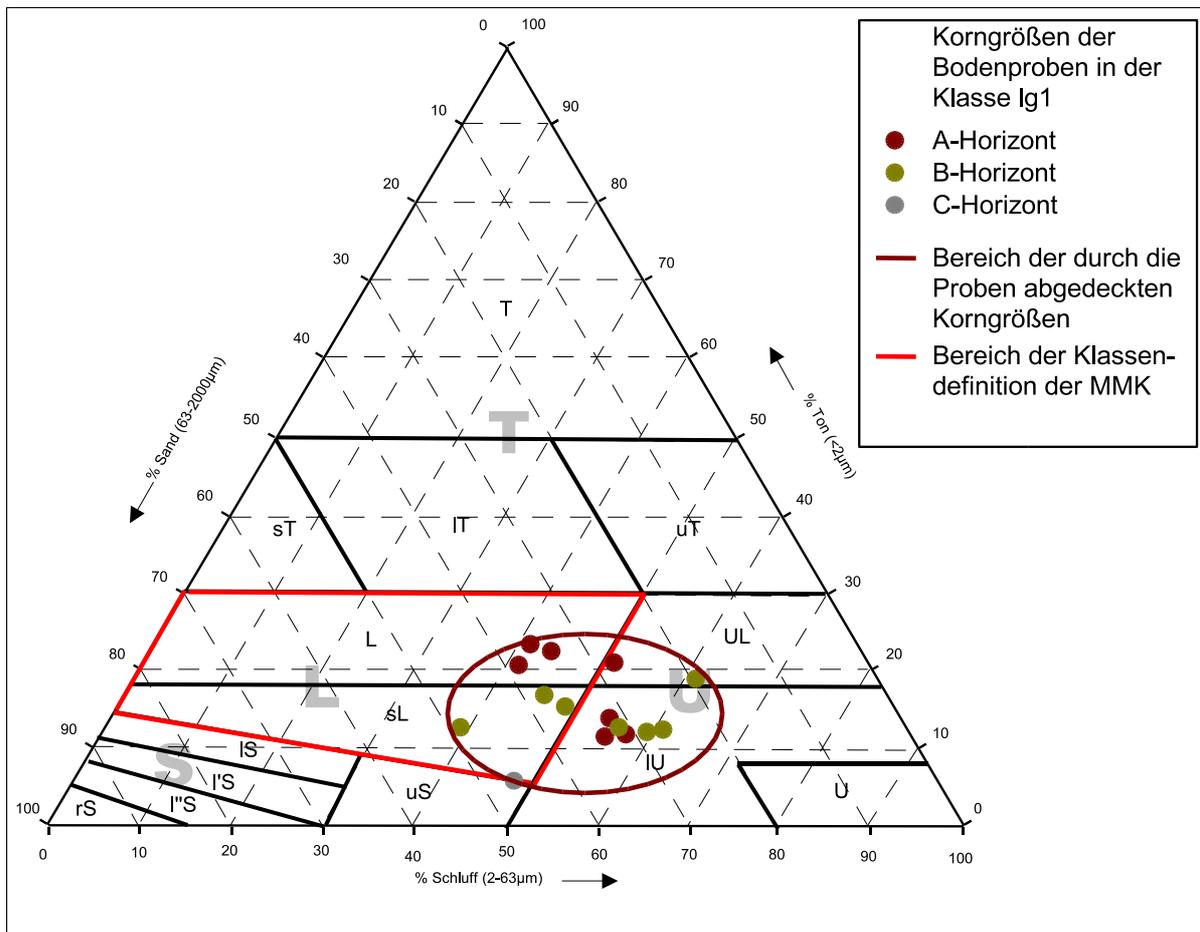
**Abbildung 5.11:** Ergebnis der Disaggregation (rechts) der Bodenklassen (links) (vgl. Abbildung 4.3) durch Verschneidung den mit Reliefeinheiten (mitte)

Im Folgenden wird exemplarisch für die im Gebiet häufigste Bodenklasse Ig1 (Tabelle 4.1) die Vorgehensweise bei der Ableitung von Modellparametern aus den vorhandenen Informationen erläutert. Das Vorgehen ist in fünf Punkte gegliedert, welche in Abbildung 5.12 dargestellt sind und im anschließenden Abschnitt näher erläutert werden.



**Abbildung 5.12:** Schematischer Ablauf der Ableitung von bodenphysikalischen Parametern für die einzelnen Bodenklassen

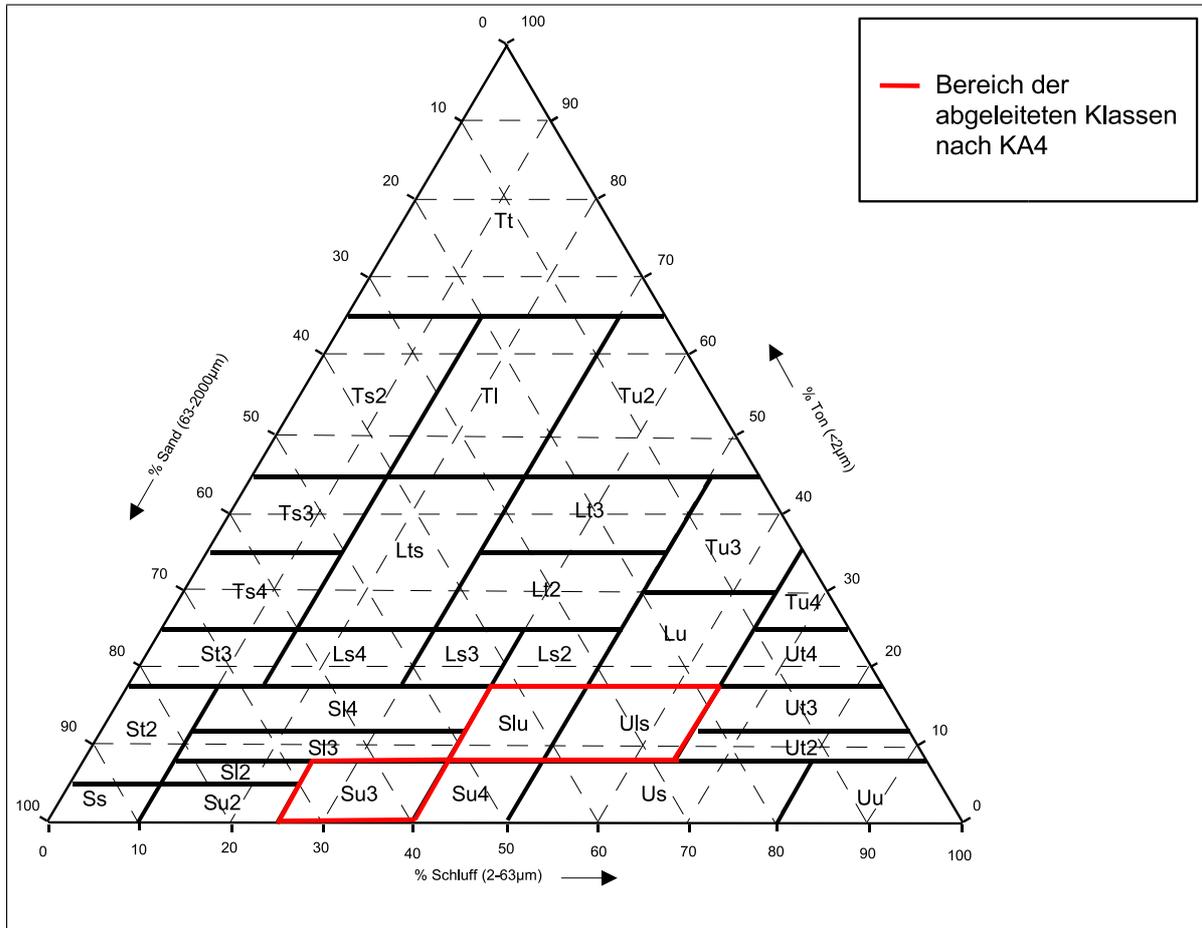
1. Das Klassenzeichen für MMK lautet für die Klasse Ig1 V5a3. Der zur Klasse V5a3 gehörende Substratformtyp ist vp (Sandlehm) und vl (Lehm) (Schmidt und Diehmann 1991 [194]). Für diese zwei Klassen können für den Sandlehm (sL) Sand 33 – 85%, Schluff 0 – 50% und Ton 5 – 14% aus dem Körnungsdreieck (Abbildung 5.13) entnommen werden. Die Werte für den Lehm (L) liegen bei: Sand 20 – 70%, Schluff 0 – 50% und Ton 14 – 30%.
  
2. Diese sehr groben Bereiche wurden ergänzt durch die, bereits oben erläuterten, eigenen Messungen. Diese weisen einen hohen Schluffgehalt (39 – 63%) und einen relativ niedrigen Tongehalt (5 – 22%) auf. Das Profil der TLL ergab mit einem Schluffgehalt 54 – 61% und einen Tongehalt 13 – 14% ähnliche Ergebnisse. In Abbildung 5.13 ist ein Vergleich zwischen den Klassengrenzen der MMK und den Messergebnissen dargestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass die Messungen der Schluffgehalte deutlich höher liegen als bei der Substratbeschreibung der MMK angegeben. Dies wurde bei der Ableitung der Bodenart (Abbildung 5.14) für die Klasse Ig1 berücksichtigt.



**Abbildung 5.13:** Körnungsdreieck, gemäß der TGL 24300/05 [212] mit einem Vergleich zwischen der für Ig1 angegebenen Bodenklasse der MMK und den Messergebnissen innerhalb der Klasse

- Da die eigenen Messungen und Klassenbeschreibung der Leitbodenformen (Rau et. al. 1995 [171]) einen Hinweis darauf geben, dass die schweren, mächtigen Böden eher im Unterhangbereich und die leichteren, flachgründigen eher im Oberhangbereich zu finden sind, wurde anhand der Reliefeinteilung (konvex, gestreckt und konkav) eine Dissaggregation der Klassen im Bezug auf die Mächtigkeit und Korngrößen vorgenommen. Die Bodentypen und Mächtigkeiten konnten dann direkt aus der Klassenbeschreibung entnommen werden.
- Innerhalb der Profile waren bei den Messungen eine Abnahme des Tongehaltes und eine starke Zunahme des Skelettanteils in zunehmender Tiefe zu verzeichnen. Bei den anderen Klassen wurde ein äquivalentes Vorgehen gewählt. Bei den Klassen ohne vorliegende Messungen wurden relative Angaben in der Beschreibung der Leitbodenformen zur Modifikation der Bodenarten genutzt. Beispielsweise ist bei der Klasse Ig2 das Ausgangsgestein kieselsäurehaltiger als bei der ansonsten sehr ähnlichen Klasse Ig1. Die Beschreibung sagt weiter aus, dass aus diesem Grund die Sandfraktion in diesen Böden stärker vertreten ist. Die Substratbeschreibung nach MMK gibt für Ig1 und Ig2 den gleichen Substratformtyp an. Dies hängt mit der oben dargestellten weiten Spanne zusammen, die die Substratklassen einnehmen. Bei der Ableitung der Bodenarten wurde in für die Klasse Ig2 demzufolge ein höherer Sandanteil als bei Klasse Ig1

für alle Reliefklassen angenommen. Die Klassen Ig1ö und Ig5 (Tabelle 5.3) stellen im Bezug auf die Abnahme des Tongehalts mit der Tiefe eine Ausnahme dar, da der Bodentyp bei diesen Klassen (Parabraunerde-Pseudogley) (vgl. Tabelle 4.1) auf eine Zunahme des Tongehalts mit der Tiefe hinweist. Die für Ig1 abgeleiteten Bodenartklassen sind in Abbildung 5.14 dargestellt und weichen von der Substrat Beschreibung der MMK ab (vgl. Abbildung 5.13).



**Abbildung 5.14:** Körnungsdreieck, gemäß der KA4 (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden (1994)[2]). In dem rot umrandeten Bereich befinden sich die für die Klasse Ig1 abgeleiteten Korngrößen

**Tabelle 5.3:** Gegenüberstellung der Leitbodenformen mit den darin enthaltenen der MMK und der Bodenschätzung und den für die einzelnen Reliefklassen abgeleiteten Bodenarten nach KA4)

Leitbodenformen		Substrattyp der MMK		Substrat der Bodenschätzung			Relief-klasse		Abgeleitete Bodenart KA4		
Klasse	Bodenartbeschreibung			mittel	plus	minus		Horizont A	B	C	
lg1	Lehm steinig grusig	vp+vl(a)		sL	L	LS	1	Uls	Uls	Uls	
lg1	vielfach	Bergsandlehm,					2	Slu	Slu	Su3	
lg1	lössartig	Berglehm >80					3	Slu	Su3	Su3	
lg2	sandiger Lehm	vp+vl(a)		SL	sL	IS	1	Sl3	Sl3	Sl3	
lg2	bis Lehm	Bergsandlehm,					2	Sl3	Sl3	Su3	
lg2	stark steinig	Berglehm >80					3	Su3	Su3	Su3	
lg3	Lehm	vp+vl(a)		SL	L	IS	1	Lu	Uls	Uls	
lg3	steinig grusig	Bergsandlehm,					2	Lu	Uls	Uls	
lg3	lehmiger als lg1	Berglehm >80					3	Uls	Su3	Su3	
lg4	lehmiger Skelettboden	vp+vl -g(a)Berglehmsand		k.A.	k.A.	k.A.	1	Sl3	Su3	Su3	
lg4	weniger lehmig	Schutt, Fels 21-40					2	Su3	Su3		
lg4	als lg1	Bergsandlehm, Berglehm 61-80					3	Su3	Su3		
lg5	toniger Lehm	vp+vl(a)		L	L	T	1	Ut4	Ut2	Tu4	
lg5	schluffig toniger Lehm	Bergsandlehm,					2	Ut4	Ut2	Tu4	
lg5	Schlufflehm steinig	Berglehm >80					3	Uls	Uls	Lu	
lglö	Schlufflehm	völ löss und		sL	L	SL	1	Ut3	Ut3	Ut4	
lgiö	steinig grusig	Gestein + Berglöss 61-80					2	Ut3	Ut4	Ut4	
lgiö		Bergsubstrat 21-40					3	Ut3	Uls	Uls	
h21	Lehm, Schlufflehm, toniger Lehm, steinfrei	ol Auenlehm >80		L	L	L	alle	Ls2	Ls2	Ls2	
h22	Lehm, toniger Lehm, schluffiger Lehm, steinfrei	ol Auenlehm >80		L	L	L	alle	Ls2	Ls2	Ls2	
h32	sandiger Lehm bis lehmiger Sand, steinfrei	om Auenlehmsand >80		L	L	IS	alle	Sl3	Sl3	Sl3	
h4	schluffiger toniger Lehm bis toniger Schluff, steinfrei	t-öt lösskerf Ton >80		L	L	T	alle	Lu	Lu	Lu	

5. Aus den so ermittelten Parametern wurden mit Hilfe der Pedotransferfunktionen der KA4 (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden 1994 [2]) bodenphysikalische Parameter ermittelt. Die Leitfähigkeit stellt hierbei eine Ausnahme dar, da sie sehr stark von der Aggregatform des Bodens und damit der Verteilung der Grobporen abhängt. Hier wurde stärker auf die Geländemessungen zurückgegriffen und dabei eine Abhängigkeit vom jeweiligen Bodenhorizont festgestellt. Im Allgemeinen zeigt sich eine Abnahme der Leitfähigkeit mit der Tiefe bis die Hauptlage erreicht ist, die aufgrund ihres relativ geringen Feinerdeanteils eine deutlich höhere Leitfähigkeit aufweist. Diese wurde bei den in Tabelle 5.5 aufgeführten Profilen im untersten Horizont bei D2, D3 und D5 beprobt. Allgemein zeigt sich eine sehr große Heterogenität der Werte. Die Pflugsohle befindet sich bei D2 in 60 cm, D4 in 60 cm, D5 in 30 cm und ist durch deutlich geringere Leitfähigkeiten gekennzeichnet. Bei D3 wurde direkt die skelettreiche Hauptlage aufgepflügt, so dass sich hier keine Pflugsohle entwickelt hat. Für die Klasse Ig1 wurden auf die oben beschriebene Weise die in Tabelle 5.4 Parameter ermittelt.

**Tabelle 5.4:** Abgeleitete Modellparameter für die Klasse Ig1 der bodengeologischen Einheiten

Klasse	Horizont	Substrat	Boden Typ	Tiefe in cm	Humus-klasse	Skelett-anteil in %
Ig1 <sub>2</sub>	Ap Bv Cv	Slu Slu Su3	BB	25 65	h3 h1 h0	20 50 80
Ig1 <sub>3</sub>	A Cv	Slu Su3	RN	25	h2 h0	25 70
Ton in %	Schluff in %	effektive Lagerungsdichte	KF-Wert in cm d-1	Wassergehalt bei den Saugspannungen		
				pf 0 in %	pf 1,8 in %	pf 4,2 in %
12,5	57,5	1,4	150	47,7	38,7	14,4
12,5	57,5	1,6	35	31,6	26,4	8,8
12,5	57,5	1,8	240	20,4	18,3	6,6
12,5	45,0	1,4	150	40,4	32,8	10,0
12,5	45,0	1,8	41	17,0	14,3	5,8
4,0	32,5	1,8	240	16,1	5,1	1,5
12,5	45,0	1,4	150	35,6	29,3	8,3
4,0	32,5	1,8	240	24,2	7,6	2,3

**Tabelle 5.5:** Leitfähigkeiten am Hang Dragensdorf in  $\text{cm d}^{-1}$ 

Bodentiefe in cm	Profil D2	D3	D4	D5
Hangform	konkav	stark konvex	gestreckt	schwach konvex
15	181,6	159,5	1390,3	203,6
30	174,2	226,4	110,2	31,6
60	74,2		40,4	423,4
90	117,6			
120	181,6			

Für die anderen Bodenklassen der Leitbodenformen wurde das gleiche Vorgehen verwendet. Die Klassen, für die keine Messergebnisse vorlagen, wurden, wie für die Klasse Ig2 bereits erwähnt, relativ zu den Klassen mit Messergebnissen parametrisiert. Die größte Unsicherheit ist hierbei für die Klasse Ig4 (vgl. Tabellen 5.3 und 4.1) zu erwarten, da diese als Steilhangboden einen Extremstandort charakterisiert und deswegen nur schwer mit den anderen Klassen vergleichbar ist. Allerdings nimmt die Klasse Ig4 nur einen sehr kleinen Flächenanteil (1%) im Gebiet ein. Außerdem wird die Klasse Ig4 im Allgemeinen nicht landwirtschaftlich genutzt, so dass diese Flächen keine Planungsrelevanz und unscharfe Aussagen über diese Flächen nur einen untergeordneten Einfluss auf das Gesamtergebnis haben.

#### 5.4.1.3 Geologie

Für die Beschreibung der Geologie stand eine digitale Karte und für Teilbereiche eine hydrogeologische Karte 1:50000 zur Verfügung, die beide von der ThürTV zur Verfügung gestellt wurden. Die Geologie wurde genutzt, um die Lücke im süd-östlichen Bereich der Bodenkarte (Abbildung 4.3) zu schließen. Die Zuordnung der Bodenklassen erfolgte hierbei manuell. Die Kriterien für diese Zuordnung waren Reliefeinheit, Geologie und Nachbarschaft. Zusätzlich wurde noch für den Abgleich eine analoge Karte der mittelmaßstäblichen Standortkartierung (MMK) verwendet.

Ein wichtiger Parameter, der mit Hilfe der geologischen Karte abgeleitet wurde, ist das Vorhandensein von Grundwasserabfluss der einzelnen Modelleinheiten. So wurde die geologische Karte in grundwasserführende und nicht grundwasserführende Gesteine aufgeteilt. Die Informationen wurden der hydrogeologischen Karte und der Literatur (Mattheß und Ubell 1983 [142], Jordan und Weder 1995 [106]) entnommen. Im Einzelnen wurden die vorhandenen Gesteine, wie Tabelle 5.6 zu entnehmen, eingeteilt. Die räumliche Verteilung ist in Abbildung 5.15 dargestellt. Hierbei zeigen die helleren Farbtöne grundwasserführende Gesteine an, während die dunkleren Töne Gesteine ohne Grundwasserführung darstellen. Bei unsicheren Klassen, wie bei Kieselschiefer und Eruptifgestein, wurde eine Grundwasserführung angenommen (vgl. Tabelle 5.6). Des Weiteren wurden die Auenbodenklassen als grundwasserführend angenommen, wobei aufgrund der in Kapitel 5.4.1.2 aufgezeigten Ungenauigkeiten der Bodenkarte, nur für Teilflächen ein Auengrundwasserleiter zugewiesen wurde, deren Hangneigung unter 5% lag. Der so ermittelte Anteil an grundwasserführenden Gesteinen beträgt 21,6% des Einzugsgebiets der Talsperren.

**Tabelle 5.6:** Einteilung der im Gebiet vorhandenen Gesteine nach ihrer Grundwasserführung (Klassen generalisiert)

Legende, Abbildung 5.15	Gesteinstyp	Gesteinsart	Gesteinsgefüge	Mächtigkeit	Durchlässigkeit	Grundwassertyp	Grundwasserführend
Lockersediment	Lockersediment (Quartär, Holozän, Alluvium/Diluvium, Quellmoore)	Lockersediment, Auesedimente z. T. sofluidale Bildung	Lehm mit Schotter, z. T. Torf	1 - 8 m	wechselnd ( $<10^{-5} \text{ m s}^{-1}$ )	lokaler GWL Sickerwässer	ja
Eruptivgestein	Eruptivgestein (Devon von z. T. Perm)	Diabas, Porphyry, Tuff und Konglomerate	geringe bis gute Klüftung, lokal Zersatzbildung			gute GWF, Men-ge abhängig vom Klüftvolumen $qu = 1,5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	ja
Tonschiefer	Metamorphes Gestein (Silur, Devon, Karbon, Ordovicium)	Ton und Schluffschiefer, z. T. mit Grauwacken	keine bis geringe Klüftung 0,54 - 0,70 % PV	0 - 250 m	gering ( $10^{-9}$ - $10^{-3} \text{ m s}^{-1}$ )	keine bis geringe GWF $qu=0,3-0,9 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	nein
Kieselschiefer	Metamorphes Gestein (Ordovicium, Karbon, Devon)	verkiesselte Schiefer und Quarzite	geringe bis sehr gute Klüftung 0,54 - 0,91 % PV	20 - 120 m	gering ( $10^{-5}$ - $10^{-4} \text{ m/s}$ ) bis hoch	keine bis sehr gute GWF	ja
Grauwacken	Sedimentgestein und metamorphes Gestein (Devon, Karbon, Kulm)	Grauwacken fein- bis grobkörnig z. T. mit Schiefer	keine bis geringe Klüftung 0,54 - 0,70 % PV	0 - 500 m	gering ( $10^{-7}$ - $10^{-6} \text{ m s}^{-1}$ )	keine bis gute GWF $qu=0,3-1,5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	nein
Knotenkalke	Metamorphes Gestein (Devon, Silur)	Knotenkalke mit Schiefereinlagerungen	gute Klüftung und Verkarstung	0 - 50 m	mittel bis hoch ( $10^{-2}$ - $10^{-1} \text{ m s}^{-1}$ )	gute bis sehr gute GWF $qu=5,5 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	ja
Alaunschiefer	Metamorphes Gestein (Silur)	Alaunschiefer- z. T. mit Kieselschiefer-Wechsellagerung (Sapropelite und Lydite)	sehr gute Klüftung, polygonaler Zerfall kurzklüftig 0,85 - 0,91 % PV	15 - 50 m	hoch	sehr gute GWF $qu=2,4-2,9 \text{ l s}^{-1} \text{ km}^{-2}$	ja

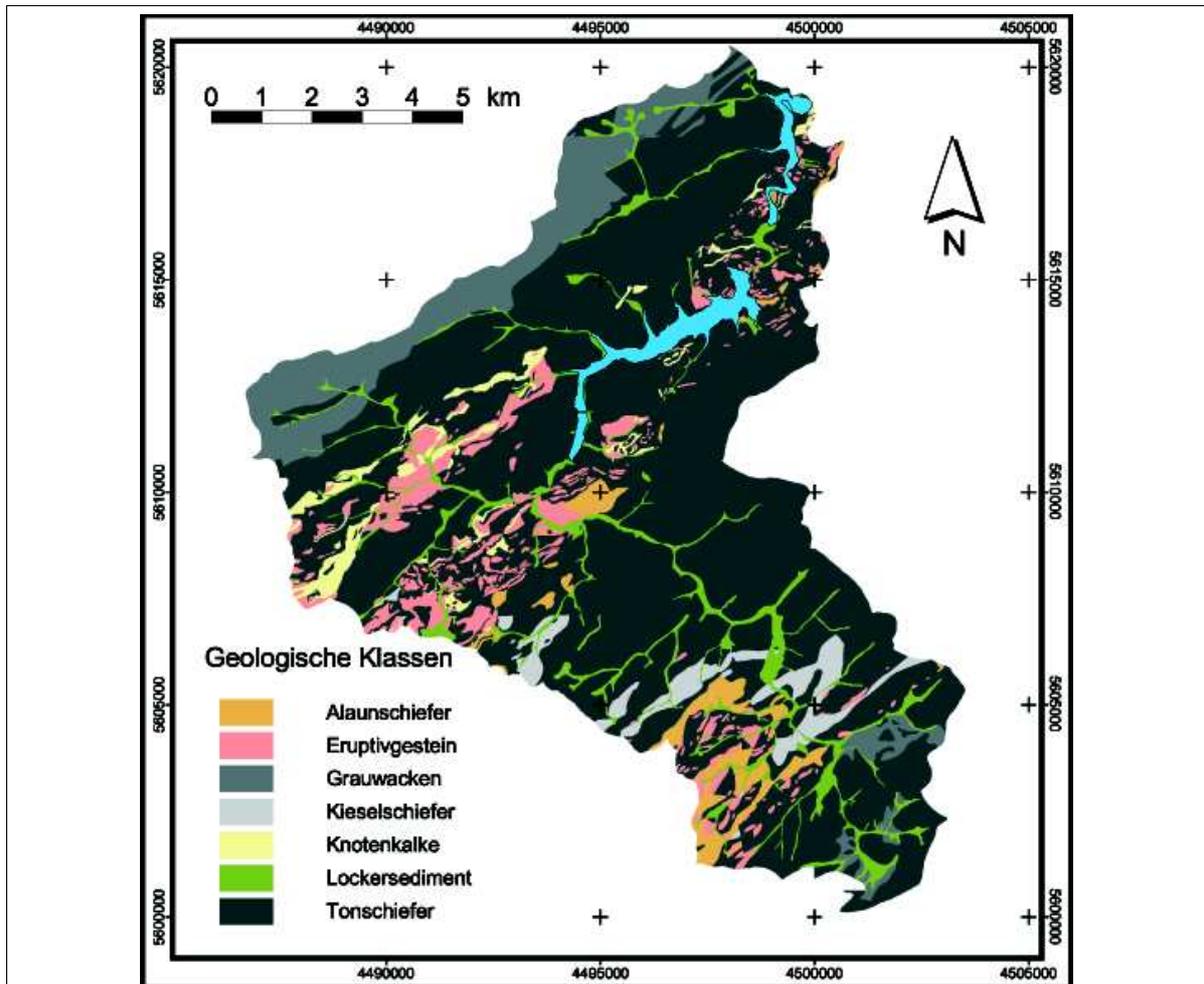
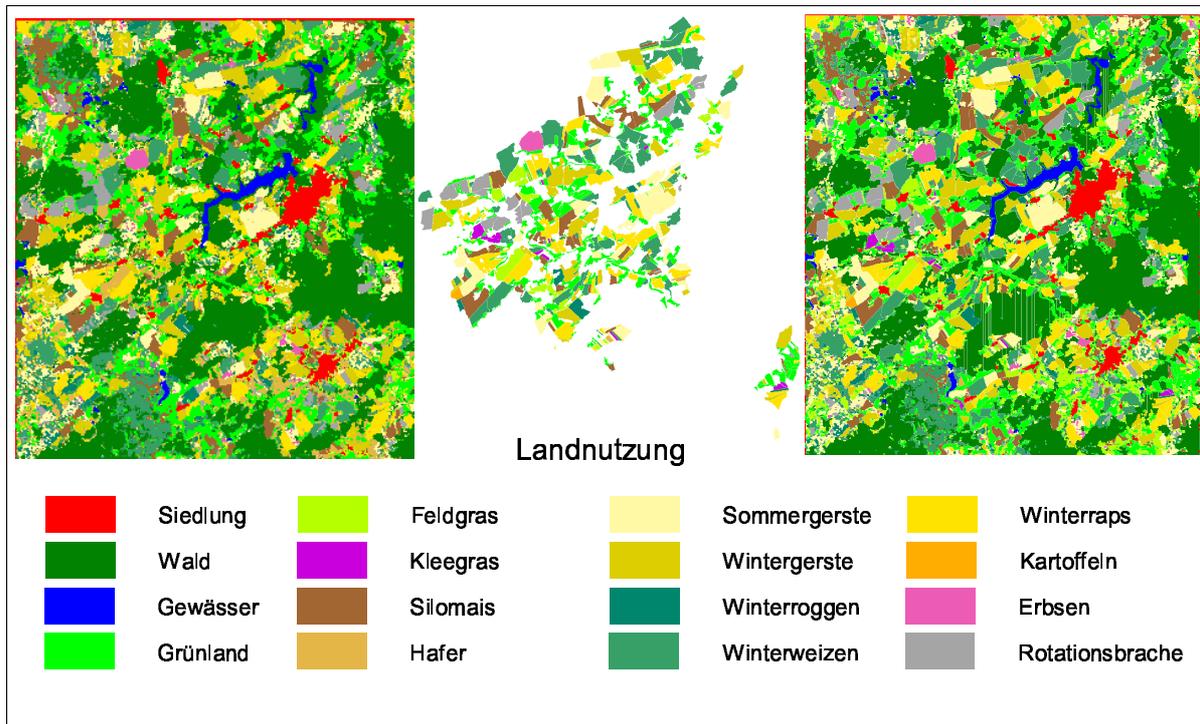


Abbildung 5.15: Geologie im Untersuchungsgebiet, Erklärung der Legende siehe Tabelle 5.6

#### 5.4.1.4 Landnutzung

Für die Landnutzung stand eine heterogene Datenbasis zur Verfügung. Zum einen existieren für die Jahre 1998, 1999 und 2000 das Gesamtgebiet umfassende, multitemporale Landnutzungsklassifikationen (Landsat TM-5). Diese wurden mit einer Siedlungsmaske aus IRS-1C PAN-Daten kombiniert (Thüringer Talsperrenverwaltung 1999 [226], Müschen et al. 2001 [158], Flügel und Müschen 2001 [71]). Außerdem wurde ein Datensatz der ThürTV benutzt, der auf einer GPS-Vermessung beruht und detaillierte Landnutzungsbeschreibungen enthält. Dieser liegt nur für die Flächen vor, die von Betrieben bewirtschaftet werden, die mit der Talsperrenverwaltung kooperieren. Zur Erzeugung des Landnutzungslayers wurden die Datenebenen so verschnitten, dass der GPS-Layer erhalten bleibt und die Satellitenbildklassifikation nur die Lücken des GPS-Layers ausfüllt (Abbildung 5.16).

Für die Parametrisierung der Landnutzung wurden Angaben der Landwirte zum Landnutzungsmanagement der einzelnen Nutzflächen des Jahres 1998 verwendet. Diese wurden von der ThürTV für das Bewilligungsverfahren der Ausgleichszahlungen erhoben, für diese Arbeit digital erfasst und aufbereitet. Es war aufgrund eines unklaren Flächenbezugs nicht möglich, die Befragungsergebnisse flächenscharf dem GIS-Layer der Landnutzung zuzuordnen. Die 907 Datensätze wurden dazu verwendet, die



**Abbildung 5.16:** Landnutzungskarte (rechts) erstellt aus Satellitendaten (links) und einer Kartierung (mitte)

bei WASMOD mitgelieferten Phänologie und Düngedateien anzupassen. Hierbei wurden feldfrüchte-spezifisch die Düngemengen aus den Befragungen ermittelt und die Düngemengen der Standard Phänologiedateien angepasst. Dabei wurden die Durchschnittswerte der aus den Befragungen stammenden Düngemengen mit den Düngemengen der Richtwerte der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft (2001 [219]) abgeglichen. Der Abgleich wurde durchgeführt, da sich ein Teil der landwirtschaftlichen Flächen in Trinkwasserschutzzone II befindet. Dort darf nach Auflage nur 80% des Bedarfs (Thüringer Landesverwaltungsamt 1998 [221]) gedüngt werden und aufgrund des fehlenden Flächenbezugs war nicht bestimmbar, welche Flächen die reduzierten Düngemengen erhalten haben. In Tabelle 5.7 ist erkennbar, dass das Düngeniveau für die hier betrachteten Feldfrüchte im Allgemeinen niedriger ist als bei den Original WASMOD Phänologiedateien und etwas höher als bei den Befragungen. Die bei WASMOD vorhandenen Phänologiedateien orientieren sich an der Düngeverordnung (Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit 1996 [32]).

Bei allen Landnutzungen kommt im Modell noch ein Betrag von  $20 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  als atmosphärische Deposition und bei Wald noch zusätzlich  $12 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  als erhöhte trockene Deposition hinzu. Die Fruchtfolgen wurden aus der GIS-Karte der ThürTV abgeleitet, da diese die Landnutzung der Jahre 1998, 1999 und 2000 beinhaltet. Ausgehend von der 1998 mit der Landnutzungs-klassifikation und dem GIS-Layer ermittelten Landnutzung wurden für die einzelnen Feldfrüchte häufige Folgefrüchte ermittelt. Durch mehrmaliges Wiederholen dieses Prozesses wurden die folgenden fünfgliedrigen Fruchtfolgen für die einzelnen Landnutzungen ermittelt (vgl. Tabelle 5.8). Hierbei wurde auf Plausibilität der Fruchtfolgen geachtet. So macht beispielsweise eine Abfolge wie Winterweizen nach Mais keinen Sinn, da der Saattermin des Weizens vor dem Erntetermin des Maises liegt.

**Tabelle 5.7:** Vergleich der Düngungen in  $\text{kgN ha}^{-1} \text{a}^{-1}$ 

Nutzung	Düngung nach Befragung		Düngung nach WASMOD (Orginal)	Düngung für Ist Szenario
	Mittelwert	Standardabweichung		
Grünland	79	66,0	diverse	120
Feldgras / Klee gras	157	69,7	diverse	180
Winterweizen	125	51,8	270	140
Sommerweizen	131	0	111	131
Tritikale	97	50,8	k. A.	110
Winterroggen	100	38,7	150	110
Wintergerste	132	41,6	221	140
Sommergerste	69	28,5	141	81
Mais	150	40,8	190	160
Raps	148	56,2	130	160
Futtererbsen	27	22,9	35	35
Hafer	93	46,2	114	104
Kartoffeln	146	38,9	105	150
Rotationsbrache	0	0	0	0

**Tabelle 5.8:** Fruchtfolgen der Modellierung

Nutzung 1. Jahr	2. Jahr	3. Jahr	4. Jahr	5. Jahr
Winterweizen	Raps	Roggen	Tritikale	Raps
Sommerweizen	Raps	Winterweizen	Wintergerste	Mais
Raps	Winterweizen	Raps	Mais	Sommergerste
Mais	Sommergerste	Raps	Rotationsbrache	Winterweizen
Winterroggen	Raps	Winterweizen	Tritikale	Wintergerste
Wintergerste	Raps	Wintergerste	Raps	Winterweizen
Sommergerste	Raps	Winterweizen	Wintergerste	Mais
Feldgras	Feldgras	Winterweizen	Raps	Wintergerste
Hafer	Feldgras	Wintergerste	Mais	Sommergerste
Futtererbsen	Sommerweizen	Wintergerste	Rotsationsbrache	Raps
Kartoffeln	Wintergerste	Raps	Tritikale	Winterweizen
Rotsationsbrache	Feldgras	Wintergerste	Winterweizen	Mais

Die phänologischen Daten Blattflächenindex und Durchwurzelungstiefe sowie die Art der Bodenbearbeitung wurden aus den für WASMOD mitgelieferten Dateien übernommen. Eine Modifikation der Düngung durch das Wasserschutzgebiet wurde während des Modelllaufs berücksichtigt, indem bei den Gebieten, die in der Schutzzone II liegen, ein Faktor von 0,8 bei der Düngung einbezogen wurde. Als geometrische Grundlage stellte die ThürTV hierzu eine digitale Karte der Trinkwasserschutzgebiete zur Verfügung.

#### 5.4.1.5 Dränagen und Gewässernetz

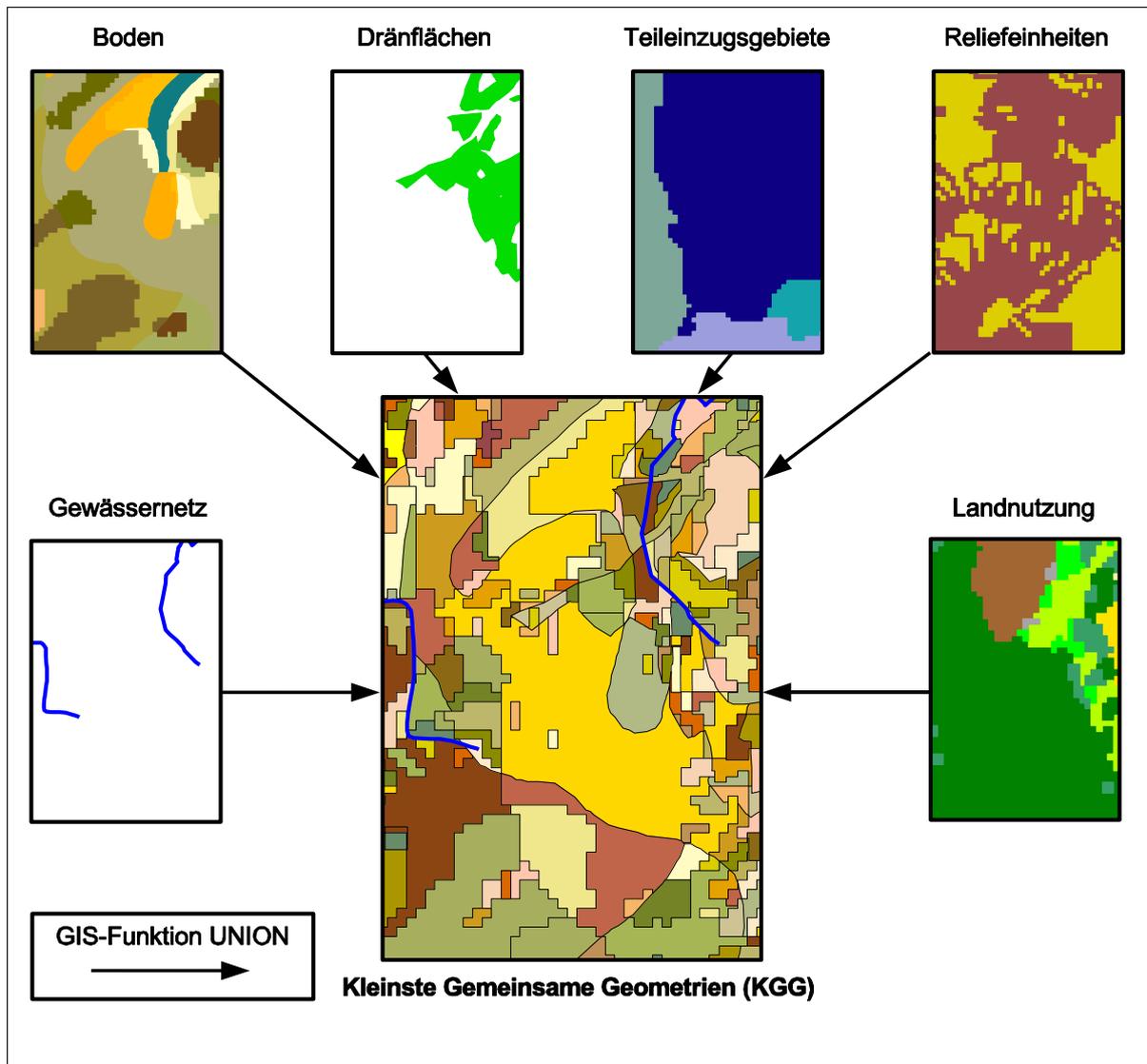
Zusätzlich zu den in diesem Kapitel erwähnten Informationsebenen stand noch eine Karte der Dränagen zur Verfügung. Die Datengrundlage dieser Karte stammt aus Plänen, die bei der Erstellung der Dränagen aufgezeichnet wurden (ca. 1960 – 1970). Sie sagt allerdings nichts über den aktuellen Zustand und die Wirksamkeit der Dränagen aus. Trotz dieser Einschränkungen wurde die Karte verwendet, da anzunehmen ist, dass die meisten Dränagen, insbesondere die, die von den Landwirten als wirksam erachtet werden, noch funktionsfähig sind. Im Einzugsgebiet beträgt der Anteil dräniertes Flächen laut dieser Karte 17% der Gesamtfläche.

Des Weiteren steht eine Gewässernetzkarte, die aus der topographischen Karte 1:10000 abgeleitet wurde, zur Verfügung. Diese weist die Lücken (Verrohrungen, Wälder) der topographischen Karte auf. Da für die Modellierung ein lückenloses Gewässernetz benötigt wird, wurden diese Lücken manuell unter Zuhilfenahme eines aus dem digitalen Geländemodell abgeleiteten Gewässernetzes geschlossen.

#### 5.4.1.6 Verknüpfung der räumlichen Information zu KGG

Für die Erzeugung von Kleinsten Gemeinsamen Geometrien (KGG) wurden alle für das Modell relevanten räumlichen Informationsebenen verschnitten (vgl. Dibbern et al. 1996 [51]). Zunächst wurden die Ergebnisse aus Topnew (Kapitel 5.2.2) in eine Reliefeinheiten- und eine Teileinzugsgebiets-Polygonkarte konvertiert. Diese Flächen wurden zusammen mit der Landnutzungskarte, der Bodenkarte, der Dränkarte und dem Gewässernetz mit der GIS-Funktion UNION verschnitten. Anschließend wurden alle entstandenen Splitterpolygone in diesem Fall  $< 1000 \text{ m}^2$  eliminiert, indem sie dem Nachbarn mit der längsten gemeinsamen Grenze zugeschlagen werden. Da das Gewässernetz für eine korrekte Modellierung lückenfrei sein muss, wurde die Gewässerkarte noch einmal mit der KGG-Karte verschnitten. Dadurch bleiben einige Splitterpolygone erhalten (vgl. Abbildung 5.17, süd-östlicher Vorfluter). Nach diesem Prozess sind 24412 Polygone im Gesamteinzugsgebiet entstanden. Diese weisen bei einer durchschnittlichen Flächengröße von  $6996 \text{ m}^2$  eine große Heterogenität auf (Minimum  $< 1 \text{ m}^2$  und Maximum  $1372232 \text{ m}^2$ ).

Da eine noch größere Anzahl von Modelleinheiten vermieden werden sollte, wurden die Geologie und die Wasserschutzgebiete auf folgende Weise berücksichtigt. Die Geologie wurde, wie in Kapitel 5.4.1.2 beschrieben, in grundwasserführende sowie nicht grundwasserführende Gebiete eingeteilt und die Ergebniskarte aufgerastert. Anschließend wurde das Raster über die KGG gelegt und für jede einzelne KGG ausgezählt, ob in ihr mehr grundwasserführende oder nicht grundwasserführende Zellen vorhanden sind. Die Information der häufigeren Rasterklasse wurde dem Polygon dann zugewiesen. Die Geologie wurde aufgrund ihrer geringen, im Modell verwendeten, thematischen Differenziertheit von nur zwei Klassen ausgewählt, da hier sichergestellt ist, dass mindestens 50% einer KGG der richtigen Klasse entsprechen. Außerdem wurde auf diese Weise vermieden, dass noch mehr Splitterpolygone entstehen, da die in die KGG-Ausweisung eingehenden Informationsebenen Boden und Relief eine teilweise redundante Geometrie aufweisen, die sich nur geringfügig von der der Geologischen Klassen unterscheiden. Ein äquivalentes Vorgehen wurde für die Trinkwasserschutzgebiete gewählt, da hier ebenfalls nur 2 Klassen, Schutzzone II mit 20 % Düngereduktion und Schutzzone III ohne Reduktion, auftreten. Schutzzone I ist ausschließlich forstwirtschaftlich genutzt und spielt deshalb bei der Düngung keine Rolle. Zudem ändern die Landwirte das Landnutzungsmanagement innerhalb einer Parzelle meist nicht, so dass vorhandene Landnutzungsgeometrie (vgl. Kapitel 5.4.1.4) zur Abgrenzung ausreicht.



**Abbildung 5.17:** Ausschnitt der KGG-Karte und der dazu beitragenden Informationsebenen

Die so erzeugten KGG werden in einem weiteren Schritt mit dem Programm Toptra (Kapitel 5.2.3) hydrologisch charakterisiert. Von besonderer Bedeutung ist dabei die Festlegung der Simulationsreihenfolge innerhalb der lateralen Abflusskaskaden und die Zuweisung der Kaskaden zu den Vorfluterabschnitten. Diese Modelleinheiten stellen die Grundlage für die Modellierung mit WASMOD dar (Kapitel 6.1).

## 5.4.2 Zeitreihen

### 5.4.2.1 Klima

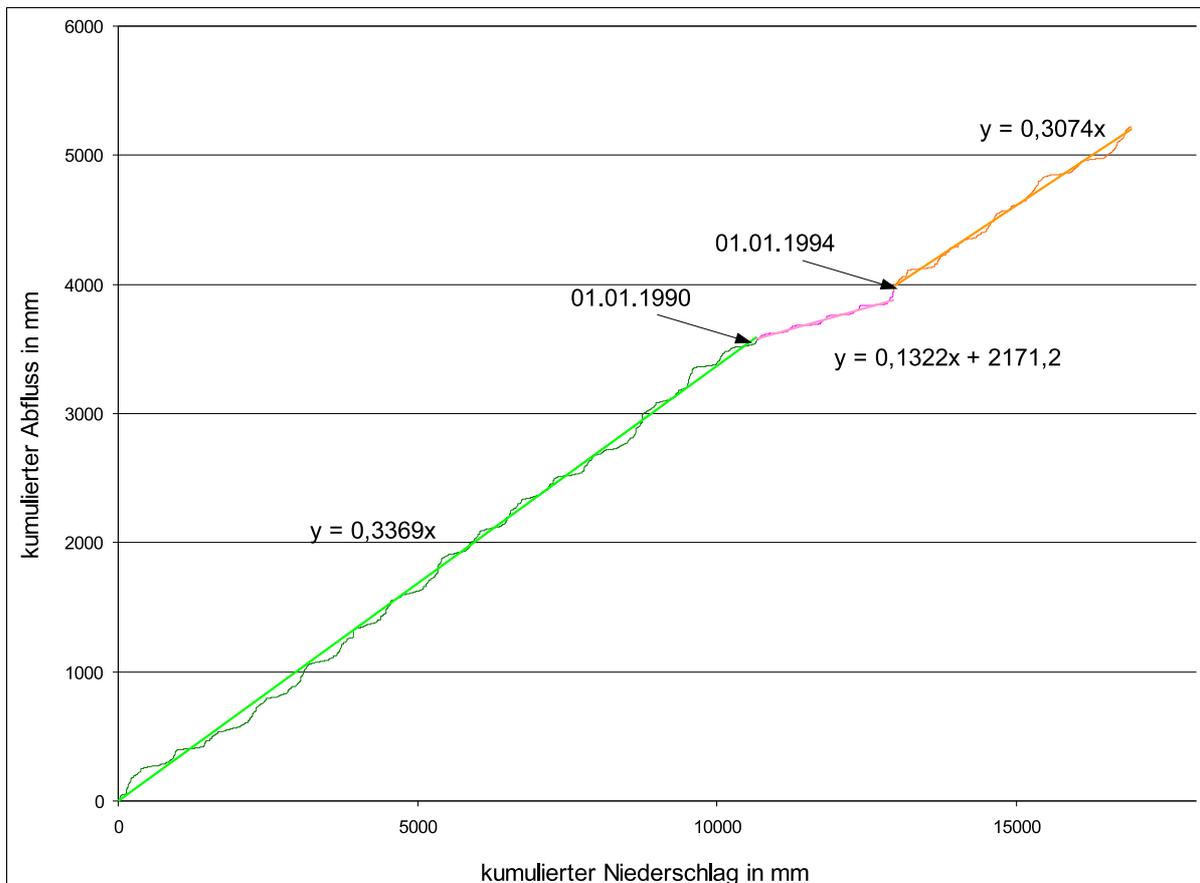
Zur Charakterisierung der klimatischen Verhältnisse standen Daten der im Einzugsgebiet und der Umgebung befindlichen Stationen des Deutschen Wetterdienstes in einer maximalen Zeitreihe von

1970 bis 2000 zur Verfügung. Diese teilen sich in 13 Regenmessstationen, 5 Klimastationen und 2 synoptische Stationen auf. Während von den Regenmessstationen nur die Niederschläge verwendet wurden, wurden von den Klima- und synoptischen Stationen Minimum und Maximum Temperaturen, Niederschläge, sofern vorhanden Strahlung und Luftfeuchte (14:00 Uhr) ausgewertet. Da bei WASMOD eine auf Jahreswerten basierende Höhenregression für die Klimaelemente vorgesehen ist wurden Regressionen und Korrelationen für die einzelnen Klimaelemente ermittelt. Hierbei ergaben sich die folgenden Zusammenhänge: Die langjährige Korrelation zwischen Niederschlag und Höhe ergab einen Korrelationskoeffizienten ( $R$ ) = 0,59. Dieser teilt sich für das Winterhalbjahr  $R$  = 0,6 und im Sommer  $R$  = 0,53 auf und hat somit nur einen schwachen Zusammenhang. Für die Maximumtemperatur besteht eine stärkere Beziehung  $R$  = -0,81 während bei der Minimumtemperatur kein Zusammenhang gefunden werden konnte  $R$  = -0,08. Hierfür sind wahrscheinlich Effekte wie Kaltluftseen in den Tälern verantwortlich, weswegen für die Minimumtemperatur auf eine Höhenregression verzichtet wurde. Aus der Luftfeuchte wurde zusammen mit der Maximumtemperatur das Sättigungsdefizit ermittelt, welches eine starke Beziehung mit der Höhe  $R$  = 0,92 aufweist. Für die Strahlung standen nur 2 Stationen (Weimar und Chemnitz) zur Verfügung, so dass hier eine Regression keinen Sinn macht. Hier wurden die Daten der Station Weimar ausgewählt da diese für annähernd den gesamten Simulationszeitraum zur Verfügung stand, während aus Chemnitz nur die Zeitreihe von 1990 – 1999 bereitstand. Die Daten aus Chemnitz wurden dazu verwendet, um einige wenige Lücken in den Weimarer Daten zu füllen. Dies war möglich, da die beiden Datenreihen eine starke Korrelation für Tageswerte aufweisen ( $R$  = 0,93). Im urbanen Raum liegen die gemessene Strahlung rund 20 % unter den im ländlichen Raum gemessenen Werten (Friedrich 2000 [75]). Da das Einzugsgebiet ländlich geprägt ist, wurden die Werte aus Weimar um 20 % erhöht. Des Weiteren wurden die, für den Regenmesser nach Hellmann typischen, Benetzungs- und Überwehungseffekte mit der Methode nach Richter (1995 [182]) für leicht geschützte Stationslagen der Höhenklasse des Gebietes IV korrigiert (Tabelle 5.9). Da bei WASMOD zwei Klimazeitreihen berücksichtigt werden können, wurden für den Niederschlag die Stationen Pahren und Mühltroff bei der Simulation des Einzugsgebietes von Pegel Läwitz, die Stationen Pahren und Staitz bei der Simulation des restlichen Einzugsgebietes verwendet (vgl. Abbildung 4.4). Wichtige Kriterien hierbei waren eine vollständige Zeitreihe und eine möglichst gute Erfassung der Variabilität im Einzugsgebiet.

**Tabelle 5.9:** Korrekturwerte nach Richter (1995 [182]) für leicht geschützte Stationslagen in der Höhenklasse IV

Monat	Jan	Feb	Mrz	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
Wert in %	16,2	15,7	14,3	11,9	8	6,5	6,3	6,6	7,7	8,8	12,1	14,4

Zur Überprüfung der Homogenität der Klimareihen wurde eine Doppelsummenanalyse zwischen Niederschlag und den in Kapitel 5.4.2.2 beschriebenen Abflussdaten auf täglicher Basis durchgeführt. Wie in der Abbildung 5.18 dargestellt, existiert zum Jahreswechsel 1989 / 1990 ein Bruch in der Kontinuität der Kurve, welcher bis Ende 1993 andauert. Danach ist die Steigung der angepassten Geraden allerdings auch nicht wieder auf dem alten Niveau. Die erste Diskontinuität ist wahrscheinlich auf zwei Effekte zurückzuführen. Zum einen sind die Jahre 1990 – 1993 die trockensten in der gesamten Datenreihe. Zum anderen gibt es vermutlich eine Änderung in der Behandlung der Daten im Übergang vom Meteorologischen Dienst der DDR zum DWD, da nach der trockenen Zeitperiode (vgl. Abbildung 7.2) die Steigung der Trendline den alten Wert nicht wieder erreicht. Bei der Auswertung wurde deswegen das letzte Jahrzehnt gesondert berücksichtigt und als wichtigste Referenzperiode verwendet.

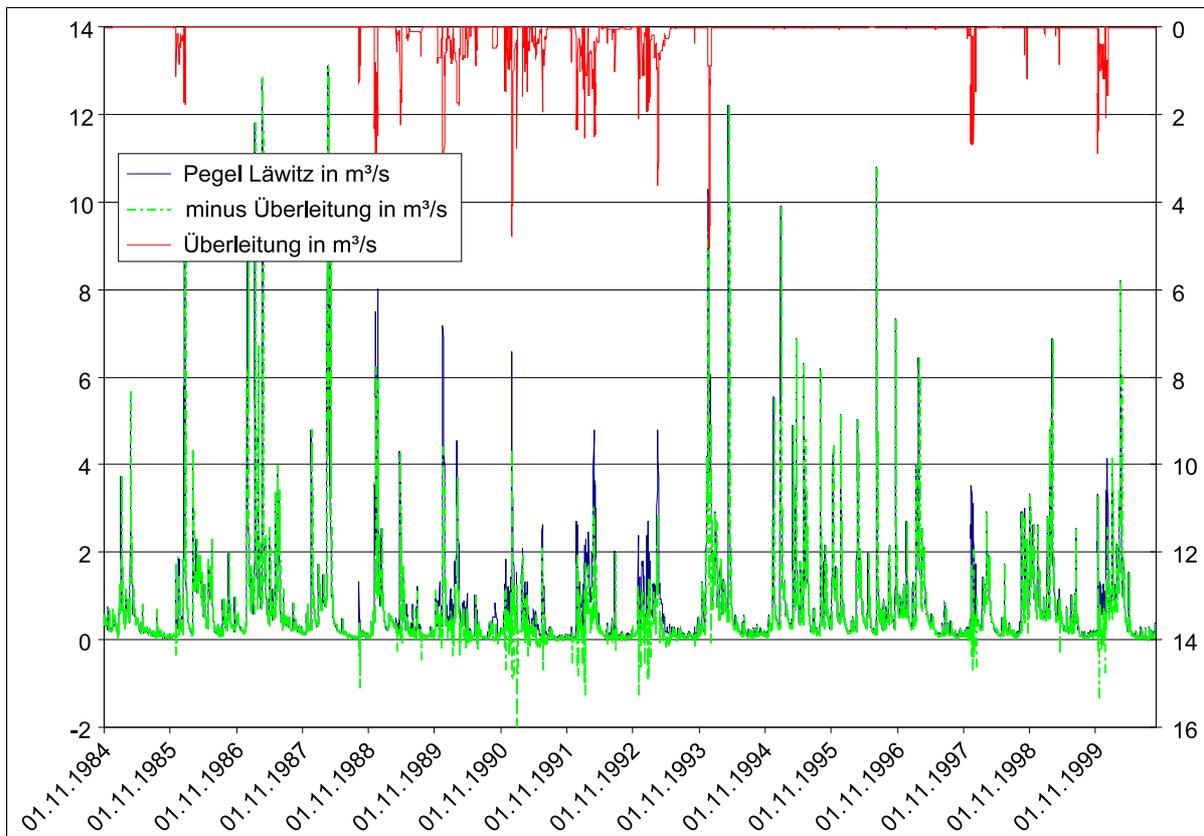


**Abbildung 5.18:** Doppelsummenanalyse zwischen Abfluss (Pegel Lawitz) und Niederschlag

#### 5.4.2.2 Abflussdaten

Der Abfluss des in dieser Arbeit betrachteten Einzugsgebietes wird langjährig nur für einen Anteil von rund 100 km<sup>2</sup> mit einem Pegel (Läwitz) auf täglicher Basis erfasst. Die Messungen am Pegel Läwitz beginnen mit dem Bau der Talsperre Zeulenroda und sind bis zum Umbau 1997 nur auf die Wassermenge beschränkt. Seit dem Umbau werden am Pegel Läwitz die Parameter Durchfluss, Leitfähigkeit, Trübung, Gehalt an mineralischem Stickstoff, Sauerstoffgehalt, Temperatur und pH-Wert in einer zeitlichen Auflösung von 15 Minuten erfasst. Hiervon stehen in dieser Arbeit der Abfluss von November 1974 bis Dezember 2000 und die Stickstofffrachten von November 1997 bis Dezember 2000 in täglicher Auflösung zur Verfügung. Für den Zeitraum Januar 1976 bis Dezember 1998 standen zusätzlich noch monatliche Stickstoffmessungen zur Verfügung.

Seit der Inbetriebnahme der Talsperre Lössau 1983 wird unregelmäßig Wasser (vgl. Kapitel 4.3) oberhalb des Pegels Läwitz in die Weida übergeleitet. Daten über die Menge des übergeleiteten Wassers sind ab 1984 auf täglicher Basis aufgezeichnet. Diese wurden für die Auswertung von den Abflusswerten des Pegels Läwitz subtrahiert. Hierbei traten Probleme in der Plausibilität auf, da, wie in Abbildung 5.19 dargestellt, teilweise negative Abflüsse berechnet wurden. Die Stofffracht wurde, da keine Informationen über den Stickstoffgehalt des übergeleiteten Wassers vorlagen, anteilig um den Betrag der Wassermenge reduziert. Da sich in der Doppelsummenanalyse (Abbildung 5.18) keine Diskontinuität beim Beginn der Überleitung zeigt, scheinen die Überleitungswerte, über einen längeren Zeit-



**Abbildung 5.19:** Abfluss am Pegel Lävitz, Werte des Überleitungsstollens und korrigierte Abflusswerte

raum betrachtet, plausible Werte zu liefern. Der durchschnittliche Abfluss (MQ) im betrachteten Zeitraum liegt bei  $0,75 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , der höchste beobachtete Abfluss (HQ) bei  $14,8 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  und der niedrigste (NQ) bei  $0 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ . Der Niedrigwasserabfluss ist trotz des Problems durch die Überleitung plausibel, da dieser Wert 1976 vor der Inbetriebnahme der Talsperre Lössau und damit vor der Überleitung erfasst wurde. Dies bedeutet, dass bei der Validierung der Tageswerte mit schlechteren Übereinstimmungen gerechnet werden muss. Dies gilt insbesondere, da nicht nur die negativen Abflusswerte einen Fehler aufweisen, sondern im Fall einer Überleitung immer mit Störungen im Signal zu rechnen ist. Bei der Betrachtung längerer Zeitintervalle kann hingegen von einer homogenen Messung ausgegangen werden.

Die monatlichen Stickstoffmessungen sind zur Berechnung von Frachten problematisch, da die Werte erheblichen Schwankungen innerhalb eines Monats unterliegen. Die Monatswerte werden dennoch zur Ableitung von Jahresfrachten verwendet. Um den, durch die monatliche Messung hervorgerufenen, Fehler abschätzen zu können, wurde folgende Vorgehensweise gewählt. In einem Jahr (1999), für das tägliche Messungen vorliegen, wurden monatliche Messungen simuliert, in dem in 30-tägigen Abständen Werte zur Abschätzung der Jahresfracht verwendet wurden. Hierbei wurden 30 verschiedene Anfangstage gewählt, um für jeden Bezugstag im Monat eine mögliche Fracht zu berechnen und so dem durch die monatliche Messung hervorgerufenen Fehler abschätzen zu können. Hierbei wurden für die 30 verschiedenen geschätzten Jahresfrachten folgende Parameter ermittelt:

Mittelwert	$\bar{X}$	=	1318,77	(tNO <sub>3</sub> )
Minimum	$X_{min}$	=	1199,66	(tNO <sub>3</sub> )
Maximum	$X_{max}$	=	1443,84	(tNO <sub>3</sub> )
Standardabweichung	$S$	=	64,60	(tNO <sub>3</sub> )
Standardabweichung · 2	$2S$	=	129,20	(tNO <sub>3</sub> )

Die 30 Werte wurden mit dem Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstest auf Normalverteilung geprüft und mit einem Wert von  $0,74 > 0,05$  als Normalverteilung angenommen. Das bedeutet, dass im Bereich von 2 Standardabweichungen, was 129,2 tNO<sub>3</sub> entspricht, rund 96% der zu erwartenden Werte liegen. Bei Betrachtung des Minimums 1199,66 tNO<sub>3</sub> und des Maximums 1443,84 tNO<sub>3</sub> der ermittelten Werte kann ein maximaler Fehler von Rund  $\pm 10\%$  (129,20 zu 1318,77 tNO<sub>3</sub>) für die mit Monatswerten ermittelte Jahresfracht angenommen werden.

### 5.4.3 Messhänge

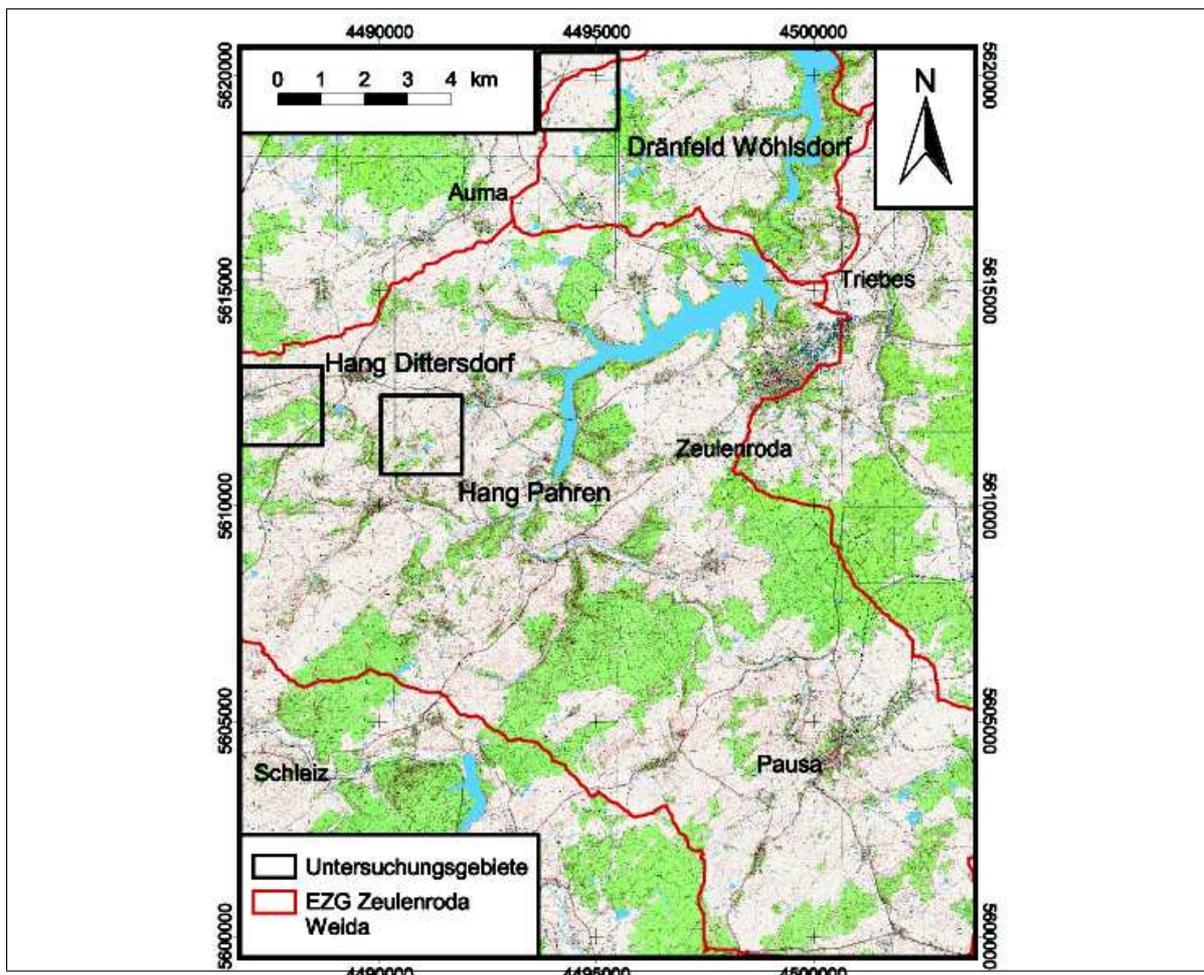


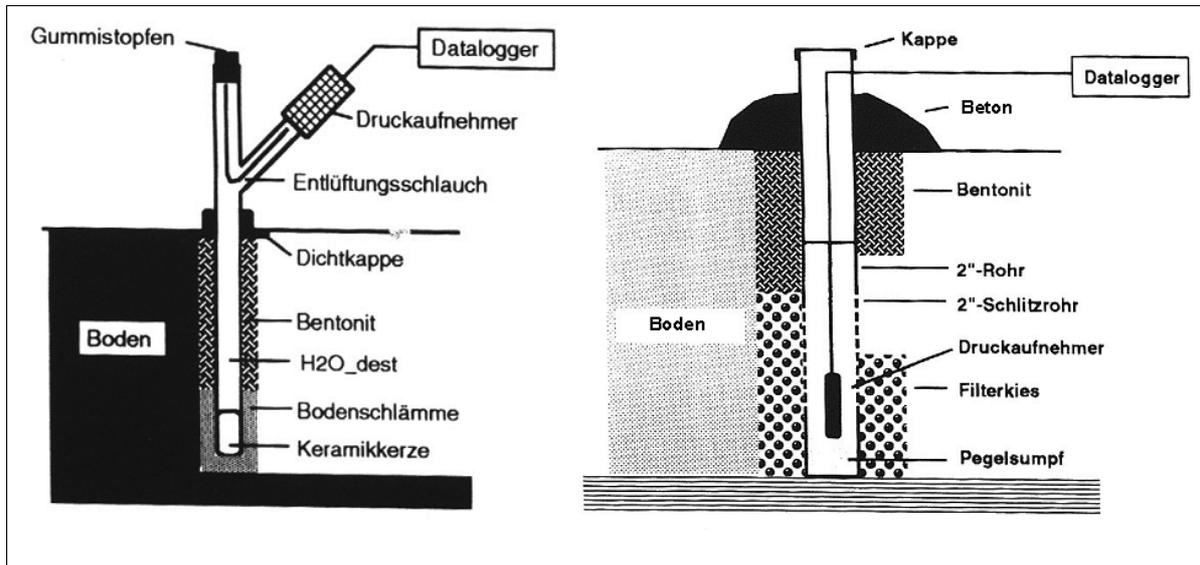
Abbildung 5.20: Lage der untersuchten Einzelstandorte im Einzugsgebiet des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda

Ein Ziel dieser Arbeit war es, Aussagen über einzelne Flächen in einem Einzugsgebiet zu treffen (vgl. 3.2). Hierzu wurde ein distributives hydrologisches Modell eingesetzt. Die Validierung solcher Modelle findet im Allgemeinen nur an Pegeln am Gebietsauslass statt, so dass es nicht möglich ist, abzuschätzen wie die Modellqualität in den Teilflächen ist. Aus diesem Grund wurde eine umfangreiche Geländeinstrumentierung an zwei Hangkatenen durchgeführt, die Validierungsdaten für den Bodenwasserhaushalt, einen der zentralen Prozesse in WASMOD, bereitstellt. Im Folgenden werden die gemessenen Parameter, mit Ausnahme der in Kapitel 5.4.1.2 erläuterten Bodendaten, vorgestellt. Die Modellierung erfolgte in zwei Maßstäben im Einzugsgebietsmodus und im Hangmodus (vgl. Kapitel 6.2.1). Für den Hangmodus wurden Klima und Flächendaten als Eingangsdaten ermittelt. In Abbildung 5.20 ist die Lage der Messhänge im EZG skizziert. Die genaue Position der einzelnen Messstationen ist in Abbildung 5.10 dargestellt. Zusätzlich ist noch die Lage des in Kapitel 5.4.4 beschriebenen Dränfeldes eingezeichnet.

#### 5.4.3.1 Hydrometeorologische Daten

Die Klimaelemente wurden an den beiden Bodenfeuchtehängen mit weitgehend identischen Sensoren für Niederschlag, Einstrahlung, Albedo, Windgeschwindigkeit, Luftfeuchte und Bodentemperatur an einer Station am oberen Ende beider Hänge erhoben. Sie wiesen einen Messwertabstand von 5 Minuten auf und wurden digital mittels Datenlogger erfasst. Die Wartungsintervalle betragen 7 – 10 Tage. Der Niederschlagsmesser (Niederschlagswippe) war in 1 m Höhe angebracht. Zusätzlich zur kontinuierlichen Erfassung wurde der Niederschlag eines Wartungsintervalls erfasst und zur Validierung der fünf-Minuten-Werte benutzt. Die Einstrahlung und Albedo wurden mit Strahlungsmessern aufgenommen, die in 2 m Höhe angebracht waren. Ebenfalls in 2 m Höhe wurden Luftfeuchte, Temperatur und Windgeschwindigkeit gemessen. In den Boden wurden Temperaturfühler in 0, 10, 20, 40 und am Hang Dittersdorf 60 cm Tiefe eingebracht. Für die Sensoren der Klimaelemente lagen Prüf- und Eichprotokolle vor. Vergleiche der Messungen auf beiden Hängen ergaben plausible Werte.

Zur Bestimmung der Bodenfeuchteverhältnisse wurden am Hang Pahren sechs und am Hang Dittersdorf fünf Tensiometer nester installiert (vgl. Abbildung 5.10). Die Einbautiefen variieren je nach Mächtigkeit der mit einem Bohrstock (Pörkhauer) erschließbaren Lockergesteinsauflage bis zu einer Maximaltiefe von 120 cm (vgl. Tabelle 5.10). Die Tensiometersysteme waren mit Druckaufnehmern der Firma Jumo versehen, deren Funktion auch im Minusbereich gegeben ist. Sie weisen zusätzlich einen temperaturkompensierenden Nullabgleich und eine Nullpunktstabilität, die für die Reproduzierbarkeit der Ergebnisse wesentlich ist, auf. Durch eine spezielle Entlüftungsvorrichtung konnten die Tensiometer im eingebauten Zustand wieder befüllt werden. Um das Herunterlaufen von Wasser direkt an den Tensiometerstäben zu verhindern, wurde beim Einschlämmen um die Stäbe eine Bentonitpackung aufgetragen und über dem Bohrloch eine Kunststoffkappe angebracht (Abbildung 5.21 links). Die Tensiometer wurden gegen Luft und Wasser normalisiert und dabei die je nach Einbautiefe variierende hängende Wassersäule herausgerechnet. Im Winter besteht die Gefahr, dass das Wasser in den Tensiometern gefriert und zu Messfehlern und Beschädigung führt. Deswegen wurden die Tensiometer im Winter mit einer 30-%igen Methanollösung, als Frostschutz befüllt. Ein Messwertabweichung ist durch den Wechsel von Wasser zur Methanollösung nur in sehr geringem Ausmaß zu erwarten (Wendt et al. 1978 [242]), so dass es möglich war auch bei Frost sinnvolle Daten zu erhalten. Aus den, von den Tensiometern aufgenommenen Saugspannungen, konnte mit Hilfe gemessener  $p_f$ -Kurven (Kapitel 5.4.1.2) die Bodenfeuchte ermittelt werden.



**Abbildung 5.21:** Aufbau eines installierten Tensiometers (links) und eines Grundwasserbeobachtungsbrunnens (rechts) (Flügel 1999 [70])

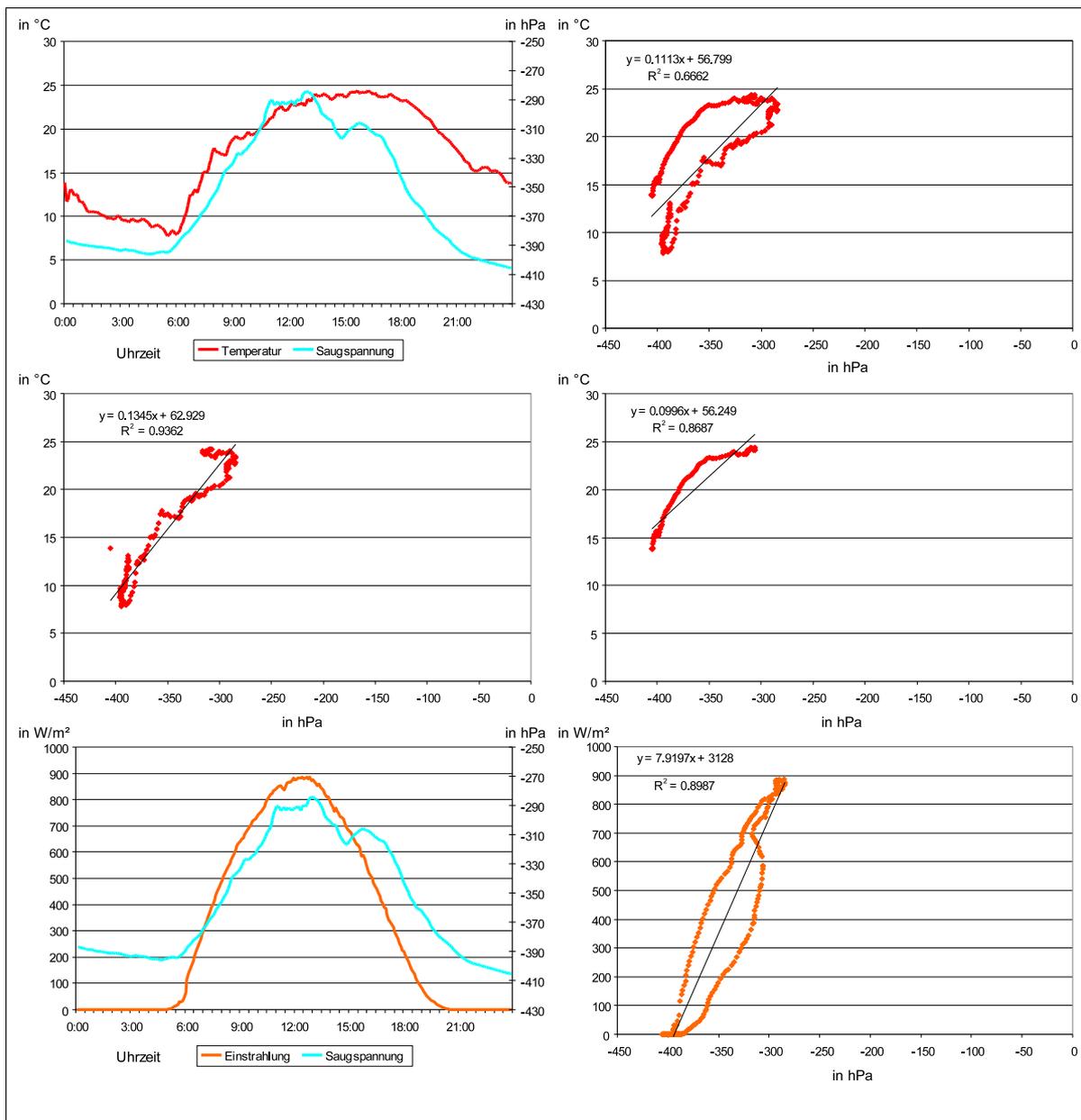
**Tabelle 5.10:** Einbautiefen der Tensiometer auf beiden Hängen

Tensiometer-tiefe in cm	Pahren 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 6	Dittersdorf 1	D 2	D 3	D 4	D 5
15	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
30	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
60	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
90	-	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x
120	-	-	x	x	x	x	-	-	-	x	x

Zur Messung der Grundwasserdynamik wurde in der Tiefenlinie an den Stationen P 6 und D 5 ein Grundwasserbeobachtungsrohr, wie in Abbildung 5.21 (rechts) skizziert, installiert. Alle Daten wurden wie bei den Klimastationen im 5 Minutentakt aufgezeichnet. Der Messzeitraum der Datenreihen reicht für den Hang Pahren von Mitte September 1999 bis Mitte Juni 2001 und für den Hang Dittersdorf von Mitte Dezember 1999 bis Mitte Juli 2001.

Bei der Auswertung der Tensiometerdaten konnte ein Tagesgang in den Werten festgestellt werden. Dieser ist insbesondere an Tagen, die einen ausgeprägten Tagesgang der Temperatur aufweisen, vorhanden. Der Grund für diesen Tagesgang liegt in der temperaturbedingten Ausdehnung von Luft und Wasser in den Tensiometern, die zu einer Erhöhung des Innendrucks und damit einer Abnahme der Saugspannung mit Erhöhung der Temperatur führen. Die Kurven in Abbildung 5.22 zeigen beispielhaft das Verhalten der Saugspannung in Abhängigkeit von Temperatur und Strahlung. Auf der Abbildung 5.22 oben links ist deutlich eine Hysterese erkennbar, die aufzeigt, dass das Verhalten bei Erwärmung und bei Abkühlung unterschiedlich verläuft. Dadurch ist der Zusammenhang über den ganzen Tag wesentlich weniger eng, als bei einer isolierten Betrachtung der Erwärmungsphase bis 16:00 Uhr (Abbildung 5.22 Mitte links) oder der Abkühlungsphase ab 16:00 Uhr (Abbildung 5.22 Mitte rechts). Die unteren beiden Diagramme zeigen den ebenfalls erheblichen Einfluss der Einstrahlung, der auch

einer Hysterese unterliegt. Die Schwankung ist mit einer Amplitude von 121 hPa erheblich, so dass die 5-Minuten-Daten sich nicht für die Auswertung eignen. Auch ein Herausrechnen des Temperatureffektes erscheint angesichts der Hysterese und den Einfluss von Temperatur und Strahlung kaum durchführbar. Dies gilt insbesondere auch deshalb, da sich in den Tensiometern immer auch ein wenig Luft befindet, dessen Ausdehnungsverhalten sich sehr stark von dem des Wassers unterscheidet, und das Mengenverhältnis zwischen Luft und Wasser nicht bekannt ist. Aus diesen Gründen wurden als Vergleichsdaten für die Modellierung die vergleichsweise konstanten Nachtwerte herangezogen, indem das Tagesminimum als Tageswert verwendet wird. Somit ist sichergestellt, dass der Wert nicht durch die temperaturbedingte Ausdehnung überprägt ist.



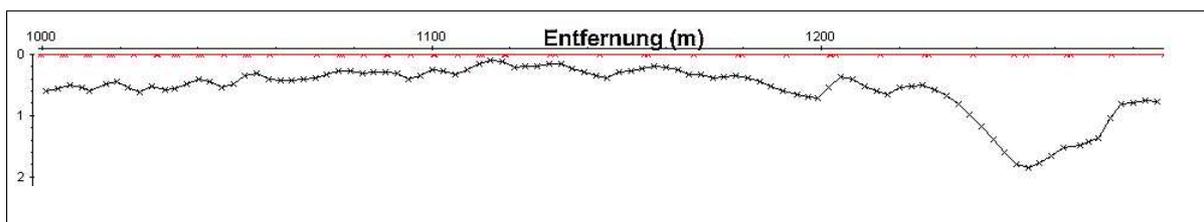
**Abbildung 5.22:** Zusammenhang zwischen dem Tagesgang der Tensiometer und Lufttemperatur und Strahlung am 06. Mai 2000

### 5.4.3.2 Hangvermessung

Der Hang Pahren wurde mittels differenziellem GPS und Theodolit vermessen. Durch die differenzielle Methode und eine lange Messdauer pro Punkt konnte erreicht werden, dass die Ergebnisse eine Höhengenaugigkeit im Zentimeter-Bereich aufweisen. Die GPS-Messungen erfolgten entlang der Stationen. Gleichzeitig wurden 130 Punkte mittels Theodolit in einem 25 m breiten Streifen entlang der Stationen eingemessen und in das Punktenetz der differentiellen GPS-Messung verdichtet (Pechstädt 2003 [166]). Aus diesen Daten wurde durch Interpolation mit dem Verfahren Ordinary Kriging (Krige 1951 [123], Matheron 1963 [140]) ein DGM des Hanges erstellt, aus welchem die Reliefparameter für die WASMOD Modellierung gewonnen wurden.

### 5.4.3.3 Seismik

Die Punktinformationen der Bodenbeschreibungen (Kapitel 5.4.1.2) wurden am Hang Pahren noch durch ein refraktionsseismisches Profil ergänzt. Hierbei wird die Mächtigkeit der oberen und die Zusammensetzung der unteren Schicht über den Laufzeitunterschied zwischen refraktierter Welle und Ausgangswelle sowie die Geschwindigkeit der refraktierten Welle ermittelt. Die räumliche Auflösung von seismischen Aufnahmen wird durch die Abstände der Geophone bestimmt, wobei die vertikale Auflösung der Hälfte des Geophonabstandes entspricht (Knödel et al. 1997 [117], Beblo 1997 [12]). Es wurde ein 12 Kanal (12 Geophone) Seismikgerät verwendet. Die Geophonabstände variierten zwischen 1 m im Oberhangbereich und 2 m im Mittel- und Unterhang. Mit dieser Anordnung wurden 17 Profile aufgenommen. Diese wurden mittels des Programms REFLEXW in ein, den gesamten Hang umfassendes, Profil überführt. Durch die geringen Geophonabstände wurde im oberen Hangbereich zumeist nur der Pflughorizont erfasst (siehe Abbildung 5.23 Entfernung bis 230 m). Im Unterhangbereich ist eine Aussage über die Mächtigkeit des Bodenkompimentes möglich (vgl. Abbildung 5.23 Bereich ab 230 m)(Pechstädt 2003 [166]).



**Abbildung 5.23:** Seismisches Profil des Hanges Pahren (1000 entspricht einer Entfernung von 0 m, 1100 entspricht einer Entfernung von 100 m; Mächtigkeiten in m) (Pechstädt 2003 [166])

### 5.4.3.4 Ableitung der Modelleinheiten

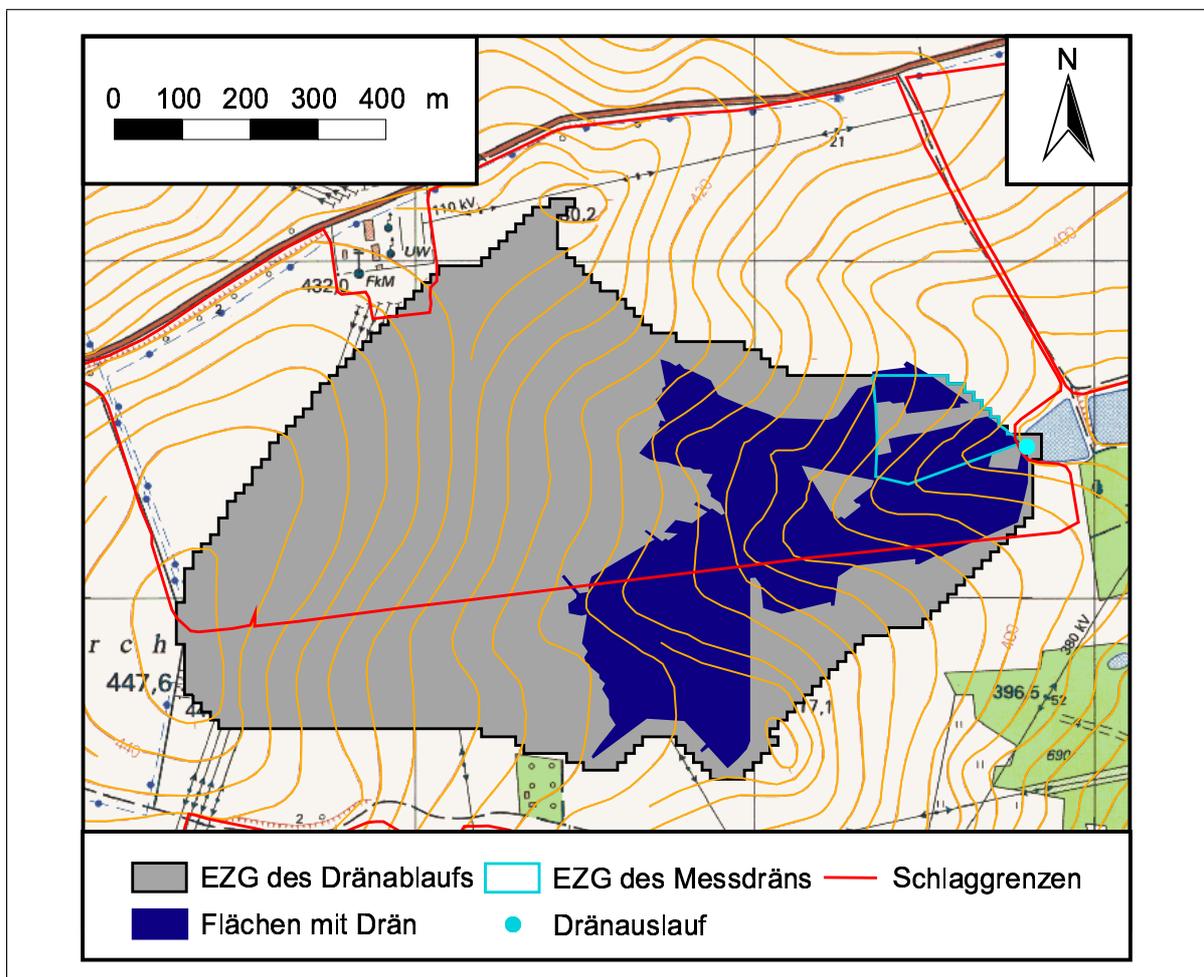
Der Hang Pahren wurde in 6 Polygone diskretisiert. Als Kriterien wurden eine möglichst gleichmäßige Hangneigung innerhalb der 6 Hangabschnitte und die Lage der Stationen gewählt. Die für die Parametrisierung von WASMOD normalerweise eingesetzten Routinen Topnew (Kapitel 5.2.2) und Toptra (Kapitel 5.2.3) wurden hier nicht verwendet, da diese die Betrachtung von Einzugsgebieten voraussetzten und hier nur eine Hangkatena betrachtet wird. Die für die Modellierung wichtigen Geometrieparameter wurden daher mit dem GIS ermittelt und den Einzelflächen manuell zugewiesen.

Die Bodendaten wurden direkt aus der Bodenansprache und den Laboranalysen übernommen. Für die Modellierung standen zusätzlich Informationen zur Art des Bewuchses zur Verfügung, die auf allen Teilflächen gleich parametrisiert wurde (Pechstädt 2003 [166]).

## 5.4.4 Dränfeld

### 5.4.4.1 Hydrometeorologische Daten

Für die Beschreibung der klimatischen Verhältnisse wurden bis auf den Niederschlag die Daten der Einzugsgebietsmodellierung (Kapitel 5.4.2.1) verwendet. Für den Niederschlag der Jahre 1997 – 2001 wurden Daten der von der TLL betriebenen Station Wöhlsdorf, ca. 1 km vom Dränagefeld entfernt, verwendet.



**Abbildung 5.24:** Lage des Dränfelds im Bezug auf das Dränagesystem und dem abgeleiteten Teileinzugsgebiet

Die TLL betreibt die Messung des Dränwassers eines ca. 2,5 ha großen Feldes (kleiner Drän) und bis 1999 eines ca. 50 ha großen Feldes (großer Drän). Am Dränauslass der Felder wird kontinuierlich die

Wassermenge über einen Schreibpegel bestimmt. Die Stickstoffkonzentration wird kontinuierlich mit einem Einzelprobenehmer als tägliche Mischprobe gesammelt. Bei konstantem Abfluss werden die täglichen Proben zu einer wöchentlichen Probe gemischt, so dass bei Abflussereignissen tägliche und sonst wöchentliche Werte der Konzentration von mineralischem Stickstoff vorliegen. Für die Jahre 1992 – 1996 liegen für den kleinen Drän die Daten in monatlicher von 1997 – 2001 in täglicher Auflösung vor. Die Monatswerte wurden hierbei aus gemessenen Tageswerten aggregiert. Die TLL geht bei den Messungen davon aus, dass das gesamte Wasser, das das Dränfeld verlässt, im Dränagesystem gefasst wird. Es wird zusätzlich davon ausgegangen, dass kein lateraler Zufluss aus der hangaufwärts gelegenen Seite die Fläche erreicht, da diese ebenfalls dräniert ist (Abbildung 5.24). Die erfassten Wassermengen lassen den Schluss zu, dass diese Annahme plausibel ist.

#### 5.4.4.2 Flächendaten

Für das Dränfeld waren Angaben der Düngemenge aufgeteilt in organischen und anorganischen Dünger und die Fruchtart der Jahre 1993 – 2000 als Datensatz vorhanden. Aus diesen wurden für das Dränfeldmodell angepasste Düngemengen abgeleitet.

Zur Beschreibung des Reliefs wurden die Höhenlinien der TK 1:10000 der Felder mit Umgebung digitalisiert und als Geländemodell gerastert. Dabei entstand ein DGM mit 10 m räumlicher Rasterauflösung.

Als Bodendaten wurden die Daten der, auf der Dränfläche befindlichen, Dauerbeobachtungsfläche der Bodenklasse Ig5 (Kapitel 5.4.1.2) verwendet. Hierbei lagen eine Bodenansprache bis 2 m Tiefe und umfangreiche Laboranalysen zu Korngröße, Humusgehalt, Wasserspannung – Wassergehaltsbeziehung (pF-Kurve), Lagerungsdichte und Leitfähigkeit des Bodens vor, welche zur Beschreibung des Bodens im Modell genutzt wurden. Diese Aufnahmen wurden jährlich wiederholt und die Daten der Jahre 1997 – 2000 liegen dieser Arbeit zugrunde. Dabei fällt besonders, wie schon in Kapitel 5.4.1.2 erwähnt, die Variabilität der Leitfähigkeitsbeiwerte (Kf-Werte) auf, wie sie in Tabelle 5.4.4.2 dargestellt ist. Außerdem mussten ab einer Tiefe von 50 cm die bodenphysikalischen Parameter aus der Korngröße abgeleitet werden (Ad-hoc Arbeitsgruppe Boden 1994 [2]), da für diese Bodenschichten keine Messungen vorlagen.

**Tabelle 5.11:** Zusammenfassende Darstellung der von der TLL erhobenen Durchlässigkeitsbeiwerte (Kf-Werte) und der für das Modell verwendeten

Tiefe	Horizont	Modell	Mittelwert	Median	Maximum	Minimum	St.-abw.
0 - 30	Ap	150	221	77	2856	0	478
30 - 65	Sew	25	65	13	1188	0	175

Zudem stand noch eine analoge Karte der Dränagen von großem und kleinem Drän zur Verfügung, in die das Einzugsgebiet des Großen Dräns eingezeichnet war. Diese Informationen wurden digitalisiert.

Zur Erzeugung der Modelleinheiten (KGG) wurde der in Kapitel 5.4.1.6 beschriebene Weg eingeschlagen. Allerdings musste hier nicht bei der Landnutzung und Boden differenziert werden, da diese im Gebiet eine einheitliche Informationsgrundlage aufweisen. Unterschieden wurden also die mit Topnew erzeugten Reliefeinheiten, Teileinzugsgebiete und die Dränflächen von den nicht dränierten Flächen. Für den kleinen Drän ergaben sich hierbei drei Teilflächen.

# 6 Modellierung

Für die Modellierung wurden die in Kapitel 5.4 eingehend beschriebenen Parameter verwendet. In diesem Kapitel werden die Modellanpassungen, die sich im Verlauf der Simulation als wesentlich erwiesen und die Ergebnisse vorgestellt. Hierbei wird auf den Einzugsgebietsmaßstab und an den Messhängen sowie dem Dränfeld auf den Hangmaßstab eingegangen. Für die Validierung werden verschiedene Parameter in Anlehnung an das Konzept der „Multiresponse Validation“ (Mroczkowski et al. 1997 [157]) in den unterschiedlichen Skalen betrachtet. Im Einzelnen sind dies Abfluss, Stickstofffracht, Grundwasserhöhe und Bodensaugspannungen.

## 6.1 Einzugsgebiet

### 6.1.1 Modellanpassung

Erste Modellierungen des Einzugsgebietes ergaben, dass die Verdunstungsberechnung nach Haude zu niedrige Verdunstungsraten aufwies und damit eine Überschätzung des Abflusses verursachte. Deswegen wurde die in WASMOD ebenfalls implementierte Verdunstungsroutine nach Turc-Wendling verwendet (vgl. Kapitel 5.2.4.2), die zu besseren Ergebnissen führte. Die Modellierung wurde über die Zeitreihe von 1971 bis 2000 durchgeführt. Dieser Modellierungszeitraum wurde einmal als Vorlauf zum „einschwingen“ des Modells im Bezug auf die Poolgrößen des Stoffhaushalts und die Grundwasserabstände und Bodenfeuchten vorgeschaltet und die eigentliche Modellierung in einem anschließenden Modelllauf durchgeführt. Nur die Werte des zweiten Modelllaufs wurden für die Auswertung verwendet.

Ein Ergebnis für den gemessenen und modellierten Abfluss für das Jahr 1998 ist in Abbildung 6.2 (rote Linie) dargestellt. Hierbei ist erkennbar, dass der Basisabfluss in den Trockenperioden deutlich zu hoch ist. Als Ursache für dieses Verhalten konnten die grundwasserbeschreibenden Parameter Vorfluterentfernung und Vorfluterhöhe ermittelt werden, die mit dem Programm Toptra (vgl. Kapitel 5.2.3) berechnet worden sind. Die hier ermittelten Werte für Vorfluterabstand und Vorfluterhöhe wiesen darauf hin, dass die zugewiesenen Vorfluter deutlich zu weit entfernt waren. Um dieses Problem zu lösen, wurde eine GIS-Routine geschrieben, die auf Rasterbasis aus einem Gewässernetz iterativ die Vorfluterabstände, Vorfluterhöhen und von den beiden Parametern abhängige geschätzte Grundwasserhöhen berechnet. Vereinfachend wird hierbei angenommen, dass die Euklidische Distanz zwischen Polygon und Vorfluter den Grundwasserweg beschreibt und die Leitfähigkeit des Aquifers konstant ist. Letztere Annahme ist für das Modellergebnis relativ unbedeutend, da hier nur ein plausibler Startwert für die Modellierung benötigt wird, der durch den Vorlauf von 30 Jahren korrigiert werden kann. Als Gewässernetz wurde ein aus dem Geländemodell abgeleitetes Netz verwendet, das als Schwellenwert zur Ausweisung eines Gewässers 3000 Pixel (Einzugsgebiet 187,5 ha) aufweist. Dieser relativ hohe Wert wurde gewählt, um die Annahme abzusichern, dass sich dort auch eine Aue mit lokalem Grundwasserleiter ausgebildet hat. Abbildung 6.1 zeigt links die von Toptra ermittelten Vorfluterabstände (oben)

und die Vorfluterhöhen (unten) während rechts die von der GIS-Routine ermittelten Werte dargestellt werden.

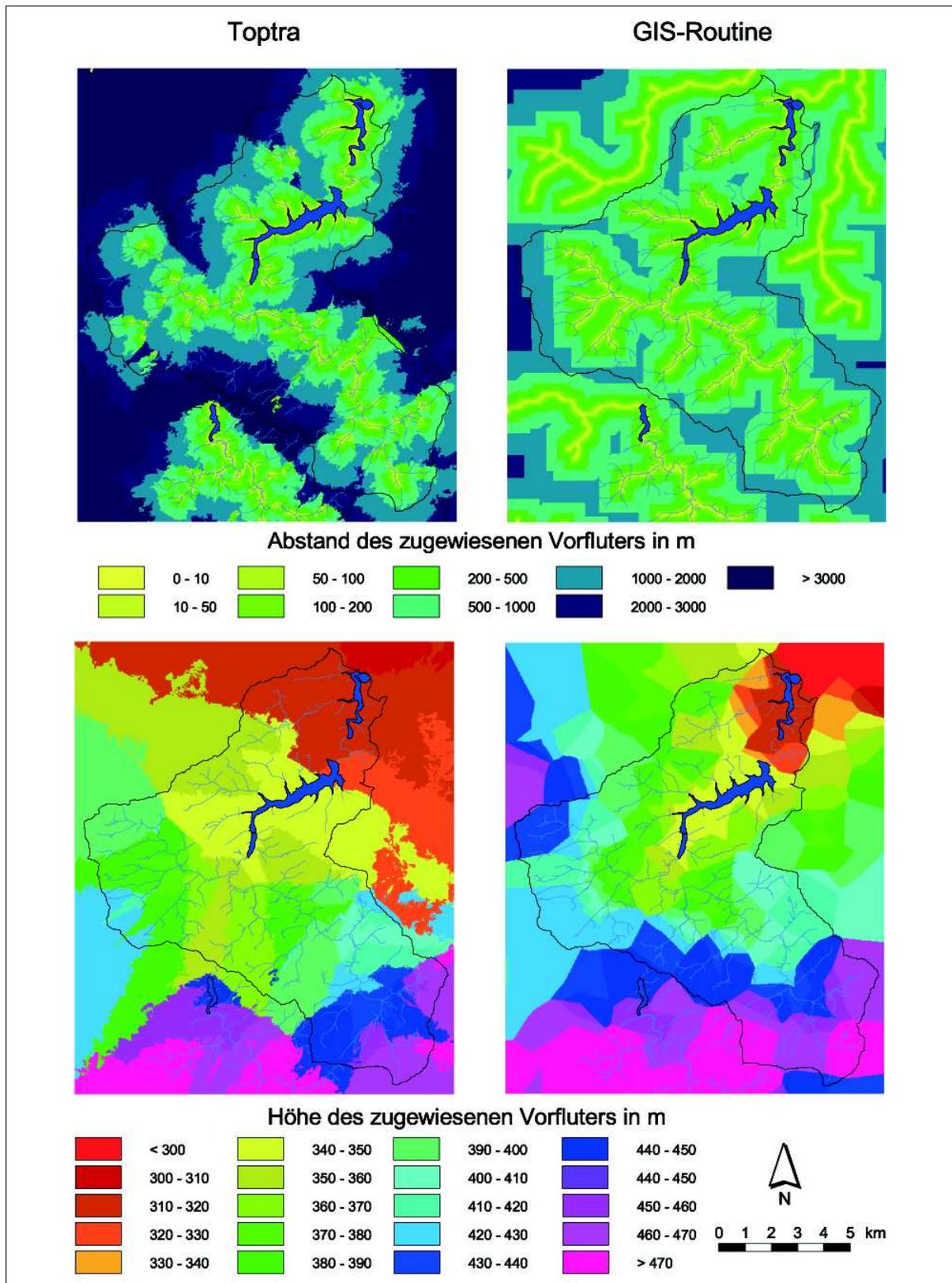
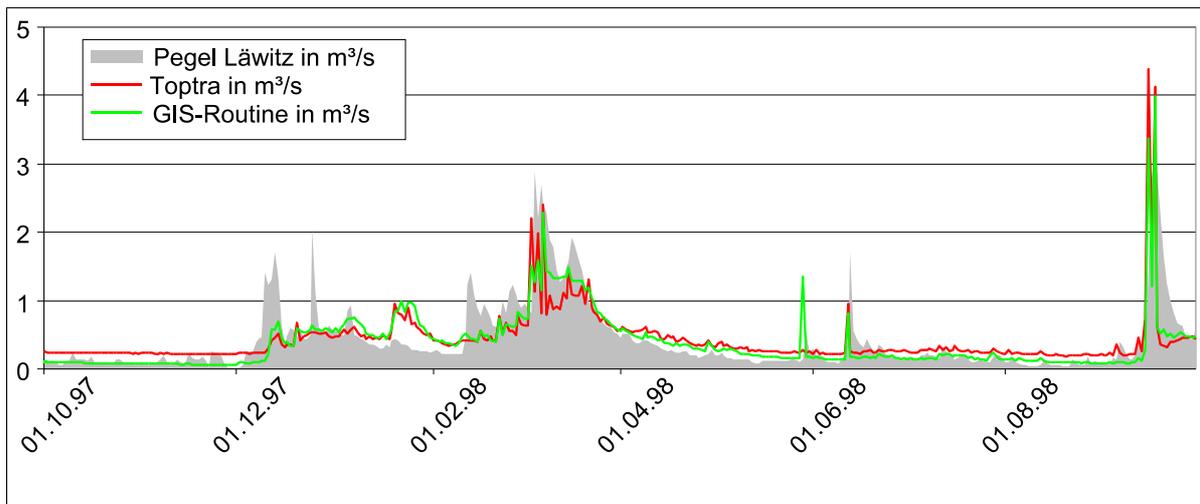


Abbildung 6.1: Vergleich zwischen den modellierten Abflüssen mit Parametern aus Toptra und aus der GIS-Routine und dem Gemessenen Abfluss

An der oft fächerförmigen Struktur in Abbildung 6.1 (oben links) ist erkennbar, dass links einzelne Bezugspunkte des Gewässernetzes als Berechnungsgrundlage herangezogen wurden, während rechts das kontinuierlichere Bild zeigt, dass jeder Gewässerabschnitt in die Berechnung einging. Ein ähnliches Verhalten zeigen auch die Vorfluterhöhen, die ein für die GIS-Routine (unten rechts) deutlich kontinuierlicheres Bild aufweisen, als die mit Toptra (unten links) berechneten. Diese Resultate sind nur für die KGG-Flächen relevant, die als grundwasserführend charakterisiert wurden (Kapitel 5.4.1.3). Das Resultat dieser Veränderung ist in Abbildung 6.2 (grüne Linie) dargestellt. Erkennbar ist hierbei eine deutlich größere Dynamik bei der Basisabflusskomponente, die in den Niedrigwasserperioden auch zu besserer Übereinstimmung mit den gemessenen Werten führt.

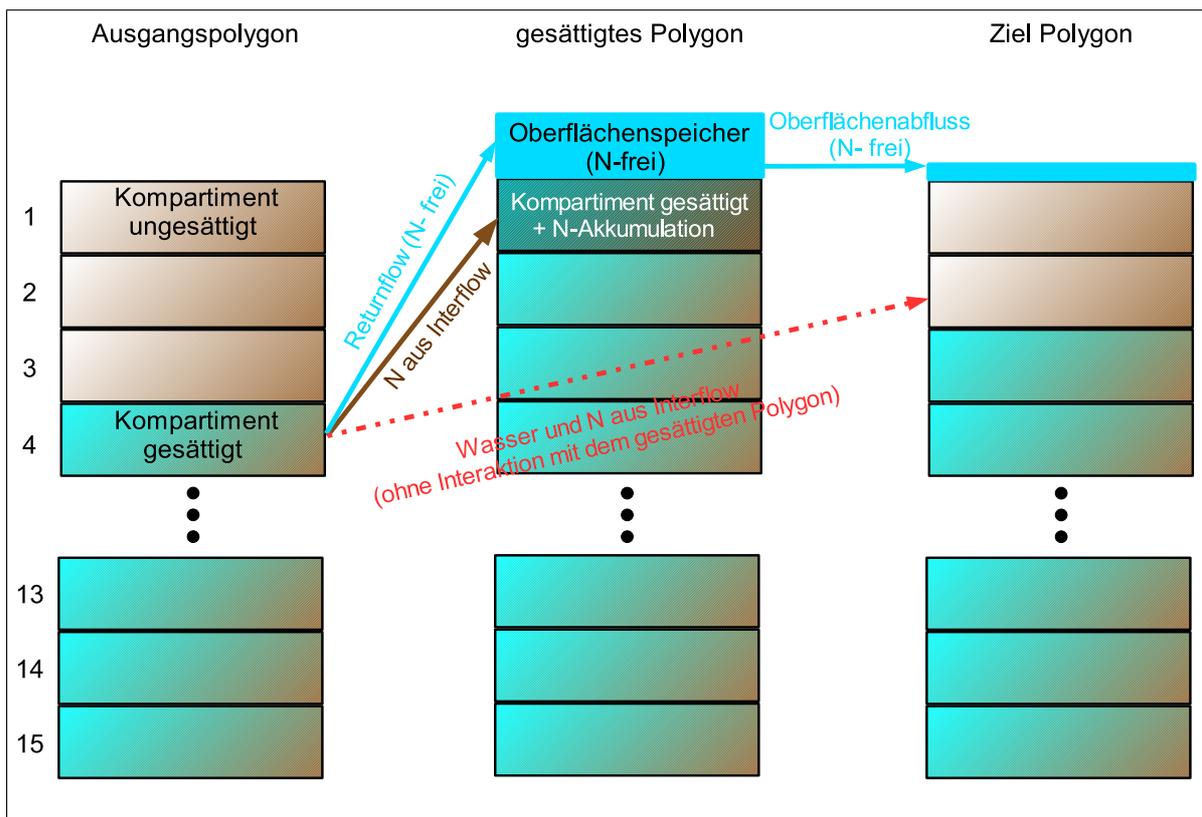


**Abbildung 6.2:** Vergleich zwischen den modellierten Abflüssen mit Parametern aus Toptra und aus der GIS-Routine und dem gemessenen Abfluss

Ein weiteres Problem ergibt sich bei der Simulation des Returnflows. Eine grundsätzliche Eigenschaft von WASMOD ist es, den Stickstoffhaushalt nur in Interaktion mit der Bodenmatrix zu simulieren. Aus diesem Grunde findet kein Stickstofftransport im Oberflächenabfluss statt. Dieser kann modelltechnisch auch nur sehr schwer nachvollzogen werden, da die Stoffmenge in erster Linie von der aktuellen Oberflächenbeschaffenheit abhängt, z.B. wenn der Landwirt unmittelbar vor dem Oberflächenabflussereignis gedüngt hat. Dies ist eine Information, die für die Mesoskala nicht vorliegt. Eine weitere Limitierung von WASMOD ist, dass aus numerischen Gründen nur entweder Oberflächenabfluss oder Interflow zu einem Zeitschritt von Fläche zu Fläche weitergegeben werden kann (Reiche 2001 mündliche Mitteilung). Zusammen sorgen diese beiden Effekte dafür, dass bei der Bildung von Returnflow kein Stickstoff transportiert wird. Aufgrund der Heterogenität der KGG kann in Einzelfällen, wenn eine große Fläche in eine kleine entwässert, die Returnflowsimulation zum dominierenden Abflusspfad werden. Dieser Effekt kann so zu einem Abschneiden einer ganzen Abflusskaskade für den Stickstofftransport führen. Dieses Problem betrifft in erster Linie Flächen, die aufgrund des impermeablen Ausgangsgesteins keinen Grundwasserabfluss aufweisen, da hier keine Entwässerung in der Vertikalen stattfindet und deswegen Überstauungseffekte häufiger sind. Aus diesem Grund wurden bei den bisherigen Simulationen im Festgesteinsbereich (Enders (2000 [57] und Meyer 2002 [148]) die lateralen Abflüsse nicht über die Flächen geroutet, sondern direkt dem Vorfluter zugewiesen. Hierbei wurde bei der Stoffsimulation ein Reduktionsfaktor verwendet, der die Abbauprozesse in der Abflusskaskade abbildet. Da das Ziel dieser Arbeit allerdings darin besteht, die Einzelflächen in ihrem landschaftlichen Kontext zu beschreiben, musste hier eine andere Lösung gefunden werden,

die das Routing weitgehend erhält.

Zur Lösung dieses Returnflowproblems wird eine Herangehensweise gewählt, welche sich an dem Prozessgeschehen im Bodenwasser bei nassen Verhältnissen orientiert (vgl. Kapitel 2.3). Hierbei wurde die Interflowroutine in WASMOD erweitert. Die Funktionsweise dieser Erweiterung ist in Abbildung 6.3 skizziert. Die Interflowübergabe erfolgt in WASMOD immer aus dem obersten Kompartiment, das die Feldkapazität überschreitet. Im Empfangspolygon wird das Wasser dem Kompartiment zugeführt, das über dem obersten gesättigten Kompartiment liegt. Ist der Boden bis zu obersten Kompartiment gesättigt, wird der Interflow dem Oberflächenabfluss zugewiesen (Returnflow). Die Änderung greift an dieser Stelle ein, indem dieser Returnflow und Stickstoff nicht dem Oberflächenabfluss zugewiesen wird, sondern zwischengespeichert bleibt und im nächsten Schritt der übernächsten Fläche bzw. dem Vorfluter zugewiesen wird. Diese Vorgehensweise entspricht also einem „Bypass“ der gesättigten Fläche. Das so simulierte hydrologische Verhalten ähnelt stark vereinfacht dem präferenziellen Fließen, welches zum einen sehr schnell ist und zum anderen wenig Interaktion mit der Bodenmatrix aufweist. Der wesentliche Punkt hierbei ist aber der für das Optimierungsverfahren notwendige technische Aspekt, dass dadurch ein Kappen der Abflusskaskaden für den Stofftransport verhindert wird. Bei der Simulation des Jahres 1999 haben beispielsweise im Einzugsgebiet des Pegels Läwitz durch diese Modifikation 603 KGG-Flächen zusätzlichen Interflow erzeugt.



**Abbildung 6.3:** Beispiel für die Weitergabe des Interflow in eine gesättigte Fläche (rot Veränderung durch die Bypasslösung)

Zudem wurde noch eine weitere Modifikation in der Modellausgabe durchgeführt, die eine detailliertere Abflusskomponententrennung der täglichen Werte beinhaltet. Die ursprüngliche Ausgabe

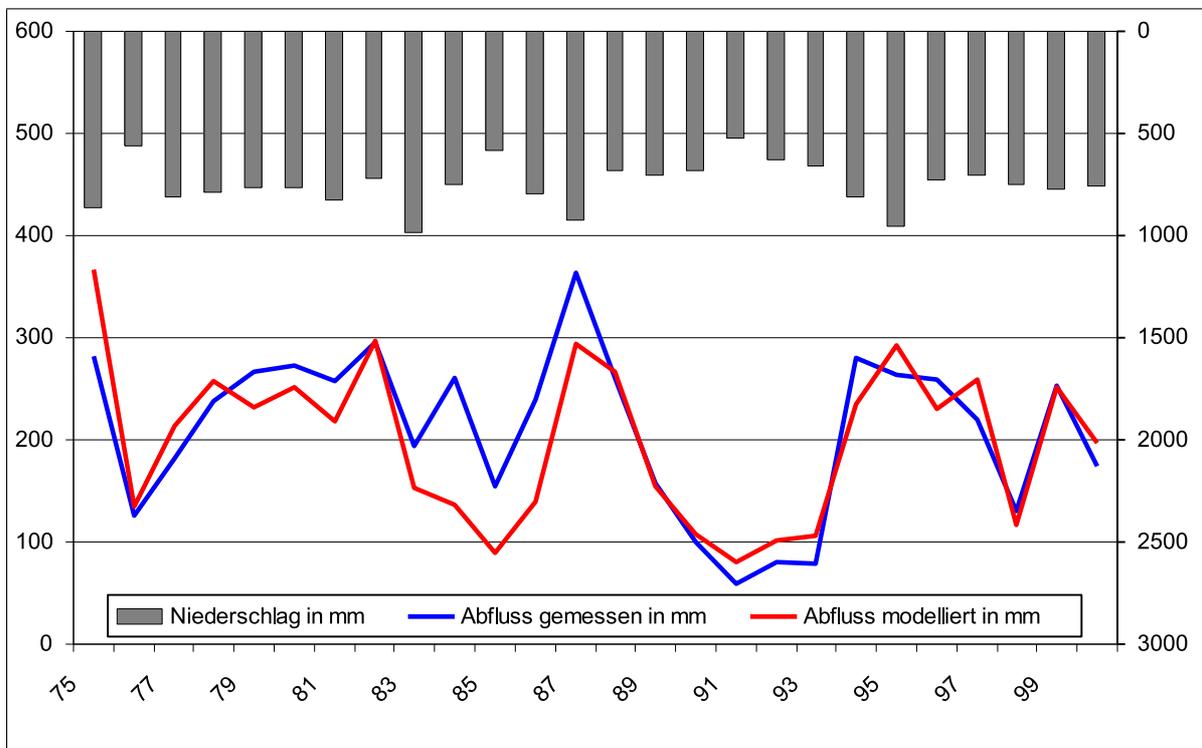
beinhaltet tägliche Werte des Oberflächenabflusses der anderen Abflusskomponenten (Grundwasser-, Dränwasser- und Interflowabfluss) gemeinsam und die tägliche Stickstofffracht. In der neuen Modellausgabe wurde für Wasser und Stickstoff die Interflowkomponente extra ausgewiesen.

Um die Bedeutung der lateralen Prozesse in dieser Arbeit herauszustellen, wurde eine Methode angewandt, wie sie bei Menzel und Richter (1999 [145]) vorgeschlagen wurde. Sie besteht darin eine Modellvariante (IST-Szenario) mit lateralen Fließprozessen, mit einem Szenario (Direkt-Szenario) zu vergleichen, bei dem die lateralen Prozesse nicht berücksichtigt wurden. Dies wurde durch eine Modellversion erreicht, bei der die lateralen Abflusskomponenten ohne Routing in den Vorfluter geleitet wurden. Die Ergebnisse dieser Simulationen werden im folgenden Teilkapitel (6.1.2) vergleichend dargestellt.

## 6.1.2 Ergebnisse Einzugsgebiet Pegel Lätwitz

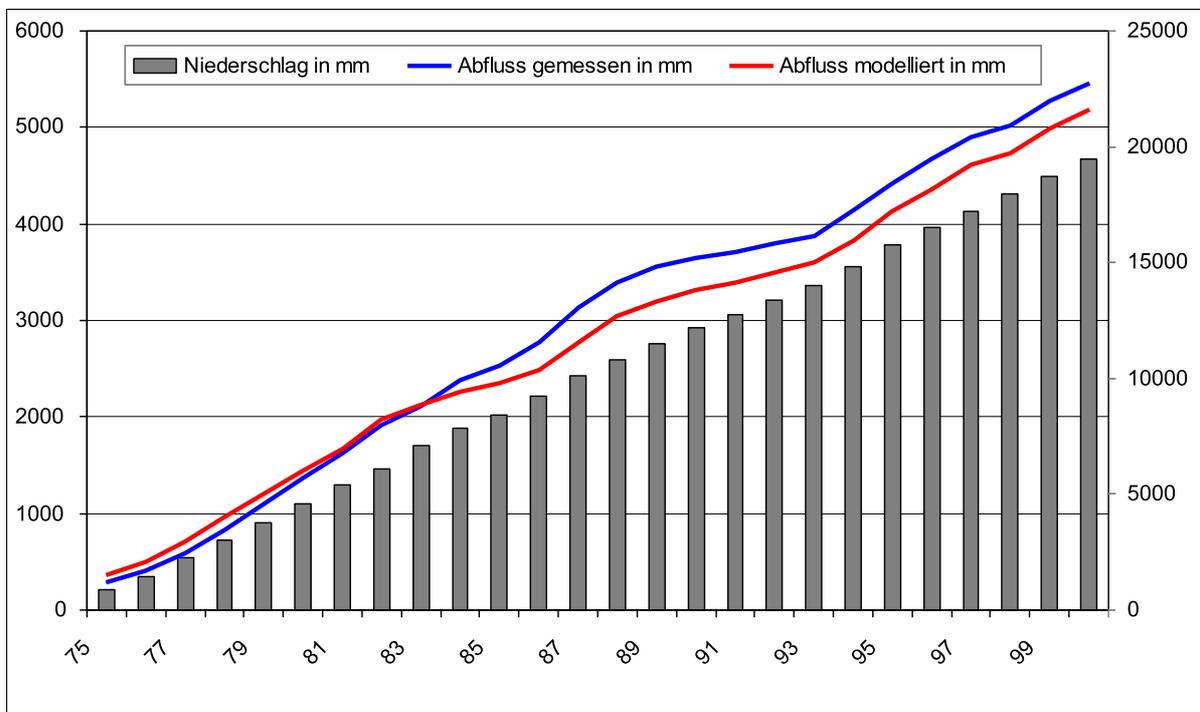
### 6.1.2.1 Wasser

Auf die Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation wird zunächst für das Gebiet des Pegels Lätwitz im IST-Szenario eingegangen. Dabei werden die Ergebnisse von der überblickshaften Simulation der Wassermengen in Jahreswerten, über die Nachzeichnung des Jahresganges in Monatswerten, bis zur Modellierung der Tagesdynamik beschrieben. In Abbildung 6.4 sind die gemessenen und modellierten Jahreswerte als Summen und die Jahresniederschläge in mm abgetragen.



**Abbildung 6.4:** Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Lätwitz

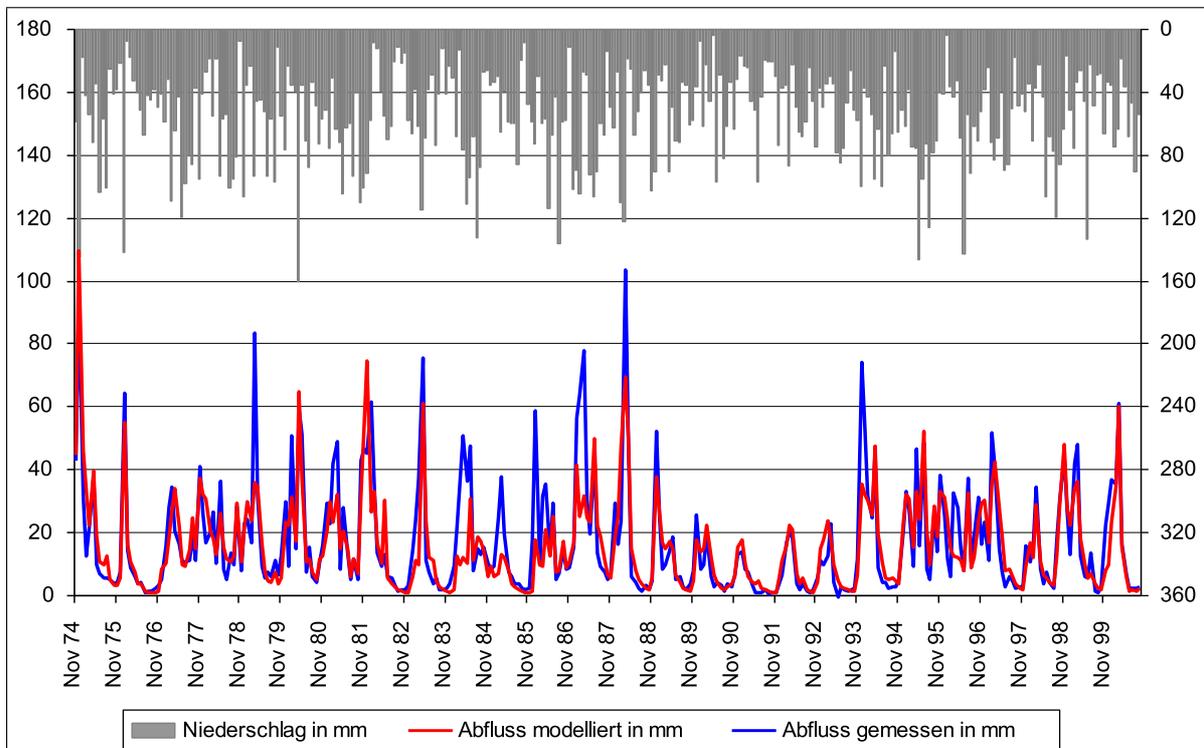
Die Abflüsse, die Abbildung in 6.4 dargestellt sind, weisen besonders große Abweichungen in den 80er Jahren, insbesondere von 1983 bis 1988 auf. Da in dieser Zeit die Talsperre Lössau in Betrieb ging und damit die Überleitung in die Weida begann, ist es möglich, dass die Aufzeichnungen der Überleitung in dieser Zeit einen größeren Fehler aufweisen als spätere Jahre. Die Inhomogenität in dem Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Werten wird beim Vergleich des Bestimmtheitsmaßes zwischen den Jahreswerten von 1980 – 1989 mit 0,66 und 1990 – 2000 mit 0,90 besonders deutlich. Auch in der Summenkurve der Jahreswerte (Abbildung 6.5) zeigen die 80er Jahre ein Auseinanderdriften der Kurven, während in den 90er Jahren die Kurven weitgehend parallel verlaufen. Die Gesamtabweichung von gemessenem und modellierten Werten beträgt entsprechend, in den 80ern 22,8 %, in den 90ern -3,95 % und im gesamten Simulationszeitraum 5,25 %. Da sowohl vor dem Zeitraum 1981 – 1990 als auch danach die Wasserbilanzen deutlich besser simuliert werden, wird in dieser Arbeit von einer Inhomogenität in der Messung in diesem Zeitraum ausgegangen. Hinzu kommt die in Kapitel 5.4.2.1 beschriebene inhomogenität zwischen Niederschlag und Abfluss, so dass für die weitere Ergebnisdarstellung den 90er Jahren eine besondere Bedeutung zukommt.



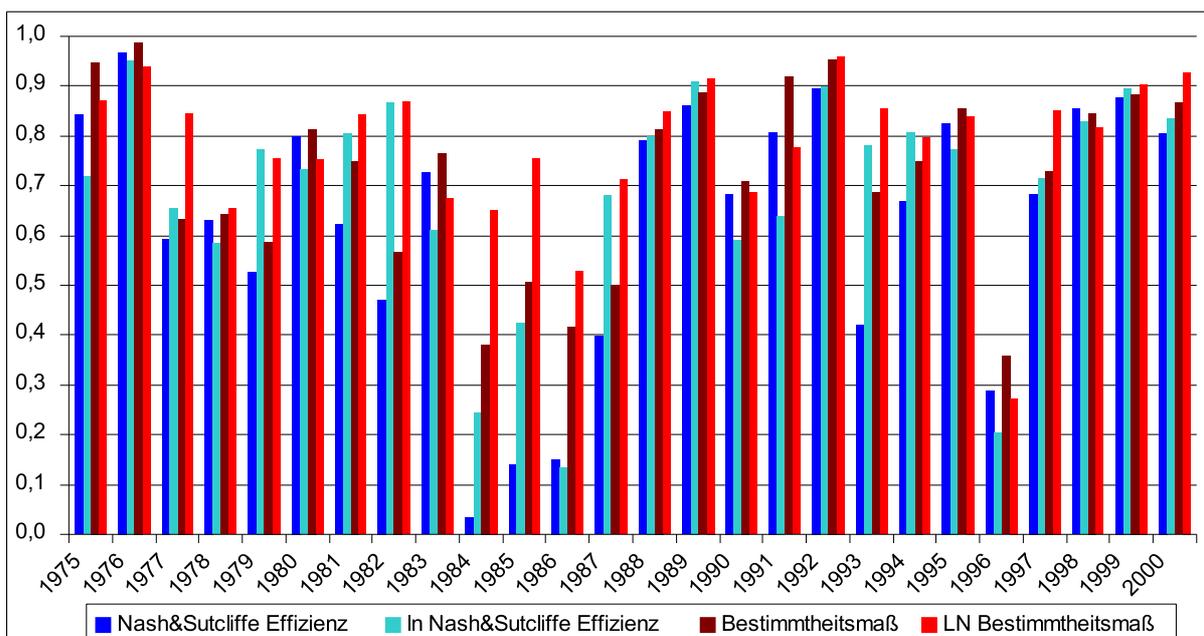
**Abbildung 6.5:** Vergleich der kumulierten modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Läwitz

Bei den Monatswerten zeichnet sich ein ähnliches Bild ab, wie bei den Jahreswerten. In Abbildung 6.6 ist erkennbar, dass insbesondere in den Jahren 1984 – 1988 erhebliche Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Werten auftreten. Dies wird durch eine Betrachtung der statistischen Maßzahlen Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und Effizienz nach Nash und Sutcliffe (1970 [159]) ( $R_{eff}$ ) (Abbildung 6.7) bestätigt. Diese weisen auch in diesem Zeitabschnitt deutlich geringere Werte als in der übrigen Zeitreihe. Zudem fällt auf, dass die Maßzahlen der logarithmierten Werte sich zumeist über denen der normalen Werte bewegen, was darauf hindeutet, dass die Basisabflusskomponente besser vom Modell abgebildet wird als die schnelleren Abflüsse. Ein Zusammenhang zwischen feuchten und trockenen Jahren und der Qualität der Modellierung konnte nicht ermittelt werden. So haben beispielsweise die

Jahre 1975, 1976 und 2000 hohe Werte obwohl es sich bei 1975 um ein sehr feuchtes, bei 1976 um ein sehr trockenes und bei 2000 um ein durchschnittliches Jahr handelt (vgl. Abbildung 6.5). Auch die beiden nicht so gut simulierten Jahre 1978 und 1996 sind eher durchschnittlich feuchte Jahre.



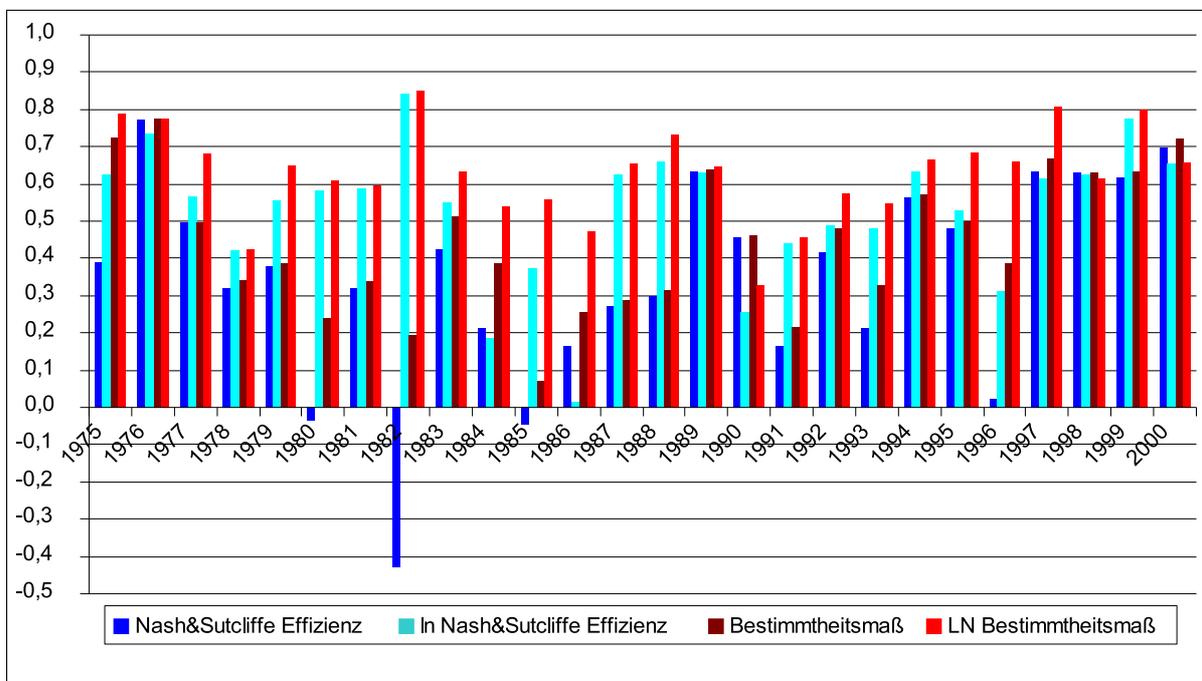
**Abbildung 6.6:** Monatliche modellierte (Ist-Szenario) und gemessene Abflussspende des Abflusses am Pegel Lätwitz



**Abbildung 6.7:** Statistische Qualitätsparameter für die Simulation von Monatswerten der Einzeljahre

Für den gesamten Simulationszeitraum wurden für  $R^2$  0,69,  $\ln R^2$  0,77,  $R_{eff}$  0,69 und  $\ln R_{eff}$  0,76 ermittelt. Bei der Betrachtung der Zeitreihe von 1990 – 2000, die, wie bereits erwähnt, weniger Inhomogenitäten aufweist, sind die Parameter  $R^2$  0,78,  $\ln R^2$  0,82,  $R_{eff}$  0,78 und  $\ln R_{eff}$  0,81 deutlich höher und können mit Werten von über 0,7 als befriedigende Simulation der Monatswerte betrachtet werden (Becker und Behrendt 1997 [13]). Auch hier zeigt sich wieder die bessere Simulation der Niedrigwasserabflüsse, da die logarithmierten Werte deutlich über den nicht logarithmierten liegen.

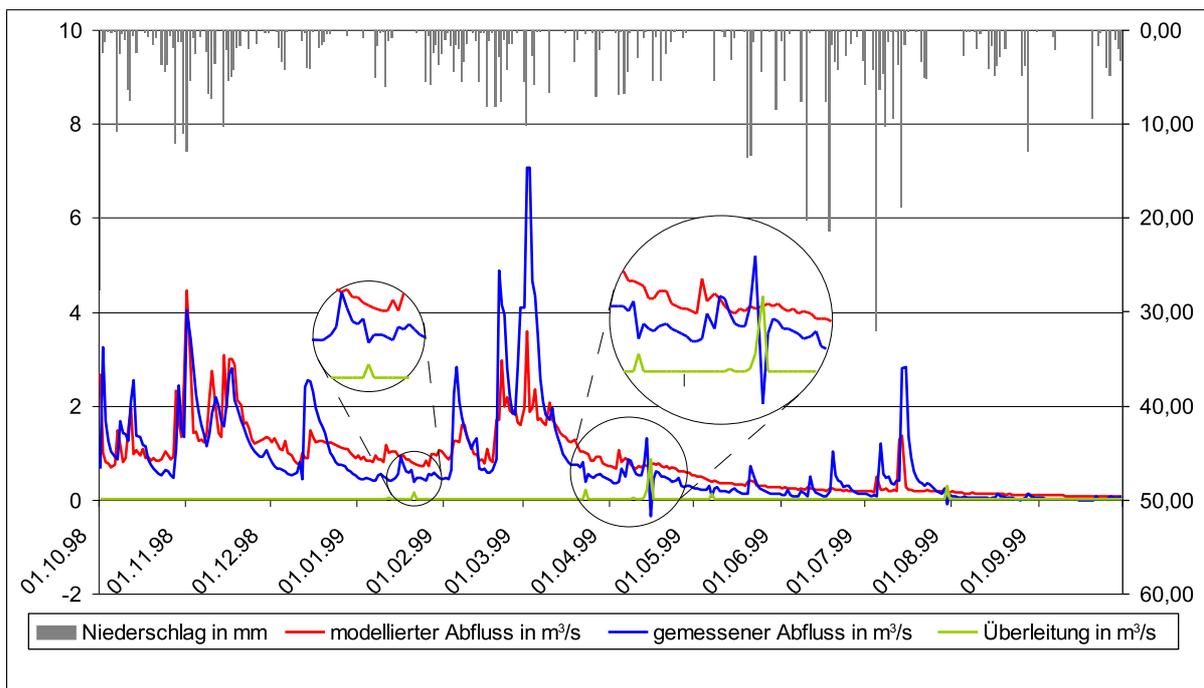
Die Ergebnisse bei den Tageswerten zeigen eine deutlich schwächere Modellperformance als bei den Jahres- und Monatswerten. Die in Abbildung 6.8 dargestellte Übersicht der statistischen Parameter verdeutlicht diese Feststellung. Zur Ermittlung der Qualitätsparameter wurde die modellierte Zeitreihe um einen Tag versetzt, da WASMOD keine zeitliche Verzögerung im Flächenrouting aufweist und die Gewässerverzögerung gar nicht simuliert wird. Diese Maßnahme wurde in zahlreichen mit WASMOD in Einzugsgebieten durchgeführten Arbeiten angewandt (Trepel 2000 [227], Enders 2000 [57] und Meyer 2002 [148]).



**Abbildung 6.8:** Statistische Qualitätsparameter für die Simulation von Tageswerten der Einzeljahre

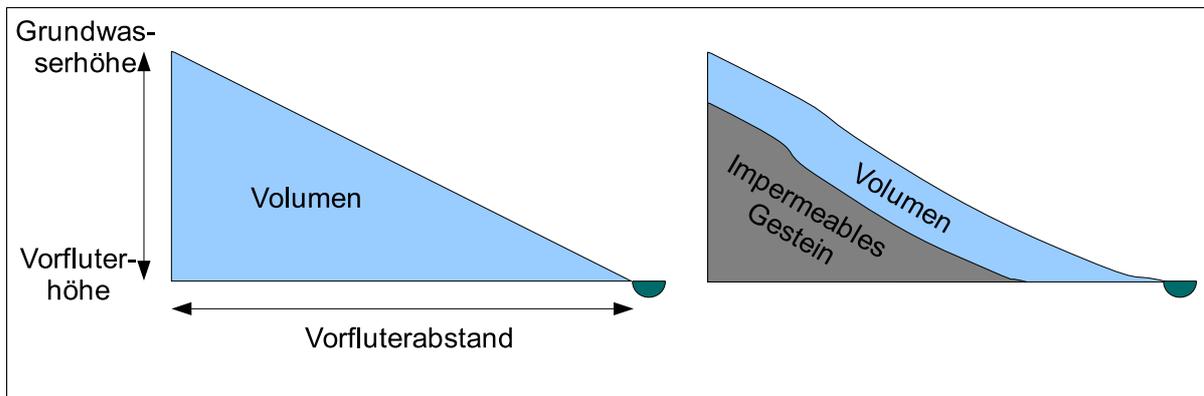
Auffällig ist, dass die Simulation der Abflusswerte seit dem Umbau des Pegels 1997 (vgl. Kapitel 5.4.2.2) deutlich bessere und stabilere Ergebnisse aufweist als in jeder anderen Zeitperiode. Auch bei den Tageswerten zeigt sich, dass die Qualitätsparameter für die logarithmierten Werte deutlich höhere Resultate zeigen, als die normalen Werte. Dies zeigt sich insbesondere auch bei der Betrachtung der Durchschnittswerte für die gesamte Zeitreihe  $R^2$  0,44,  $\ln R^2$  0,63,  $R_{eff}$  0,35 und  $\ln R_{eff}$  0,53 und für die letzten 10 Jahre  $R^2$  0,51,  $\ln R^2$  0,62,  $R_{eff}$  0,45 und  $\ln R_{eff}$  0,53. Eine Abhängigkeit der Modellierungsqualität von der jährlichen Niederschlagsmenge (vgl. Abbildung 6.4) ist wie bei den Monatswerten nicht erkennbar. Das Gesamtbild ist sehr ähnlich zu denen der Monatswerte nur auf deutlich niedrigerem Niveau. Mögliche Gründe die zu diesem schlechteren Ergebnis führen, sind zum einen bei den Vergleichdaten zu finden. Dies zeigt sich bei den durch den Überleitungsstollen hervorgerufenen, „negativen“ Abflüssen (vgl. Kapitel 5.4.2.2). Diese wirken sich besonders stark

auf den Unterschied zwischen logarithmierten und normalen Qualitätsparametern aus, da Werte mit „negativen“ Abflüssen nicht logarithmiert werden können und somit in die Vergleichsrechnung nicht eingehen. Des Weiteren zeigt sich das Problem mit dem Überleitungsstollen auch bei Werten über Null in der Abflussganglinie. Dies ist in Abbildung 6.9 bei der linken Hervorhebung erkennbar. Am Tag vor der Überleitung findet eine Erhöhung der Abflusswerte statt, während danach eine Absenkung zu verzeichnen ist. Dies deutet auf ein Problem mit der zeitlichen Zuordnung der Daten hin. Bei der Bewertung dieses Effektes muss darauf hingewiesen werden, dass im aufgrund der Übersichtlichkeit ausgewählten Jahr 1999, nur minimal Übergeleitet wurde und dass die Wirkung in anderen Jahren deutlich gravierender in Erscheinung tritt (vgl. Abbildung 6.9).



**Abbildung 6.9:** Vergleich zwischen simulierten und gemessenen Abflusswerten und den Überleitungsdaten

Zum anderen ist erkennbar, dass die Basisabflusskomponente trotz der in Kapitel 6.1.1 beschriebenen Maßnahmen für die Parametrisierung der Grundwasserabflusssimulation, zu träge reagiert. Ein Grund für diese Trägheit ist die sehr einfach gehaltene Grundwassersimulation (vgl. Gleichung 5.2.3). Hierbei geht die Mächtigkeit der grundwasserführenden Schicht nicht in die Berechnung ein. Diese wird als Dreieck zwischen Grundwasserhöhe, Vorfluterabstand und Vorfluterhöhe berechnet und stellt somit ein zu großes Volumen dar, wie in Abbildung 6.10 skizziert, das entsprechend zu träge reagiert. Außerdem ist in den Abbildungen 6.9 und insbesondere 6.11 erkennbar, dass im Frühjahr die Abflussspitzen nur ansatzweise nachvollzogen werden, was auf eine mangelhafte Simulation der Schneedynamik schließen lässt. Die Ursachen hierfür können zum einen an dem sehr einfach gehaltenen Schneemodul von WASMOD liegen und zum anderen auf die Temperaturdaten, die aus der Station Plauen stammen und ca. 25 km vom Untersuchungsgebiet entfernt ist und mit 270 m deutlich tiefer liegt.



**Abbildung 6.10:** Vergleich zwischen simuliertem und realistischem Grundwasservolumen

Die Art der in WASMOD verwendeten Grundwassersimulation ist eher für Gebiete geeignet, in denen kein Festgestein anzutreffen ist. Diese Gebieteigenschaft trifft auf die Gebiete zu, in denen WASMOD entwickelt und zuerst eingesetzt wurde. In solchen Gebieten entspricht die Approximation des Volumens eher den realen Bedingungen.

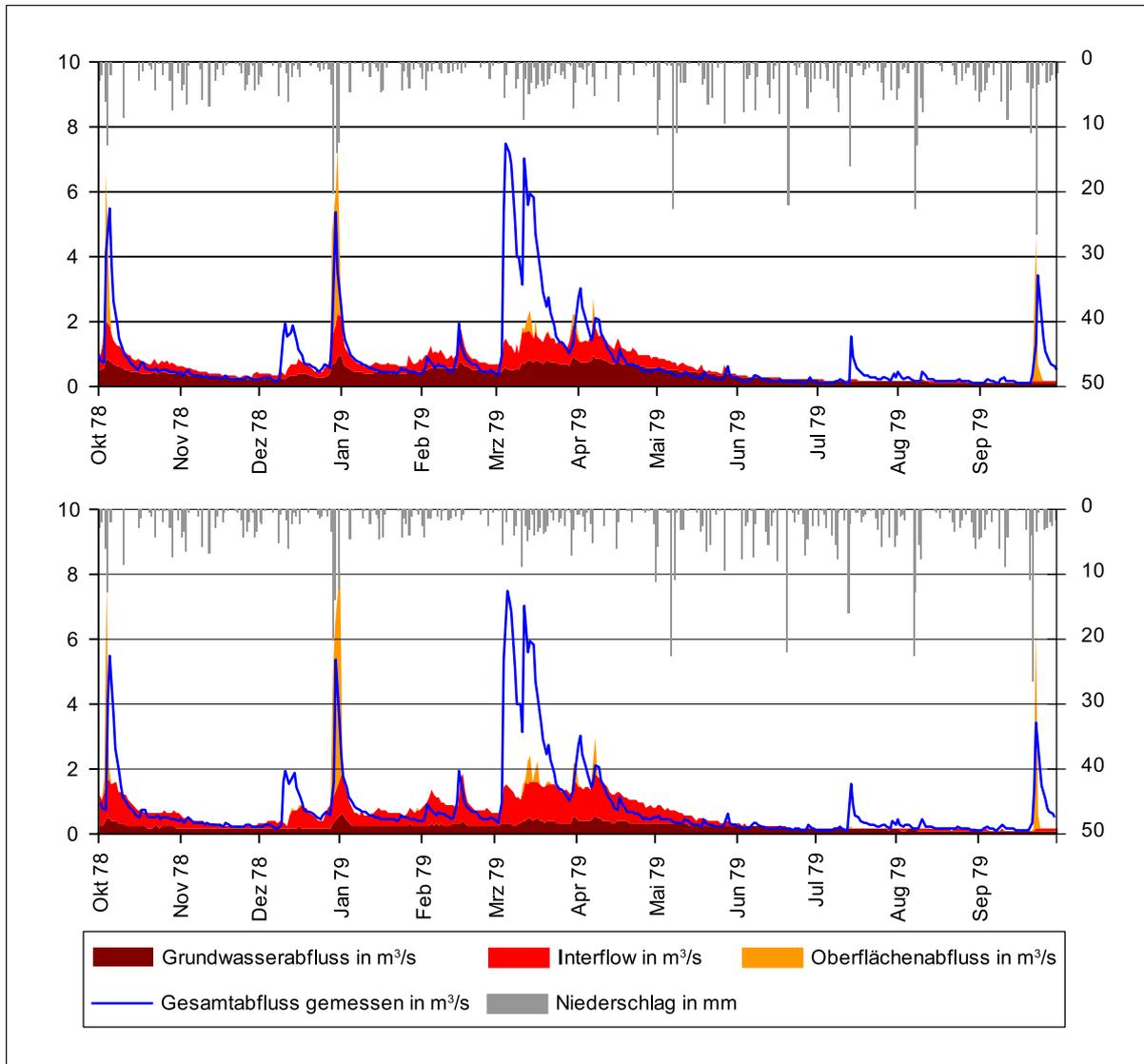
Die in Abbildung 6.11 dargestellte Komponentenaufteilung des Abflusses zeigt einen sehr großen Anteil des Grundwasserabflusses. Dies ist darauf zurückzuführen, dass hier nicht wie in zahlreichen Modellen üblich die Art der Abflussentstehung auf den Einzelflächen dargestellt ist, sondern das Resultat des Flächen routings. Hierbei fließen Oberflächenabfluss und Interflow in die hangabwärts gerichteten Flächen und führen in den Auen zu Grundwasserneubildung, die dann als erhöhter Grundwasserabfluss dem Vorfluter zugeführt werden. Die Anteile an Interflow und Oberflächenabfluss resultieren also nur aus unmittelbar an die Vorflut angrenzenden Flächen.

Wie im vorigen Kapitel bereits erwähnt, wurde zur Darstellung der Bedeutung der lateralen Prozesse ebenfalls eine Simulation mit deaktiviertem Routing durchgeführt. Für die Modellperformance Tagesbasis wurden dabei die in Tabelle 6.1 abgebildeten Werte ermittelt:

**Tabelle 6.1:** Vergleich der Effizienzen nach Nash und Sutcliffe zwischen den Modellergebnissen mit und ohne Routing für Tageswerte. Bessere Werte ( $R_{eff}$  und  $\ln R_{eff}$ ) für die einzelnen Jahre sind **fett** markiert)

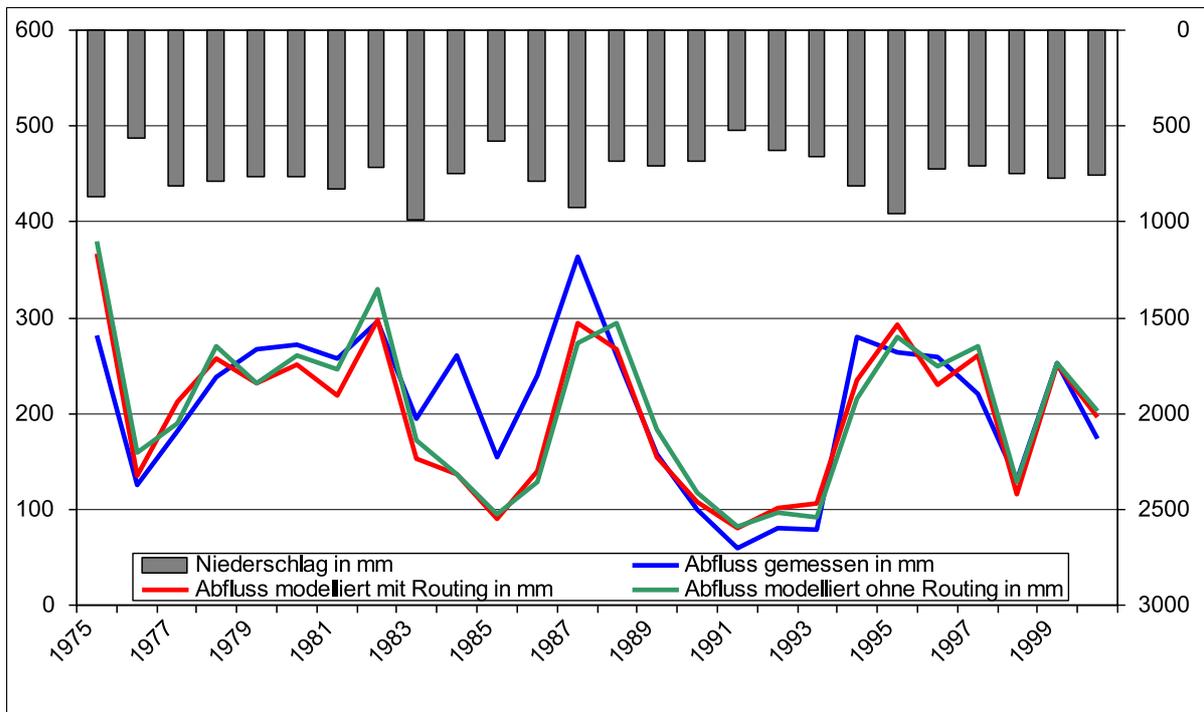
Jahr	$R_{eff}$ ohne Routing	$\ln R_{eff}$ ohne Routing	$R_{eff}$ mit Routing	$\ln R_{eff}$ mit Routing
1975	0,06	<b>0,66</b>	<b>0,39</b>	0,63
1976	0,76	<b>0,78</b>	<b>0,77</b>	0,73
1977	0,46	0,52	<b>0,50</b>	<b>0,57</b>
1978	0,28	0,40	<b>0,32</b>	<b>0,42</b>
1979	0,34	<b>0,61</b>	<b>0,38</b>	0,56
1980	-0,04	0,58	-0,04	0,58
1981	0,25	0,56	<b>0,32</b>	<b>0,59</b>
1982	-1,10	0,82	<b>-0,43</b>	<b>0,84</b>
1983	0,13	<b>0,63</b>	<b>0,42</b>	0,55
1984	<b>0,24</b>	0,19	0,21	0,19
1985	-0,13	0,05	<b>-0,05</b>	<b>0,37</b>
1986	<b>0,19</b>	-0,05	0,17	<b>0,02</b>
1987	0,23	<b>0,64</b>	<b>0,27</b>	0,63
1988	0,25	<b>0,71</b>	<b>0,30</b>	0,66
1989	0,46	<b>0,65</b>	<b>0,63</b>	0,63
1990	<b>0,50</b>	0,21	0,46	<b>0,26</b>
1991	0,09	0,39	<b>0,16</b>	<b>0,44</b>
1992	0,18	<b>0,53</b>	<b>0,42</b>	0,49
1993	0,20	<b>0,52</b>	<b>0,21</b>	0,48
1994	0,45	<b>0,67</b>	<b>0,56</b>	0,63
1995	0,35	<b>0,58</b>	<b>0,48</b>	0,53
1996	-0,29	0,25	<b>0,03</b>	<b>0,31</b>
1997	<b>0,65</b>	<b>0,70</b>	0,63	0,61
1998	0,53	<b>0,64</b>	<b>0,63</b>	0,63
1999	<b>0,63</b>	<b>0,80</b>	0,62	0,78
2000	<b>0,71</b>	<b>0,72</b>	0,70	0,65
Durchschnitt	0,25	0,53	<b>0,35</b>	0,53

Es wird deutlich, dass die Werte für die Modelleffizienz ohne Routing unter den Werten mit Routing liegen. Dies gilt sowohl für die Durchschnittswerte als auch für die meisten Einzeljahre. Bei den logarithmierten Effizienzen sind die Werte ohne Routing auf demselben Niveau wie mit Routing. Dies hängt mit der nicht optimalen Grundwassersimulation zusammen, die sich mit Routing noch stärker auswirkt, da durch das Routing noch mehr Wasser dem Grundwasserpfad zur Verfügung steht. Auch die Abflussdynamik der einzelnen Komponenten weist wie zu erwarten erhebliche Unterschiede auf. In Abbildung 6.11 ist erkennbar, dass der Grundwasserabfluss im Fall ohne Routing nahezu eine deutlich geringere Dynamik aufweist und der Interflow und Oberflächenabfluss einen größeren Anteil einnehmen, da hier die beiden lateralen Abflusskomponenten nicht zur Grundwasserneubildung beitragen, sondern direkt in den Vorfluter geleitet werden.



**Abbildung 6.11:** Abflusskomponentendarstellung der modellierten Werte des Jahres 1979 mit (oben) und ohne Routing (unten)

Bei den Jahres und Monatsbilanzen sind die Unterschiede in der Dynamik weniger deutlich. So liegen die Effizienzen für die Monatswerte  $R_{eff}$  mit 0,69,  $\ln R_{eff}$  mit 0,77 und für die letzten 10 Jahre  $R_{eff}$  mit 0,8 und  $\ln R_{eff}$  mit 0,83 knapp über den Werten (0,69; 0,76; 0,78 und 0,82) mit Routing. Die Jahresabflussmengen sind durchschnittlich mit Routing etwas niedriger, da die Unterhangbereiche mehr Wasser für die Verdunstung zur Verfügung haben und somit weniger Wasser zum Abfluss kommt. Dies gilt für die meisten Jahre der Zeitreihe (Abbildung 6.12) und spiegelt sich in der geringeren Abweichung des Gesamtabflusses der Zeitreihe wieder -1,88 % ohne Routing gegenüber -5,25 % mit Routing. Für letzten homogenen 10 Jahre der Zeitreihe betragen die Werte 4,45 % ohne Routing gegenüber 3,95 % mit Routing und weisen somit mit Routing die geringfügig bessere Bilanz auf. Auch die Werte für die Jahresdynamik sind die Kenngrößen mit  $R^2$  0,68 zu 0,68 für die ganze Zeitreihe und  $R^2$  0,91 zu 0,90 für das letzte Jahrzehnt ist ohne Routing geringfügig höher.



**Abbildung 6.12:** Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Jahreswerte des Abfluss am Pegel Läwitz

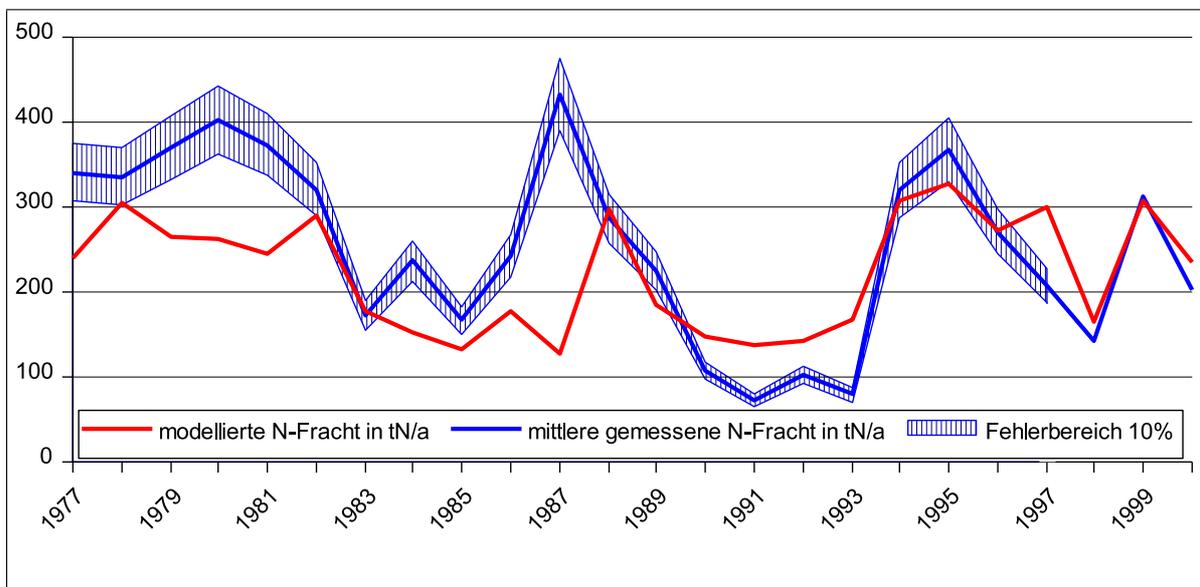
### 6.1.2.2 Stickstoff

Beim Stickstoff werden, ebenso wie beim Wasser, verschiedene zeitliche Auflösungen für die Ergebnisdarstellung betrachtet. Hierbei werden zunächst Jahresfrachten betrachtet und anschließend auf die von WASMOD direkt ausgegebenen Tagesfrachten der Jahre 1998 – 2000 eingegangen. Die Monatsfrachten werden nicht separat betrachtet, da hierfür nur die 3 Jahre zur Verfügung stehen und somit die Reihe wenig Werte aufweist.

Bei der Beurteilung der Stickstoffsimulation auf Jahresbasis wird zum Vergleich auf die, in Kapitel 5.4.2.2 beschriebenen, Daten des Pegels Läwitz zurückgegriffen. Es steht somit ein Vergleichszeitraum von 1977 – 2000 zur Verfügung, wobei in den Jahren bis 1998 mit einem Messfehler von 10 % gerechnet werden muss (vgl. Kapitel 5.4.2.2). Da bei der Simulation kein Stickstoffeintrag aus Siedlungen berechnet werden kann, wurde ein pauschaler Wert für die Siedlungsabwässer geschätzt und zu dem Modellergebnis addiert. Geschätzt wurde die Einwohnerzahl aus den Gemeindestatistiken mit 8000 Einwohnern im Einzugsgebiet des Pegels Läwitz (Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen 2002 [210], Thüringer Landesamt für Statistik 2002 [218]). Als Einwohnergleichwerte wurde von Witt und Schmolz (1999 [246]) 11 bis 15 gNEinwohner<sup>-1</sup>d<sup>-1</sup> genannt. Daraus errechnet sich eine Wertespanne für den Pegel Läwitz von 32120 kgNa<sup>-1</sup> bis 43800 kgNa<sup>-1</sup>. Für die weiteren Vergleiche wurde ein Pauschalwert von 37980 kgNa<sup>-1</sup> gewählt, dieser entspricht rund 15 % der mittleren jährlichen Gesamtfracht. Dieser Wert nimmt je nach Jahr einen Anteil von 12 bis 28 % der modellierten Stickstofffracht ein. Dieser Pauschalwert trägt nicht zur modellierten Tagesdynamik bei. Aus diesem Grund wurde beim Vergleich von gemessenen und modellierten Stickstofffrachten auf die Angabe von Effizienzen nach Nash und Sutcliffe (1970 [159]) verzichtet, da in dieser Berechnung die

absolute Größe der Werte ein großes Gewicht haben, und die Siedlungsabwässer auf Tagesbasis nicht mit modelliert wurden. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) für die Dynamik und die Abweichung der Jahressummen in % (mit den Siedlungsabwässern) für die absoluten Mengen wurden deswegen als einzige Qualitätsparameter angegeben.

In Abbildung 6.13 ist die modellierte (mit den 37980 kgN/a für die Siedlungsabwässer) und die gemessene Jahresfracht dargestellt. Für die gemessene Jahresfracht ist der Messfehler von 10 % als Bereich mit abgebildet. Es ist erkennbar, dass die simulierten Werte vor 1990 deutlich zu niedrig liegen und die Dynamik nur schwach nachgezeichnet wird. Wird hingegen nur die homogene Zeitreihe ab 1990 (vgl. Kapitel 5.4.2.2) betrachtet, sind sowohl das Niveau als auch die Dynamik deutlich besser getroffen. Dies drückt sich auch im Bestimmtheitsmaß aus, das für die gesamte Zeitreihe einen Wert von 0,35 und für die letzten 10 Jahre einen Wert von 0,89 aufweist. Auch bei der durchschnittlichen Abweichung zeigt sich die in der Abbildung erkennbare Tendenz einer Untersimulation für den gesamten Zeitraum von 11,9 % während das letzte Jahrzehnt 11,8 % übersimuliert wird.



**Abbildung 6.13:** Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Stickstoffjahresfrachten am Pegel Läwitz

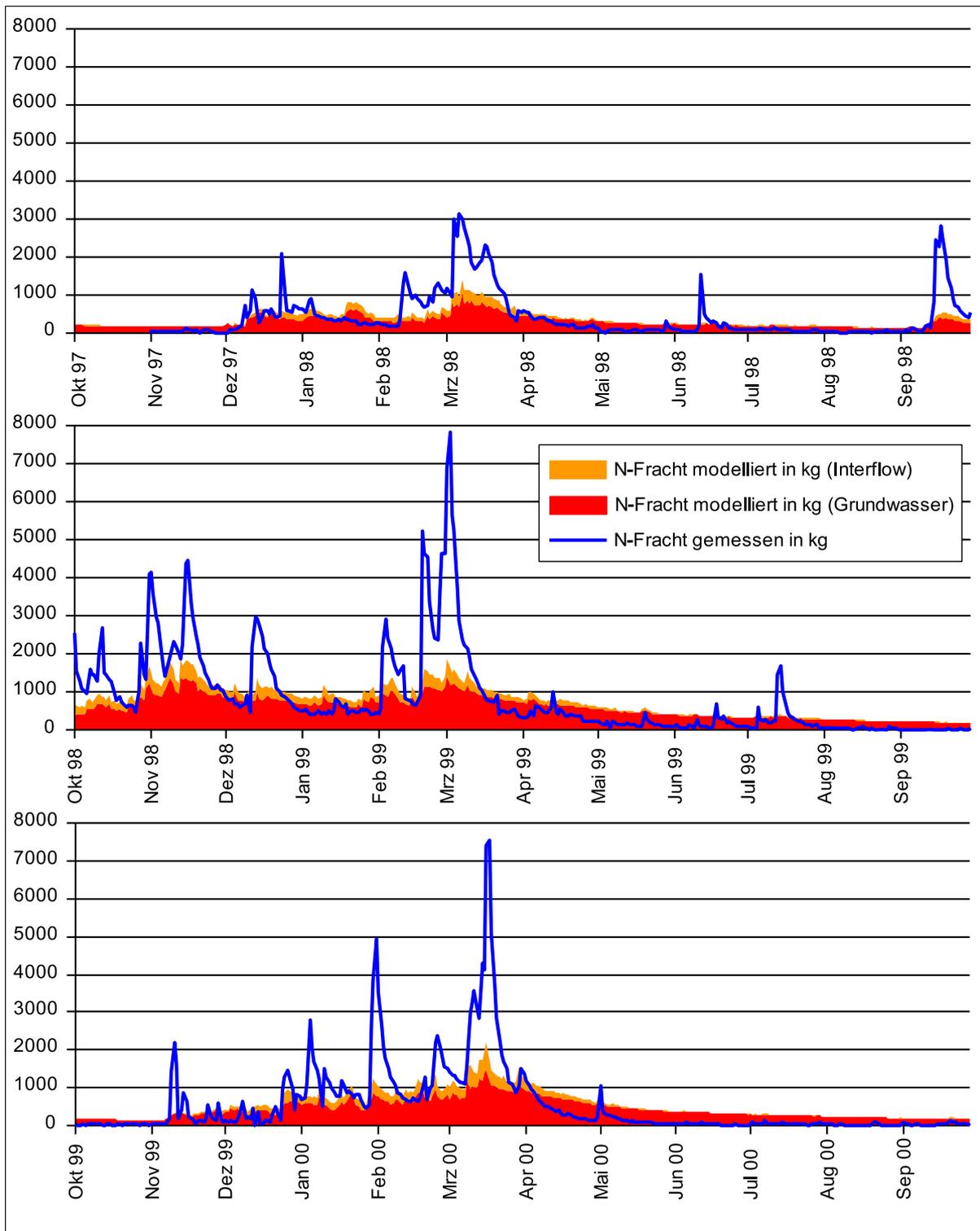
Die in den Jahren vor 1990 festzustellende Untersimulation von 26,9 % ist zum einen auf die ebenfalls zu niedrige Wassersimulation zurückzuführen (vgl. Kapitel 6.1.2.1). Viel wesentlicher scheinen sich allerdings die Änderungen des Landnutzungsmanagements im Gebiet im Zuge der politischen Wende 1990 und den sich veränderten ökonomischen Rahmenbedingungen auszuwirken (Biermann et al. 1994 [20]). Zudem erfolgte wenig später die Ausweisung von Wasserschutzgebieten. Die damit einhergehenden Vorschriften über Düngepraxis haben ebenfalls zu einer extensiveren Düngepraxis geführt. Die generelle Tendenz zeigt noch stärker als beim Wasser eine Dämpfung der Simulation gegenüber den gemessenen Werten. Auch in den abflussarmen Jahren 1990 – 1994 findet noch stärker als bei der Wassersimulation eine gravierende Überschreitung der Simulation gegenüber den gemessenen Werten statt, die im Wesentlichen auch für die Übersimulation im letzten Jahrzehnt verantwortlich sind.

Bei den Tageswerten zeigt sich die Dämpfung des Signals klar erkennbar (Abbildung 6.14). Zwar sind

die meisten Spitzen vorhanden, sie sind allerdings deutlich zu niedrig. Eine Ursache hierfür ist der, bereits in Kapitel 6.1.1 erläuterte, fehlende Transport des Stickstoffs im Oberflächenabfluss. Der hier nicht transportierte Stickstoff wird dann entsprechend über langsamere Transportpfade geleitet, was sich dann in der deutlich zu hohen Basiskomponente zeigt. Eine Lösung dieses Problems lässt sich, auf Basis der bestehenden Stickstofftransportbeschreibung die, die Interaktion mit der Bodenmatrix voraussetzt, kaum realisieren. Vielmehr müsste ein eher konzeptioneller Ansatz für den Stofftransport im Oberflächenabfluss integriert werden, was allerdings zu zusätzlichen Unsicherheiten im Modell führen würde. Die Dynamik (Tabelle 6.2) wird abgesehen von diesem Problem nachvollzogen; so wird nach Starck et al. (1997 [209]) ein Bestimmtheitsmaß von 0,6 als hoher Wert für die Stoffsimulation betrachtet. Der in Abbildung 6.14 erkennbare geringe Interflowanteil ist wie beim Wasser durch das Routing und damit der Verwandlung von Interflow zu Grundwasser bedingt.

**Tabelle 6.2:** Bestimmtheitsmaß und durchschnittliche Abweichung der Stickstoffsimulation auf Tagesbasis)

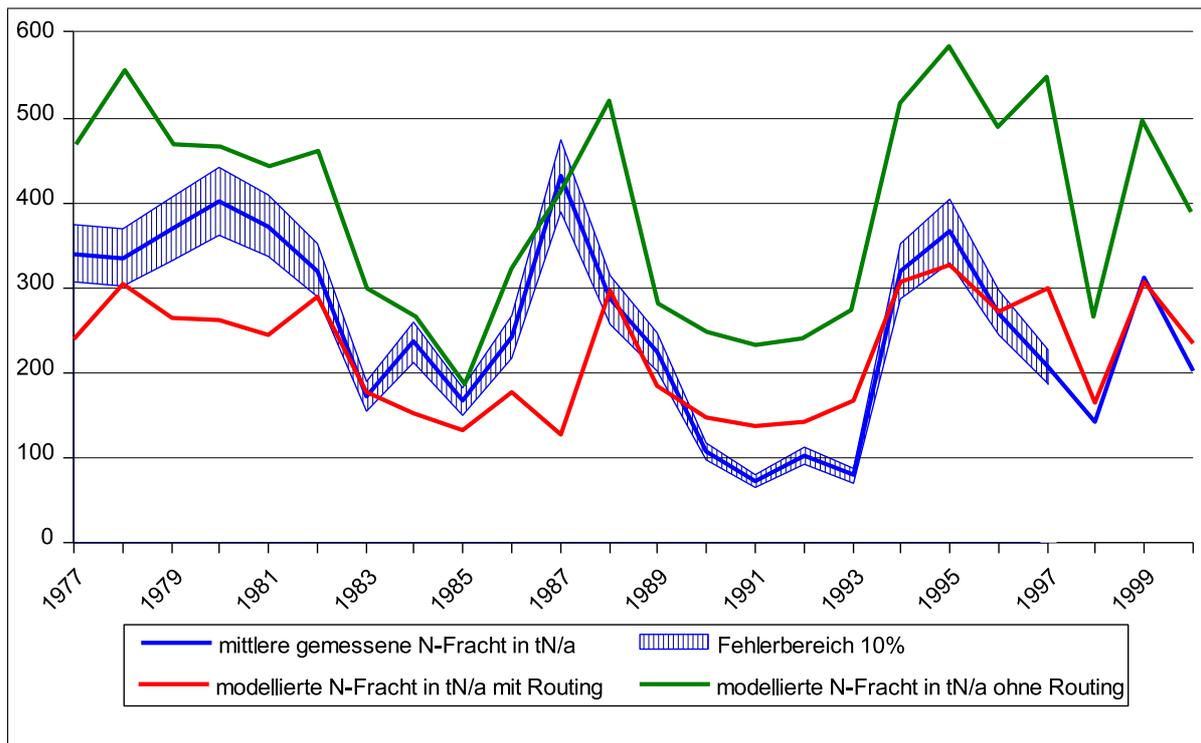
Jahr	$R^2$	$\ln R^2$	Abweichung von modellierter zu gemessener N-Fracht in %
1998	0,60	0,72	16,0
1999	0,60	0,83	-1,3
2000	0,65	0,71	16,7



**Abbildung 6.14:** Vergleich der modellierten (Ist-Szenario) und gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Lätwitz der Jahre 1998 - 2000

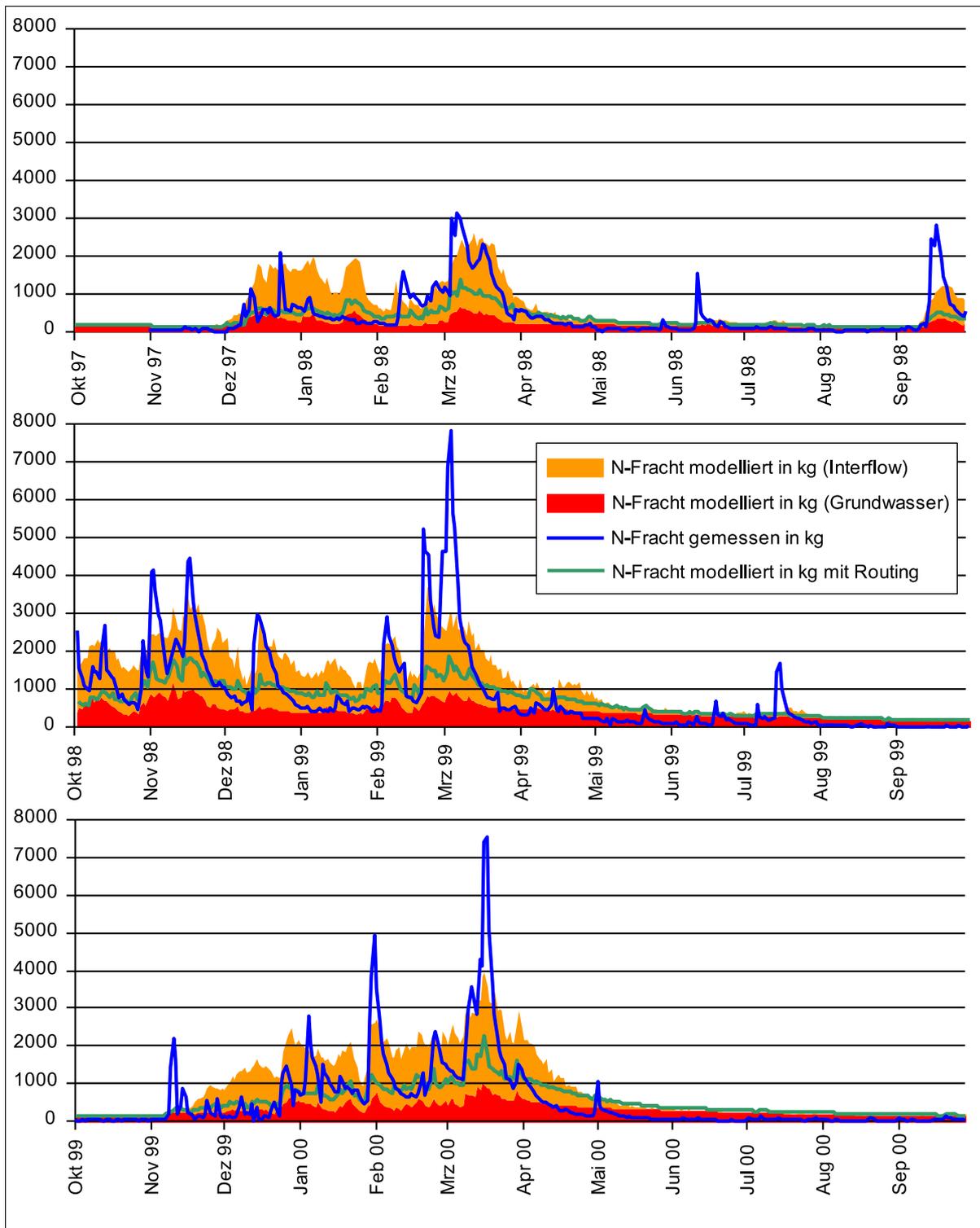
Bei der bereits erläuterten Simulation ohne Routing (vgl. Kapitel 6.1.1 und 6.1.2.1) zeigt sich beim

Stickstoff im Gegensatz zum Wasser bereits bei den Jahreswerten eine erhebliche Diskrepanz der beiden Modellvarianten. So liegen die Werte ohne Routing in allen Jahren deutlich über denen mit Routing (Abbildung 6.15). Die durchschnittlichen Abweichungen für die gesamte Zeitreihe betragen 32,2 % für die Jahre ab 1990, die wie bereits erläutert die geeignetsten für die Validierung darstellen, ist die Abweichung mit 90,0 % noch weitaus gravierender. Die Dynamik der Jahreswerte hingegen ist mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,57 für den Gesamtzeitraum höher als bei der Modellierung mit Routing (0,35). Im letzten Jahrzehnt allerdings ist der Wert mit 0,85 etwas geringer (0,89).



**Abbildung 6.15:** Vergleich der modellierten (ohne Routing) und gemessenen Stickstoffjahresfrachten am Pegel Lävitz

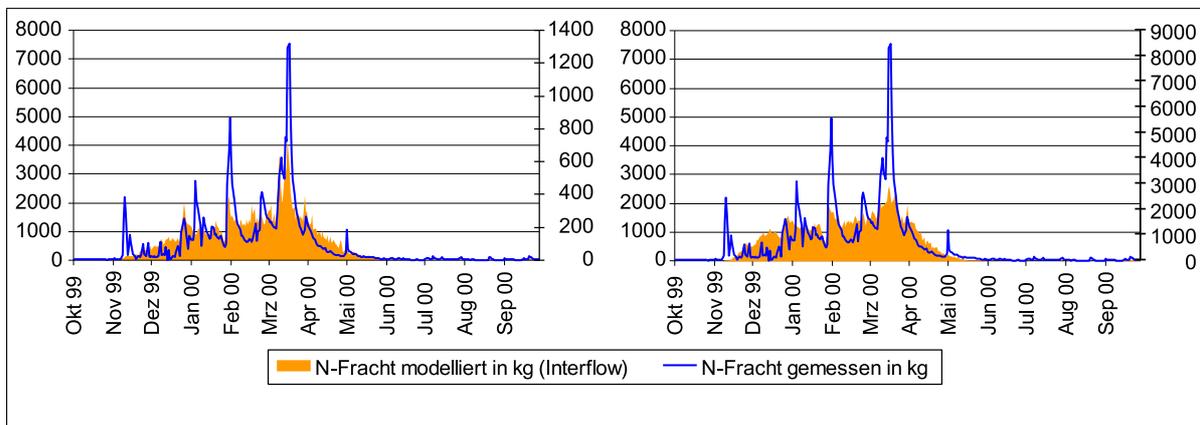
Bei der Betrachtung der Tageswerte ist eine ähnliche Dynamik wie bei der Wassersimulation zu verzeichnen. Insbesondere der weniger dynamische Grundwasserabfluss und der höhere Interflowanteil sind auffällig. Obwohl durch das Routing dem Grundwasser deutlich mehr Wasser und Stoff zugeführt wird, sind in den Niedrigwasserperioden die Stickstofffrachten auf einem Niveau. Dies hängt mit den Abbaubedingungen in den grundwasserführenden Polygonen zusammen, so ist die Denitrifikation von der Feuchte des Bodens abhängig (vgl. Gleichung 5.2.4.2). Durch das Routing erhöht sich die Bodenfeuchte in den grundwasserführenden Teilflächen. Aus der Gleichung ist auch ersichtlich, dass die Denitrifikation unmittelbar vom Nitratgehalt im Boden abhängt und somit, durch die Zufuhr von Stickstoff aus den hangaufwärts gelegenen Flächen, zu einer Erhöhung der Denitrifikationsrate beitragen kann.



**Abbildung 6.16:** Vergleich der modellierten (ohne Routing) und gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Lätwitz der Jahre 1998 - 2000

Wie bereits festgestellt ist die Simulation des Grundwasserabflusses durch ihre zu dämpfende Wirkung

mit Problemen behaftet. Dies gilt insbesondere für den Fall ohne Routing. Zur isolierten Betrachtung des Interflow im Vergleich zum gemessenen Abfluss wurde in Abbildung 6.17 die X-Achsen für den modellierten Interflow, so mit der X-Achse für die Gesamtfracht ins Verhältnis gesetzt, dass der Flächeninhalt unter den beiden Kurven gleich ist. Bei diesem Vergleich zeigt sich, dass die Dynamik des modellierten Interflows mit Routing (links) gut mit der Gesamtfracht übereinstimmt ( $R^2$  0,70), während die Dynamik bei der Variante ohne Routing (rechts) deutlich schlechter abgebildet wird ( $R^2$  0,60). Aus diesen Betrachtungen lässt sich folgern, dass der Interflow im Gebiet die Abflussdynamik bestimmt. Im Modell wird dies wegen der diskutierten zu trägen Grundwassersimulation nicht optimal wiedergegeben. Wird auf das Routing verzichtet, wie es in vielen Stickstoffhaushaltsmodellen der Fall ist, sind die Ergebnisse in der Dynamik deutlich schlechter und im Niveau deutlich zu hoch simuliert. Das zu hohe Stickstoffniveau wird durch die fehlenden Abbauprozesse in den abstromig gelegenen Flächen verursacht. Dies kann zwar durch kalibrierte Abbauparameter ausgeglichen werden, ermöglicht aber keine Interaktion zwischen den Flächen und stellt somit nur eine Aufsummierung von Einzelflächen dar.



**Abbildung 6.17:** Vergleich der modellierten Stickstofffrachten des Interflow (linke X-Achse) und gemessenen Gesamtfracht (rechte X-Achse) am Pegel Läwitz für das Jahr 2000 (linkes Bild Ist-Szenario, rechtes Bild ohne Routing)

### 6.1.3 Ergebnisse Gesamtgebiet

Wie bereits erläutert, wurde das Gesamteinzugsgebiet der Talsperren Weida und Zeulenroda modelliert. Ein Vergleich mit gemessenen Abflussdaten ist allerdings nur für das Gebiet des Pegels Läwitz möglich. Es wird in dieser Arbeit davon ausgegangen, dass das restliche Einzugsgebiet der Talsperre Zeulenroda und das der Talsperre Weida ( $60 \text{ km}^2$ ) ein ähnliches hydrologisches Verhalten zeigt wie das Einzugsgebiet des Pegels Läwitz ( $103 \text{ km}^2$ ). Es wurden die Modellparameter für das verbliebene Gebiet auf die identische Weise abgeleitet. Zudem fand im Modell keine eigentliche Kalibration von Parametern statt, so dass die Information des Pegels Läwitz nicht unmittelbar für die Parametrisierung verwendet wurde. Aus diesen Gründen ist zu erwarten, dass bei der Simulation des Restgebiets keine zusätzlichen Fehler gegenüber denen des validierbaren Gebiets zu erwarten sind. Somit ist eine Aussage über das Gesamtgebiet möglich. In Tabelle 6.3 sind wichtige Gebietseigenschaften der betrachteten Teileinzugsgebiete dargestellt.

**Tabelle 6.3:** Vergleich ausgewählter Gebietseigenschaften der Teileinzugsgebiete des Pegel Lävitz und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Lävitz)

Parameter	Lävitz	Weida ohne Lävitz
Gefälle Durchschnitt in %	5,1	6,2
Gefälle Standardabweichung in %	4,1	5,7
Grundwasserführende Geologie in %	24,6	15,8
durchschnittliche Gesamtfeldkapazität des Bodens in mm	198,0	190,1
Waldanteil in %	30,4	26,1
Wasserschutzgebiet I und II in %	43,3	0,4

Der gravierendste Unterschied zwischen den Teileinzugsgebieten besteht im Schutzstatus. Dies wirkt sich bei der Parametrisierung durch eine um 20 % verringerte Düngung aus. Ein weiterer Unterschied besteht in dem Anteil von Flächen mit grundwasserführendem Gestein. Die anderen in der Tabelle aufgeführten Parameter weisen eine große Ähnlichkeit auf. Diese Ähnlichkeit äußert sich auch beim Vergleich zwischen den Simulationen von Pegel Lävitz und dem Restgebiet. So zeigt Tabelle 6.4 die Bestimmtheitsmaße ( $R^2$ ) der beiden Einzugsgebiete untereinander und mit den gemessenen Pegelwerten, die mit einem Durchschnittswert zwischen den beiden Simulationen von 0.84 eine deutliche Übereinstimmung der Dynamik aufweisen.

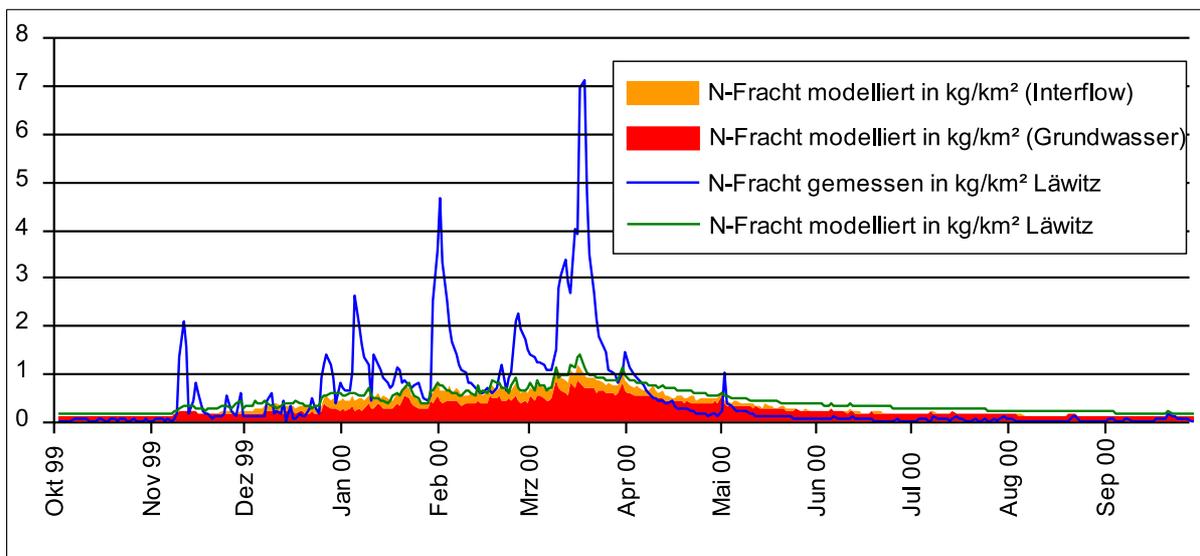
**Tabelle 6.4:** Vergleich des Bestimmtheitsmaßes, der Abflussmodellierung des Pegel Lävitz (Lävitz) und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Lävitz) mit den gemessenen Pegelwerten Lävitz (Messung)

Jahr	$R^2$ Restgebiet - Messung	$R^2$ Lävitz - Messung	$R^2$ Weida ohne Lävitz - Lävitz
1990	0,29	0,46	0,78
1991	0,17	0,22	0,80
1992	0,35	0,48	0,84
1993	0,31	0,33	0,88
1994	0,40	0,57	0,89
1995	0,48	0,50	0,82
1996	0,35	0,38	0,88
1997	0,42	0,67	0,71
1998	0,57	0,63	0,71
1999	0,56	0,63	0,91
2000	0,72	0,72	0,96
Mittelwert	0,42	0,51	0,84

Beim Stickstoff (vgl. Tabelle 6.5) zeigt sich ein ähnliches Bild, auch hier stimmt die Dynamik der Simulationsergebnisse bei täglicher Simulation der beiden Werte gut überein. Allerdings ist das Niveau der Stickstoffausträge im Restgebiet deutlich niedriger, was auf die geringeren Düngegaben in Schutzzone II die in diesem Gebiet 43,3 % der Fläche ausmachen, zurückzuführen ist. Gut erkennbar ist dieses Verhalten auch in Abbildung 6.18, in der die Stickstoffausträge in  $\text{kg km}^{-2} \text{d}^{-1}$  für den Pegel Lävitz und die Komponenten für Weida ohne Lävitz abgetragen sind. Auch die Komponentenaufteilung zwischen den beiden modellierten Einzugsgebieten (vgl. Abbildung 6.14) weist eine große Ähnlichkeiten auf.

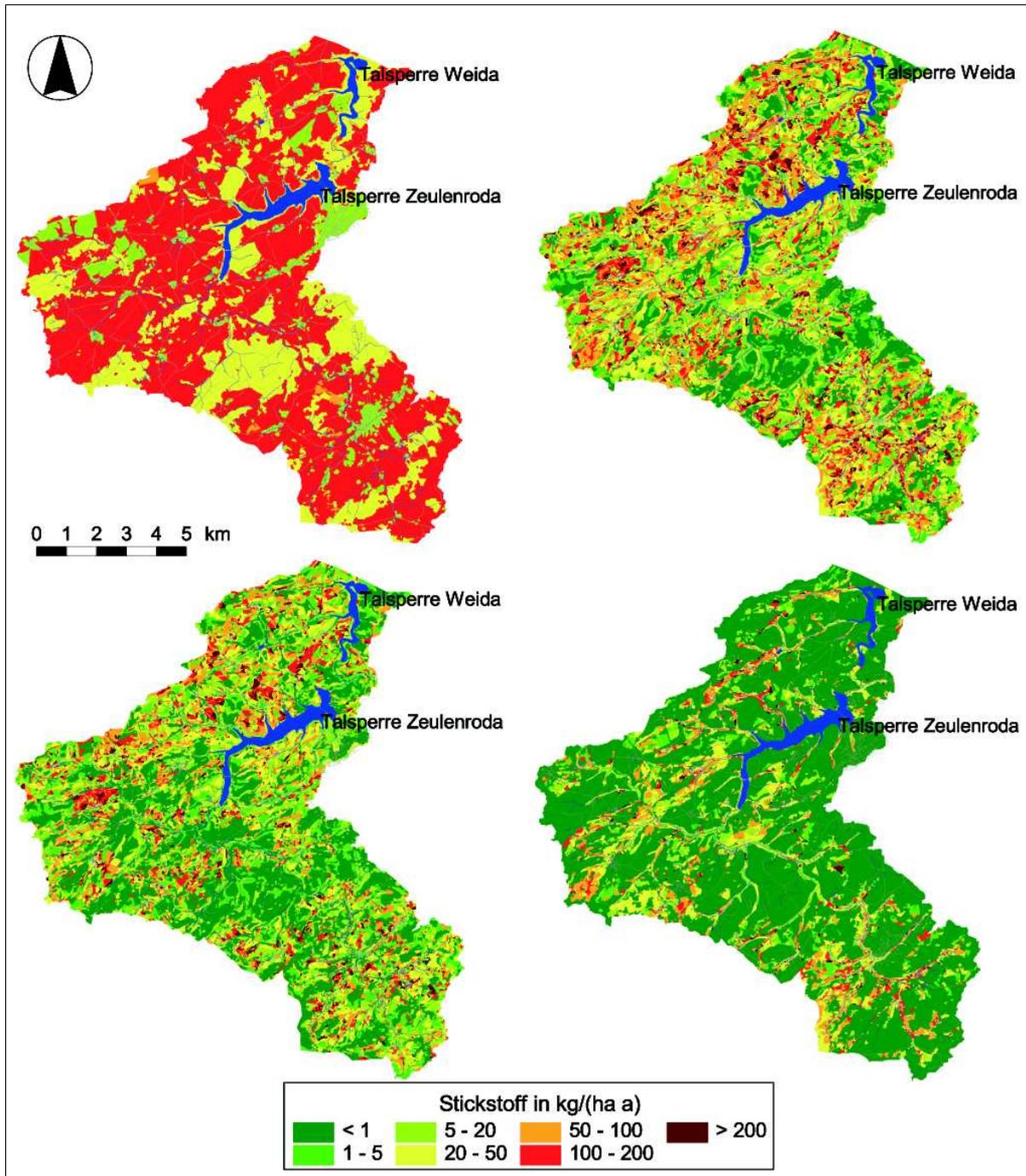
**Tabelle 6.5:** Bestimmtheitsmaß der Stickstoffmodellierung des Pegel Läwitz (Läwitz) und Talsperre Weida plus dem Restgebiet der Talsperre Zeuleroda (Weida ohne Läwitz) mit den gemessenen Pegelwerten Läwitz (Messung)

Jahr	$R^2$ Weida - Messung	$R^2$ Läwitz - Messung	$R^2$ Weida ohne Läwitz - Läwitz
1998	0,39	0,60	0,79
1999	0,53	0,60	0,91
2000	0,54	0,65	0,95



**Abbildung 6.18:** Vergleich der modellierten Stickstofftagesfrachten des Restgebietes, des Pegels Läwitz und der gemessenen Stickstofftagesfrachten am Pegel Läwitz des Jahres 2000 in  $\text{kg km}^{-2} \text{d}^{-1}$

Eine Gesamtdarstellung des Einzugsgebietes der Talsperre Weida ist als Resultat der Simulationen des Gebiets des Pegels Läwitz und des Restgebietes in Abbildung 6.19 dargestellt. Hier sind die für diese Arbeit wesentlichen Eintrags- und Austragsgrößen des Gebietsstickstoffhaushalts dargestellt. Die Abbildung oben links zeigt den Stickstoffeintrag über die Düngung und die atmosphärische Deposition. Die roten Flächen stellen landwirtschaftlich genutzte Flächen dar, die zum größten Teil eine Düngung zwischen  $100$  und  $200 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}$  aufweisen. Ausnahmen bilden beispielsweise hiervon Brachen, die im westlichen Bereich der Karte am niedrigen Düngeniveau erkennbar sind. Die Wälder liegen aufgrund der erhöhten atmosphärischen Deposition im Bereich zwischen  $20$  und  $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}$  (vgl. Kapitel 5.4.1.4), während die Siedlungen wie die Brachen in der Klasse von  $5$  bis  $20 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}$  liegen. Beim Gesamtaustrag (oben rechts) zeichnet sich, wenn auch fragmentiert, das Bild des Stickstoffeintrags durch. Die hohen Werte über  $100 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}$  kommen hierbei durch lateralen Stickstofftransport aus oberhalb gelegenen Flächen zustande. Die Verteilung zwischen der Lateralen (Interflow, links) und der Vertikalen (Drän und Grundwasser, rechts) ist in den unteren beiden Karten dargestellt. Hierbei zeigt sich für den Interflow ein stark fragmentiertes Bild, da die steuernden Parameter wie Hangneigung, Düngung und Fließakkumulation im Gebiet ebenfalls kein klares Muster ergeben. Anders verhält sich der Stickstoff im Grundwasserabfluss, hier zeichnen sich recht deutlich die Auenbereiche (vgl. Abbildung 4.3) und die geologischen Verhältnisse (vgl. Abbildung 5.15) ab.



**Abbildung 6.19:** Flächenhafte Darstellung der von Eingangs- und Entzugsgrößen der Stickstoffsimulation des Gesamteinzugsgebiets in  $\text{kg ha}^{-1} \text{ a}$  für das Jahr 2000. Oben links, Stickstoffeintrag über Düngung und atmosphärische Deposition. Oben rechts gesamter Stickstoffaustrag über das Wasser in den einzelnen KGG. Unten links, Stickstoffaustrag über Interflow. Unten rechts Stickstoffaustrag über Drän und Grundwasser.

Die in Abbildung 6.19 dargestellten Parameter stellen die Grundlage für das Optimierungsverfahren dar, da auf diesen Input und Outputgrößen das Aufsetzen des HYDRONET (vgl. Kapitel 5.3) beruht.

## 6.2 Einzelstandorte

### 6.2.1 Messhänge

Für die Modellierung der Einzelhänge wurden die in Kapitel 5.4.3 beschriebenen Parameter verwendet. Ein Hangmodell wurde nur für den Hang Pahren aufgestellt. Des Weiteren wurden Daten aus dem Einzugsgebietsmodell für die Hänge Pahren und Dittersdorf ausgegeben und diese mit den vor Ort ermittelten Saugspannungen verglichen.

Die Saugspannungen stellen einen wesentlichen Parameter im Landschaftswasserhaushalt dar und stehen in unmittelbarer Verknüpfung mit dem Bodenwassergehalt, was sich über die pF-Wassergehalts-Beziehung beschreiben lässt. Auch auf den Stickstoffhaushalt hat die Bodenfeuchte einen erheblichen Einfluss. Beispielsweise wird sowohl die Mineralisierung als auch die Denitrifikation von der Sauerstoffverfügbarkeit und damit von der Saugspannung stark beeinflusst (vgl. Kapitel 2.4). Auch auf den Bodenwärmehaushalt übt der Wassergehalt als Regel- und Speichergröße einen entscheidenden Einfluss aus. Die Bodentemperatur ist wiederum eine entscheidende Steuergröße für die mikrobielle Aktivität im Boden und regelt somit auch indirekt die Stickstoffumsetzungsprozesse. Diese Tatsachen lassen die besondere Stellung der Bodenfeuchte bzw. der Saugspannung deutlich werden. Auch in WASMOD kommt dem Bodenwasserhaushalt eine entscheidende Bedeutung zu (vgl. Kapitel 5.2.4.2). Aufgrund dieser zentralen Bedeutung ist die Saugspannung ein geeigneter Parameter zur Validierung des Modells.

#### 6.2.1.1 Modellanpassung

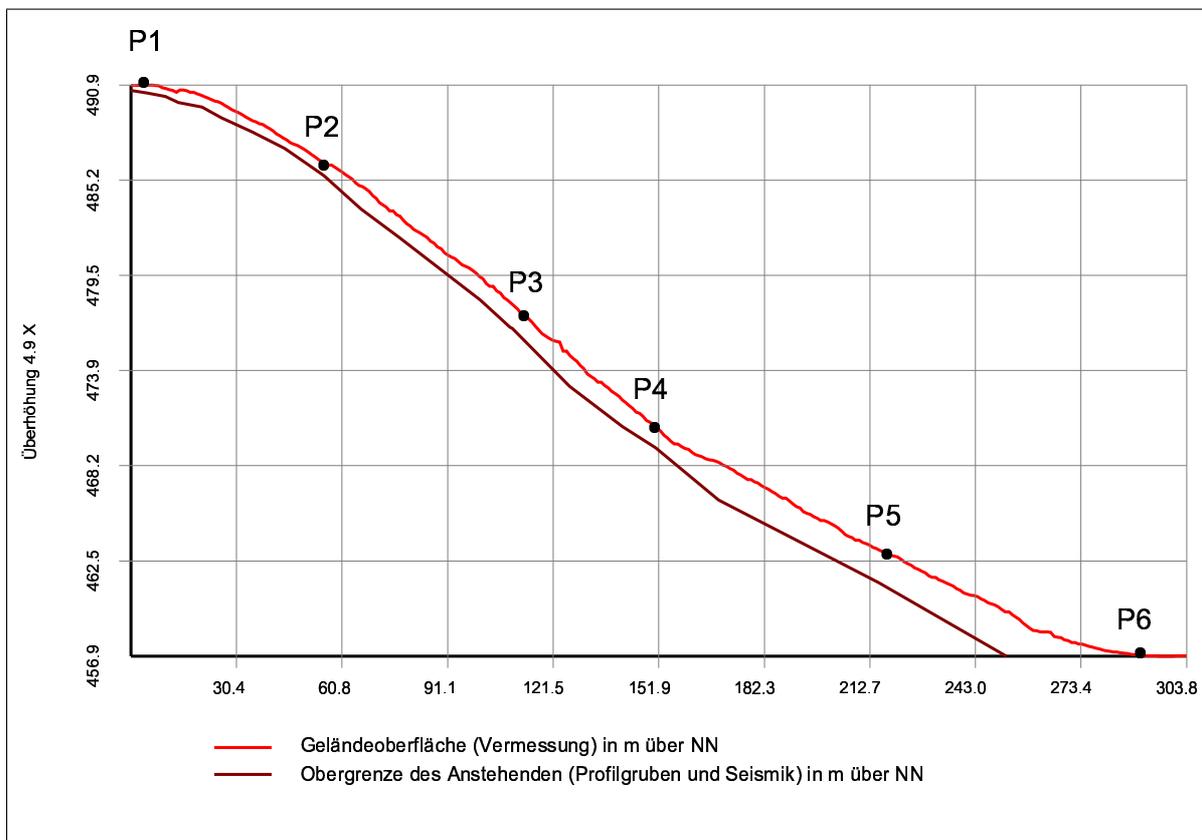
Für die Modellierung von Einzelhängen und einen Vergleich mit gemessenen Saugspannungen wurde die Modellausgabe von WASMOD erweitert. Ausgegeben wurden die Saugspannungen der einzelnen horizontalen Modellkompartimente am Ende jedes Tages für jede KGG. Die Nachtwerte wurden gewählt, um einen Vergleich mit stabilen, von den Tensiometern gemessenen Saugspannungen zu ermöglichen (vgl. Abbildung 5.22). Die Tensiometerwerte weisen, wie in Kapitel 5.4.3.1 beschrieben, einen von der Gerätetemperatur abhängigen deutlichen Tagesgang auf. Bei der Simulation des Einzugsgebietes wurden die Saugspannungen für die Polygone, in denen die Messstationen liegen, ausgegeben.

Schon bei der Simulation des Einzugsgebietes stellte sich die Abbildung des Grundwasserabflusses als problembehaftet heraus. Dieses Verhalten zeigte sich auch bei der Einzelhangsimulation des Hanges Pahren. Deswegen wurde für das Hangmodell am Hang Pahren, eine Kalibrierung des Grundwasserabstandes vorgenommen, indem die Parameter Vorfluterabstand und Vorfluterhöhe variiert wurden, um das Niveau des installierten Grundwasserbeobachtungsbrunnens zu erreichen. Allerdings zeigte das Modell bei diesen Versuchen Instabilitäten, weswegen das Niveau des modellierten Grundwasserflurabstandes etwas unterhalb des gemessenen eingestellt wurde (vgl. Abbildung 6.23). Die aus diesem Prozess resultierenden Parameter sind vor der Kalibrierung, für die Vorfluterhöhe 454,5 m und für den Vorfluterabstand 100 m. Nach der Kalibrierung betragen die Werte 456,5 m bzw. 50 m.

### 6.2.1.2 Ergebnisse

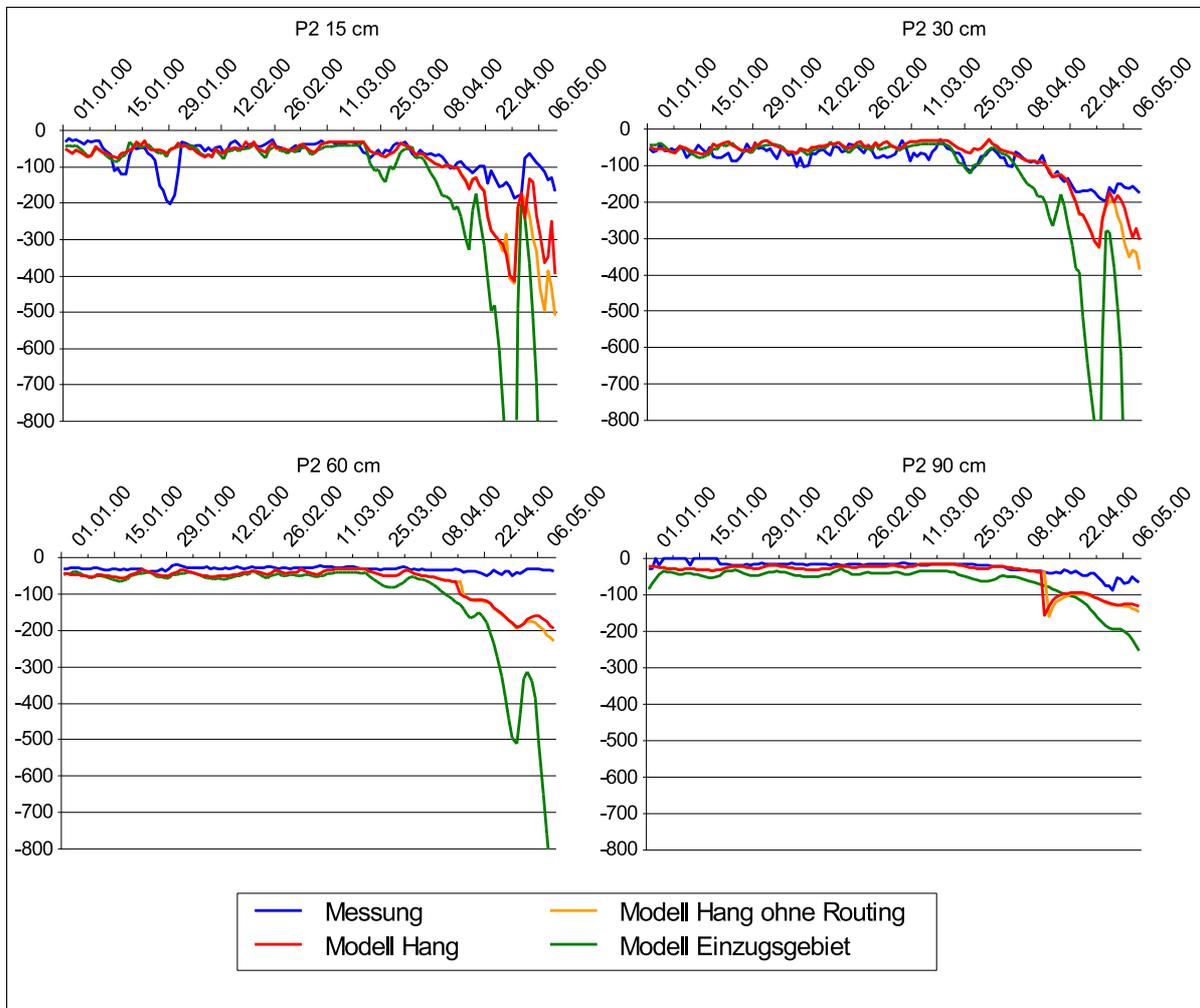
Als Vergleichsdaten wurden eine Zeitreihe zwischen Januar und Mai 2000 ausgewählt, da im Frühjahr die Saugspannungen noch innerhalb des Messbereiches von Druckaufnehmertensiometern bis max. 750 hPa liegen. Dieser Wert wird durch die Messtiefe noch verringert, da zusätzlich die Wassersäule innerhalb des Tensiometers eine Wasserspannung ausübt. So muss bei einer Messtiefe von 120 cm mit einer Verringerung des Messbereichs um 120 hPa gerechnet werden. Die Messungen wurden auf Plausibilität geprüft und unplausible Werte nicht zur Auswertung herangezogen. Zudem ergaben sich durch defekte Geräte in einzelnen Fällen erhebliche Datenlücken. Durch undichte Tensiometer oder Auslaufen aufgrund hoher Bodensaugspannungen ergaben sich teilweise Messfehler, die nicht durch eine Plausibilitätskontrolle erkennbar waren. Aus diesem Grunde wurden zur Bewertung der gemessenen Bodenwasserdynamik Korrelationen zwischen den Tensiometerwerten in den verschiedenen Bodenschichten ermittelt und diese als Gütekriterium für die Messreihe herangezogen.

Die Modellierung wurde, wie bereits erwähnt, mit einem für den Hang Pahren parametrisierten Modell und dem Einzugsgebietsmodell für die entsprechenden Flächen durchgeführt. Für das Hangmodell wurden wie bei der Modellierung des Pegels Läwitz (vgl. Kapitel 6.1.2) zwei verschiedene Modellvarianten gerechnet, eine Variante mit Routing und eine, bei der das Routing abgeschaltet wurde. Dies wurde wie bei EZG-Modell dadurch erreicht, dass Oberflächenabfluss und Interflow direkt dem Vorfluter übergeben wurden, statt der abstromig gelegenen Fläche. Die Daten des Hanges Dittersdorf wurden nur mit den Ergebnissen der Modellierung des Pegels Läwitz (EZG-Modell) verglichen.



**Abbildung 6.20:** Profildarstellung des Hanges Pahren und die Position der Messstationen im Hang

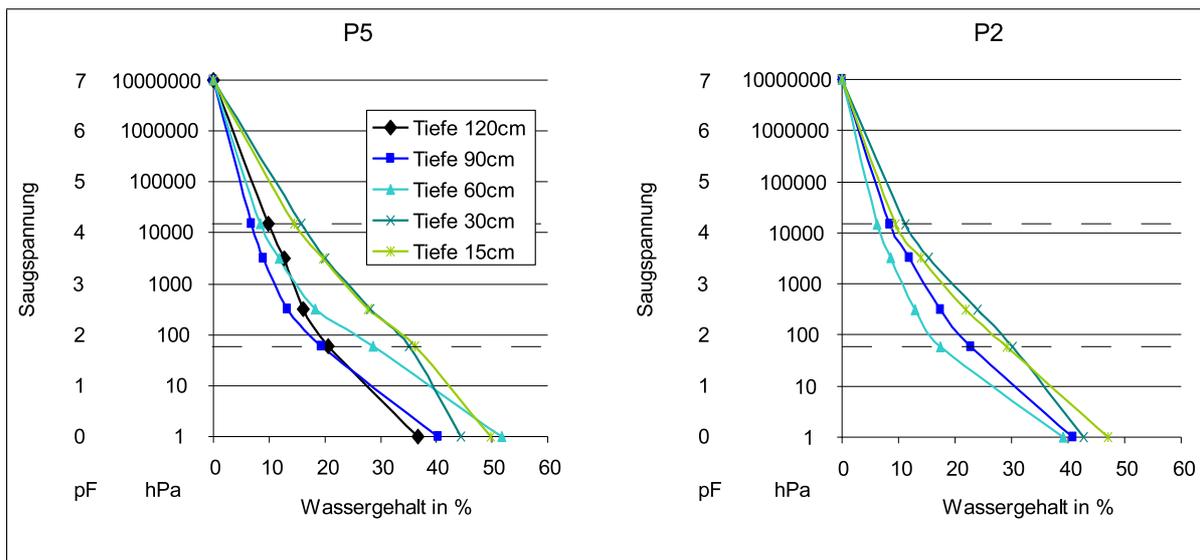
In Abbildung 6.20 sind die Positionen der Messstationen im Hangprofil für den Hang Pahren dargestellt. Die Situation am Hang Dittersdorf ist mit dieser Nummerierung vom Hang zum Tal vergleichbar. Der Unterschied besteht im Wesentlichen darin, dass im Hang Dittersdorf nur 5 Tensiometerstationen verbaut wurden.



**Abbildung 6.21:** Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30, 60 und 90 cm an der Station P2

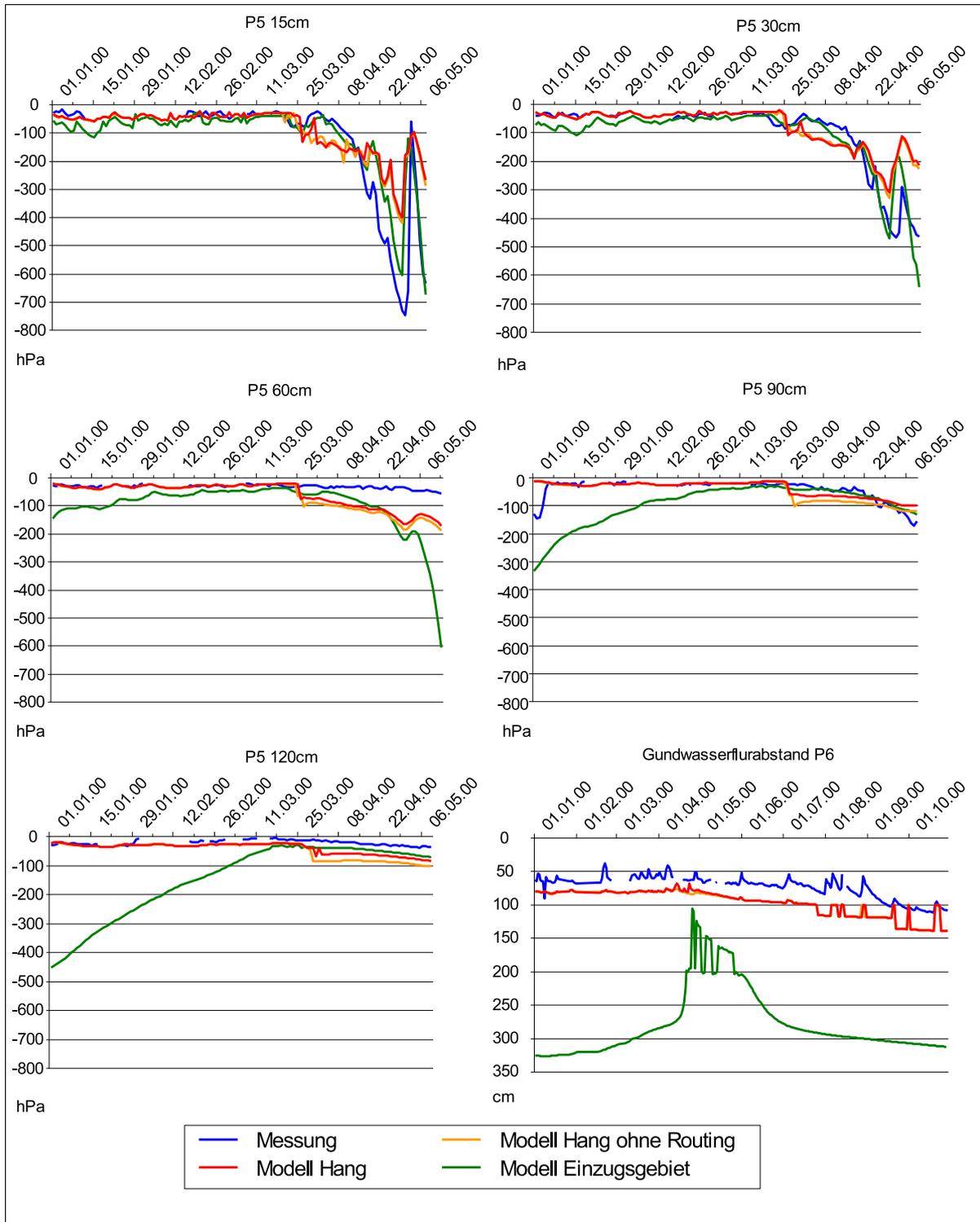
In Abbildung 6.21 sind für die am Oberhang gelegene Station P2 die Modellierungs- und Messergebnisse in den Bodentiefen 15, 30, 60 und 90 cm dargestellt. In den oberen Schichten (15 und 30 cm) ist erkennbar, dass die kurzfristigen Schwankungen mit kleinen Amplituden vom Modell in allen Varianten nur teilweise nachvollzogen werden. Die generelle Tendenz wird vom Modell nachvollzogen, allerdings fällt der Abfall des Porenwasserdrucks im Zuge der einsetzenden Verdunstung im Mai, insbesondere bei der EZG-Variante, stärker aus. Dies kann zwei Ursachen haben, zum einen eine Ungenauigkeit in der Verdunstungsberechnung und zum anderen eine etwas zu niedrig parametrisierte Feldkapazität. Die Messwerte der Tiefe 60 cm zeigen einen auffällig konstanten Verlauf, insbesondere wenn man berücksichtigt, dass sowohl in 30 cm als auch in 90 cm Tiefe ein Abfall der Messwerte zu verzeichnen ist. Dies ist wahrscheinlich auf einen Messfehler zurückzuführen, der durch die bereits erwähnte Korrelation zwischen den Tensiometerwerten in den verschiedenen Bodenschichten

identifizierbar ist (vgl. Tabelle 6.6). Die beiden Hangmodellvarianten (mit und ohne Routing) weisen keine nennenswerten Unterschiede an der Station P2 auf. So ist die Kurve für die Modellvariante ohne Routing (orange) am nur Ende des Vergleichszeitraumes überhaupt sichtbar. Sonst ist diese Kurve völlig von der Modellvariante mit Routing (rot) verdeckt. Sowohl die Hangmodelle als auch das EZG-Modell zeigen eine ähnliche Dynamik. Der stärkere Abfall der Saugspannung im EZG-Modell kann bereits durch geringe Unterschiede im Bodenwassergehalt ausgelöst werden. Dies wird bei der Betrachtung der in Abbildung 6.22 dargestellten pF-Kurven deutlich. So liegen beispielsweise bei Station P2 in 60 cm Tiefe zwischen 100 und 1000 hPa nur ein Wassergehaltsunterschied von ca. 4 %.



**Abbildung 6.22:** Gemessene Wasserspannungs-Wassergehalts-Beziehung (pF-Kurve) für die Stationen P2 und P5 am Hang Pahren

Im Unterhangbereich (Abbildung 6.23) werden die Saugspannungen der oberen Bodenschichten mit der im April einsetzenden Vegetationsperiode vom Modell noch weitaus stärker überschätzt als am Oberhang. Hierbei setzt das Abfallen der Saugspannungen im Modell auch deutlich zu spät ein. Weiterhin ist auffällig, dass wie zu erwarten am Unterhang ein größerer Einfluss durch das Routing zu verzeichnen ist, da hier Kurven des Hangmodells mit Routing und des Hangmodells ohne Routing stärker von einander abweichen als im Oberhang. In den Tiefen von 60 bis 120 cm ist dabei erkennbar, dass durch das Routing der Bodenspeicher länger gefüllt bleibt. Während beim Einzugsgebietsmodell, mit Ausnahme des oben beschriebenen zu geringen Abfalls der Kurven, das Saugspannungsniveau recht gut getroffen wird, zeigt sich für das EZG-Modell in den tieferen Schichten ein größeres Modellierungsproblem. Der Boden und Grundwasserspeicher wird offenbar erst zum späten Frühjahr hin aufgefüllt, was sich insbesondere in den tiefen Bodenschichten auswirkt. Der simulierte und gemessene Grundwasserverlauf ist unten rechts in der Abbildung dargestellt. Während der kalibrierte Grundwasserverlauf der Hangmodelle die Dynamik recht gut nachzeichnet, ist der des EZG-Modell deutlich zu niedrig und weist aufgrund des damit verbundenen viel zu großen Speichervolumens eine völlig andere Dynamik auf. Allerdings muss hierbei angemerkt werden, dass die Grundwassermodellierung in WASMOD stark von der Geländegeometrie abhängt, das Geländemodell einen Höhenfehler von 4 m aufweist und der Fehler des Grundwasserstandes ca. 2,5 m beträgt.



**Abbildung 6.23:** Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30, 60, 90 und 120 cm an der Station P5 und des Grundwasserflurabstandes bei Station P1

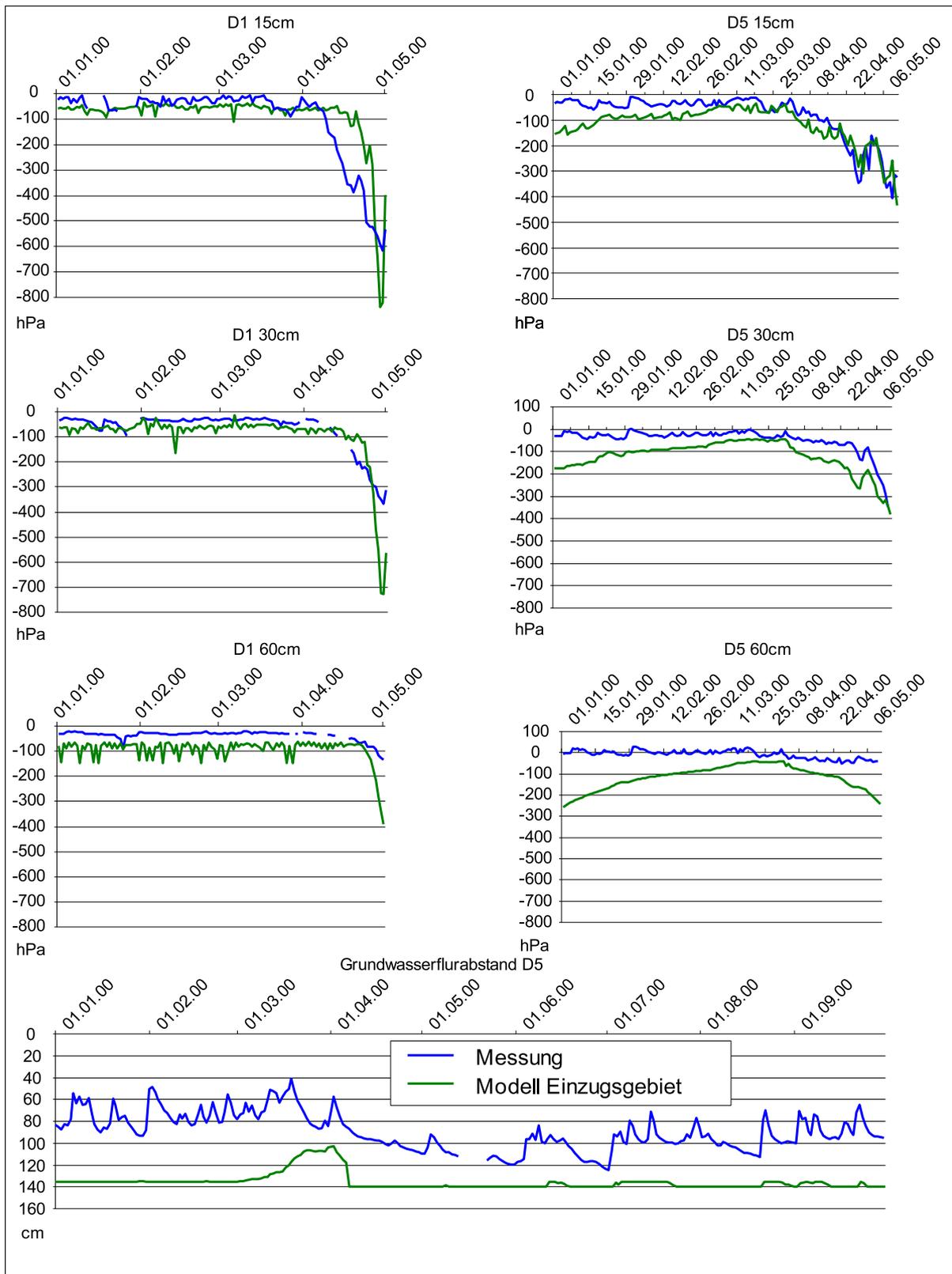
**Tabelle 6.6:** Vergleich der Korrelationen der Tensiomertewerte in benachbarten Schichten und der modellierten Saugspannungen für Hang und Einzugsgebietesmodell am Hang Pahren

Korrelation ( $R$ ) Station	zum tieferen Tensiometer	zum höheren Tensiometer	Messung vs. Modell (EZG)	Messung vs. Modell (Hang)	Bemerkungen
P1 15cm	0,92		<b>0,81</b>	<b>0,84</b>	
P1 30cm		0,92	<b>0,91</b>	<b>0,91</b>	
P2 15cm	0,89		<b>0,88</b>	<b>0,89</b>	
P2 30cm	0,76	0,89	<b>0,83</b>	<b>0,81</b>	
P2 60cm	0,64	0,76	0,84	0,77	niedriges $R$
P2 90cm		0,64	<b>0,88</b>	<b>0,96</b>	
P3 15cm	0,01		-0,11	0,08	niedriges $R$
P3 30cm	0,75	0,01	<b>0,78</b>	<b>0,88</b>	
P3 60cm	0,82	0,75	<b>0,54</b>	<b>0,60</b>	
P3 90cm	0,58	0,82	<b>0,01</b>	<b>0,50</b>	
P3 120cm		0,58	<b>0,07</b>	<b>-0,11</b>	
P4 15cm	0,30		0,73	0,81	niedriges $R$
P4 30cm	0,84	0,30	<b>0,81</b>	<b>0,68</b>	
P4 60cm	0,26	0,84	<b>0,83</b>	<b>0,76</b>	
P4 90cm	0,69	0,26	<b>0,57</b>	<b>0,72</b>	
P4 120cm		0,69	-0,11	0,26	Sättigung
P5 15cm	0,93		<b>0,85</b>	<b>0,93</b>	
P5 30cm	0,76	0,93	<b>0,82</b>	<b>0,93</b>	
P5 60cm	0,85	0,76	<b>0,57</b>	<b>0,38</b>	
P5 90cm	0,71	0,85	<b>0,28</b>	<b>0,38</b>	
P5 120cm		0,71	<b>0,32</b>	<b>-0,10</b>	
P6 15cm	0,76		<b>0,32</b>	<b>0,40</b>	
P6 30cm	0,77	0,76	<b>0,37</b>	<b>0,54</b>	
P6 60cm	0,65	0,77	0,63	0,57	Sättigung
P6 90cm	0,63	0,65	0,13	0,02	Sättigung
P6 120cm		0,63	-0,06	-0,10	Sättigung
Mittelwert			<b>0,62</b>	<b>0,67</b>	
P6 Pegel			<b>0,33</b>	<b>0,86</b>	

In Tabelle 6.6 ist ein Überblick über die Abbildung der Dynamik aller Stationen des Hanges Pahren dargestellt. Die fett markierten Korrelationen werden hierbei als gültige Vergleichswerte betrachtet. Im Feld Bemerkungen wird auf die Gründe eingegangen, warum eine Zeitreihe keine Eignung für die Validierung aufweist. Hierbei bedeutet „niedriges  $R$ “, dass bei dem Vergleich zwischen den einzelnen Tensiometerhöhen eine zu geringe Korrelation ermittelt wurde und somit einen Hinweis auf einen Messfehler des betreffenden Tensiometers darstellt. Bei niedrigem  $R$  wurde ein visueller Vergleich zur endgültigen Entscheidung, ob die Messwerte plausibel sind durchgeführt. Die Bemerkung

„wenige Werte“ bedeutet, dass aufgrund eines Geräteausfalls die Vergleichsreihen keine Möglichkeit der Validierung bieten. Häufig wird in diesen kurzen Zeitreihen nur ein relativ konstantes Sauspannungsniveau gemessen, so dass hier kein Dynamikvergleich möglich ist. Da das Modell oberhalb einer Saugspannung von 0hPa keine Werte mehr liefert, ist ein Vergleich von Tensiometerwerten im gesättigten Bereich nicht möglich. Diese Werte wurden deshalb ebenfalls nicht einbezogen. Zur Beurteilung der Simulation der gesättigten Dynamik wurde statt dessen der Vergleich zwischen gemessenem und modelliertem Grundwasserstand dargestellt. Die Ergebnisse zeigen im Ober- und Mittelhangbereich keine systematischen Unterschiede zwischen Hang- und EZG-Modell auf. Erst im Unterhangbereich zeigt sich der Einfluss der bereits diskutierten Unterschiede der Grundwassersimulation.

Für den Hang Dittersdorf wurde, wie bereits erläutert, kein eigenes Hangmodell aufgesetzt, sondern ausschließlich die Werte des Einzugsgebietsmodells mit den gemessenen Saugspannungen verglichen. Im Gegensatz zum Hang Pahren der mit Eruptivgesteinen und Kalkknotenschiefer grundwasserführendes Gestein besitzt, weist der Hang Dittersdorf mit Tonschiefer ein nicht grundwasserführendes Ausgangsgestein auf. In Abbildung 6.24 ist ein Vergleich zwischen modellierten und gemessenen Saugspannungen der Stationen D1 (Kuppe) und D5 (Tiefenlinie) des Hanges Dittersdorf abgetragen. Die Werte an der Station D1 zeigen einen für die Simulation und die Modellierung ähnlichen Verlauf. Mit zunehmender Tiefe treten bei der Modellierung allerdings Fluktuationen im Signal auf, die als numerische Instabilität zu werten sind. Diese Fluktuationen sind auch bei der Simulation an den anderen Stationen an der Grenzschicht zwischen leitendem Bodenhorizont und dichtem Gestein aufgetreten. Allerdings scheinen diese Schwingungen beim Gesamtergebnis nur eine untergeordnete Rolle zu spielen. Für die Station D1 zeigt sich in der Tendenz ein ähnliches Bild wie im Talbereich des Hanges Pahren. Auch hier ist die Grundwassersimulation durch einen zu großen Grundwasserspeicher gekennzeichnet. Was sich wiederum in einer zu späten Füllung des Speichers äußert und in einer fehlerhaften Darstellung der Grundwasserganglinie zeigt. Allerdings ist diese Diskrepanz deutlich geringer ausgeprägt als beim Hang Pahren, so dass die Messwerte der oberen beiden Tensiometer sehr gut nachvollzogen werden können. Die Tiefen 90 und 120 cm wurden nicht dargestellt, da diese in der hier gezeigten Periode nur gesättigte Werte aufwiesen die, wie bereits erwähnt, vom Modell nicht nachvollzogen werden können.



**Abbildung 6.24:** Vergleich der gemessenen und simulierten Saugspannungen in den Tiefen 15, 30 und 60 cm an den Stationen D1 und D5 des Grundwasserflurabstandes bei Station D5

Die in Tabelle 6.7 dargestellt Übersicht der Korrelationen zwischen den einzelnen Tensiometern und der gemessenen und modellierten Werte folgt den für Tabelle 6.6 aufgestellten Regeln. Zusätzlich gibt es bei den Bemerkungen noch die Kategorie „nicht simuliert“. Dabei handelt es sich um einen Spezialfall, bei dem die im Einzugsgebietsmodell abgeschätzte Bodenmächtigkeit den der Tensiometertiefe unterschreitet. Somit wird im Modell für dieses Kompartiment dichtes Gestein angenommen, welches nicht mit simuliert wird.

**Tabelle 6.7:** Vergleich der Korrelationen der Tensiometertwerte in benachbarten Schichten und der modellierten Saugspannungen für das Einzugsgebietsmodell am Hang Dittersdorf

Korrelation ( $R$ ) Station	zum tieferen Tensiometer	zum höheren Tensiometer	Messung vs. Modell (EZG)	Bemerkungen
D1 15cm	0,86		<b>0,76</b>	
D1 30cm	0,81	0,86	<b>0,86</b>	
D1 60cm		0,81	<b>0,72</b>	
D2 15cm	0,73		-0,23	wenige Werte
D2 30cm	0,91	0,73	0,00	wenige Werte
D2 60cm	0,99	0,91	0,09	wenige Werte
D2 90cm		0,99	0,00	wenige Werte
D3 15cm	0,94		<b>0,90</b>	
D3 30cm	-0,12	0,94	<b>0,79</b>	
D3 60cm	-0,41	-0,12	-0,13	niedriges ( $R$ )
D3 90cm		-0,41	0,00	niedriges ( $R$ )
D4 15cm	0,99		<b>0,92</b>	
D4 30cm	0,57	0,99	<b>0,90</b>	
D4 60cm	0,69	0,57	0,45	niedrige ( $R$ )
D4 90cm	0,84	0,69	<b>0,64</b>	
D4 120cm		0,84	0,00	nicht simuliert
D5 15cm	0,85		<b>0,87</b>	
D5 30cm	0,68	0,85	<b>0,82</b>	
D5 60cm	0,90	0,68	<b>0,11</b>	
D5 90cm	0,79	0,90	-0,08	Sättigung
D5 120cm		0,79	-0,34	Sättigung
Mittelwert			<b>0,75</b>	
D5 Pegel			<b>-0,43</b>	

Die Ergebnisse zeigen, dass die Dynamik der Saugspannungen vom Modell recht gut getroffen wurden. Es trat auch wie beim Hang Pahren eine Verschlechterung der Ergebnisse mit der Bodentiefe ein. Dies könnte zumindest teilweise mit der fehlenden Berücksichtigung von Makroporen im Modell zusammenhängen. Für beide Hänge lässt sich sagen, dass die Dynamik der Saugspannungen insbesondere in den oberen Kompartimenten nachvollzogen werden konnte und dass das Hauptproblem für das Einzugsgebietsmodell in der richtigen Simulation des Grundwassers besteht.

## 6.2.2 Dränfeld

Der für die Fragestellung zentrale Parameter Stickstofffracht wurde ebenfalls auf dem Standortniveau überprüft. Hierzu wurden die in Kapitel 5.4.4 beschriebenen Daten verwendet. Die Modellierungsstrategie ist ähnlich wie bei den Bodenfeuchtehängen, sie umfasst eine Modellierung, die für das Dränfeld aufgesetzt wurde, und einen Vergleich der Ergebnisse der EZG-Modellierung mit den Messwerten des Dränfeldes.

### 6.2.2.1 Modellanpassung

Eine Anpassung des Modellcodes, der über die für die Modellierung des Einzugsgebietes durchgeführten Modifikationen hinausgeht, war für die Modellierung des Dränfeldes nicht erforderlich. Der Vorfluterabstand und die Vorfluterhöhe wurden als den Grundwasserflurabstand bestimmende Parameter aus den in Kapitel 6.1.2.1 erläuterten Gründen so kalibriert, dass der von der TLL ermittelte Flurabstand von 1,8 m erreicht wurde. Die dabei durchgeführte Veränderung ist in Tabelle 6.8 angegeben.

**Tabelle 6.8:** Vergleich der Vorfluterhöhen und Vorfluterabstände vor und nach der Kalibrierung

KG-Nr.	KG-Höhe	Vfl.-höhe	Vfl.-höhe angepasst	Vfl.-entfernung	Vfl.-entfernung angepasst
1	402,38	395,20	398,39	270,01	96,43
2	401,20	395,20	397,17	223,56	89,77
3	397,35	395,20	395,28	156,04	76,48

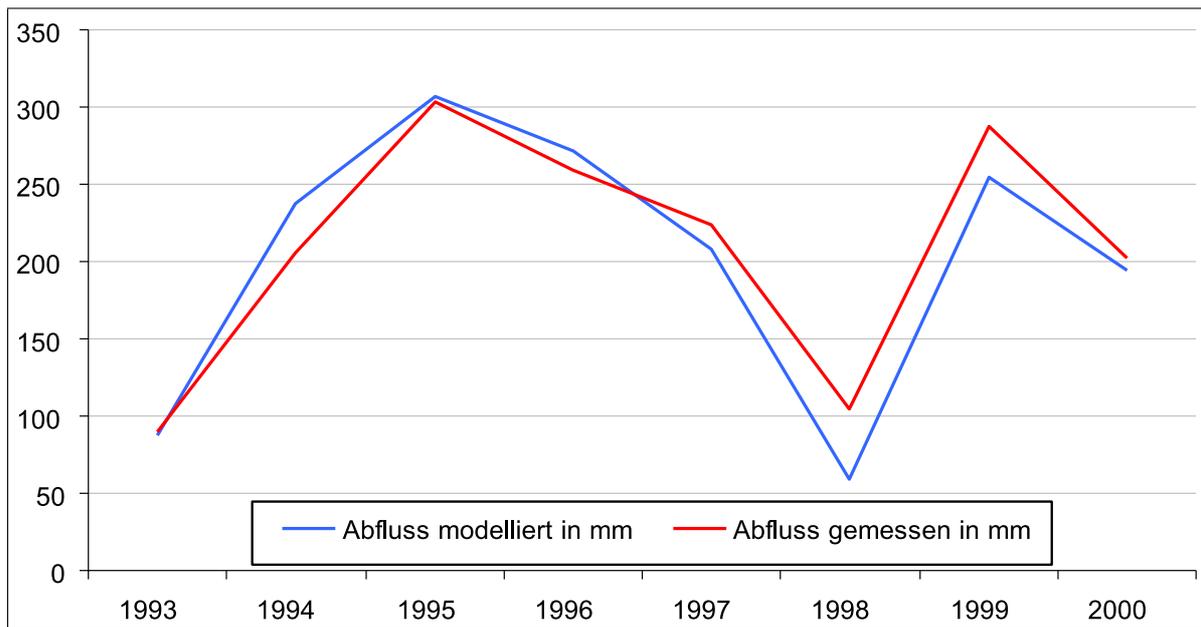
Für die Vergleichbarkeit wurden die Düngemengen des EZG-Modells, an die, für das Dränfeld abgeleiteten, Mengen angepasst.

### 6.2.2.2 Ergebnisse

Bei der Modellierung des Dränabflusses auf dem Dränfeld trat ein prinzipielles Problem bei der Simulation mit WASMOD auf. Bei Dränagen an Hängen wird bei der Modellierung je nach Hangneigung der Dränabfluss oder der Interflow im Modell bevorzugt. Bei dem Dränfeld lag die Hangneigung je nach Teilfläche zwischen 4,3 und 6,3°, was zur Folge hatte, dass ein erheblicher Anteil des Abflusses als Interflow bilanziert wurde. Bei der Messung des Dränfeldes wurde ein mehrjähriger Durchschnitt der Abflussspende 209,5 mm ermittelt. Dies entspricht der durchschnittlichen Abflussspende am Pegel Läwitz (210 mm). Deswegen ist davon auszugehen, dass der wesentliche Teil des auf dem Draenfeld gebildeten Abflusses auch bei der Messung erfasst wird. Aus diesen Gründen wird zum Vergleich der gemessenen Dränwerte, der Abfluss aller simulierten Abflusskomponenten gegenübergestellt.

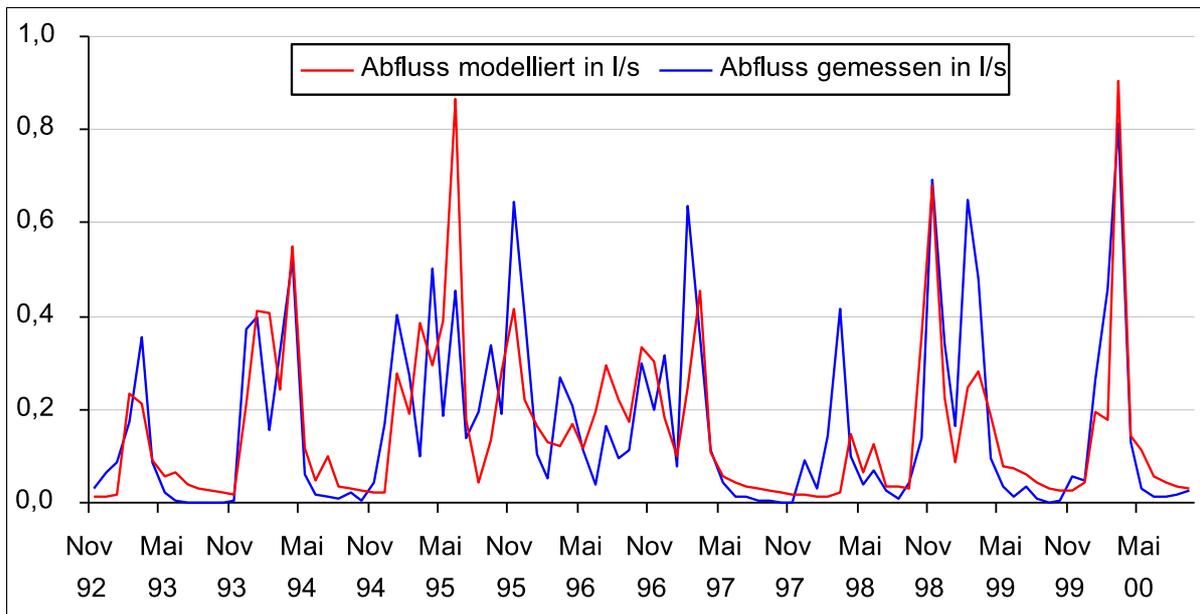
Zunächst wird wie bei der Modellierung des EZG auf die Jahresbilanzen, dann auf Monats- und Tageswerte des Wasserhaushalts und später auf den Stickstoffhaushalt eingegangen. Hierbei liegt der Fokus auf der Beschreibung der Ergebnisse des Dränfeldmodells. Das EZG-Modell wird nur im Bezug auf die Stickstoffjahresausträge der im Gebiet des Dränfeldes gelegenen KGG verglichen, da im Modell keine Ausgabe von Tagesabflusswerten für einzelne Teilflächen im Einzugsgebietsmodus vorgesehen ist.

In Abbildung 6.25 sind die berechneten und gemessenen Jahresabflussmengen für den Zeitraum von 1993 bis 2000 eingezeichnet. Die nur relativ geringen Abweichungen spiegeln sich auch in den statistischen Maßzahlen  $R^2$  mit 0,92 und  $R^{eff}$  mit 0,9 wider. Auch die durchschnittliche Abweichung des Jahresabfluss von 202,4 mm modelliert zu 209,5 mm (3,4 % Abweichung) zeigt eine gute Übereinstimmung. Eine Ausnahme stellt hierbei das Jahr 1998 dar, dessen Abfluss deutlich unterschimuliert wird.



**Abbildung 6.25:** Vergleich der berechneten und gemessenen jährlichen Abflusspende für das Dränfeld

Bei den Monatswerten (Abbildung 6.26) zeigt sich die Tendenz, dass die Niedrigwasserabflüsse deutlich zu hoch simuliert werden. Dies kann zum einen mit der bereits diskutierten zu trägen Reaktion der Grundwassersimulation zusammenhängen. Zum anderen muss berücksichtigt werden, dass durch den Vergleich des Gesamtwasserabflusses im Modell mit dem gemessenen Dränabfluss eine andere Abflussdomäne simuliert, als durch die Messungen der TLL beschrieben wird. Damit wird das für den Basisabfluss verantwortliche Bodenkompartment von dem Bereich über dem Drän auf den Bereich bis zum Grundwasser vergrößert, was entsprechend zu einer größeren Dämpfung des jahreszeitlichen Abflussverlaufs führt. Dies wirkt sich auch auf die statistischen Güteparameter aus, die mit einem  $R^2$  von 0,57 und einem  $R^{eff}$  von 0,54 eher eine mäßige Qualität der Modellierung anzeigen. Auch bei den Monatswerten fällt das Jahr 1998 durch eine deutliche Fehlsimulation auf, während in den meisten anderen Jahren die Dynamik deutlich besser getroffen wird. Die Qualitätsparameter für die Einzeljahre sind der Tabelle 6.9 zu entnehmen.



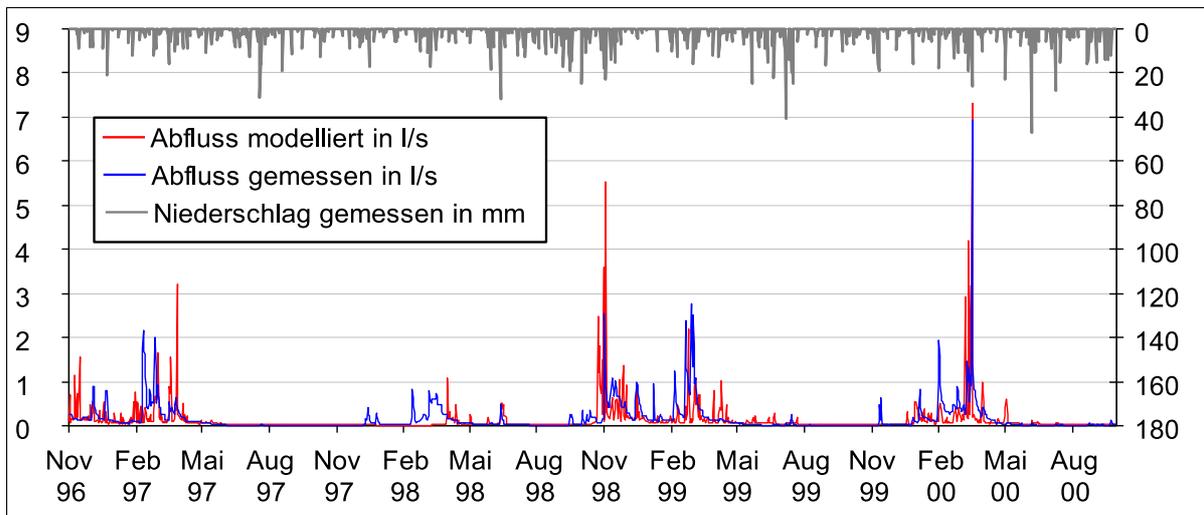
**Abbildung 6.26:** Vergleich des berechneten und gemessenen durchschnittlichen monatlichen Abflusses für das Dränfeld

**Tabelle 6.9:** Güteparameter der Modellierung des Wasserhaushaltes auf Monatsbasis

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
$R^2$	0,66	0,75	0,31	0,46	0,54	0	0,61	0,85
$R^{eff}$	0,69	0,75	-0,43	0,48	0,57	-0,19	0,63	0,86

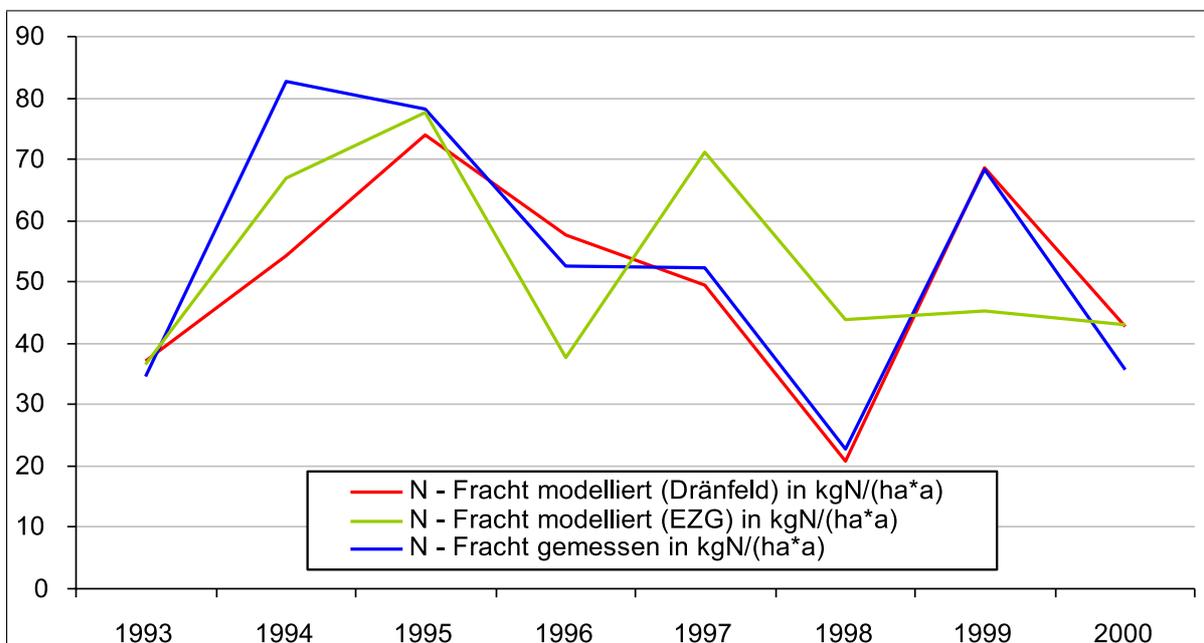
Bei den Tageswerten wirken sich die unterschiedlichen Abflussdomänen von Modell und Messung noch gravierender aus. Die in Abbildung 6.27 eingezeichnete Periode von 1997 bis 2000, stellt die zu Verfügung stehenden Tageswerte dar. Es ist erkennbar, dass die generelle Tendenz der abflussreichen und der abflussarmen Perioden zwar nachvollzogen werden. Die Tagesdynamik kann allerdings nicht wiedergegeben werden.

Die Parameter Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und Modelleffizienz ( $R^{eff}$ ) zeigen für den in Abbildung 6.27 dargestellten Zeitraum mit 0,26 und -0,11 entsprechend niedrige Werte. Die beste Übereinstimmung wurde für das Jahr 2000 erreicht ( $R^2 = 0,58$ ,  $R^{eff} = 0,40$ ), die schlechteste im Jahr 1998 ( $R^2 = 0,01$ ,  $R^{eff} = -0,32$ ).



**Abbildung 6.27:** Vergleich des berechneten und gemessenen durchschnittlichen täglichen Abflüsse für das Dränfeld

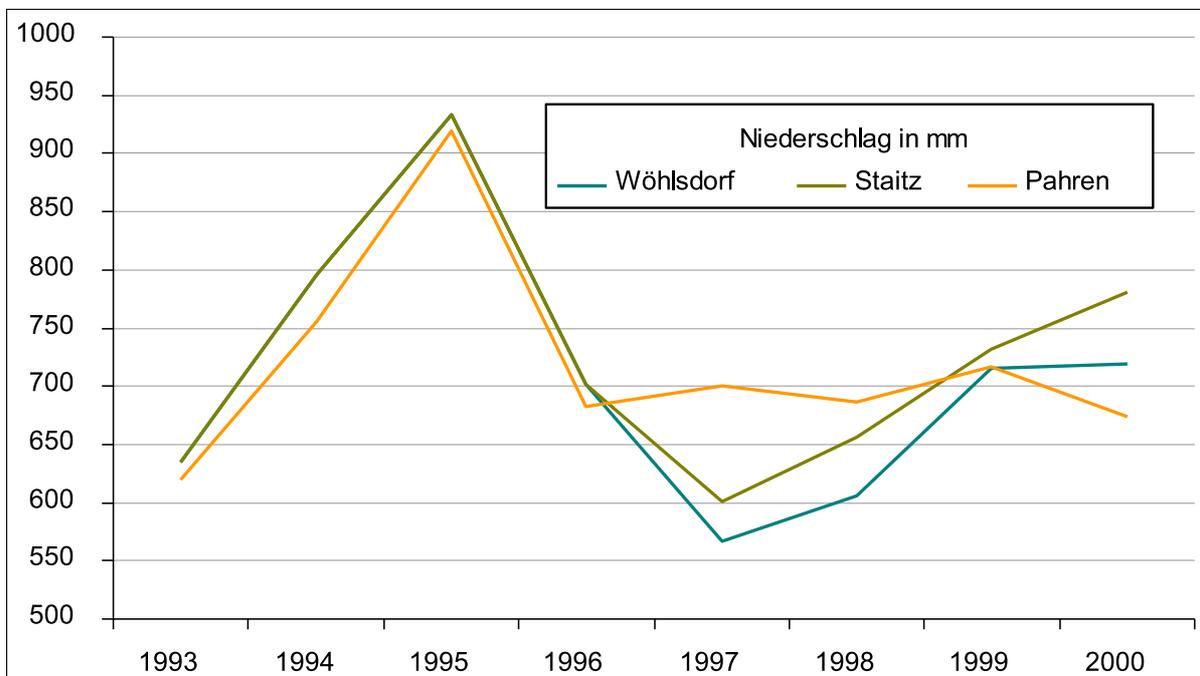
Die Stickstoffsimulation (Abbildung 6.28) mit dem Dränfeldmodell weist für die Jahresfracht ebenfalls eine gute Übereinstimmung auf ( $R^2 = 0,75$ ,  $R^{eff} = 0,76$  und mittlere Abweichung = -5,2 %). Die größte Abweichung findet sich am Anfang der betrachteten Zeitreihe. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass das Düngungsniveau der Jahre vor der Zeitreihe nicht bekannt ist und somit die Poolgrößen nur geschätzt sind. Ab dem Jahr 1995 ist die Übereinstimmung deutlich besser, was darauf schließen lässt, dass sich die Poolgrößen auf ein realistisches Niveau eingestellt haben.



**Abbildung 6.28:** Vergleich der berechneten und gemessenen jährlichen Stickstofffrachten für das Dränfeld

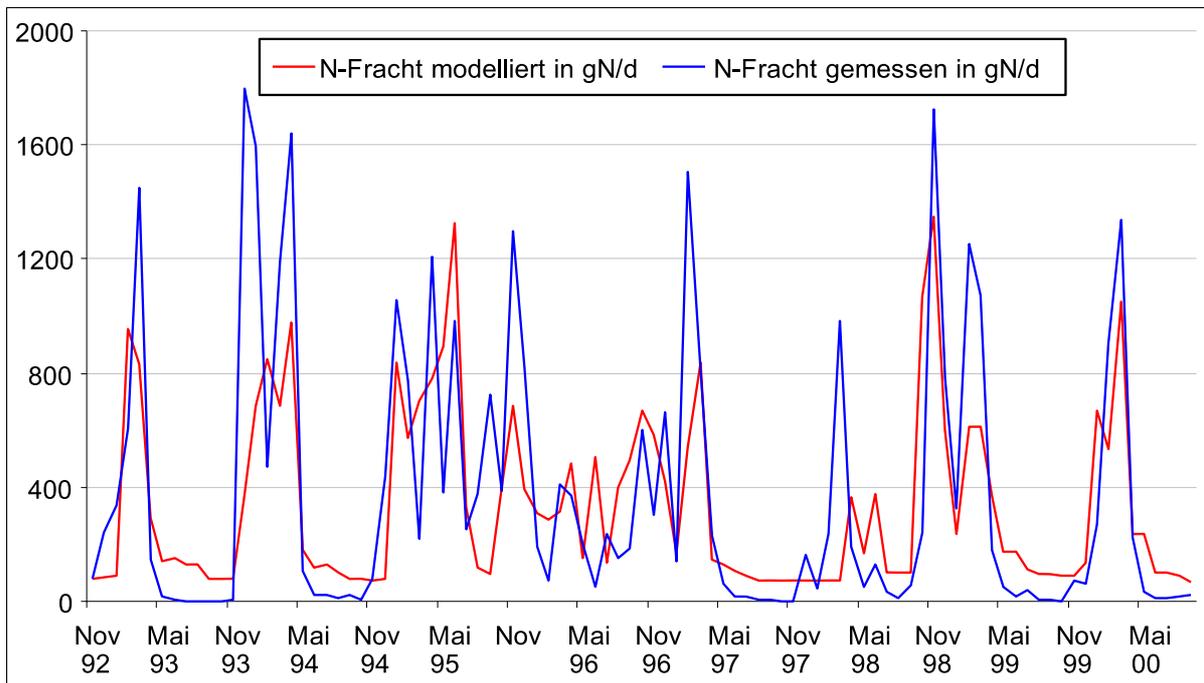
Der Vergleich mit den durchschnittlichen Jahresausträgen im EZG-Modell zeigt eine deutlich schlech-

tere Übereinstimmung der Dynamik ( $R^2 = 0,46$  und  $R^{eff} = 0,51$ ), während die durchschnittliche Abweichung mit  $-1,2\%$ , wie beim Dränfeldmodell, sehr gut getroffen wird. Eine Ursache für dieses Verhalten liegt in der Niederschlagsregionalisierung in WASMOD. In Abbildung 6.29 sind die Jahressummen der für die Modellierung relevanten, Niederschlagsstationen eingezeichnet. Das Dränfeldmodell wird mit der ca. 1 km entfernten Station Wöhlsdorf parametrisiert, von der allerdings erst ab 1997 Daten verfügbar sind. Für die Zeit vor 1997 wurde die nächst gelegene DWD-Station Staitz herangezogen. Im EZG-Modell wurden über das Kriterium Geländehöhe die Werte der Station Pahren herangezogen. Diese weichen insbesondere in den Jahren 1997 und 1998 erheblich von denen der anderen beiden Stationen ab. In diesen beiden Jahren weisen auch die Jahresfrachten vom EZG-Modell eine besonders große Abweichung auf (Abbildung 6.28). Hier zeigt sich eine deutliche Schwäche von WASMOD in der Niederschlagsregionalisierung anhand der Geländehöhe. Diese stimmt mit dem Befund der Korrelationen zwischen Niederschlag und Geländehöhe überein, der in Kapitel 5.4.2.1 beschrieben wurde.



**Abbildung 6.29:** Vergleich der jährlichen Niederschlagsmengen (korrigiert nach Richter 1995 [182]) der Stationen Wöhlsdorf, Staitz und Pahren

Bei den Monatswerten (Abbildung 6.30) zeigt sich ein ähnliches Verhalten wie bei der Simulation des Wassers. Auch hier wirkt sich der Unterschied zwischen den unterschiedlichen Abflussdomänen von Messung und Modellierung aus. Die Überschätzung der Stickstofffracht im Basisabfluss ist noch deutlicher als bei der Betrachtung des Wassers. Dies stimmt mit der starken Dämpfung des Signals bei der Fracht im Pegel Läwitz überein (vgl. Kapitel 6.1.2.2), die auf eine zu starke Wirkung der stickstoffspeichernden Modellprozesse hindeuten. Die statistischen Parameter für die Zeitreihe sind mit  $R^2$  0,5 und  $R^{eff}$  0,5 auf dem gleichen Niveau wie bei der Wassersimulation. Auch die Einzeljahre (Tabelle 6.2.2.2) zeigen hierbei ein ähnliches Bild, wie bei der Wasserhaushaltssimulation.

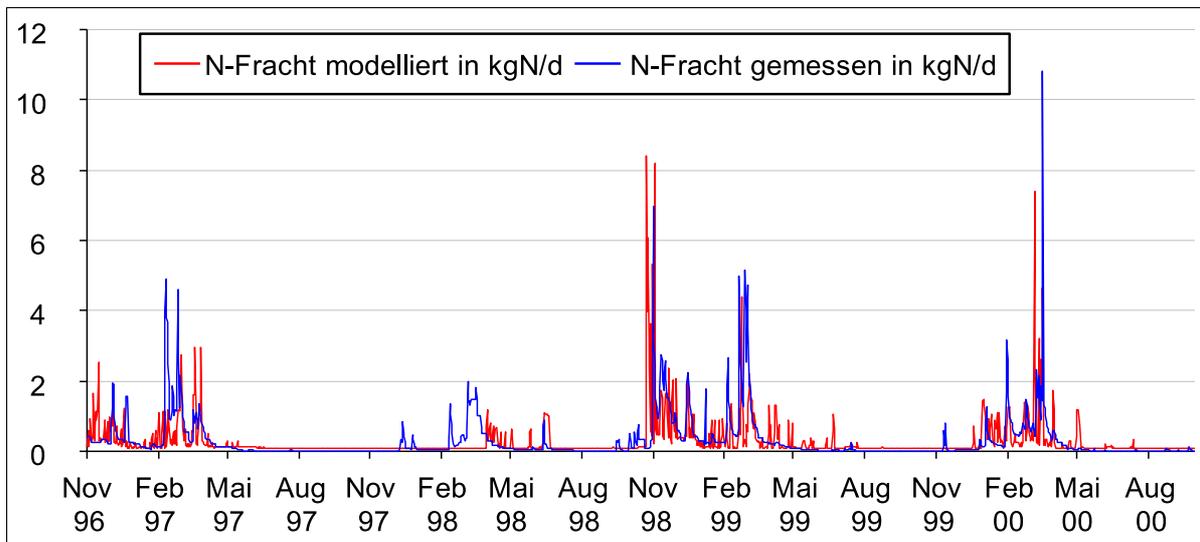


**Abbildung 6.30:** Vergleich der berechneten und gemessenen monatlichen Stickstofffrachten für das Dränfeld

**Tabelle 6.10:** Güteparameter der Modellierung des Stickstoffhaushaltes auf Monatsbasis

	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
$R^2$	0,65	0,57	0,37	0,29	0,55	0,00	0,59	0,81
$R^{eff}$	0,67	0,44	0,22	0,34	0,56	-0,13	0,62	0,79

Die Modellierung der Tagewerte (Abbildung 6.31) zeigt ebenfalls nur eine schwache Übereinstimmung ( $R^2 = 0,26$  und  $R^{eff} = -0,11$ ) und ist nur in der Lage die grobe Tendenz nachzuvollziehen. Die beste Übereinstimmung wurde für das Jahr 2000 erreicht ( $R^2 = 0,28$ ,  $R^{eff} = 0,18$ ), die schlechteste im Jahr 1998 ( $R^2 = 0,00$ ,  $R^{eff} = -0,27$ ). Die Ergebnisse zeigen, dass es aus den genannten Gründen zwar nicht möglich ist, das Dränfeld im Detail nachzubilden. Das Austragsniveau der Fläche kann aber gut nachvollzogen werden. Dies gilt insbesondere für das Dränfeldmodell, aber auch das EZG-Modell berechnet, bei einer langerjährigen Betrachtung, das Austragspotenzial der Fläche gut.



**Abbildung 6.31:** Vergleich der berechneten und gemessenen täglichen Stickstofffrachten für das Dränfeld

### 6.3 Vergleichende Ergebnisdiskussion

Bei der Modellierung verschiedener Skalen und Parameter im Einzugsgebiet des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda ergaben sich verschiedene Ergebnisse, die im Folgenden zusammengefasst und kritisch bewertet werden sollen.

Die Modellversuche im Bezug auf die Bedeutung der lateralen Beziehungen zwischen den Flächen (Routing), zeigten je nach betrachtetem Medium unterschiedliche Resultate. Im Bezug auf den Wasserhaushalt waren sowohl beim Hangmodell als auch bei der Modellierung auf Einzugsgebieteniveau die Unterschiede gering. Die Abbildung war im Durchschnitt mit Routing geringfügig besser, bei den Jahresbilanzen konnte kein wesentlicher Unterschied festgestellt werden. Beim Stickstoff war die Situation deutlich verschieden. Insbesondere bei den Mengen ergaben sich große Unterschiede zwischen den Varianten. Ohne Routing wurden die Stickstofffrachten erheblich überschätzt, was auf die fehlende Pufferung in den hangabwärtsgelegenen Flächen zurückzuführen war. Die Unterschiede bei der Abbildung der Stickstoffdynamik durch die unterschiedlichen Modelle sind deutlich geringer als die absolute Abweichung. Bei der isolierten Betrachtung der Dynamik der lateralen Komponente hingegen sind die Ergebnisse mit Routing deutlich besser. Diese Ergebnisse der Stickstoffhaushaltsmodellierung bestätigen die Notwendigkeit laterale Prozesse bei der Bewertung von Einzelflächen im Bezug auf das Stickstoffeintragsverhalten in die Talsperre einzubeziehen.

Bei der Simulation mit WASMOD zeigten sich einige Schwächen des Modells. Es stellte sich heraus, dass die einfach gehaltene Grundwassersimulation, für die Modellierung in diesem Gebiet besonders problematisch ist, da sie eine träge Reaktion des Modells hervorrief. Dies bestätigte sich bei der Simulation des Dränfeldes. Auch zeigt das EZG-Modell Schwächen bei der Beschreibung der Grundwasserflurabstände auf den Einzelflächen. Hierbei muss allerdings auf die mangelnde Genauigkeit des Geländemodells hingewiesen werden, die eine Ursache für die bei Betrachtung der Grundwasserflurabstände aufgetretenen Defizite darstellt. Eine weitere Ursache für die zu träge Reaktion ist der fehlende Stickstofftransport im Oberflächenabfluss. Dieses bewirkt, bei der Simulation des Einzugsgebietes,

dass die Spitzen der N-Fracht nicht vom Modell nachvollzogen werden konnten. Bei der Betrachtung des Bodenwasserhaushalts zeigte sich, dass die Saugspannungen in den oberen Bodenschichten recht gut nachvollzogen werden konnten. Mit zunehmender Bodentiefe wurden die Ergebnisse schlechter. Eine mögliche Ursache für dieses Verhalten ist die fehlende Berücksichtigung der präferenziellen Fließpfade. Auch bei der Beschreibung der Klimaverhältnisse im Modell wurden Probleme gefunden, so ist das sehr einfache Schneemodul den Mittelgebirgsverhältnissen nicht gewachsen und die Niederschlagsregionalisierung über die Geländehöhe für die im Gebiet vorgefundenen Verhältnisse nicht adäquat. Für ein Gebiet dieser Größe zeigt sich, dass WASMOD an seine Grenzen stößt. Dies gilt zum einen für die Berücksichtigung von maximal zwei verschiedenen Klimadatensätzen und zum anderen für die fehlende Berücksichtigung von Gewässerprozessen, die bei größeren Einzugsgebieten einen wachsenden Einfluss ausüben. Auf der anderen Seite muss aber auch angemerkt werden, dass die Ergebnisse insbesondere bei längeren Zeiträumen sowohl im Einzugsgebiet als auch auf den Einzelflächen durchaus zufriedenstellend sind. Die Ergebnisse zum Stickstoffhaushalt erlauben es, Aussagen über das Austragspotenzial der einzelnen Flächen zu treffen und somit eine gute Grundlage für die Entscheidungsunterstützung zu liefern. Das Einzugsgebietsmodell wird deswegen als Grundlage für die Parametrisierung des Optimierungsverfahrens verwendet, was im folgenden Kapitel 7 näher beschrieben wird.

# 7 Optimierung

Die Ergebnisse der Einzugsgebietsmodellierung (vgl. Kapitel 6.1) dienen als Grundlage der in diesem Kapitel beschriebenen Optimierung. Dabei wird zunächst die Entwicklung von, für die Optimierung notwendigen, Landnutzungsszenarien beschrieben. Anschließend wird auf die Parametrisierung des Optimierungsverfahrens, die Durchführung der Optimierung und die Beschreibung der Ergebnisse eingegangen. Abschließend werden Tests über die Allgemeingültigkeit und Aussagekraft der erzielten Ergebnisse beschrieben.

## 7.1 Entwicklung von Parametrisierungsszenarien

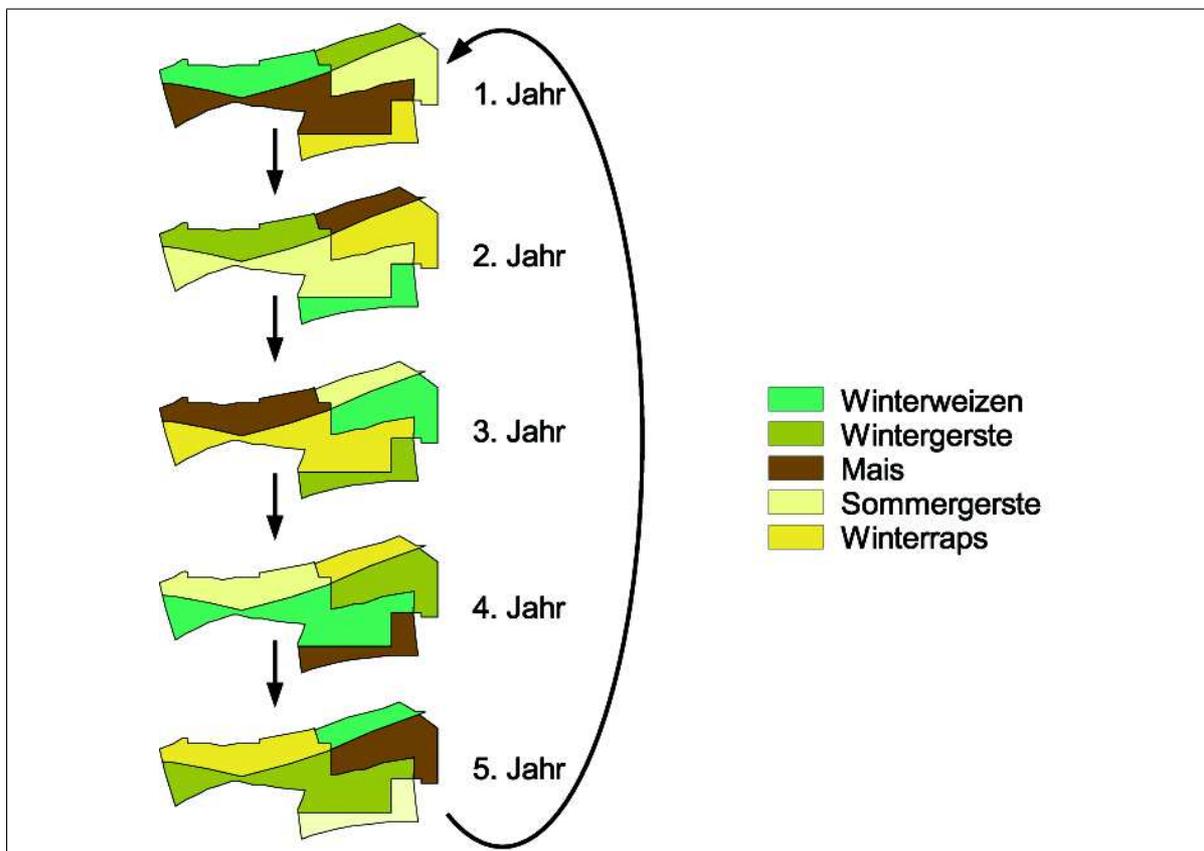
Ziel der hier entwickelten Szenarien ist es, die Relevanz der Einzelflächen für den Stickstoffeintrag in die Talsperre mit Hilfe des Optimierungsverfahrens (HYDRONET, vgl. 5.3) zu ermitteln. Um die, für die Parametrisierung des HYDRONET erforderlichen, Aktivierungsfunktionen und Kantengewichte für die Interflow- und Grundwasserkante ableiten zu können, mussten Szenarien entwickelt werden. Der Zahl der hierbei betrachteten Szenarien sind Grenzen gesetzt, da die Simulation des Einzugsgebietes des Pegels Läwitz (14789 Polygone) für ein Jahr knapp 2 Stunden Rechenzeit (Pentium4, 1400 Mhz) erfordert.

Die Entwicklung der Szenarien orientiert sich an der Relevanz der Ergebnisse für den Entscheider. Dies erfordert zum einen eine Orientierung an der im Gebiet vorhandenen Nutzungspraxis. Zum anderen müssen aber auch die Potenziale, die durch die physischgeographischen Bedingungen gegeben sind, betrachtet werden. Um diese Forderungen zu erfüllen, wird bei den Szenarien ausgehend von dem IST-Szenario eine Landnutzungsänderung simuliert. Bei diesen Landnutzungsänderungen werden annähernd alle Flächen einer gleichen Behandlung unterzogen. Ausnahmen stellen hierbei die Wasserflächen und die Siedlungen dar, da dort eine mittelfristige Umnutzung ausgeschlossen werden kann. Das HYDRONET lässt nur eine Modifikation der N-Einträge zu, eine direkte Änderung der angebauten Fruchtart ist aber nicht möglich. Deswegen mussten Einflüsse auf den Stickstoffhaushalt der räumlichen Einheiten, die nicht durch physischgeographische Eigenschaften bedingt werden (z.B. ökonomisch motivierte Nutzungspräferenzen), weitestgehend ausgeschlossen werden. Aus diesem Grund musste eine generalisierte Landnutzung als Grundlage für die Szenarien auf einzelnen räumlichen Einheiten definiert werden.

Da mit dem HYDRONET nur eine unterschiedliche Düngung nicht aber eine gänzlich andere Landnutzung (z.B. Wald statt Acker) nachvollzogen werden kann, wurde als Landnutzung, die mögliche Landnutzungsänderungen repräsentieren soll, eine Ackernutzung ausgewählt. Ein Grund für diese Wahl ist, dass es sich bei der Ackernutzung um die häufigste Landnutzungs-kategorie handelt (vgl. Kapitel 4.4). Zudem weist Ackerbau auch ein besonders hohes Nitrataustragspotenzial auf, so dass es mit dieser Landnutzung möglich ist, durch eine Variation der Düngung besonders große Unterschiede im Stickstoffaustrag zu erzielen. Da eine realistische Ackernutzung nicht nur aus einer Fruchtart sondern

aus einer Fruchtfolge besteht, wurde eine typische Fruchtfolge ermittelt. Diese wurde, um die Gleichbehandlung aller Flächen zu gewährleisten, auf die einzelnen KGG angewendet. Diese Fruchtfolge wurde wiederum mit den am häufigsten im Gebiet angebauten Feldfrüchten (vgl. Tabelle 4.2) versehen, die in einer typischen Abfolge angeordnet wurden. Mit diesen Feldfrüchten konnten ca. 88% der im Gebiet vorhandenen Ackernutzung abgedeckt werden.

1. Winterweizen
2. Wintergerste
3. Mais
4. Sommergerste
5. Winterraps



**Abbildung 7.1:** Beispielhafte Variation der Fruchtarten in den Parametrisierungsszenarien für 5 Jahre in einigen KGG

Da die Düngungen der Fruchtarten einer erheblichen Variation unterliegen z.B. von Sommergerste  $81 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$  bis Mais  $160 \text{ kgNha}^{-1}\text{a}^{-1}$ , wurde das Startjahr der Fruchtfolge für die einzelnen KGG zufällig verteilt. Anschließend, wie in Abbildung 7.1 dargestellt, wurde von diesem Startjahr aus die Fruchtfolge weitergeführt und nach Ablauf des 5. Jahres wieder mit dem 1. Jahr begonnen. Dieses Vorgehen wurde aufgrund der lateralen Verbindungen im Modell durchgeführt, da es in der Realität unwahrscheinlich ist, dass in einem Jahr alle Felder eine hohe Düngung erhalten und in einem anderen

alle eine niedrige. Somit wird auch eine jeweils entsprechende Stoffmenge über laterale Zuflüsse zugeführt. Durch die zufällige Verteilung der Startjahre ist gewährleistet, dass das Düngenniveau im Einzugsgebiet für jedes Jahr annähernd gleich ist.

Aus dieser Fruchtfolge wurden Düngeszenarien entwickelt, deren Variation den Ereignisraum der möglichen sinnvollen Düngeformen abdecken soll (13 Szenarien). Die aus den Befragungen abgeleiteten Düngemengen (vgl. Tabelle 5.7) wurden in 10%-Schritten zwischen 0 bis 120% der Menge variiert. Hierbei wurden die Düngemengen der ausgewählten Fruchtarten zugrunde gelegt. Die atmosphärische Deposition wurde bei diesen Variationen nicht einbezogen, da sich die Deposition nicht durch planerische Maßnahmen beeinflussen lässt.

Ein weiterer Punkt bei der Bestimmung der Landnutzungsszenarien ist die Länge des Modellierungszeitraumes, über den die oben beschriebenen Szenarien simuliert werden sollen. Bei Auswahl dieses Zeitraumes sind zwei Aspekte zu berücksichtigen. Zum einen muss dem Modell eine ausreichende Zeitspanne eingeräumt werden, um auf die veränderte Landnutzung reagieren zu können. Zum anderen muss der Anwender eine mittelfristige Perspektive für die geplanten Landnutzungsänderungen erhalten. In Versuchen mit Modellszenarien konnte gezeigt werden, dass sich nach einem Simulationszeitraum von fünf Jahren eine deutliche Reaktion auf Düngeänderungen verzeichnen lässt (vgl. Kapitel 7.3). Dieser Zeitraum erscheint auch noch für die Planung sinnvoll.

Für die Szenarien musste auch noch eine geeignete Parametrisierung des Klimas gefunden werden. Hierbei wurde ein zusammenhängender Klimaabschnitt der gemessenen Zeitreihe gewählt (vgl. Kapitel 5.4.2.1). Als Auswahlkriterium wurde hierbei auf die Jahresniederschläge zurückgegriffen, da dieser Klimaparameter eine wesentliche Bedeutung für die Stickstofffracht aufweist. In Abbildung 7.2 sind die Jahresniederschläge zusammen mit dem fünfjährigen gleitenden Mittel aufgetragen. Die Auswahl fiel auf einen Fünfjahreszeitraum, der dem Mittelwert der gesamten Zeitreihe möglichst nahe kommt. Hierfür kamen die folgenden Zeiträume in Frage 1976 – 1980, 1984 – 1988 und 1996 – 2000. Ausgewählt wurde hierbei der letzte Zeitabschnitt, da dieser zum einen besonders nahe am Mittel der ganzen Zeitreihe war und zum anderen da dieser Zeitraum im Zuge der neuzeitlichen Klimaänderung für die nächsten Jahre wahrscheinlich die größte Repräsentativität aufweist.

Diese für die Parametrisierung des HYDRONET entwickelten Szenarien unterscheiden sich sehr deutlich von Szenarien, die dem Ziel dienen, eine mögliche Zukunft zu beschreiben und unterliegen deshalb auch nicht den Bedingungen, wie sie für die Szenariotechnik (vgl. Kapitel 2.6) festgelegt wurden. Diese Parametrisierungsszenarien stellen im Gegensatz zu den mit der Szenariotechnik entwickelten Szenarien eine unplausible Beschreibung des Gebiets dar. Sie dienen ausschließlich der Parametrisierung des Optimierungsverfahrens und haben für sich genommen wenig Aussagekraft. Die Gründe für dieses Szenariodesign liegen zum einen in einem Versuch ausgehend vom IST-Szenario alle Flächen gleich zu behandeln. Zum anderen wird das Ziel verfolgt mit den Parameterszenarien den Ereignisraum für eventuelle Landnutzungsänderungen weitgehend abzudecken.

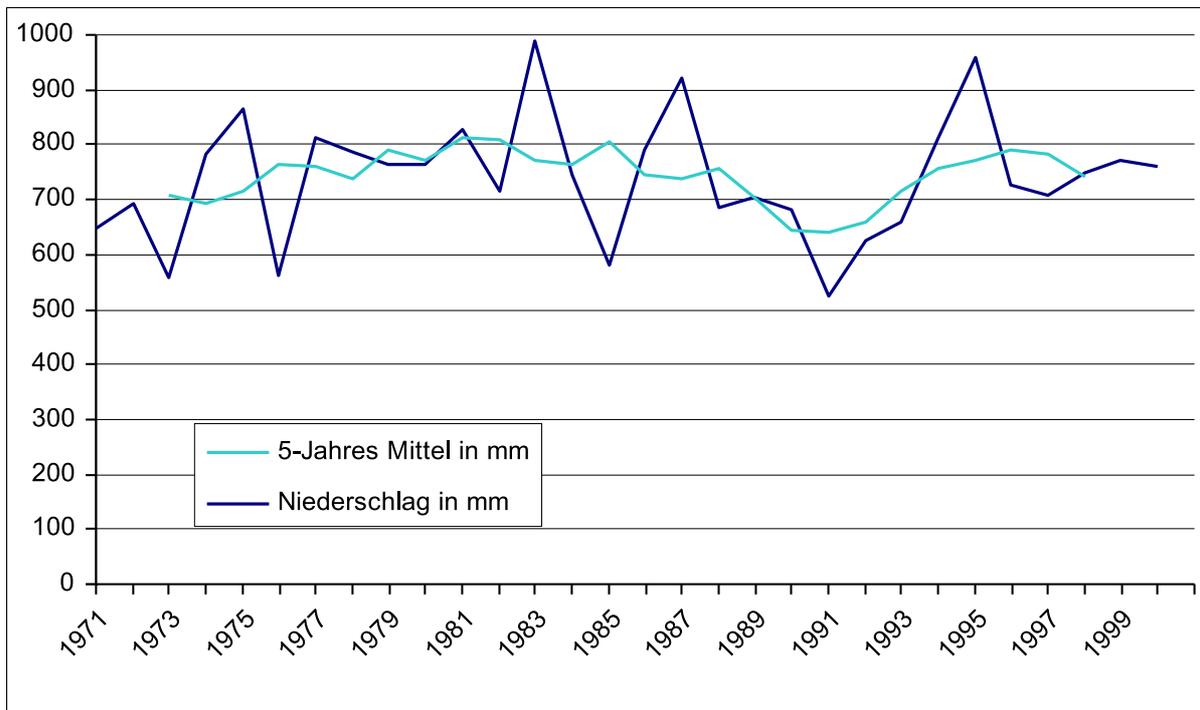


Abbildung 7.2: 5-Jahresmittel der korrigierten Niederschläge

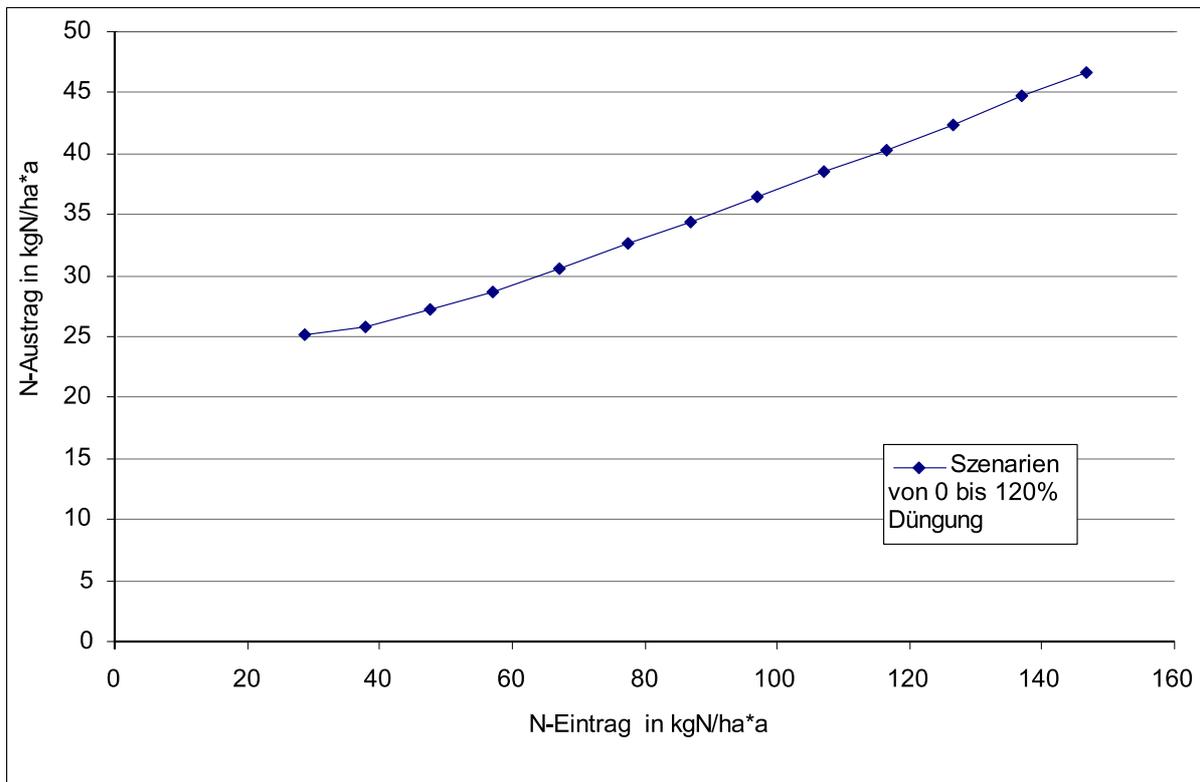
## 7.2 Anwendung des Optimierungsverfahrens

Ausgehend vom Istzustand soll ein Landnutzungsmuster gefunden werden, das den Stickstoffeintrag in die Talsperren reduziert und dabei möglichst geringe Änderungen der Landnutzung erfordert. Als Werkzeug zur Ermittlung eines solchen Szenarios wird das in Kapitel 5.3 beschriebene Verfahren eingesetzt, welches die im vorigen Kapitel beschriebenen Parametrisierungsszenarien verwendet.

### 7.2.1 Parametrisierung des Optimierungsverfahrens

Für die Parametrisierung des (HYDRONET (vgl. Kapitel 5.3) mussten die Aktivierungsfunktionen der Neuronen der inneren Schichten und die Kantengewichte zwischen den Neuronen aus den Parametrisierungsszenarien bestimmt werden.

Die Stützstellen für die Aktivierungsfunktionen wurden aus den durchschnittlichen Einträgen (Düngung, Atmosphärische Deposition und Interflow) und den durchschnittlichen Austrägen (Grundwasser und Interflowabfluss) der fünf Jahre gebildet. Dadurch ist gewährleistet, dass jede Fläche mit Ausnahme der Siedlungs- und Gewässerflächen die gleiche Düngung in der Fünfjahresperiode erhält. Auch wird die Auswirkung der Klimavariabilität innerhalb dieser fünf Jahre durch die Mittelung berücksichtigt. Diese Mittelung fand für jedes der 13 Parametrisierungsszenarien gesondert statt. Somit standen für jedes Neuron 13 Stützstellen für unterschiedliche Ein- und Austräge zur Ermittlung der Aktivierungsfunktionen zur Verfügung. Der Durchschnitt der so für alle Neuronen der inneren Schichten ermittelten Funktionen, ist in Abbildung 7.3 dargestellt.



**Abbildung 7.3:** Durchschnittliche Stickstoff Ein- und Austräge aller Neuronen der inneren Schichten für die Parametrisierungsszenarien von 0 bis 120% Düngung (Kralisch 2004 [120])

In der Abbildung 7.3 ist erkennbar, dass die Variation der Einträge deutlich über dem der Austräge liegt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass im betrachteten Zeitraum von 5 Jahren die Düngemodifikationen noch nicht voll wirksam werden und das System träge reagiert. Diese Trägheit ist besonders gut bei den niederen Werten erkennbar, bei denen im Extremfall die Einträge genauso groß sind wie die Austräge. Dieser Sachverhalt wird in Kapitel 7.3.3 noch näher beleuchtet und zeigt, dass bei der Betrachtung längerer Zeiträume eine deutlichere Reaktion zu Verzeichnen ist. Weiterhin ist in der Abbildung (7.3) deutlich erkennbar, dass der minimale Eintrag aufgrund der atmosphärischen Deposition nicht unter  $20 \text{ kgN ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$  fällt.

Zur Bestimmung der Aktivierungsfunktionen wurden die beiden unterschiedlichen Möglichkeiten Polynome und Polyline (vgl. Abbildungen 5.7 und 5.6) getestet, die beide zur Darstellung von Aktivierungsfunktionen geeignet sind. Die Fähigkeit des einzelnen Verfahrens die Aktivierungsfunktion zwischen, den durch die Szenarien ermittelten, Stützstellen zu interpolieren, war hierbei das wesentliche Kriterium. Für den Test wurde das Verfahren der Kreuzvalidierung angewandt. Im Einzelnen wurden die Ergebnisse eines der Parametrisierungsszenarien zur Ermittlung der Funktionen weggelassen. Mit den verbliebenen Stützstellen wurde die Funktion mit dem jeweiligen Verfahren (Polyline und Polynom) gebildet, der Wert des weggelassenen Szenarios geschätzt und die Abweichung zum berechneten Szenario bestimmt. Dies wurde für alle Szenarien mit einem Düngenniveau zwischen 0 und 120 % durchgeführt. Als Maß für die Bewertung der Abbildungsqualität der beiden Verfahren wurde die durchschnittliche relative Abweichung gewählt, welche bei den Polyline 10,7% betrug und bei den Polynomen einen Wert von 13,9% annahm.

Um die Auswirkungen einer geringeren Anzahl von Stützstellen auf dieses Ergebnis abschätzen zu können, wurden in einem zweiten Test nur die Stützstellen der Parametrisierungsszenarien 0, 20, 50, 70, 100 und 120 % verwendet. Die hier ebenfalls ermittelte durchschnittliche relative Abweichung ergab für die Polylines 13,1% und für die Polynome 16,8%. Die dargestellten Abweichungen lassen den Schluss zu, dass sich Polylines aufgrund der niedrigen Fehlerwerte bei der Abbildung der tatsächlichen N-Austragsfunktion besser als Polynome eignen.

Dieser Test wurde wie auch die folgenden Sensitivitätsanalysen des Verfahrens nur für die 14789 Polygone des Einzugsgebietes des Pegels Läwitz durchgeführt. Dieses Vorgehen wurde zum einen aus Gründen der Rechenzeit gewählt und zum anderen, da dieses Gebiet an den Messdaten validiert werden konnte.

Die Parametrisierung der Kantengewichte erfolgte aus dem durchschnittlichen Verhältnis zwischen Interflow und Grundwasserabfluss über alle Szenarien. Dabei ergab sich ein durchschnittliches Verhältnis zwischen Interflow und Grundwasserkante von 64% zu 36%, wobei diese Werte für die einzelnen Parametrisierungsszenarien keine nennenswerten Abweichungen von diesem Wert aufwiesen. Auch bei der Betrachtung der einzelnen Einheiten wurde keine erhebliche Abweichung festgestellt. So wurde die Standardabweichung für die einzelnen Neuronen der inneren Schichten zwischen den 13 Parametrisierungsszenarien ermittelt, deren Durchschnitt 0,9% ergab. Eine erhebliche Anzahl (75%) der Einheiten weist dabei modellbedingt nur einen der beiden möglichen Abflusspfade auf, so wird über nicht grundwasserführendem Gestein kein Grundwasserabfluss (vgl. Kapitel 5.4.1.3) und in Flächen mit geringer Hangneigung (< 2%) kein Interflow simuliert. Bei ausschließlicher Betrachtung der durchschnittlichen Standardabweichung für die Einheiten, die beide Abflusskomponenten aufweisen, ergibt sich mit 2,3% immer noch eine geringe Streuung. Aus diesen geringen Abweichungen lässt sich schlussfolgern, dass eine Mittelung wie oben beschrieben für die Aufteilung der Kantengewichte nur einen marginalen Fehler verursacht und deshalb zulässig ist.

Für den Pegel Läwitz wurde auf Grundlage der oben beschriebenen Herangehensweise ein HYDRONET mit insgesamt 14791 Neuronen und 44367 Kanten erzeugt. Den 14789 inneren Neuronen wurden, auf Grundlage der Stützstellen, die sich aus den Parametrisierungsszenarien ergaben, die Aktivierungsfunktion in Form von Polylines zugewiesen. Dem Eingabeneuron und dem Ausgabeneuron wurde die Identitätsfunktion zugewiesen (vgl. Kapitel 5.3). Die Initialisierung der Düngekantengewichte erfolgte mit dem IST-Szenario auf Basis der Stickstoffeinträge des vorgegebenen Bezugsjahres 2000. Anschließend wurde diese Düngung durch das Netz propagiert, das als Ergebnis am Ausgabeneuron (Gebietssauslass) einen Wert 224826 kgN aufwies.

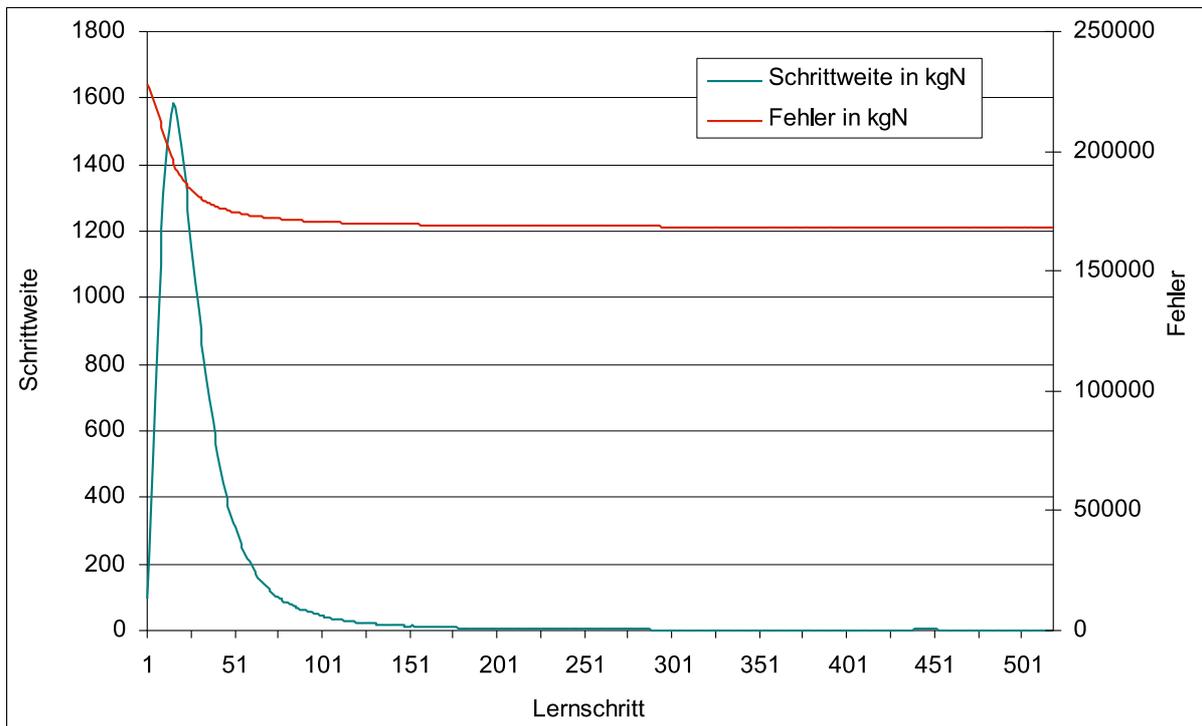
Zur Validierung wurde dieses Ergebnis dem, durch WASMOD berechneten, Gesamtaustrag aus dem Einzugsgebiet des Pegels Läwitz in den zugehörigen Vorfluter gegenübergestellt. Dabei wurde nicht der Eintrag eines einzigen Jahres, sondern der durchschnittliche Eintrag aus dem zur Ermittlung der Parametrisierungsszenarien zugrunde gelegten Zeitraums (1996 – 2000) berücksichtigt. Der mit WASMOD simulierte durchschnittliche N-Eintrag betrug dabei 218571 kgN. Die Abweichung zwischen dem HYDRONET und WASMOD betrug somit 2,9 %. Diese geringe Abweichung wird durch die unterschiedlichen klimatischen Verhältnisse und durch die unterschiedlichen Düngungen der einzelnen Jahre in WASMOD verursacht. Um dieses Ergebnis auch flächendifferenziert zu bewerten, wurden in einem weiteren Validierungsschritt die, durch WASMOD berechneten, Stickstoffausträge aller KGG in WASMOD den Aktivierungen (Austrägen) der zugehörigen Neuronen gegenübergestellt. Als Maß für die Güte der Abbildung der N-Austragsfunktionen wurde das Bestimmtheitsmaß herangezogen, da so die Qualität der (linearen) Beziehung zwischen Aktivierungen und modellierten Werten bestimmt werden konnte. Hierbei konnte ein Wert von  $R^2 = 0,915$  ermittelt werden. Die Abweichungen so-

wohl der Austragssummen als auch beim Bestimmtheitsmaß werden durch unterschiedliche Berechnungsgrundlagen verursacht. So lag den Stützstellen der Aktivierungsfunktionen eine verallgemeinerte Ackerfruchtfolge zugrunde (vgl. Kapitel 7.1), während bei WASMOD differenzierte Fruchtfolgen auf den Ackerflächen, Wald und Grünlandnutzung berücksichtigt wurden (vgl. Kapitel 5.4.1.4). Insgesamt sind die Abweichungen sowohl für die Austräge des Einzugsgebiets als auch für die der Teilflächen als gering zu betrachten, so dass es möglich ist, das so parametrisierte HYDRONET in einem weiteren Schritt zur Optimierung einzusetzen.

### 7.2.2 Durchführung der Optimierung

Zur Durchführung der Optimierung wurde auf das oben beschriebene HYDRONET das Backpropagation-Verfahren (vgl. Kapitel 5.3) angewandt. Zunächst wurde überprüft, wie weit sich der vom HYDRONET ermittelte N-Gesamtaustrag reduzieren lässt. Hierzu wurde dem Netz ein Soll-Austrag von 0 kgN am Ausgabeneuron als Lernziel übergeben. Die Differenz zwischen diesem Soll-Austrag und dem im vorigen Kapitel ermittelten IST-Austrag (224826 kgN) wird von dem Neuronalen Netz als ein Fehler von 224826 kgN interpretiert, der durch das Lernverfahren minimiert werden soll. Des Weiteren mussten noch einige Parameter für die Durchführung des Lernverfahrens vorgegeben werden, die im Folgenden kurz beschrieben werden. Ein Parameter ist die Lernrate, die die maximal mögliche Änderung der Kantengewichte (Düngekanten) als Anteil des Fehlers beschreibt ( $\sigma = 10^{-7}$ ). Das Moment, das die Trägheit des Lernverfahrens zur Überwindung von Plateaus definiert ( $\beta = 0,9$ ) ist ein weiterer Parameter. Für die Abbruchkriterien sind zwei Parameter vorzugeben. Das erste Kriterium ist der Lernfehler, der eine Toleranz darstellt, die das Verfahren abbricht, sobald der Fehler diesen Toleranzbereich erreicht hat ( $\epsilon = 100$  kgN). Dieser Parameter ist notwendig, da beim Lernen der Zielpunkt nicht exakt erreicht werden kann. Das zweite Kriterium ist die Mindestschrittweite, die das Lernen abbricht, falls das vorgegebene Ziel nicht erreicht werden kann. Sie definiert die Mindestreduktion am Gebietsauslass, bei deren unterschreiten das Lernverfahren beendet wird ( $\omega = 1$  kgN). Die Mindestschrittweite ist als gleitendes Mittel in zehn aufeinanderfolgenden Lernschritten definiert, dass unterschritten werden muss, bis das Verfahren abbricht. Somit konnte der Abbruch des Verfahrens in solchen Fällen verhindert werden, in denen die Differenz der Netzwerkausgaben zwischen zwei Iterationen nur zufällig die gegebene Mindestschrittweite unterschritt. Die Auswahl der Parameterwerte basierte dabei zum einen auf Erfahrungswerten aus einer Reihe von Tests, zum anderen aus empfohlenen Werten aus der Literatur (Gallant 1995 [77], Nauck et al. 1996 [160]). Eine detaillierte Definition der Lernparameter findet sich bei Kralisch (2004 [120]).

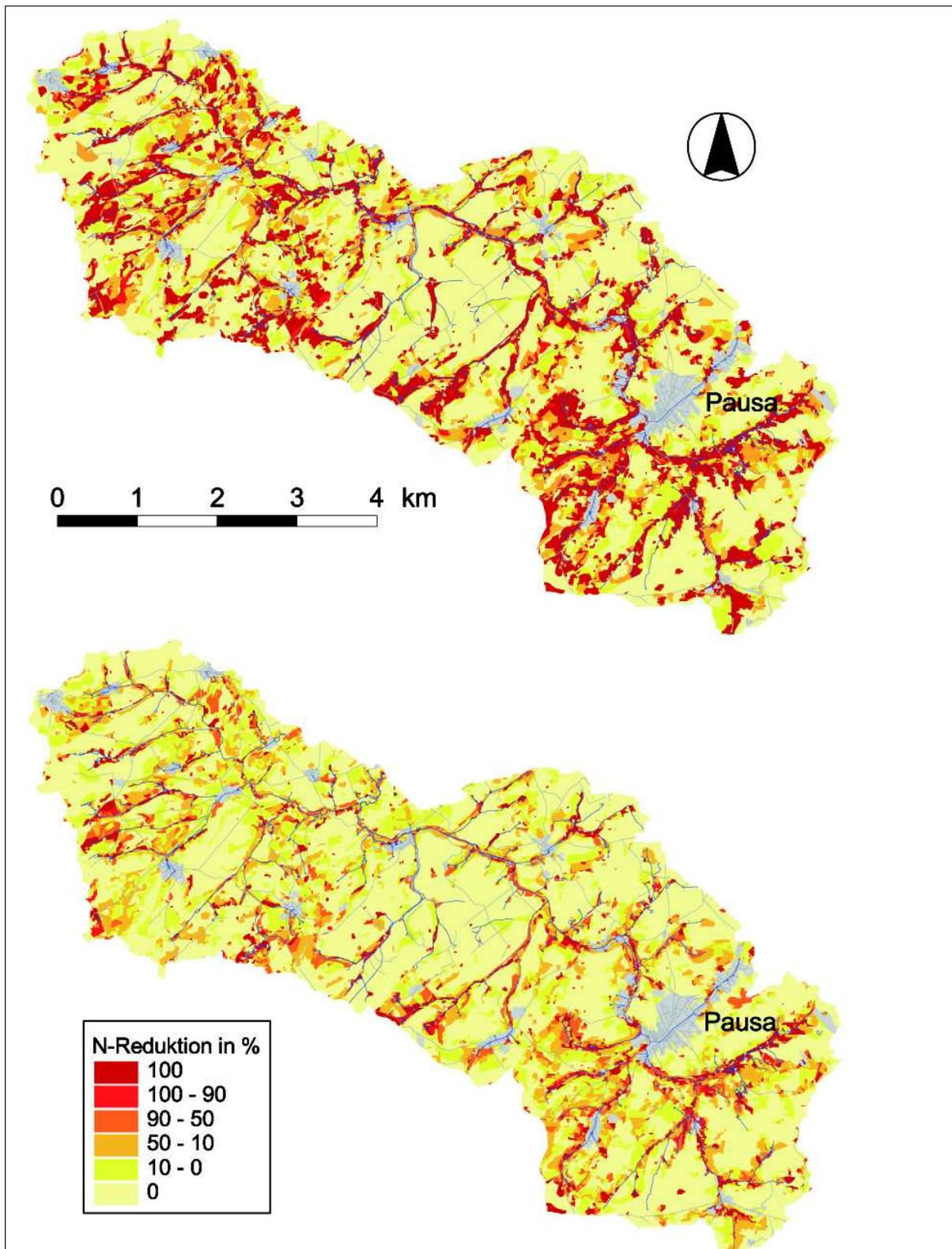
Die initialen Gewichte der Düngekanten entsprachen den N-Einträgen des IST-Szenarios im Durchschnitt der Jahre 1996 – 2000. Wie oben beschrieben, betrug der Wert des Ausgabeneurons vor Beginn des Lernens 224826 kgN. Die Anwendung des Backpropagation-Verfahrens brach nach 518 Iterationsschritten ab, da die Mindestschrittweite unterschritten wurde. Dabei wurde ein Wert von 168218 kgN als Netzwerkausgaben für den N-Eintrag in den Vorfluter erreicht, dies entspricht etwa 75% des ursprünglichen Eintrags und somit einer Reduktion von 25%. Der Verlauf des Netzwerkfehlers und der Schrittweite während des Backpropagation-Verfahrens sind in Abbildung 7.4 dargestellt.



**Abbildung 7.4:** Schrittweite und Netzwerkfehler bei der Anwendung des Backpropagation-Verfahrens (Kralisch 2004 [120])

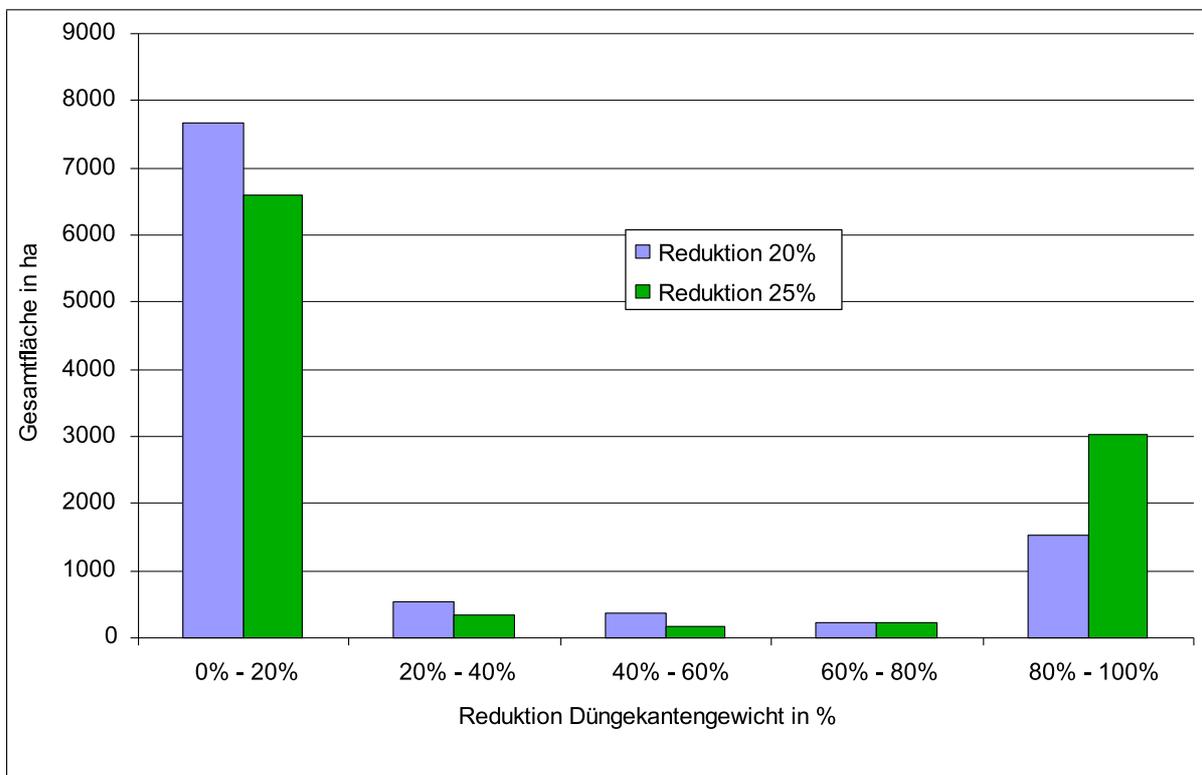
Die Variation der Ergebnisse des Lernverfahrens für unterschiedliche Vorgaben für den Soll-Austrag, war von besonderem Interesse. Zu diesem Zweck wurde das Lernverfahren noch einmal durchgeführt, diesmal jedoch mit einem veränderten Lernziel, der mit 179762 kgN rund 80% des ursprünglichen Austrags (20% Reduktion) betrug und somit nur etwa 75% der möglichen N-Reduktion (168218 kgN) ausschöpfte. Alle übrigen Parameter blieben unverändert. Die Anwendung des Backpropagation-Verfahrens brach in diesem Fall erst nach 1128 Iterationsschritten ab. Die Ursache für den Abbruch war dabei das erste Abbruchkriterium, da der Toleranzbereich des Zielwertes  $\epsilon$  mit einem Wert von 99 erreicht wurde. Das Ergebnis am Ausgabeneuron war somit 179861 kgN. Abbildung 7.5 zeigt die räumliche Darstellung der Ergebnisse des Lernverfahrens für die Reduktionen um 20% und 25% (maximale Reduktion) des ursprünglichen N-Gesamtaustrages.

Es zeigt sich bei beiden Grafiken, dass die extremen Klassen besonders stark vertreten sind. Um die Unterschiede in den Ergebnissen der beiden Durchgänge bewerten zu können, wurde das Bestimmtheitsmaß zwischen den Reduktionen der einzelne Düngekantengewichte bei 20% und 25% Reduktion (20%-Szenario, 25%-Szenario) ermittelt. Der Wert für  $R^2$  ist mit 0,66 ein Hinweis auf eine mäßige Übereinstimmung zwischen den beiden Varianten. Eine Ursache hierfür ist im Histogramm in Abbildung 7.6 erkennbar.



**Abbildung 7.5:** Ergebnisse des Backpropagation-Verfahrens bei Reduktionen um 25% (oben) und 20% (unten) des ursprünglichen N-Eintrags auf der Grundlage von KGG

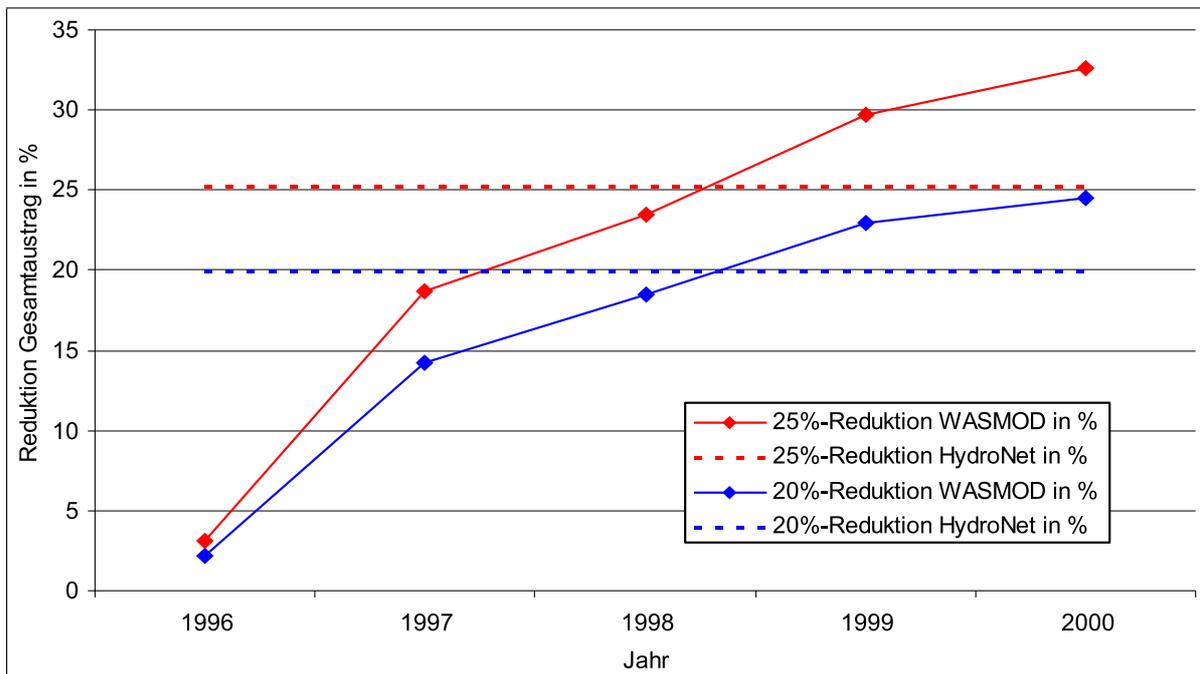
Wie zu erwarten ist der Anteil der auf über 80% reduzierten Düngungen bei der maximalen Reduktion (25%-Szenario) erheblich größer als beim 20%-Szenario, während der Anteil der niedrigsten Reduktionsklasse (<20%) beim 20%-Szenario erheblich höher ist. Ursächlich für dieses Verhalten ist, dass bei der Reduktion um 25% die Polygone mit sehr flachen Stickstoffreduktionsfunktionen ebenfalls herangezogen werden. Diese werden im Fall von 20% Reduktion, entweder geringer oder überhaupt nicht reduziert. Bestätigt wird diese Feststellung auch durch den, im 20%-Szenario erheblich größeren, Anteil an mittleren Reduktionsklassen, der bereits in in Abbildung 7.5 gut erkennbar war. Dies bedeutet, dass insbesondere beim 25%-Szenario extreme Werte zu finden sind, die entweder keine oder eine vollständige Reduktion auf den Einzelflächen zeigen. Ein wichtiger Faktor für die vom Verfahren ermittelte Reduktion ist die aktuelle Landnutzung und das damit verbundene Düngenniveau. So sind ein erheblicher Teil der nicht von einer Reduktion betroffenen Flächen nicht gedüngte Flächen wie Wald und Siedlung.



**Abbildung 7.6:** Anteile der Düngeantengewichte an verschiedenen Ergebnisklassen des Backpropagation-Verfahren bei Reduktionen auf 75 % und 80 % des ursprünglichen N-Eintrags (Kralisch 2004 [120])

Trotz der Unterschiede, die sich durch das unterschiedliche Lernziel ergeben, zeigen beide Karten zu meist die gleichen Flächen als relevant. So waren die Auenbereiche grundsätzlich als besonders sensitiv für die Änderung des Stickstoffaustrags anzusehen, was gut mit den in der Literatur beschriebenen Untersuchungsergebnissen übereinstimmt (Correll 1997 [38], Blackwell et al. 1999 [21]). Zudem zeigen sich beispielsweise im westlichen Teil beider Karten relevante Flächen, die sich im Teileinzugsgebiet der Gülde befinden, welche nach Aussagen der Talsperrenbetreiber einen wesentlichen Anteil an der Stickstofffracht beiträgt (Mauden, mündliche Mitteilung).

Validiert wurde das Optimierungsergebnis mit dem WASMOD-Modell, in dem die mit dem HYDRONET ermittelte Düngereduktion auf den Einzelflächen WASMOD übergeben wurde. Hierfür musste die WASMOD-Eingabe um einen Düngereduktionsfaktor erweitert werden. Mit dieser individuell für jede KGG modifizierte Düngung wurde dann der Zeitraum 1996 – 2000, der auch den HYDRONET Parametrisierungsszenarien zugrunde liegt, mit WASMOD gerechnet und mit den Austrägen des IST-Szenarios und mit der von HYDRONET prognostizierten Reduktion verglichen. Der mit dem HYDRONET die prognostizierte Reduktion 25,2% betrug, die durchschnittliche mit WASMOD berechnete Reduktion war mit 23,2% etwas niedriger. In Abbildung 7.7 findet sich der Verlauf der Reduktion innerhalb des berechneten Fünfjahreszeitraumen im Vergleich mit dem durch das Netz prognostizierten in %.



**Abbildung 7.7:** Verlauf der mit WASMOD modellierten Reduktion im Vergleich zu den mit dem HYDRONET prognostizierten Wert

Auch bei der ebenfalls verglichenen Reduktion von 20 % zeigt sich, dass die geschätzte Reduktion mit dem HYDRONET etwas größer ausfällt als die mit WASMOD (17,8%) berechnete. Dies zeigt sich auch in der Zeitreihe in Abbildung 7.7 in der die mit dem Optimierungsverfahren erzielte Reduktion aufgrund der Durchschnittsbildung im HYDRONET dem Mittelwert der von WASMOD berechneten Zeitreihe entsprechen. Diese Unterschiede können durch klimatische Effekte verursacht werden. Da es sich bei der N-Simulation von Einzugsgebieten um nicht-lineare Systeme handelt, kann der Vergleich, von fünf Einzeljahren mit unterschiedlichen Klimaparameten in WASMOD, mit deren gemittelten Werten im Optimierungsverfahren zu Abweichungen führen. Insgesamt erscheinen jedoch die erzielten Werte plausibel und die Abweichungen gering.

Zur Bewertung und zur Ermittlung der Repräsentativität wurden weitere Untersuchungen durchgeführt. So wurden die Effektivität der Düngereduktion, der Einfluss der betrachteten Zeit für die Parametrisierungsszenarien und der Einfluss unterschiedlicher langjähriger Niederschlagsmengen durch Modellversuche untersucht.

## 7.3 Sensitivitätsanalysen

### 7.3.1 Vergleich mit nicht optimierter Düngereduktion

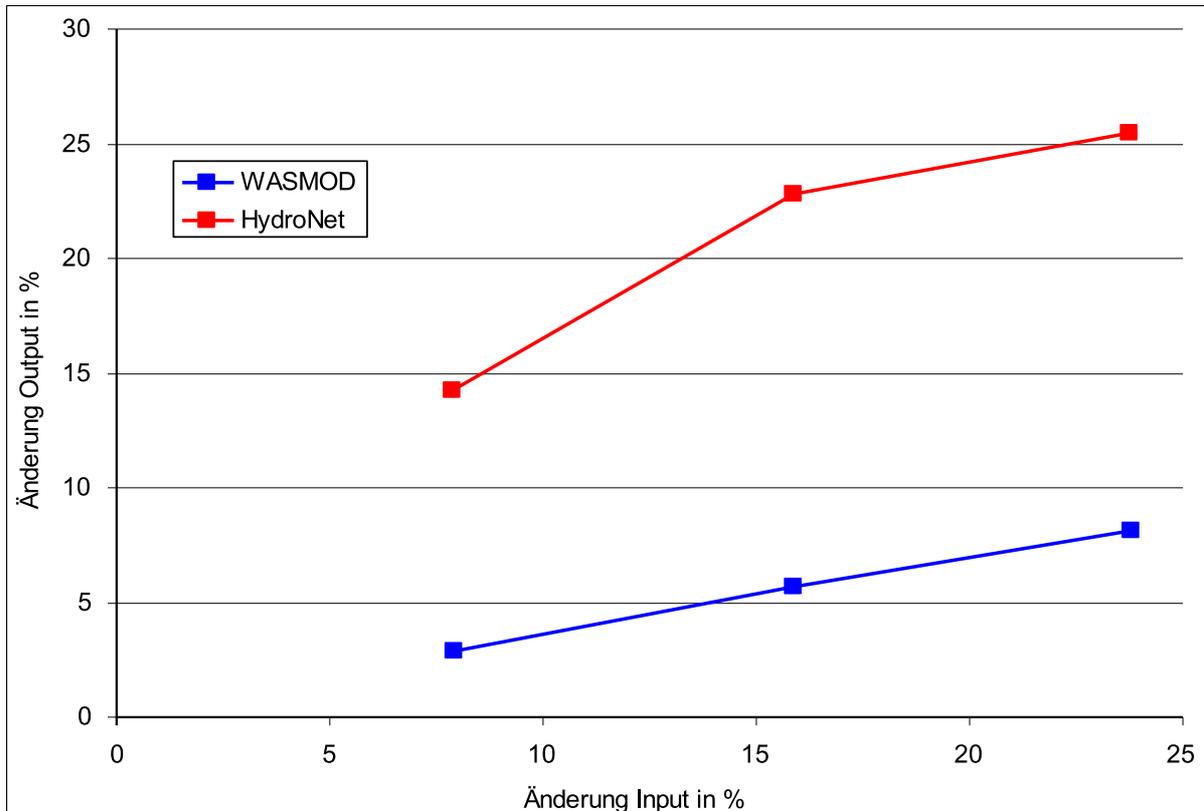
Zur Evaluation der Effektivität des Optimierungsverfahrens wurden ein einfaches Verfahren angewandt, bei dem Ergebnisse des HYDRONET vergleichbaren WASMOD-Szenarien gegenübergestellt wurden. Hierzu wurde ausgehend vom IST-Szenario, eine Reduktion der Düngung der landwirtschaftlichen Nutzflächen um 10, 20 und 30% durchgeführt. Wie bei den Parametrisierungsszenarien war die atmosphärische Deposition nicht von der Reduktion betroffen. Mit diesen reduzierten Düngungen wurde das Einzugsgebiet des Pegels Lävitz im Zeitraum der Jahre 1996 – 2000 mit WASMOD berechnet. Es wurden die durchschnittlichen Stickstoffein- und austräge für die gesamten fünf Jahre für diese Reduktionsszenarien ermittelt. Diese für alle landwirtschaftlichen Nutzflächen gleichmäßigen Düngeeinschränkung wurde mit flächendifferenzierten Ergebnissen aus dem HYDRONET verglichen. Hierbei wurde das Neuronale Netz soweit angelernt, bis die Düngeeinträge in das Netz den jeweiligen Reduktionsszenarien (10, 20 und 30%) der WASMOD-Modellierung entsprachen. Hierbei wurden die in Tabelle 7.1 aufgeführten Werte erzielt.

**Tabelle 7.1:** Gegenüberstellung der für die Jahre 1996 - 2000 durchschnittlichen Ein- und Austräge von Stickstoff in WASMOD und HYDRONET für das IST-Szenario und Düngereduktionen von 10, 20 und 30%

Reduktion	Ist (0%)	10%	20%	30%
WASMOD-Input in kgN	1172604	1079593	986582	893571
WASMOD-Output in kgN	218571	212273	206073	200879
HYDRONET-Input in kgN	1172520	1080346	986445	893917
HYDRONET-Output in kgN	228681	196086	176470	170489

Die Gegenüberstellung zeigt, dass die Stickstoffeinträge nicht exakt übereinstimmen, da es mit dem Neuronalen Netz nicht möglich war, genau auf einen vorgegebenen Düngeeintrag hin zu lernen. Die Unterschiede beim Input sind, mit unter 1 % allerdings sehr gering und deshalb zu vernachlässigen. In Abbildung 7.8 sind diese Ergebnisse als relative Reduktion dargestellt.

Wie in Abbildung 7.8 erkennbar, entspricht die relative Reduktion des Stickstoffeintrages in die Systeme nicht den vorgegebenen 10, 20 und 30%. Dies hängt damit zusammen, dass die atmosphärische Deposition wie bereits erläutert nicht in die Reduktion einbezogen wurde. Dieser einfache Vergleich zeigt, wie zu erwarten ist, dass der Unterschied zwischen einer allgemeinen Reduktion im Einzugsgebiet und der gezielten Auswahl mit dem HYDRONET sehr erheblich. Dies gilt auch unter Berücksichtigung der bei der Validierung aufgetretenen Abweichung zwischen der vom Netz prognostizierten und von WASMOD berechneten Reduktion.



**Abbildung 7.8:** Darstellung der relativen Stickstoffein- und austräge von in WASMOD und HYDRO-NET für das IST-Szenario und Düngereduktionen von 10, 20 und 30%

### 7.3.2 Einfluss des Klimas

Bei der Entwicklung der Parametrisierungsszenarien wurde ein Fünfjahreszeitraum mit durchschnittlichen Niederschlagsverhältnissen ausgewählt. Zur Absicherung der Repräsentativität, der mit diesem Zeitraum erzielten, Ergebnisse wurden weitere Fünfjahreszeiträume mit extremen Niederschlagsverhältnissen zum Aufsetzen des Netzes verwendet. Ausgewählt wurden, aus der zur Verfügung stehenden Zeitreihe, als trockenste Fünfjahresperiode 1989 bis 1993 und als feuchteste 1979 bis 1983 (vgl. Abbildung 7.2). Für beide Zeiträume wurden Parametrisierungsszenarien mit den Düngestufen 0, 25, 50, 75, 100 und 125 % berechnet und daraus Neuronale Netze für den trockenen und für den feuchten Zeitraum aufgesetzt. Die mit diesen Netzen durchgeführte Optimierung wurde mit einem vergleichbaren IST-Szenario (Düngestufen auch 0, 25, 50, 75, 100 und 125 %) verglichen. Wie zu erwarten war, sind die Unterschiede der absoluten Austräge der Netze (Tabelle 7.2 ohne Reduktion) erheblich. Aufgrund dieser Unterschiede wurde zur Vergleichbarkeit den Neuronalen Netzen eine relative Reduktion (bezogen auf den jeweiligen Austrag) als Lernaufgabe übergeben. Es wurden zwei unterschiedliche Reduktionsniveaus angelernt, indem beim Anlernen jeweils eine Reduktion von 15 % und 20 % im Austrag als Fehler übergeben wurde. Hierbei liegt der Wert für 20 % in der Nähe der maximal möglichen Reduktion für die Netze.

**Tabelle 7.2:** Berechneter Stickstoffaustrag in aus den neuronalen Netzen ohne und bei 15 und 20 % Reduktion für die verschiedenen Niederschlagsszenarien

	normal	trocken	feucht
ohne Reduktion	228822	169546	234746
15% Reduktion	195462	145089	200482
20% Reduktion	184024	136633	188767

Der wesentliche Parameter für die Beurteilung des Optimierungsverfahrens ist ein ähnliches Verhalten der Austragssensitivität, der einzelnen Flächen bei verschiedenen Niederschlagsverhältnissen. Zur Überprüfung dieses Sachverhalts wurde eine Korrelationsanalyse zwischen den Einzelflächen der einzelnen Niederschlagsszenarien durchgeführt, deren Resultate in Tabelle 7.3 dargestellt sind.

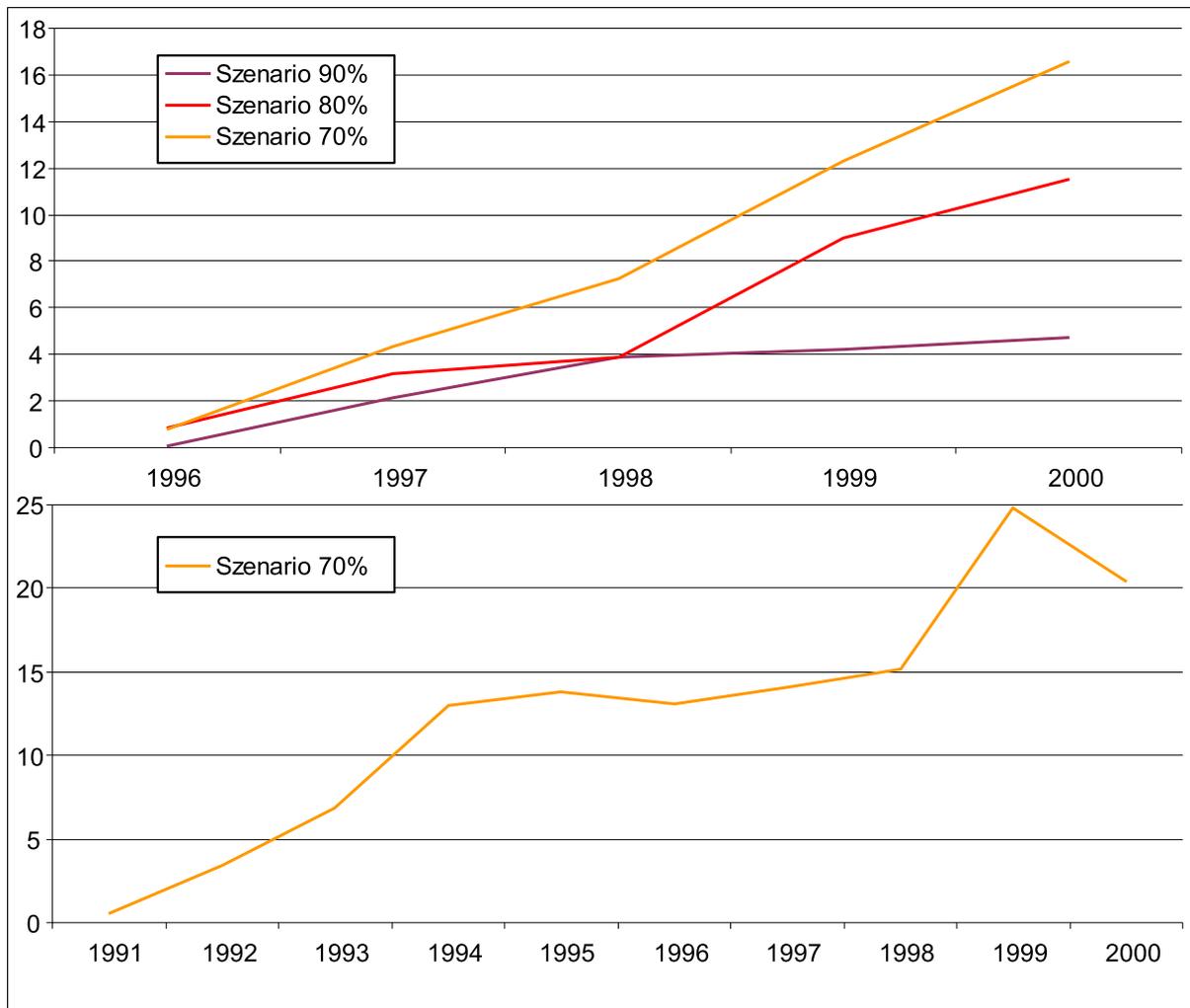
**Tabelle 7.3:** Vergleich der Bestimmtheitsmaße der einzelnen Niederschlagsszenarien bei 15 und 20 % Reduktion

	feucht vs. normal	trocken vs. normal	trocken vs. feucht
$R^2$ bei 15%	0,77	0,78	0,81
$R^2$ bei 20%	0,71	0,71	0,76

Die Resultate zeigen eine deutliche Übereinstimmung zwischen den einzelnen Klimaszenarien. Allerdings nimmt die Ähnlichkeit mit zunehmender Reduktion etwas ab. Dies wird durch das Lernen bis an die Grenzen des, durch die Düngeszenarien abgedeckten, Definitionsbereichs verursacht, da hier individuelle Eigenschaften der einzelnen Polygone und eventuelle Fehler stärker zum Tragen kommen. Insgesamt bedeuten diese Bestimmtheitsmaße, dass die meisten Flächen, die unter feuchten Bedingungen austragssensitiv sind auch unter trockenen Verhältnissen die relevantesten für den Stickstoffaustrag darstellen. Die Ausweisung sensitiver Flächen zeigt also eine geringe Abhängigkeit von den längerjährigen Niederschlagsverhältnissen, so dass die mit dem Verfahren getroffenen Aussagen auch für mittelfristige Planungen gültig sind.

### 7.3.3 Einfluss des betrachteten Zeitraums

Die Reaktionszeit des Modells auf Landnutzungsänderungen wurde anhand des IST-Szenarios getestet. Zu diesem Zweck wurde die Düngung des IST-Szenarios, wie im vorigen Kapitel, auf allen landwirtschaftlichen Nutzflächen um den gleichen Betrag reduziert (Reduktionsszenarien). Hierbei wurden drei Fünfjährige Szenarien (1996 – 2000) mit einer Reduktion um 10, 20 und 30% der Düngung des IST-Szenarios berechnet. Zusätzlich wurde, um die Reaktion des Modells auf längere Zeiträume zu testen, eine Simulation der 30% Variante für zehn Jahre (1991 – 2000) durchgeführt. Die Ergebnisse sind in Abbildung 7.9 dargestellt.



**Abbildung 7.9:** Relative Abweichung des Stickstoffaustrages der Reduktionsszenarien gegenüber dem IST-Szenario für 5 bzw. 10 Jahre

In der Abbildung 7.9 (oben) ist erkennbar, dass sich nach 5 Jahren rund die Hälfte der Düngereduktionen in einer Verringerung der Stickstofffracht widerspiegelt. So sind die Reduktionen der Stickstofffracht bei dem 30%-Szenario, 16,6%, beim 20%-Szenario 11,5% und beim 10%-Szenario 4,7%. Bei dem 10%-Szenario ist bereits eine Sättigung innerhalb der 5 Jahre erkennbar. Die 10 jährige Simulation zeigt gegen Ende des Simulationszeitraumes mit zwischen 20 und 25% Reduktion der Stickstofffracht ungefähr 3/4 der Düngereduktion und Anzeichen eines Sättigungseffektes. Der für die Optimierung vorgesehene Szenariozeitraum von fünf Jahren erscheint angesichts dieser Ergebnisse sinnvoll, da nach fünf Jahren ca. die Hälfte der Düngereduktion wirksam wird und somit eine signifikante Reaktion des Systems auf die Düngeänderung vorhanden ist. Die in Kapitel 6 dargestellten Ergebnisse zeigen eine zu große Trägheit des Modells gegenüber der Messung. Dies lässt erwarten, dass die hier dargestellten Reaktionszeiten gegenüber der Realität tendenziell zu lang sind. Diese mit WASMOD erzielten Ergebnisse sind mit den Ergebnissen des HYDRONET vergleichbar, da die HYDRONET-Ergebnisse durch ihre Parametrisierung auf den WASMOD-Ergebnissen beruhen.

## 7.4 Analyse des Gesamtgebietes und Diskussion

Da Aussagen über das gesamte Einzugsgebiet des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda getroffen werden sollten, wurden Parametrisierungsszenarien für das Gesamtgebiet analog zu denen des Einzugsgebietes des Pegels Läwitz berechnet und auf analoge Weise eine Optimierung durchgeführt. Hierbei wird wie bei der Modellierung davon ausgegangen, dass die Ergebnisse des Einzugsgebietes des Pegels Läwitz auf das Gesamtgebiet übertragbar sind (vgl. Kapitel 6.1.3). Das so aufgesetzte HYDRONET wies einen Gesamtaustrag von 359089 kgN auf. Dem Lernverfahren wurde eine Reduktion auf 0 kgN vorgegeben und es wurde nach 363 Lernschritten ein Wert von 280893 kgN erzielt. Das Backpropagation-Verfahren brach ab, da die Mindestschrittweite unterschritten wurde. Die flächendifferenzierten Ergebnisse sind in Abbildung 7.10 (links) abgebildet.

Für die Entscheidungsunterstützung ist die Aussage über die einzelnen KGG sehr unübersichtlich. Aus diesem Grunde wurde zur zusammenfassenden Darstellung als geometrische Grundlage der GPS-Layer (vgl. Kapitel 5.4.1.4), der die landwirtschaftlichen Nutzflächen der Landwirte beinhaltet, die mit der Thüringer Talsperrenverwaltung kooperieren, genutzt. Es wurden die flächengewichteten Mittel der zu den landwirtschaftlichen Nutzflächen gehörenden KGG ermittelt und die erzielten Werte in Klassen eingeteilt. Zur besseren Anschaulichkeit wurden diese Klassen in eine ordinale Skala überführt und die Größe der Düngereduktion als Maß für die Wirksamkeit der stickstoffreduzierenden Maßnahmen betrachtet (Abbildung 7.10 (rechts)). Hierbei wurde davon ausgegangen, dass ein Wert, der größer als 50% ist, als hoch einzustufen ist, da hier nicht mehr jede Feldfrucht wirtschaftlich angebaut werden kann. Die Klasseneinteilung findet sich in Tabelle 7.4. Dieses Vorgehen bei der Generalisierung stellt ein mögliches Beispiel dar, dass je nach Fragestellung des Anwenders verändert werden kann.

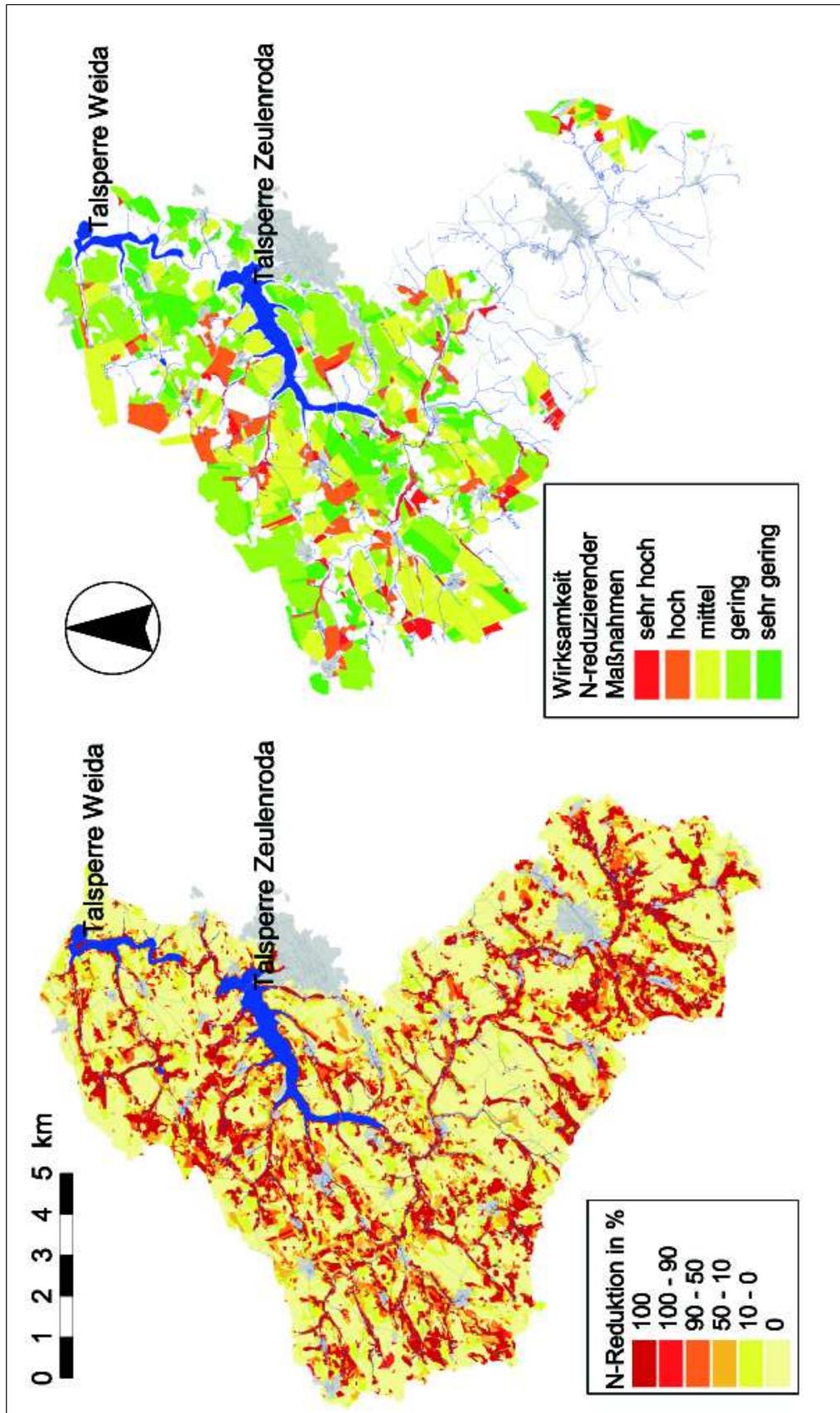
**Tabelle 7.4:** Einteilung der Klassen für die Parzellenkarte (Abbildung 7.10, rechts)

Klasse	Wertebereich der Reduktion in %
sehr gering	0 - 5
gering	5 - 20
mittel	20 - 50
hoch	50 - 80
sehr hoch	80 - 100

Beim visuellen Vergleich mit den von WASMOD berechneten Stickstoffausträgen (vgl. Abbildung 6.19 oben rechts) zeigt sich, dass das Optimierungsverfahren (Abbildung 7.10, links) ein völlig anderes räumliches Muster zeigt als die berechneten Stickstoffausträge. Dies wird auch durch das Bestimmtheitsmaß, zwischen den von WASMOD berechneten Austrägen und der von dem Optimierungsverfahren ermittelten Reduktion, unterstrichen, dass einen Wert von  $R^2 = 0,06$  aufweist und somit keinen Zusammenhang der beiden Parameter zeigt. Dies bestätigt die These, dass die Einbeziehung der lateralen Transportwege bei der Bewertung von Einzelflächen für die Stickstoffbelastung der Gewässer, eine wichtige Bedeutung zukommt.

Die hier erzielten Ergebnisse beschreiben das Potenzial einzelner Flächen, durch stickstoffreduzierende Maßnahmen eine Verbesserung der Wasserqualität in der Talsperre zu bewirken. Nicht berücksichtigt wurde hierbei die Art der Maßnahmen, die Stickstoffausträge aus den Einzelflächen reduzieren sollen. Diese können beispielsweise darin bestehen, die Düngung zu reduzieren, die Düngezeitpunk-

te besser mit den im Boden vorhandenen Reserven und dem aktuellen Pflanzenbedarf abzustimmen oder über das austragsgefährdete Winterhalbjahr eine Zwischenfrucht anzubauen, die den Stickstoff in der Biomasse festlegt. Die sehr sensitiven Flächen könnten auch ganz aus der Nutzung genommen werden oder über eine Grünlandnutzung ohne Düngung Nährstoffe entzogen werden. Weitere Arbeiten, wie Vergleiche mit anderen Methoden zur Stickstoffreduktion, beispielweise das von Windhorst et al. (2002 [245]) entwickelte Verfahren zur Ermittlung des teilflächenspezifischen Düngebedarfs, wären für die Einordnung dieses neuen Verfahrens sinnvoll. Eine Kombination der hier erzielten Ergebnisse mit Verfahren, die die Auswirkung der Düngereduktion auf die Erträge abschätzt, würde die Betrachtung im Bezug auf die ökonomischen Auswirkungen vervollständigen.



**Abbildung 7.10:** Ergebnisse des Backpropagation-Verfahrens bei Reduktion um 22% des ursprünglichen N-Eintrags auf der Grundlage von KGG (links) und der landwirtschaftlichen Nutzflächen (rechts)

# 8 Zusammenfassung und Ausblick

## 8.1 Zusammenfassung

Das Einzugsgebietsmanagement von Trinkwassertalsperren, in denen die landwirtschaftliche Nutzung einen erheblichen Anteil ausmacht, stellt den Betreiber der Talsperren vor komplexe Probleme. Auf der einen Seite muss er die Wasserqualität insbesondere im Bezug auf mineralischen Stickstoff in der Talsperre sicherstellen. Auf der anderen Seite kann die Landwirtschaft in diesen Gebieten nur im begrenzten Umfang eingeschränkt werden, da die Einschränkungen durch Kompensationszahlungen ausgeglichen werden müssen. Es ist somit anzustreben, die vorhandenen finanziellen Mittel möglichst effizient einzusetzen. Diese Aufgabe erfordert eine Bewertung der Einzelflächen im Bezug auf ihren Einfluss auf die Qualität des Talsperrenwassers. Hierbei ist nicht nur die Information wichtig, wieviel Stickstoff die Fläche verlässt, vielmehr ist es wichtig die Prozesse auf dem Transportpfad in die Talsperre bei der Bewertung einzubeziehen. Ziel dieser Arbeit ist es, eine Entscheidungshilfe für Beurteilung der Einzelflächen im Bezug auf ihre Relevanz für die Stickstoffbelastung unter Berücksichtigung der lateralen Prozesse in der Talsperre zu gewährleisten. Dieses multikriterielle Entscheidungsproblem wurde dabei folgendermaßen bearbeitet.

### **Forschungsstand**

Zunächst wurde der theoretische Hintergrund zur Entscheidungsunterstützung bei multikriteriellen Problemen gegeben. Die für den Wasserhaushalt wesentlichen Prozesse und Einflussgrößen Niederschlag, Interzeption, Verdunstung und Abflussbildung wurden beschrieben. Für den Stickstoffhaushalt wurde auf die Einträge, Umsetzungsprozesse und Entzüge und deren quantitative Bedeutung eingegangen. In der anschließenden Modellgegenüberstellung wurde verglichen, inwieweit einzelne Modellkonzepte in der Lage sind, diese wesentlichen Parameter und Prozesse abzubilden. Abschließend wurde ein Überblick über die Theorie zur Bildung von Szenarien gegeben, die die Grundlage für die Entscheidungsunterstützung darstellen. Anhand des erarbeiteten Forschungsstandes wurde die Fragestellung konkretisiert und das methodische Vorgehen bestimmt.

### **Gebietsbeschreibung**

Anschließend wurden die für den Stickstoffhaushalt wesentlichen Gebietseigenschaften Boden, Gestein, Klima, Hydrologie und Landnutzung dargestellt. Das 163 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet des Talsperrensystems Weida-Zeulenroda weist ein Mittelgebirgsrelief mit Geländehöhen zwischen 315 und 565 m auf. Die Böden sind im wesentlichen Braunerden mit niederem bis mittlerem Ertragspotenzial und Wasserhaltevermögen. Die Geologie wird von dichtem Tonschiefer und Grauwacke dominiert, weist aber auch grundwasserführendes Eruptivgestein, Knotenkalke und quartäre Talfüllungen auf. Das mit 7 °C Jahresdurchschnittstemperatur relativ kühle Gebiet, ist mit einem durchschnittlichen Jahresniederschlag von 690 mm für mitteleuropäische Verhältnisse eher trocken. Das Mittelgebirgsrelief, die grundwasserarme Lithologie und die Überprägung mit pleistozänen Deckschichten sorgen für eine Dominanz des Interflow als wesentliche Abflussbildungskomponente. Dies bewirkt geringe Verzögerungszeiten bei der Abflussantwort auf Niederschlagsereignisse. Das hydrologische Verhalten im

Gebiet ist allerdings durch anthropogene Eingriffe stark überprägt. Den größten Einfluss haben hierbei die Talsperren Weida und Zeulenroda, deren Abfluss vom Talsperrenmanagement abhängt. Aber auch oberhalb der Talsperren ist ein deutlicher Einfluss durch die Talsperre Lössau gegeben, die über den Wisenta Überleitungsstollen mit der oberen Weida verbunden ist und in unregelmäßigen Abständen Wasser einleitet. Weitere menschliche Einflüsse sind durch die Anlage zahlreicher Fischteiche und durch den erheblichen Anteil an drainierter landwirtschaftlicher Fläche (17% an der Gesamtfläche) gegeben. Der große Anteil landwirtschaftlicher Nutzflächen (65,5% der Gesamtfläche) insgesamt, wovon ein großer Teil ackerbaulich genutzt wird, stellt die Hauptquelle für Stickstoffeinträge im Gebiet dar. Dies ist wiederum die Hauptursache für die in der Talsperre vorhandene Nitratproblematik.

### **Methoden und Material**

Ausgehend von den Gebietseigenschaften, der Fragestellung und dem im Stand der Forschung dargestellten Modellvergleich, wurde das distributive Wasser und Stoffhaushaltsmodell WASMOD (Water And Substance MODel (Reiche 1996 [175])) ausgewählt. Dieses wurde eingebettet in das Landschafts- analyse- Methodenpaket DILAMO (DIGITALE Landschafts-Analyse und MOdellierung (Reiche et al. 1999 [178])) vorgestellt. Darauf folgt eine kurze Beschreibung der Struktur und Funktion des auf künstlichen neuronalen Netzen basierenden Optimierungsverfahrens HYDRONET (Kralisch et. al. 2003 [121] und Kralisch 2004 [120]). Dies ist in der Lage, auf Basis von mit WASMOD simulierter Szenarien, den Einfluss von einzelnen Flächen unter Berücksichtigung der lateralen Mischungs-, Abbau-, und Speicherprozesse auf den Stickstoffhaushalt zu quantifizieren und zu bewerten.

Die für den Einsatz von WASMOD und damit auch des HYDRONET benötigten Daten und deren Aufbereitung wurden anschließend vorgestellt. Hierbei wurde zunächst auf das verwendete Geländemodell eingegangen, das herstellungsbedingte Artefakte aufwies, welche durch eine Filterung beseitigt werden konnten. Darüberhinaus wurde mit Hilfe des in DILAMO integrierten Werkzeugs Topnew eine hydrologische Relieffanalyse mit der Ableitung von Teileinzugsgebieten und Reliefeinheiten durchgeführt. Der Stickstoffhaushalt wird wesentlich von den Prozessen in der Pedosphäre beeinflusst, deshalb wurde bei der Modellkonzeption von WASMOD den Bodenprozessen eine zentrale Rolle zugewiesen. Aus diesem Grund wurde der Ableitung von Bodenparametern in dieser Arbeit besondere Aufmerksamkeit geschenkt. Die als flächenhafte Datengrundlage vorhandene Karte der Leitbodenformen Thüringens (1:100000) weist bodengeologische Klassen auf, die in vielen Fällen ganze Bodenkatenen vom A-C Boden am Oberhang bis zum Kolluvium am Unterhang beinhalten. Die für den Wasser und Stickstoffhaushalt wesentlichen Bodenparameter wie Mächtigkeit, Feldkapazität und Leitfähigkeit unterscheiden sich deshalb teilweise innerhalb einer Klasse stärker als zwischen den Klassen. Aus diesem Grunde wurde eine Disaggregation der Bodenklassen anhand des Reliefs vorgenommen. Als Parameter für diese Disaggregation wurde eine Kombination der vertikalen und horizontalen Hangkrümmung, wie sie für die Verbreitung von Böden in der Literatur (Kleefisch und Köthe 1993 [115], Friedrich 1996 [74], Herbst 2001 [96], Möller 2001 [154], Park et al. 2001 [164]) als wesentlich angesehen wird herangezogen. Auf diese Weise wurden mit Reliefattributen (konvex, gestreckt, und konkav) aus den ursprünglich vorhanden 9 Bodenklassen, 23 Klassen erzeugt. Die Ableitung der Bodenparameter erfolgte anhand der Legende der Leitbodenformen und der mittelmaßstäblichen Standortkartierung. Aus diesen Beschreibungen wurden, unter Berücksichtigung von Profilbeschreibungen der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft und eigenen Laboruntersuchungen, Bodenparameter wie Bodenart, Humusgehalt, Wasserspannungs-Wassergehaltsbeziehung und Wasserleitfähigkeit abgeleitet. Der geologische Untergrund wurde anhand einer geologischen und einer hydrogeologischen Karte in grundwasserführend und nicht grundwasserführend aufgeteilt. Eine weitere wesentliche Informationsebene stellt die Landnutzung dar. Zur Darstellung der flächenhaften Verbreitung stand eine

multitemporale Landnutzungsklassifikationen (Landsat 5 TM) von 1998, eine auf einer IRS-1C-PAN basierende Siedlungsmaske von 1998 und eine mit GPS vermessene Landnutzungskartierung der größeren in Thüringen gelegenen landwirtschaftlichen Nutzflächen zur Verfügung. Bei der Erstellung der Landnutzungskarte wurden die genaueren Informationen der Kartierung erhalten und die Lücken mit den Satellitendaten aufgefüllt. Zur Ermittlung des Landnutzungsmanagements insbesondere der Düngung wurden Befragungsdaten des Jahres 1998 für 907 Schläge digital aufbereitet und daraus Parameter für die einzelnen Fruchtarten abgeleitet. Aus den einzelnen Informationsebenen Boden, Geologie, Reliefeinheiten, Teileinzugsgebiete und Landnutzung wurden, unter Hinzunahme einer Gewässernetzkarte, einer Dränkarte und einer Karte der Wasserschutzgebiete, durch Verschneidung die Kleinsten Gemeinsamen Geometrien (KGG) abgeleitet. Diese 24412 KGG stellen als Modellierungseinheiten die geometrische Grundlage für die Modellierung mit WASMOD dar und wurden mit dem DILAMO-Werkzeug Toptra durch die Ableitung von Hangneigung, Grundwasserflurabstand, Vorfluterabstand und Vorfluterhöhe hydrologisch charakterisiert und topologisch geordnet.

Weitere wichtige Modellierungsparameter sind die Daten zur Beschreibung des Klimas. Es standen hierzu Daten von insgesamt 18 Stationen des Deutschen Wetterdienstes zur Verfügung. Je nach Typ der Station waren Daten zu Niederschlag, Luftfeuchte, Temperatur und Strahlungsdaten von 1970 – 2000 vorhanden. Für die Parameter Temperatur, Niederschlag und Luftfeuchte wurde eine Regression mit der Stationshöhe durchgeführt und die Strahlung und der Niederschlag korrigiert. Bei den zur Validierung eingesetzten Pegeldata wurden unplausible Werte ermittelt, die auf eine Überleitung aus dem benachbarten Einzugsgebiet der Talsperre Lössau zurückzuführen war. Des Weiteren wurde eine Inhomogenität zwischen Niederschlag- und Abflusszeitreihen im Jahr 1990 festgestellt.

Da, wie in der Problemstellung erläutert, Aussagen über Einzelflächen getroffen werden sollten, wurde im Rahmen dieser Arbeit ein eigenes Messprogramm geplant und durchgeführt. Hierzu wurden zwei Hänge (Hang Pahren und Hang Dittersdorf) hydrologisch instrumentiert und bodenkundlich und bodenphysikalisch beprobt. Die Instrumentierung bestand insgesamt aus 2 Klimastationen, 2 Grundwasserpegeln und 11 Tensiometernestern. Die mit den Tensiometern gemessene Saugspannung ist für den Stickstoffhaushalt in vielfältiger Weise wesentlich. So spielt sie als Steuergröße für die Sauerstoffsättigung, als Auslöser für Transportprozesse und beim Bodenwärmestrom eine zentrale Rolle. Weiterhin standen auf Standortebeine noch die Abfluss- und Stickstofftransportdaten sowie eine bodenkundliche Beschreibung eines Dränfeldes zur Verfügung, das von der Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft instrumentiert und betreut wurde.

### **Modellierung**

Bei der Modellierung des Einzugsgebiets traten unterschiedliche Probleme auf. So war auffällig, dass der Basisabfluss deutlich überschätzt wurde. Als eine Ursache wurden die mit Toptra ermittelten Parameter zur Beschreibung der Grundwasserdynamik, Vorfluterabstand und Vorfluterhöhe des zugewiesenen Vorfluters, ermittelt. Zur Lösung dieses Problems wurde eine GIS-Routine entwickelt, die diese Parameter in für Mittelgebirgsverhältnisse angepassterer Form ermitteln konnte. Des Weiteren trat ein Problem mit dem Interflowrouting des Stickstoffs auf, welches durch die Implementierung von Bypassflow in die Interflowroutine von WASMOD gelöst werden konnte. Im Zuge dieser Änderung wurde ebenfalls die Modellausgabe für die Tageswerte erweitert, indem die Interflowkomponente für die Wasser- und Stickstoffkomponente zusätzlich ausgewiesen wurde.

Die Modellergebnisse wurden für Wasser und Stickstoff getrennt bewertet. Für den Wasserhaushalt wurden zunächst die Jahresbilanzen ausgewertet. Hierbei zeichneten sich Unterschiede innerhalb der betrachteten Zeiträume ab, die auf die genannten Inhomogenitäten der Pegel- und Niederschlagsdaten zurückzuführen waren. Dies äußerte sich beispielsweise beim Vergleich der Bestimmtheitsmaße des

Zeitraumes 1980 – 1989 ( $R^2 = 0,66$ ) und 1990 – 2000 ( $R^2 = 0,90$ ) zwischen modelliertem und gemessenem jährlichen Abfluss und bei den Gesamtbilanzen dieser Zeiträume (22,8% und -3,95% Abweichung). Bei der Betrachtung von Monatswerten zeichnete sich ein ähnliches Bild ab. Bei der Beschreibung der täglichen Abflussdynamik zeigten sich noch weitere Probleme, die im wesentlichen auf zwei Sachverhalte zurückzuführen waren. Zum einen gab es Probleme mit der Abflussbeschreibung zur Zeit der Schneeschmelze, was auf das sehr einfach gehaltene Schneemodul von WASMOD zurückzuführen war. Zum anderen reagierte der Basisabfluss zu träge, da WASMOD eine Abflussbeschreibung zugrunde liegt die eher für Lockergesteinsverhältnisse geeignet ist. Die durchschnittliche Modelleffizienz ( $R_{eff}$ ) (Nash und Sutcliffe 1970 [159]), die über den Zeitraum von 1975 – 2000 erreicht wurde, lag im Mittel bei 0,35 und 0,53 für die logarithmierten Werte. In dem Zeitraum von 1990 – 2000 konnten dabei Werte von 0,45 und 0,53 erzielt werden. Bei der Beurteilung dieser Werte wirkten sich die Inkonsistenzen durch die Überleitung insbesondere bei den nichtlogarithmierten Werten gravierend aus.

Bei der Stoffhaushaltsmodellierung zeigte sich bei den Jahresbilanzen ein noch größerer Unterschied zwischen den Jahren vor 1990 und der Zeit danach. So wurde für die gesamte Zeitreihe ein Bestimmtheitsmaß von 0,35 und für 1990 – 2000 von 0,89 erzielt. Dies liegt neben den beim Wasser erwähnten Inkonsistenzen an den gravierenden Veränderungen im Zuge der politischen Wende 1990 die die landwirtschaftliche Praxis betrafen (Biermann et al. 1994 [20]) und das Düngungsniveau im Gebiet erheblich reduzierten. In den Jahren vor 1990 wurde die Stickstoffmenge erheblich unterschuliert. Der Grund für dieses Verhalten war, dass das Modell mit aktueller Düngung parametrisiert wurde, die deutlich unter der in dieser Zeit üblichen Düngung lag. In den Jahren ab 1990 wurde hingegen eine leichte Übersimulation von 11,8% ermittelt. Bei der Validierung der Tagesdynamik standen nur Messwerte der Jahre 1998 – 2000 zur Verfügung. Für die Dynamik der Stickstofffracht auf Tagesbasis konnte für diese Jahre mit einem durchschnittlichen  $R^2$  von 0,62 ein hoher Wert (Starck et al. 1997 [209]) erzielt werden.

Ein wesentliches Ziel war die Berücksichtigung der lateralen Prozesse im Einzugsgebiet. Um die Bedeutung dieser Prozesse für die Fragestellung herauszustellen, wurde mit dem Einzugsgebietsmodell ein Test durchgeführt, bei dem das Flächenrouting „abgeschaltet“ wurde. Hierbei zeigte sich, dass die Ergebnisse mit Routing beim Wasserhaushalt nur geringfügig besser waren als die ohne Routing. Beim Stickstoffhaushalt hingegen waren die Unterschiede gravierend, insbesondere die Stickstoffmengen wurden beispielsweise für die Jahre 1990 – 2000 um 90% überschuliert.

Bei der Simulation auf Standortebene wurde die Modellausgabe von WASMOD erweitert, um die simulierten Saugspannungen auf einzelnen Flächen auf Tagesbasis ausgeben zu können. Die Ergebnisse der Messhänge wurden auf zwei Maßstabebenen verglichen. Zum einen wurde ein lokales Modell für den Messhang Pahren, mit den vor Ort ermittelten Parametern, erstellt. Zum anderen wurden die Werte des Einzugsgebietsmodells für die Messstandorte herausgeschrieben und mit den Messwerten an beiden Messhängen verglichen. Als Validierungsparameter wurden hierbei die Saugspannungen von Januar bis Mai 2000 der einzelnen Standorte und die Grundwasserflurabstände in den Talböden des ganzen Jahres 2000 auf täglicher Basis verwendet. Die Ergebnisse zeigten für beide Modellvarianten, dass WASMOD gut in der Lage ist den Verlauf der Saugspannungen im Oberboden nachzuvollziehen. Dies ist für den Stickstoffhaushalt wesentlich, da ein großer Teil der Umsetzungsprozesse im Oberboden stattfindet. Im Unterboden zeigte das Standortmodell die besseren Ergebnisse, die aber insgesamt schlechter als die des Oberbodens waren. Noch gravierender war der Unterschied beider Modellvarianten bei der Simulation des Grundwasserflurabstandes, bei denen im Fall des Standortmodells ein Korrelationskoeffizient von 0,87 und beim Einzugsgebietsmodell von nur 0,35 erreicht

werden konnte. Die Gründe für diesen niedrigen Wert liegen in der groben Abschätzung der für den Grundwasserstand bestimmenden Parameter im EZG-Modell.

Bei der Simulation des Dränfeldes zeigten sich prinzipielle Probleme, das Dränverhalten dieses Standortes mit dem in WASMOD vorhandenen Algorithmus abzubilden. Bei Dränfeldern mit einer deutlichen Hangneigung, steht die Dränabflussberechnung in WASMOD in Konkurrenz zur Interflowberechnung, so dass im Falle dieses Feldes ein erheblichen Anteil des Abflusses als Interflow bilanziert wurde. Deswegen wurde der Gesamtabfluss des Modells mit dem Dränwasserabfluss des Modells verglichen. Für das Dränfeld wurde ebenfalls ein Modell mit den lokalen Parametern erstellt. Der Vergleich von Modell und Messergebnissen zeigte, dass WASMOD gut in der Lage ist, die Jahreswasserbilanzen für den betrachteten Zeitraum (1993 – 2000) nachzubilden ( $R^2 = 0,92$ , durchschnittliche Abweichung 3,2%). Bei der Tagesdynamik schlugen sich allerdings die vorher erwähnten Schwächen sehr deutlich in den niedrigen Qualitätsparametern nieder ( $R_{eff} = -0,11$ ).

Bei der N-Modellierung zeichnete sich ein ähnliches Bild ab. Auch hier war es gut möglich, die Jahresfrachten sowohl in der Dynamik ( $R^2 = 0,75$ ) als auch in der Höhe mit -5,2% durchschnittlicher Abweichung nachzuvollziehen. Die Tagesdynamik zeigte mit einer Modelleffizienz von -0,11 einen ebenfalls sehr niedrigen Wert. Auch im Falle des Dränfeldes wurden Werte des EZG-Modells mit den lokalen Messungen verglichen. Zum Vergleich wurden die durchschnittlichen Jahresstickstofffrachten von drei KGG herangezogen, die auf der Fläche des Dränfeldes liegen. Dabei konnte die Dynamik mit einem Bestimmtheitsmaß von 0,46 nicht so gut nachvollzogen werden wie bei dem Standortmodell. Als wesentlicher Grund für die schlechtere Abbildung der Dynamik wurde die Niederschlagsregionalisierung in WASMOD ermittelt, da die im Standortmodell verwendeten Niederschlagswerte einer lokalen Station erheblich von denen des EZG-Modells abwichen. Die durchschnittliche Abweichung, ein für die Planung sehr wesentlicher Parameter, lag mit -1,2% zwischen modellierter und gemessener Fracht lag sehr niedrig. Dies bedeutet, dass das Austragspotential der Fläche gut mit dem Einzugsgebietsmodell abgeschätzt werden konnte.

Insgesamt zeigen die Modellierungsergebnisse, dass WASMOD in der Lage ist, den Wasser und Stickstoffhaushalt des Einzugsgebietes sowohl im Gesamtgebiet als auch auf den Einzelflächen, sinnvoll abzubilden. Dies gilt insbesondere bei der Betrachtung der Jahresbilanzen, bei denen sehr gute Ergebnisse erzielt werden konnten. Die Modellierung weist weiterhin deutlich darauf hin, dass bei der Beurteilung von Einzelflächen für den Stickstoffhaushalt im Gewässer die lateralen Prozesse berücksichtigt werden müssen und nicht nur die Austräge der einzelnen Flächen betrachtet werden können. Mit den Modellergebnissen war es zwar möglich, die Stickstoffausträge unter Berücksichtigung der lateralen Prozesse abzubilden. Nicht möglich ist es allerdings die Relevanz der einzelnen Flächen, ausgehend von den den N-Einträgen in die Talsperre unter Berücksichtigung der lateralen Prozesse zu bewerten. Um diese Änderung der Perspektive zu ermöglichen wurde das auf Künstlichen Neuronalen Netzen basierende HYDRONET verwendet. Dieses HYDRONET ist in der Lage unter Anwendung eines Lernverfahrens, die Düngereduktion auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen zu ermitteln, die erforderlich ist, um eine vom Anwender definierte Wasserqualität in der Talsperre zu erzielen.

### Optimierung

Für den Einsatz des HYDRONET mussten Szenarien erstellt werden, die zur Parametrisierung der Aktivierungsfunktionen der Neuronen und der Kantengewichte benötigt wurden. Da die Düngung das Lernziel des Neuronalen Netzes darstellt, mussten die Szenarien so gestaltet werden, dass der Ereignisraum der plausiblen Düngemengen von den Szenarien beschrieben werden kann. Weiterhin war ein Ziel bei der Szenariengenerierung vom IST-Zustand ausgehend alle Flächen gleich zu behandeln, um die Auswirkung möglicher Landnutzungsänderungen erfassen zu können. Ausgenommen von dieser

Gleichbehandlung wurden die Siedlungs- und Wasserflächen, da bei diesen keine mittelfristige Landnutzungsänderung zu erwarten ist. Als Grundlage für die Parametrisierungsszenarien wurde als die häufigste und für den Stickstoffhaushalt relevanteste Landnutzung die Ackernutzung gewählt. Aus den häufigsten Feldfrüchten wurde eine typische Fruchtfolge ermittelt und ausgehend von einer normalen Düngung, fünfjährige Szenarien mit Düngungen zwischen 0% und 120% gerechnet.

Mit Hilfe dieser Szenarien wurde das HYDRONET parametrisiert und mit den Düngungen des IST-Szenarios initialisiert. Das so aufgebaute vereinfachte EZG-Netz wies einen Stickstoffaustrag von 228682 kgN auf, während bei der vergleichbaren WASMOD-Simulation ein geringfügig niedrigerer Austrag von 221059 kgN erzielt wurde. Zur Optimierung wurde dem HYDRONET ein verringerter N-Austrag als Lernaufgabe übergeben, der mit Hilfe eines modifizierten Backpropagation-Verfahrens (Gallant 1995 [77]) rückwärts durch das Netz propagiert wurde. Als Ergebnis wurde eine Modifikation der IST-Düngung der einzelnen KGG ermittelt. Die Stärke dieser Modifikation ist ein Maß für die Relevanz oder Sensitivität der Einzelfläche für den N-Eintrag in die Talsperre. Eine Validierung war nur gegen das getestete WASMOD-EZG-Modell möglich. Hierfür wurden die ermittelten Düngemodifikationen WASMOD als Eingangsdaten übergeben und der vom HYDRONET erzielte Austrag (167988 kgN) dem von WASMOD (176240 kgN) gegenübergestellt.

Die Effektivität des Verfahrens wurde getestet, indem eine Verringerung der Düngung im WASMOD-Modell um 10, 20 und 30% gleichmäßig verteilt auf alle landwirtschaftlichen Nutzflächen für den Fünfjahreszeitraum in Reduktionsszenarien berechnet wurde und die Gesamtauträge und Gesamtdüngeeinträge bestimmt wurden. In einem zweiten Schritt wurde dann mit dem HYDRONET der Austrag soweit reduziert, bis die Gesamtdüngeeinträge den Einträgen der drei Reduktionsszenarien mit 10, 20 und 30% Reduktion entsprachen. Bei dem Vergleich der mit WASMOD und dem HYDRONET berechneten Auträge in die Talsperre zeigte sich, dass durch die gezielte Auswahl der Flächen mit Hilfe des HYDRONET mehr als die doppelte Reduktion erzielt werden konnte, als die Reduktion die mit den Reduktionsszenarien von WASMOD erreicht wurde.

Ein weiteres Modellexperiment wurde zur Bestimmung der Wirkung der für die Parameterszenarien verwendeten Zeitspanne durchgeführt. Hierzu wurden ebenfalls die Reduktionsszenarien verwendet und evaluiert, wie viel die Reduktion im Düngeeintrag benötigt, um eine deutliche Änderung im Austrag zu bewirken. Dabei konnte festgestellt werden, dass eine Änderung des Eintrages z.B. um 30% nach fünf Jahren eine Änderung um ca. 16% Austrag die also etwa die halbe Änderung des Eintrags bewirkt. Während nach 10 Jahren mit ca. 22%, rund 3/4 der Änderung im Austrag erzielt wird.

In einem weiteren Test wurde der Einfluss des Klimas, das den Parametrisierungsszenarien zugrunde liegt, evaluiert. Hierzu wurde ein Fünfjahreszeitraum mit mittleren Niederschlägen, ein sehr trockener und ein sehr feuchter Zeitraum zum Berechnen der Parametrisierungsszenarien, herangezogen und optimiert. Die Änderungen der einzelnen Flächen in den drei verschiedenen Niederschlagsszenarien wurden miteinander verglichen und das Bestimmtheitsmaß zwischen den Niederschlagsszenarien bestimmt. Die Werte des Bestimmtheitsmaßes lagen je nach den verglichenen Szenarien zwischen 0,81 und 0,71. Diese relativ hohen Werte zeigen, dass das Optimierungsergebnis im Bezug auf die Sensitivität der Einzelflächen keine große Abhängigkeit von der zur Parametrisierung des HYDRONET eingesetzten Zeitreihe ist.

Zur Entscheidungsunterstützung wurden die für jede KGG erzielten Ergebnisse, aufgrund der größeren Übersichtlichkeit, zu landwirtschaftlichen Parzellen zusammengefasst. Der Anwender erhält somit eine Karte (Abbildung 7.10, rechts), die die Sensitivität einzelner Parzellen für den Stickstoffeintrag

in die Talsperre bewertet. Dieses Ergebnis stellt eine Prognose dar auf welchen Flächen der Einsatz von Ausgleichszahlungen zur Extensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung am effektivsten ist.

## 8.2 Ausblick

In dieser Arbeit wurde der Wasser- und Stickstoffhaushalt eines mesoskaligen Einzugsgebietes mit dem Modell WASMOD simuliert. Die Modellierungsergebnisse deuteten darauf hin, dass insbesondere bei der Anwendung auf größere Einzugsgebiete eine Erweiterung des Modells anzustreben ist. Diese Erweiterung betrifft zum einen die Niederschlagsregionalisierung, die sich bereits bei der hier betrachteten Einzugsgebietsgröße als problembehaftet erwiesen hat. Zum anderen gewinnen in größeren Gebieten die Prozesse innerhalb der Gewässer an Einfluss, so dass eine Kopplung an ein Gerinnemodell wünschenswert erscheint. Beide Erweiterungen ließen sich, durch Einbettung in ein Modellframework, wie das OMS (Object Modelling System) von David (1997 [41]), realisieren.

Bei der Modellierung wurde insbesondere auf die Bedeutung der lateralen Prozesse im Wasser- und Stickstoffhaushalt eingegangen. Es konnte durch Modellversuche gezeigt werden, dass insbesondere beim Stickstofftransport die Bedeutung dieser Prozesse nicht zu vernachlässigen ist. Allerdings fehlen in diesem Bereich Ergebnisse aus Felduntersuchungen, die sich speziell mit diesem Themenkreis auseinandersetzen. Die bisherigen Untersuchungen im Bereich lateraler Stickstofftransportprozesse beschränken sich im Wesentlichen auf Uferrandstreifen und den Gewässerkörper (Correll 1997 [38], Blackwell et al. 1999 [21]). Diese Wissenslücke lässt es sinnvoll erscheinen, die Prozessforschung in diesem Bereich auf die Hochflächen und Hänge auszuweiten.

Die Parametrisierung des HYDRONET erfolgte in dieser Arbeit über eine Änderung der Düngung. Nach der Optimierung bezieht sich das Ergebnis entsprechend auf eine Düngereduktion. Für die praktische Anwendung ist es ebenfalls von Interesse, abgesehen von einer Düngereduktion, andere den Stickstoffaustrag reduzierende Maßnahmen, wie Zwischenfruchtanbau, in die Auswertung einzubeziehen. Da WASMOD in der Lage ist das Landnutzungsmanagement abzubilden, ist es möglich auch solche Fragestellungen in das Optimierungsverfahren einzubeziehen.

Das hier eingesetzte Optimierungsverfahren auf Basis des HYDRONET hat sich als sehr wirksames Werkzeug erwiesen, komplexe topologische Sachverhalte zu analysieren und zu optimieren. Dies ist nicht nur für die hier gezeigte Anwendung relevant, sondern auch für andere topologisch strukturierte Problemfelder. Eine naheliegende Anwendung wäre z.B. die Phosphoreinträge in Gewässer unter Anwendung des HYDRONET zu analysieren. Phosphor ist aufgrund seiner Bindung an das Sediment und damit der topologisch aufeinanderfolgenden Prozesse von Erosion und Sedimentation prädestiniert für eine solche Anwendung. Insgesamt ist nach Meinung des Autors das HYDRONET für alle Anwendungen geeignet, bei denen laterale Transportprozesse einen wesentlichen Einfluss ausüben.



# Literaturverzeichnis

- [1] ABRAHAMSEN, P. : Daisy Program Reference Manual / Royal Veterinary- and Agricultural University, Department of Agricultural Sciences. Tastrup, 2003. – User Manual
- [2] AD-HOC ARBEITSGRUPPE BODEN: *Bodenkundliche Kartieranleitung*. Stuttgart : Scheitzerbartsche Verlagsbuchhandlung, 1994. – 392 S
- [3] ALBRECHT, F. : Die Methoden zur Bestimmung der Verdunstung der natürlichen Erdoberfläche. In: *Archiv für Meteorologie, Geophysik und Bioklimatologie, Serie B 2* (1951), S. 1–38
- [4] ANDERSEN, P. F.: *A manual of instructional problems for the U.S.G.S. MODFLOW model*. Ada, Oklahoma : Robert S. Kerr Environmental Research Laboratory, 1993. – 280 S
- [5] ANDERSON, M. G. ; BURT, T. P.: Modelling strategies. In: ANDERSON, M. G. (Hrsg.) ; BURT, T. P. (Hrsg.): *Hydrological Forecasting*. Chichester : John Wiley and Sons, 1985, S. 1–15
- [6] ARBEITSGEMEINSCHAFT TRINKWASSERTALSPERREN E. V.: *Erfahrungen und Empfehlungen zur Landwirtschaft in Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren*. Oldenburg Industrieverlag, 2000 (ATT-Schriftenreihe 9). – 104 S
- [7] ARHEIMER, B. ; WITTGREN, H. B.: Modelling Nitrogen Retention in Potential Wetlands at the Catchment Scale. In: *Ecological Engineering* 19 (2002), Nr. 1, S. 63–80
- [8] ARNOLD, J. ; ENGEL, B. A. ; SRINIVASAN, R. : A continuous time, grid cell watershed model. In: AMERICAN SOCIETY OF AGRICULTURAL ENGINEERS (Hrsg.): *Application of Advanced Information Technologies for Management of Natural Resources*. Spokane, 1993, S. 344–348
- [9] ARNOLD, J. ; SRINIVASAN, R. ; MUTTIAH, R. ; WILLIAMS, J. : Large Area Hydrologic Modelling and Assessment. Part I, Model Development. In: *Journal of the American Water Resource Association* 34 (1998), Nr. 1, S. 7389
- [10] BACH, M. ; FREDE, H.-G. : Gewässerbelastungen durch landwirtschaftliche Flächennutzung im Einzugsgebiet der Lahn (Hessen). In: *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 37 (1996), S. 233–237
- [11] BAUMGARTNER, A. ; LIEBSCHER, H. J.: *Allgemeine Hydrologie - Quantitative Hydrologie*. Stuttgart : Gebrüder Bornträger Verlag, 1990
- [12] BEBLO, M. (Hrsg.): *Umweltgeophysik*. Berlin : Ernst Verlag, 1997
- [13] BECKER, A. ; BEHRENDT, H. : Auswirkungen der Landnutzung auf den Wasser- und Stoffhaushalt der Elbe und ihres Einzugsgebietes / PIK. Potsdam, 1999. – Zwischenbericht
- [14] BEHL, T. : *Modellierung der Wasser- und Stickstofftransportdynamik in der ungesättigten Bodenzone im Einzugsgebiet der Grundwassergewinnungsanlage Hennefer Siegbogen mit*

- dem *Root Zone Water Quality Model (RZWQM)*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 1996
- [15] BERGSTRÖM, S. : The HBV Model. In: SINGH, V. P. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado : Water Resources Publications, 1995, S. 443–476
- [16] BEVEN, K. J.: Distributed models. In: ANDERSON, M. G. (Hrsg.) ; BURT, T. P. (Hrsg.): *Hydrological Forecasting*. Chichester : John Wiley and Sons, 1985, S. 405–435
- [17] BEVEN, K. J.: *Rainfall - runoff modelling: the primer*. Chichester : John Wiley and Sons Ltd., 2001. – 360 S.
- [18] BEVEN, K. J. ; CLARKE, R. T.: On the Variation of Infiltration into a Homogeneous Soil Matrix Containing a Population of Macropores. In: *Water Resources Research* 22 (1986), Nr. 3, S. 383–388
- [19] BEVEN, K. J. ; GERMANN, P. : Macropores and waterflow in soils. In: *Water Resources Research* 18 (1982), Nr. 5, S. 1311–1325
- [20] BIERMANN, S. ; HÜLSBERGEN, K.-J. ; HELDT, S. : Stickstoffbilanzierung für das Gebiet der Neuen Bundesländer - Untersuchungsmethoden, Ergebnisse, Entwicklungstendenzen. In: *Mitteilungen der Gesellschaft für Pflanzenbauwissenschaften* 7 (1994), S. 211–214
- [21] BLACKWELL, M. S. A. ; HOGAN, D. V. ; MALTBY, E. : The use of conventionally and alternatively located buffer zones for the removal of nitrate from diffuse agricultural runoff. In: *Water Science and Technology* 39 (1999), Nr. 12, S. 157–164
- [22] BONCZEK, R. H. ; HOLSAPPLE, C. W. ; WHINSTON, A. : *Foundations of Decision Support Systems*. Academic Press, 1981
- [23] BONGARTZ, K. : *Untersuchung unterschiedlicher Flächendiskretisierungs- und Modellierungskonzepte für die hydrologische Modellierung am Beispiel Thüringer Vorfluter*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2001
- [24] BORK, H.-R. ; DALCHOW, C. ; KÄCHELE, H. ; PIORR, H.-P. ; WENKEL, K.-O. : *Agrarlandwirtschaftswandel in Nordost-Deutschland*. Berlin : Ernst und Sohn, 1995. – 328 S
- [25] BOSCH, D. ; THEURER, F. ; BINGNER, R. ; FELTON, G. ; CHAUBEY, I. : Evaluation of the AnnAGNPS Water Quality Model. In: PARSONS, J. E. (Hrsg.) ; THOMAS, D. L. (Hrsg.) ; HUFFMAN, R. L. (Hrsg.): *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application* Bd. 398. 2001. – <http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/Modelling-Bulletin/>, S. 45–54
- [26] BOURAOUI, F. ; BRAUD, I. ; DILLAHA, T. A.: ANSWERS: A Nonpoint Source Pollution Model. In: SINGH, V. P. (Hrsg.) ; FREVERT, D. K. (Hrsg.): *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Chelsea, Colorado : Water Resources Publications, LLC, 2002, S. 833–882
- [27] BRANDING, A. : *Die Bedeutung der atmosphärischen Deposition für die Forst und Agrarökosysteme der Bornhöveder Seenkette*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 1996. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 14

- [28] BRANS, J. P. ; VINCKE, P. ; MARESCHAL, B. : How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. In: *European Journal of Operational Research* (1986), Nr. 24, S. 228–238
- [29] BRAUN, G. : Entwicklung eines physikalischen Wasserhaushaltsmodells für Lysimeter. In: *Mitteilungen Lichtenweiß Institut für Wasserbau der TU Braunschweig* 49 (1975), S. 1–38
- [30] BRONSTERT, A. : *Modellierung der Abflußbildung und der Bodenwasserdynamik von Hängen*. Karlsruhe, Universität Karlsruhe, Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Dissertation, 1994. – Mitteilungen des Instituts für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Nr. 46
- [31] BROOMHEAD, D. ; LOWE, D. : Multivariate functional interpolation and adaptive networks. In: *Complex Systems* (1988), Nr. 2, S. 321–355
- [32] BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT: Verordnung über die Grundsätze der guten fachlichen Praxis beim Düngen. In: *Bundesgesetzblatt II* 118 (1996)
- [33] BUTZ, D. : *Neuronale Funktionsapproximation mit RBF-Schwerpunktnetzen*. Aachen : Shaker Verlag, 1997
- [34] CENTRE FOR ENVIRONMENTAL RESEARCH: CANDY Carbon and Nitrogen Dynamics / Centre for Environmental Research in the Helmholtz Assotiation. Leipzig Halle, 2002. – User Manual. [http://www.bdf.ufz.de/output/halle/f452candy\\_manual.zip](http://www.bdf.ufz.de/output/halle/f452candy_manual.zip)
- [35] CLAUPEIN, W. : Zwischenfruchtanbau und Untersaaten zur Verminderung des Stickstoffaus-  
trages - Möglichkeiten und Grenzen. In: *Strategien zur Verminderung der Auswaschung in  
Wasserschutzgebieten*. Münster-Hiltrup : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag  
GmbH, 1994 (KTBL-Arbeitspapier 206). – KTBL/HMUB-Fachgespräch am 15./16. März  
1994 in Duderstadt/Westerode, S. 51–60
- [36] COELLO, C. A.: A Comprehensive Survey of Evolutionary-Based Multiobjective Optimization  
Techniques. In: *Knowledge and Information Systems. An International Journal* 3 (1999), Nr.  
1, S. 269–308
- [37] COLLIER, C. G.: *Applications of weather radar systems*. Chichester : John Wiley and Sons,  
1996
- [38] CORRELL, D. : Buffer zones and water quality protection: general principles. In: HAYCOCK,  
N. E. (Hrsg.) ; BURT, T. P. (Hrsg.) ; GOULDING, K. W. T. (Hrsg.) ; PINAY, G. (Hrsg.): *Buffer  
Zones: Their Processes and Potential in Water Protection*. Harpenden, 1997 (Quest Environ-  
mental), S. 7 – 20
- [39] CRAWFORD, N. ; LINSLEY, R. : Digital simulation in hydrology: Stanford Watershed Model  
IV / Department of Civil Engineering, Stanford University. 1966. – Technical Report 39
- [40] DAVID, O. : Applied Object-Oriented Modelling in Hydrology: Modelling System Design  
Aspects. In: *Proceedings IASTED International Conference on Applied Modelling and Simu-  
lation*. Banff, 1997, S. 56–60
- [41] DAVID, O. : A Java-Based Object-Oriented Modelling System Architecture. In: *Proceedings  
of the IASTED/ISMM International Conference on Modelling and Simulation*. Pittsburgh :  
IASSED/ACTA Press, 1997, S. 198–202

- [42] DAVIDSSON, T. E. ; TREPPEL, M. ; SCHRAUTZER, J. : Denitrifikation in drained and rewetted minerotrophic peat soils in Northern Germany (Pohnsdorfer Stauung). In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (2002), Nr. 165, S. 199–204
- [43] DAVIS, G. : *Management Information Systems: Conceptual Foundations, Structure, and Development*. New York : McGraw-Hill, 1974
- [44] DAWSON, C. ; WILBY, R. : Hydrological modelling using artificial neural networks. In: *Progress in Physical Geography* 25 (2001), Nr. 1, S. 80–108
- [45] DENSHAM, P. J. ; GOODCHILD, M. F.: Spatial decision support systems: A research agenda. In: *Proceedings GIS/LIS'89*. Orlando, FL., 1989, S. 707–716
- [46] DENSHAM, P. : Spatial Decision Support Systems. In: MAGUIRE, D. (Hrsg.) ; GOODCHILD, M. (Hrsg.) ; RHIND, D. (Hrsg.): *Geographical Information Systems: Principles and Applications* Bd. 1. London : Langman, 1991, S. 403–412
- [47] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. DIN: Bestimmung der Korngrößenzusammensetzung nach Vorbehandlung mit Natriumpyrophosphat. Berlin : Beuth, 1973. – 19683. Blatt 2
- [48] DEUTSCHES INSTITUT FÜR NORMUNG E.V. DIN: Bestimmung des Wasserdurchlässigkeitsbeiwertes - Laborversuche. Berlin : Beuth, 1983. – 18130. Teil I.
- [49] DÖHLER, H. ; SCHULTHEISS, U. : Grundwasserschonender Einsatz von Wirtschaftsdüngern. In: *Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten*. Münster-Hiltrup : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, 1994 (KTBL-Arbeitspapier 206). – KTBL/HMUB-Fachgespräch am 15./16. März 1994 in Duderstadt/Westerode, S. 20–31
- [50] DIBBERN, I. : *Ökologisch-ökonomische Modellierung von Landnutzungssystemen - Ein Beitrag zur verbesserten Bewertung dauerhaft umweltgerechter Entwicklungen in der Flächennutzung* -. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 2000. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 33
- [51] DIBBERN, I. ; HEINRICH, U. ; KESSLER, M. ; REICHE, E.-W. ; ZÖLITZ-MÖLLER, R. : Erprobung der Berechnung von Einzugsgebietsgrenzen und der Gewässerkilometrierung auf der Basis des ATKIS-DLM 2511 und der Geländehöhendaten der Vermessungsverwaltung des Landes Schleswig-Holstein am Beispiel des Osteraagebietes unter Einsatz eines Geoinformationssystems / Projektzentrum Ökosystemforschung. Kiel, 1996. – Ergebnisbericht im Auftrag des MUNF-SH
- [52] DILLAHA, T. A. ; WOLFE, M. L. ; SHIRMOHAMMADI, A. ; BYNE, F. W.: ANSWERS-2000. In: PARSONS, J. E. (Hrsg.) ; THOMAS, D. L. (Hrsg.) ; HUFFMAN, R. L. (Hrsg.): *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application* Bd. 398, 2001. – <http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/>, S. 28–44
- [53] DILLY, O. : *Mikrobielle Prozesse in Acker-, Grünland- und Waldböden*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 1994. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 8
- [54] DUYNISFELD, W. : *Entwicklung und Aufwendung von Simulationsmodellen für den Wasser-*

- haushalt und den Transport von gelösten Stoffen in wasserungesättigten Böden*, Berlin, Dissertation, 1984
- [55] DVWK: Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. In: *Merkblätter zur Wasserwirtschaft* (1996), Nr. 238
- [56] DYCK, S. ; PESCHKE, G. : *Grundlagen der Hydrologie*. Berlin : Verlag für Bauwesen, 1995
- [57] ENDERS, A. : *Anwendung der Digitalen Landschaftsanalyse und Modellierung im Wassereinzugsgebiet der Streu, Biosphärenreservat Röhn*. Braunschweig, Technische Universität, Diplomarbeit, 2000
- [58] ENQUETE-KOMMISSION „SCHUTZ DER ERDATMOSPHAERE “DES DEUTSCHEN BUNDESTAGES (Hrsg.): *Schutz der Grünen Erde - Schutz der Erdatmosphäre durch umweltgerechte Landwirtschaft und Erhalt der Wälder*. Bonn : Economica-Verlag, 1994 (Enquete-Berichte und -Studien). – S. 702
- [59] ERNSTBERGER, H. : *Einfluß der Landnutzung auf Verdunstung und Wasserbilanz: Bestimmung der aktuellen Evapotranspiration von unterschiedlich genutzten Standorten zur Ermittlung der Wasserbilanz von Einzugsgebieten in unteren Mittelgebirgslagen Hessens*. Gießen, Justus-Liebig-Universität, Fachbereich Geowissenschaften und Geographie, Dissertation, 1987
- [60] ESHLEMAN, K. N. ; POLLARD, J. ; O'BRIEN, A. : Determination of contributing areas for saturation overland flow from chemical hydrograph separations. In: *Water Resources Research* 29 (1993), Nr. 10, S. 3577–3587
- [61] FAHLMANN, S. : Faster-learning variations on back-propagation: an empirical study. In: TOURETZKY, D. (Hrsg.) ; HINTON, G. (Hrsg.) ; SEJNOWSKI, T. (Hrsg.): *Proceedings of the 1988 Connectionist Models Summer School*. San Mateo : Morgan Kaufmann, 1988, S. 38–51
- [62] FEDRA, K. : Decision support for natural resources management: models, GIS, and expert systems. In: *All Applications* 3 (1995), Nr. 9, S. 3–19
- [63] FEDRA, K. : GIS and simulation models for Water Resources Management: A case study of the Kelantan River, Malaysia. In: *GIS Development* (2002), S. 39–43
- [64] FEDRA, K. ; JAMIESON, D. : An object-oriented approach to model integration: a river basin information system example. In: KOVAR, K. (Hrsg.) ; NACHTNEBEL, H. (Hrsg.): *IAHS Publ.*, 1996, S. 669–676
- [65] FINK, M. : *Methodische Untersuchungen zur räumlichen Zuordnung von Daten der Bodenschätzung unter Verwendung eines digitalen Höhenmodells*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Institut für Geographie, Diplomarbeit, 1998
- [66] FINK, M. ; KRALISCH, S. ; MAUDEN, R. ; BECKSTEIN, C. : Das Entscheidungsunterstützungssystem IWES und sein Einsatz bei der Thüringer Talsperrenverwaltung. In: *K. A. Abwasser Abfall* (2003), Nr. 2, S. 202–206
- [67] FINK, M. ; REICHE, E.-W. : Erprobung und Anwendung einer Methode zur digitalen flächenhaften Übertragung von punktbezogenen Bodeninformationen. In: STROBL, J. (Hrsg.) ; BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Beiträge zum AGIT- Symposium Salzburg*, 1999 (Angewandte Informationsverarbeitung XI), S. 212–222

- [68] FLECK, W. : *Einfluss des Bodenaufbaus und des Waldbestandes auf Verdunstung und Abflussbildung im Naturpark Schönbuch bei Tübingen*. Tübingen, Universität, Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 1987
- [69] FLÜGEL, W.-A. : *Untersuchungen zum Problem des Interflow*. Heidelberg, Rupert-Karl-Universität, Naturwissenschaftliche Gesamtfakultät, Dissertation, 1979. – Heidelberger Geographische Arbeiten, Heft 56
- [70] FLÜGEL, W. A.: *Untersuchung und Modellierung der reliefgesteuerten Hangentwässerung (Interflow) im Mittelgebirgs-Einzugsgebiet der Bröl (Rheinisches Schiefergebirge)* / FSU Jena, Institut für Geographie, Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung. Jena, 1999. – Abschlußbericht zum DFG-Forschungsprojekt Fl 141/6-3 und Fl 141/6-4
- [71] FLÜGEL, W. A. ; MÜSCHEN, B. : *Applied Remote Sensing and GIS Integration for Model Parameterization (ARSGISIP)* / FSU Jena, Institut für Geographie. 2001. – Final Report. <http://www.geogr.uni-jena.de/arsgisip/finalreport.html>
- [72] FLÜGEL, W. : *Delineating Hydrological Response Units by Geographical Information System Analyses for Regional Hydrological Modelling using PRMS/MMS in the Drainage Basin of the River Bröl*. In: *Hydrological Processes* 9 (1995), Nr. 3/4, S. 423–436
- [73] FRANKO, U. ; OELSCHLÄGEL, B. ; SCHENK, S. : *CANDY*. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie*. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung)
- [74] FRIEDRICH, K. : *Multivariate distance methods for geomorphographic relief classification*. In: EUROPEAN SOIL BUREAU (Hrsg.): *Land Information Systems - Developments for planning the sustainable use of land resources*. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg i.Br., 1996 (Research Report 4), S. 259–266
- [75] FRIEDRICH, M. : *Die raumzeitliche Differenzierung der thermischen Bedingungen des Menschen im Klima der Stadt*. Freiburg i. Br., Albert-Ludwigs-Universität, Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2000
- [76] FRÄNZLE, O. ; BRUHM, I. ; GRÜNBERG, K. ; JENSEN-HUSS, K. ; KUHN, D. ; MICH, N. ; MÜLLER, F. ; REICHE, E.-W. : *Darstellung der Vorhersagemöglichkeiten der Bodenbelastung durch Umweltchemikalien*. Kiel, 1987. – Forschungsbericht. 359 S.
- [77] GALLANT, S. I.: *Neural Network Learning and Expert Systems*. MIT Press, 1993
- [78] GAUSEMEIER, J. ; FINK, A. ; SCHLAKE, O. : *Szenario-Management : Planen und Führen mit Szenarien*. München u. a. : Hanser, 1996. – S. 390
- [79] GÖBEL, B. : *Messung und Modellierung des flächenhaften Wasser- und Stofftransports aus landwirtschaftlich genutzten Flächen auf zwei Maßstabebenen unter besonderer Berücksichtigung der Bereitstellung bodenkundlicher Daten für die Modellrechnung*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 1997. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 19
- [80] GEOFFRION, A. : *Can MS/OR Evolve Fast Enough?* In: *Interfaces* 13 (1983), Februar, Nr. 1
- [81] GEROLD, G. ; CYFFKA, B. : *Regionalisierung der Abflußbildung über die Aggregation homogener Flächen unter Verwendung des Geographischen Informationssystems ARC/INFO und der*

- Digitalen Reliefanalyse (Programm SARA). Göttingen, 1998. – DFG-Schwerpunktprogramm - Regionalisierung in der Hydrologie
- [82] GÜNTNER, A. : *Large Scale Hydrological Modelling in the Semi-Arid North-East of Brazil*. Potsdam, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2002
- [83] GOLDBERG, D. E.: *Genetic Algorithms in Search, Optimization, and Machine Learning*. Reading, Mass. : Addison-Wesley, 1989. – An introductory textbook and guide to current research. Contains examples, exercises, and sample programs as well as proofs of most of the major GA theorems on crossover and implicit parallelism.
- [84] GRACE, B. F.: Training Users of a Decision Support System / IBM Thomas J. Watson Research Laboratory. 1976 ( IBM Research Report RJ1790). – Forschungsbericht
- [85] GREEN, W. H. ; AMPT, G. A.: Studies on Soil Physics: I. flow of air and water in through soils. In: *Journal of Agricultural Sciences* (1911), Nr. 4, S. 1–24
- [86] GREINER, R. : *Landwirtschaft und Umwelt Schriften zur Umweltökonomik*. Bd. 7: *Art und Umfang der Extensivierung landwirtschaftlicher Bodennutzung in Abhängigkeit von agrarpolitischen Maßnahmen : Modellanalyse für den Naturraum Kraichgau*. Kiel, 1992. – S. 305
- [87] GRIMES, D. I. F. ; PARDO-IGÚZQUIZA, E. ; BONIFACIO, R. : Optimal areal rainfall estimation using rain gauges and satellite data. In: *Journal of Hydrology* (1999), Nr. 222, S. 93–108
- [88] GÖTZE, U. : *Szenario-Technik in der strategischen Planung*. Wiesbaden : Wissenschaft und Praxis, 1993 (Schriftenreihe Unternehmensführung). – S. 396
- [89] GUO, S. : Two-Parameter Monthly Water Balance Model. In: SINGH, V. P. (Hrsg.) ; FREVERT, D. K. (Hrsg.): *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Chelsea, Colorado : Water Resources Publications, LLC, 2002, S. 511–554
- [90] HALUSZCAK, S. ; VETTER, L. ; SCHRÖDER, W. : Dehydrogenaseaktivität in konventionell und biologisch bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung. In: *Schriften Naturwissenschaftlicher Verlag Schleswig-Holstein* (1991), Nr. 61, S. 55–80
- [91] HANSEN, S. ; JENSEN, H. E. ; NIELSEN, N. E. ; SVENDSEN, H. : Daisy - A soil, plant, atmosphere system model / The national agency of environmental protection. Copenhagen, Denmark, 1990. – NPO-Research Report
- [92] HARTGE, K. H. ; HORN, R. : *Die physikalische Untersuchung von Böden*. Stuttgart : Enke, 1992. – S. 177
- [93] HARTGE, K. H. ; HORN, R. : *Einführung in die Bodenphysik*. Stuttgart : Enke, 1999. – S. 304
- [94] HAUDE, W. : Zur Bestimmung der Verdunstung auf möglichst einfache Weise. In: *Mitteilungen der deutschen Wetterdienstes* (1955), Nr. 2, S. 24
- [95] HEBBERT, R. H. B. ; SMITH, R. E.: User Manual for HILLS Numerical Hillslope Model / United States Department of Agriculture. Fort Collins, 1999. – User Manual
- [96] HERBST, M. : *Regionalisierung von Bodeneigenschaften unter Berücksichtigung geomorphometrischer Strukturen für die Modellierung der Wasserflüsse eines mikroskaligen Einzugsgebiets*. Bonn, Rheinischen Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, Mathematisch-Naturwissenschaftlichen Fakultät, Dissertation, 2001

- [97] HOFFMANN, F. : Ergebnisse von Simulationsrechnungen mit einem Bodenstickstoffmodell zur Düngung und zum Zwischenfruchtanbau in Trinkwasserschutzgebieten. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 281-87. 151 (1988), S. 281–287
- [98] HORN, J. : F1.9: Multicriteria decision making. In: BÄCK, T. (Hrsg.) ; FOGEL, D. B. (Hrsg.) ; MICHALEWICZ, Z. (Hrsg.): *Handbook of Evolutionary Computation*. Bristol (UK) : Institute of Physics Publishing, 1997
- [99] HORTON, R. E.: The role of infiltration in the hydrological cycle. (1933), Nr. 14, S. 446–460
- [100] HOYNIGEN-HUENE, J. : Die Interzeption des Niederschlags in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen. In: *Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.* 57 (1983)
- [101] HUWE, B. ; SCHULZ, K. ; SCHILLINGER, M. P.: DYNAMIT. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie*. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung Band 3)
- [102] IBROM, A. : *Die Deposition und die Pflanzenauswaschung (Leaching) von Pflanzennährstoffen in einem Fichtenbestand im Solling*. Göttingen, Forschungszentrum für Waldökosysteme, Dissertation, 1993. – Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, 105
- [103] INSTITUT FÜR HYDROLOGIE UND METEOROLOGIE DER TU DRESDEN LEHRSTUHL FÜR HYDROLOGIE UND WASSERWIRTSCHAFT DER BTU COTTBUS: MESO-N. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie*. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung), S. 36–40
- [104] INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE(IPCC): *Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Cambridge : Cambridge University Press, 1995
- [105] JAYAWARDENA, A. ; FERNANDO, D. : Use of the radial basis function type artificial neural networks for runoff simulation. In: *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering* 13 (1998), S. 91–99
- [106] JORDAN, H. (Hrsg.) ; WEDER., H.-J. (Hrsg.): *Hydrogeologie - Grundlagen und Methoden ; regionale Hydrogeologie: Mecklenburg Vorpommern, Brandenburg und Berlin, Sachsen- Anhalt, Sachsen, Thüringen*. Stuttgart : Enke, 1995
- [107] KAISER, E.-A. ; RUSER, R. : Nitrous oxide emissions from arable Soils in Germany - An evaluation of six longterm field experiments. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (2000), Nr. 163, S. 249–260
- [108] KALINA, M. F. ; STOPPER, S. ; ZAMBO, E. ; PUXBAUM, H. : Eintrag von Stickstoffverbindungen durch trockene, nasse und okkulte Deposition an zwei Höhenstufen in Achenkirch/Tirol (Mühleggerköpfl, 920m und Christlumpkopf, 1758m). In: *FBVA-Berichte* (2003), Nr. 119, S. 73–83
- [109] KEEN, P. G. W. ; SCOTT-MORTON, M. S.: *Decision support systems: an organizational perspective*. Reading : Addison-Wesley, 1978

- [110] KENKEL, A. : *Wasser und Stoffhaushalt im landwirtschaftlich genutzten Trinkwassereinzugsgebiet Gelliehausen (Gemeinde Gleichen)*. Göttingen, Georg-August-Universität, Geographisches Institut, Dissertation, 1999. – EcoRegio Band 1
- [111] KERSEBAUM, K. C. ; RICHTER, J. : HERMES. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie*. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung Band 3)
- [112] KERSTEN, G. ; MICHALOWSKI, W. : The DSS Phenomenon: Design, Functions and Management Support. In: *International Conference on Decision Support Systems for Sustainable Development: Software Technology for Agenda 21*. Ottawa, 1996
- [113] KESSLER, M. : *Analyse des Niederschlags-Abfluss-Verhaltens des Osterausystems*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Institut für Geographie, Diplomarbeit, 1998
- [114] KIRKBY, M. : Hillslope hydrology. In: ANDERSON, M. (Hrsg.) ; BURT, T. (Hrsg.): *Hydrological Forecasting*. Chichester : Wiley & Sons, 1985 (Landscape Systems), S. 37–75
- [115] KLEEFISCH, B. ; KOETHE, R. : Wege zur rechnergestützten bodenkundlichen Interpretation digitaler Reliefdaten. In: *Geologisches Jahrbuch, Reihe F: Bodenkunde* 27 (1993), S. 59–122
- [116] KÖLLE, W. : Nitratelimination im Aquifer - Reaktionspartner und Mechanismen. In: WALTHER, W. (Hrsg.): *Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen - Diffuser Nitrateintrag - Fallstudien* Bd. 48. Braunschweig : TU Braunschweig, 1990, S. 129–145
- [117] KNÖDEL, K. ; KRUMMEL, H. ; LANGE, G. : *Handbuch zur Erkundung des Untergrundes von Deponien und Altlasten - BGR, Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe*. Heidelberg, New York : Springer Verlag, 1997 ( 3)
- [118] KOEHN, D. : *Dynamik von Nitrat und anderen Nährstoffen: chemische und mikrobiologische Grundlagen, Analysen von Probeflächen unter Brache und extensiv genutzten Flächen sowie Überlegungen zum Grundwasserschutz durch Flächenstillegung*. Wardenburg : BSH-Verlag, 1998 (BSH/NVN-Natur-Special-Report 22). – 113 S.
- [119] KÖPPEN, M. ; RUDLOF, S. : Multiobjective Optimization by Nussy Algorithm. In: *Proc. of the 3rd Online Workshop on Soft Computing (WSC3)*. Nagoya, Japan, 1998
- [120] KRALISCH, S. : *Darstellung und Analyse hydrologischer Topologien auf der Basis künstlicher neuronaler Netze*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität, Institut für Geographie, Dissertation, in Vorbereitung
- [121] KRALISCH, S. ; FINK, M. ; FLÜGEL, W.-A. ; BECKSTEIN, C. : A Neural Network Approach for the Optimization of Watershed Management. In: *Environmental Modelling and Software* 18 (2003), Nr. 8-9, S. 815–823
- [122] KRAUSE, P. : *Das hydrologische Modellsystem J2000 - Beschreibung und Anwendung in großen Flussgebieten*. Freiburg i.Br, Universität Freiburg, Institut für Hydrologie, Dissertation, 2001. – Schriften des Forschungszentrums Jülich Reihe Umwelt / Environment, Band 29
- [123] KRIGE, D. G.: A statistical approach to some basic mine evaluation problems on the Witwatersrand. In: *Journal of the Chemical, Metallurgical and Mining Society South Africa* 52 (1951), S. 119–139

- [124] KRÄMER, R. : Auswirkungen der landwirtschaftlichen Nutzung in den Einzugsgebieten von Trinkwassertalsperren auf die Güte des gespeicherten Wassers, Teil 1: Einführung und Grundlagen. In: *Trinkwasserversorgung aus Talsperren - Vorträge* Arbeitsgemeinschaft Trinkwassertalsperren e. V. (ATT), Oldenburg Industrieverlag, 1999 (ATT-Schriftenreihe 1), S. 333–348
- [125] KÖRNER, J. : *Abflußbildung, Interflow und Stoffbilanz im Schönbuch Waldgebiet*. Tübingen, Universität, Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 1996. – Tübinger Geologische Arbeiten, Reihe C, Nr. 27
- [126] KÖRNER, J. ; AGSTER, G. ; EINSELE, G. ; STICHLER, W. : Trennung verschiedener Abflusskomponenten mit Sauerstoff-18, Deuterium und elektrischer Leitfähigkeit. In: EINSELE, G. (Hrsg.): *Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch - Wasser- und Stoffhaushalt, Bio-, Geo-, und Forstwissenschaftliche Studien in Südwestdeutschland*. Weinheim : Verlag Chemie, 1986, S. 181–208
- [127] KRYSANOVA, V. ; WECHSUNG, F. ; ARNOLD, J. ; SRINIVASAN, R. ; WILLIAMS, J. : SWIM - Soil and Water Integrated Model - User Manual / Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK). Potsdam, 2000. – PIK Report
- [128] KUNTZE, H. ; REOSCHMANN, G. ; SCHWERDTFEGER, G. : *Bodenkunde*. Stuttgart : Ulmer, 1994. – 424 S.
- [129] KUTSCH, W. : *Untersuchungen zur Bodenatmung zweier Ackerstandorte im Bereich der Bornhöveder Seenkette*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 1996. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 16
- [130] LAMMEL, J. : Grundwasserschonender Einsatz mineralischer Stickstoffdüngemittel. In: *Strategien zur Verminderung der Nitratauswaschung in Wasserschutzgebieten*. Münster-Hiltrup : KTBL-Schriften-Vertrieb im Landwirtschaftsverlag GmbH, 1994 (KTBL-Arbeitspapier 206). – KTBL/HMUB-Fachgespräch am 15./16. März 1994 in Duderstadt/Westerode, S. 10–19
- [131] LAUMANN, M. ; THIELE, L. ; ZITZLER, E. ; WELZL, E. ; DEB, K. : Running time analysis of multi-objective evolutionary algorithms on a simple discrete optimization problem. In: *Parallel Problem Solving From Nature* (2002), S. 44–53
- [132] LEAVESLEY, G. H. ; LICHTY, R. W. ; TROUTMAN, B. M. ; SAINDON, L. : The Precipitation-Runoff-Modelling System - User's manual / United States Geological Survey. 1983. – Water Resources Investigations Report
- [133] LECLERC, G. ; SCHAAKE, J. : Methodology for assessing the potential impact of urban development on urban runoff and the relative efficiency of runoff control alternatives / Massachusetts Institute of Technology. 1973. – Ralph M. Parsons Laboratory Report
- [134] LOOIJEN, J. ; PELESIKOTI, N. ; STALJANSSENS, M. : ICOMIS: a spatial multi-objective decision-support system for coastal resource management. In: *ITC Journal* (1996), Nr. 3, S. 202–216
- [135] MA, L. ; AHUJA, L. ; ASCOUGH, C. ; SHAFFER, M. ; ROJAS, K. ; MALONE, R. ; CARNEIRA: Integrating System Modelling with Field Research in Agriculture: Applications of the Root Zone Water Quality Model(RZWQM). In: *Advances in Agronomy* 71 (2000), S. 233–292
- [136] MAGOULAS, G. ; VRAHATIS, M. ; ANDROULAKIS, G. : Effective backpropagation training with variable stepsize. In: *Neural Networks* 10 (1997), S. 69–82

- [137] MAIER, H. ; DANDY, G. : The use of artificial neural networks for the prediction of water quality parameters. In: *Water Resources Research* 32 (1996), S. 1013–22
- [138] MALONE, R. ; MA, L. ; AHUJA, L. ; ROJAS, K. : Evaluation of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM): A Review. In: PARSONS, J. E. (Hrsg.) ; THOMAS, D. L. (Hrsg.) ; HUFFMAN, R. L. (Hrsg.): *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application* ( Bd. 398, 2001. – <http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/Modeling-Bulletin/>, S. 117–148
- [139] MASON, J. ; TEMME, A. ; PRICE, R. : A neural network model of rainfall-runoff using radial basis functions. In: *Journal of Hydraulic Research* 34 (1996), S. 537–48
- [140] MATHERON, G. : Principles of geostatistics. In: *Economic Geology* 58 (1963), S. 1246–1266
- [141] MATTHESS, G. ; PEKDEGER, A. : Chemischbiochemische Umsetzungen bei der Grundwasserneubildung. In: *Zeitschrift des Gas- und Wasserfaches* 121 (1980), S. 214–219
- [142] MATTHESS, G. ; UBELL, K. : *Lehrbuch der Hydrogeologie*. Bd. 1: *Allgemeine Hydrogeologie - Grundwasserhaushalt*. Berlin : Gebrüder Bornträger, 1983. – 438 S
- [143] MCCULLOCH, W. ; PITTS, W. : A Logical Calculus of the Ideas Immanent in Nervous Activity. In: *Bulletin of Mathematical Biophysics* (1943), Nr. 7, S. 115–133
- [144] McDONALD, M. G. ; HARBAUGH, A. W.: *U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations Book*. Bd. 6: *A modular three-dimensional finite-difference groundwater flow model*. United States Geological Survey, 1988. – Chapter A1
- [145] MENZEL, L. ; RICHTER, O. : Group report: How is ecosystem function affected by hydrological lateral flows in complex landscapes? In: TENHUNEN, J. D. (Hrsg.) ; KABAT, P. (Hrsg.): *Integrating hydrology, ecosystem dynamics, and biogeochemistry in complex landscapes*. Chichester : John Wiley and Sons, 1999, S. 255–272
- [146] MEYER, M. : *Erprobung und Anwendung von Methoden zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung der Phosphatdynamik terrestrischer Ökosysteme*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Institut für Geographie, Diplomarbeit, 1996
- [147] MEYER, M. : *Entwicklung und Modellierung von Planungsszenarien für die Landnutzung im Gebiet der Bornhöveder Seenkette*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2000
- [148] MEYER, U. : *Landschaftsökologische Modellierung als Auswertungsinstrument in der ökosystemaren Umweltbeobachtung - Beispielfall Biosphärenreservat Rhön -*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 2002. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supp. Band 36
- [149] MEYER-SCHÖNHERR, M. : *Schriftenreihe Unternehmensführung*. Bd. 7: *Szenario-Technik als Instrument der strategischen Planung*. Ludwigsburg : Wissenschaft und Praxis, 1992. – S. 390
- [150] MINSKY, M. ; PAPERT, S. : *Perceptrons*. Cambridge : MIT Press, 1969
- [151] MITSCH, W. J. ; GOSSELINK, J. G.: *Wetlands*. New York : Van Nostrand Reinhold, 1993

- [152] MÜLLER, F. : *Geoökologische Untersuchungen zum Verhalten ausgewählter Umweltchemikalien im Boden*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 1987
- [153] MÜLLER, F. ; REICHE, E.-W. : Modellhafte Beschreibung der Wasser- und Stoffdynamik im Boden. In: *Schriften Naturwissenschaftlicher Verlag Schleswig-Holstein* (1990), Nr. 60, S. 83–107
- [154] MÖLLER, M. : Verfahren der digitalen Reliefanalyse und Satellitenbilddauswertung für die Bodenkartierung des Zielmaßstabes 1:50.000 am Beispiel des Blattes Könnern. In: *Photogrammetrie, Fernerkundung, Geoinformation* (2001), Nr. 2, S. 91–105
- [155] MOHANTY, B. P.: Sealing hydraulic properties of a macroporous soil. In: *Water Resources Research* 35 (1999), Nr. 6, S. 1927–1931
- [156] MONTEITH, J. L.: *Vegetation and the atmosphere*. London : Academic Press, 1975
- [157] MROCKOWSKI, M. ; RAPER, G. ; KUCZERA, G. : The quest for more powerful validation of conceptual catchment models. In: *Water Resources Research* (1997), Nr. 33, S. 2325–2335
- [158] MÜSCHEN, B. ; FINK, M. ; THIEL, C. ; FLÜGEL, W. A.: Modellparameterisierungen durch FE- Methoden und ihre Anwendung in der Wasserwirtschaft. In: SUTMÖLLER, J. (Hrsg.) ; RASCHKE, E. (Hrsg.): *Modellierung in meso- bis makroskaligen Einzugsgebieten*. Geesthacht, 2001, S. 128–138
- [159] NASH, J. ; SUTCLIFFE, J. : River Flow Forecasting through Conceptual Models - Part I: A Discussion of Principles. In: *Journal of Hydrology* (1970), Nr. 10, S. 282–290
- [160] NAUCK, D. ; KLAWONN, F. ; KRUSE, R. : *Neuronale Netze und Fuzzy-Systeme*. Braunschweig, Wiesbaden : Vieweg Verlag, 1996
- [161] NAYLOR, T. : Decision Support Systems or Whatever Happened to MIS? In: *Interfaces* 4 (1982), Nr. 12, S. 92–94
- [162] OLNESS, A. : A description of the general effect of pH on the formation of Nitrate in Soils. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (1999), Nr. 162, S. 549–556
- [163] OSTROWSKI, M. W. *Improving sustainability of water resources systems using the group decision support system STEEL-GDSS*. [http://www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/ihwb/Mitarbeiter/ostrowski/steel\\_ds/steeldssintroductionpaper.html](http://www.tu-darmstadt.de/fb/bi/wb/ihwb/Mitarbeiter/ostrowski/steel_ds/steeldssintroductionpaper.html). 1997
- [164] PARK, S. J. ; MCSWEENEY, K. ; LOWERY, B. : Identification of the spatial distribution of soils using a process-based terrain characterization. In: *Geoderma* 103 (2001), S. 249–272
- [165] PARSONS, J. : Agland Decision Tool: A Multiobjective Decision Support System for Agricultural Property. In: *Proceedings of the iEMSs 2002* Bd. 3. Lugano, Switzerland, 2002, S. 181–186
- [166] PECHSTÄDT, J. : *Vergleichende GIS-basierte Untersuchungen zur Hangwasserdynamik unter Verwendung der Modelle HILLS und WASMOD*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät, Diplomarbeit, 2003

- [167] PENMAN, H. L.: Natural evaporation from open water, bare soils and grass. In: *Proc. Roy. Soc.* (1948), Nr. A193, S. 120–145
- [168] PETERSSON, A. ; ARHEIMER, B. ; JOHANSSON, B. : Nitrogen concentrations simulated with HBV-N: new response function and calibration strategy. In: *Nordic Hydrology* 32 (2001), Nr. 3, S. 227–248
- [169] POWER, D. J.: *Decision Support Systems: Concepts and Resources for Managers*. Greenwood Publishing, 2002
- [170] RAHMAN, M. A.: *A Participatory DSS to Incorporate Local Knowledge for Resource and Environmental Management in Developing Countries*. Canada, Department of Geography, Faculty of Environmental Studies, University of Waterloo, Diss., 1998
- [171] RAU, D. ; SCHRAMM, H. ; WUNDERLICH, J. : Die Leitbodenformen Thüringens. In: *Geowissenschaftliche Mitteilungen von Thüringen* Beiheft 3 (1995)
- [172] REFSGAARD, J. C. ; STORM, B. : MIKE SHE. In: SINGH, V. P. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado : Water Resources Publications, 1995, S. 809–846
- [173] REICHE, E.-W. : *Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Mathematisch-naturwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 1991. – Kieler Geographische Schriften 79
- [174] REICHE, E.-W. : Modelling water and nitrogen dynamics on catchment scale. In: *Ecological Modelling* 75/76 (1994), S. 371–384
- [175] REICHE, E.-W. : WASMOD- Ein Modellsystem zur gebietsbezogenen Simulation von Wasser- und Stoffflüssen, Darstellung des aktuellen Entwicklungsstandes. In: BRECKLING, B. (Hrsg.) ; ASSHOFF, M. (Hrsg.): *Modellbildung und Simulation im Projektzentrum Ökosystemforschung, Ökosysteme und ökologische Prozesse im Bereich der Bornhöveder Seenkette*. Kiel, 1996 (Eco-Sys). – <http://www.pz-oekosys.uni-kiel.de/ernst/wasmod/wasmod.html>
- [176] REICHE, E.-W. : Bodenschätzungs-Standardauswertung Schleswig-Holstein: Eine Methode zur computergestützten Übersetzung, Parameterisierung und planungsbezogenen Bodenbewertung. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 87 (1998), S. 42–93
- [177] REICHE, E. W.: Aufbereitung der Informationsebenen der Bodenschätzung zur Bereitstellung von daraus abgeleiteten bodenkundlichen Kenngrößen für das Gewässereinzugsgebiet der Oberen Streu / Institut für Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose. Husby, 1999. – Entwurf zum Schlußbericht
- [178] REICHE, E.-W. ; MEYER, M. ; DIBBERN, I. : Modelle als Bestandteile von Umweltinformationssystemen dargestellt am Beispiel des Methodenpaketes „DILAMO“. In: BLASCHKE, T. (Hrsg.): *Umweltmonitoring und Umweltmodellierung. GIS und Fernerkundung als Werkzeuge einer nachhaltigen Entwicklung*. Heidelberg : H. Wichmann Verlag, 1999
- [179] REICHE, E.-W. ; MÜLLER, F. : Regionalisierender Einsatz von Simulationsmodellen. In: SCHRÖDER, W. (Hrsg.) ; VETTER, L. (Hrsg.) ; FRÄNZLE, O. (Hrsg.): *Neuere statistische Verfahren und Modellbildung in der Geoökologie*. Braunschweig, Wiesbaden : Vieweg Verlag, 1996

- [180] REICHE, E.-W. ; SCHLEUSS, U. : Untersuchungen zur Aussagegenauigkeit von Daten der Bodenschätzung anhand der Ergebnisse einer aktuell durchgeführten Bodenkartierung mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (GIS). In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 67 (1992), S. 249–252
- [181] RICHARDS, L. A.: Capillary conduction of liquids in a porous medium. In: *Physics* 1 (1931), S. 318–333
- [182] RICHTER, D. : Ergebnisse methodischer Untersuchungen zur Korrektur des systematischen Meßfehlers des Hellmann-Niederschlagsmessers. In: *Berichte des Deutschen Wetterdienstes* 194 (1995), S. 1–93
- [183] RINKER, A. : *Auswertung mittelmaßstäbiger Karten für die gebietsbezogene Modellierung von Wasser- und Stoffbilanzen*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Institut für Geographie, Diplomarbeit, 1997
- [184] RINKER, A. : *Beschreibung der Wasser- und Stoffhaushaltsdynamik devastierter Flächen mit dem Simulationsmodell WASMOD am Beispiel des Braunkohlentagebaus Espenhain*. Freiberg, Fakultät für Geowissenschaften, Geotechnik und Bergbau der Technischen Universität Bergakademie Freiberg, Dissertation, 2001
- [185] RISCHMÜLLER, G. : Die multi-attributive Nutzentheorie: Ein Entscheidungshilfverfahren bei mehrfacher Zielsetzung. In: *Zeitschrift für betriebswirtschaftliche Forschung* (1980), Nr. 22, S. 498–518
- [186] ROY, B. : ELECTRE III : Un algorithme de classements fondé sur une représentation floue des préférences en présence de critères multiples. In: *Cahiers du CERO* 20 (1978), Nr. 1, S. 3–24
- [187] RUMELHART, D. ; HINTON, E. ; WILLIAMS, E. : Learning Internal Representation by Error Propagation. In: MCLELLAND, J. (Hrsg.) ; RUMELHART, D. (Hrsg.): *Parallel Distributed Processing: Explorations in the Microstructure of Cognition*. Cambridge : MIT Press, 1986, S. 318–362
- [188] RUTTER, A. ; MORTON, A. ; ROBINS, P. : A predictive model of rainfall interception in forest II. Generalisation of the model and comparison with observations in some coniferous and hardwood stands. In: *Journal of Applied Ecology* (1975), Nr. 12, S. 367–380
- [189] SAATY, T. L.: *The Analytic Hierarchy Process*. New York, NY : McGraw-Hill, 1980
- [190] SCHAFFER, J. D.: Multiple objective optimization with vector evaluated genetic algorithms. In: GREFENSTETTE, J. J. (Hrsg.): *Proceedings of an International Conference on Genetic Algorithms and Their Applications*, 1985
- [191] SCHEFFER, F. ; SCHACHTSCHABEL, P. : *Lehrbuch der Bodenkunde*. Stuttgart : Enke, 1992
- [192] SCHIMMING, C.-G. ; METTE, R. ; REICHE, E.-W. ; SCHRAUTZER, J. ; WETZEL, H. : Stickstoffflüsse in einem typischen Agrarökosystem Schleswig-Holsteins. Meßergebnisse, Bilanzen, Modellvalidierung. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (1995), Nr. 158, S. 313–322
- [193] SCHLICHTING, E. ; BLUME, H.-P. ; STAHR, K. : *Bodenkundliches Praktikum*. Berlin : Blackwell, 1995

- [194] SCHMIDT, R. ; DIEMANN, R. : Erläuterungen zur Mittelmaßstäblichen Landwirtschaftlichen Standortkartierung (MMK) / Forschungszentrum für Bodenfruchtbarkeit Müncheberg der Akademie der Landwirtschaftswissenschaften der DDR. 1991. – Forschungsbericht. Unveränderter Nachdruck
- [195] SCHRAUTZER, J. ; ASSHOFF, M. ; MÜLLER, F. : Restoration strategies for wet grasslands in Northern Germany. In: *Ecological Engineering* 7 (1996), S. 225–278
- [196] SCHULTZE, J. H.: *Die naturbedingten Landschaften der Deutschen Demokratischen Republik*. Gotha : Geographisch-Kartographische Anstalt, 1955
- [197] SCHWARZ, W. : Zum Abflussverhalten von Waldböden bei künstlicher Beregnung. In: EINSELE, G. (Hrsg.): *Das landschaftsökologische Forschungsprojekt Naturpark Schönbuch - Wasser- und Stoffhaushalt, Bio-, Geo-, und Forstwissenschaftliche Studien in Südwestdeutschland*. Weinheim : Verlag Chemie, 1986, S. 161–179
- [198] SCHWARZE, R. ; GRÜNEWALD, U. : Weiterentwicklung von EHP und AKWA-M. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.): *Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie*. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung), S. 33–36
- [199] SEE, L. ; OPENSHAW, L. : Applying soft computing approaches to river level forecasting. In: *Hydrological Sciences Journal* 44 (1999), S. 763–78
- [200] SEED, A. W. ; AUSTIN, G. L.: Sampling errors for raingauge-derived mean areal daily and monthly rainfall. In: *Journal of Hydrology* (1990), Nr. 118, S. 163–173
- [201] SEIDEL, G. : *Geologie von Thüringen*. Stuttgart : Schweitzerbartsche Verlagsbuchhandlung, 1995
- [202] SEVRUK, B. : Systematischer Niederschlagsmessfehler in der Schweiz. In: SEVRUK, B. (Hrsg.): *Der Niederschlag in der Schweiz* Bd. 31. 1985, S. 65–75
- [203] SHAW, E. M.: *Hydrology in Practice*. London : Chapman and Hall, 1994
- [204] SIMON, H. A.: *The new science of management decision*. NewYork : Harper & Row, 1960
- [205] SINGH, V. P.: Watershed Modelling. In: SINGH, V. P. (Hrsg.): *Computer Models of Watershed Hydrology*. Highlands Ranch, Colorado : Water Resources Publications, 1995, S. 809–846
- [206] SMITH, R. E. ; HEBBERT, R. H. B.: Mathematical Simulation of Interdependent Surface and Subsurface Hydrologic Processes. In: *Water Resources Research* 19 (1983), Nr. 4, S. 987–1001
- [207] SPRAGUE, R. H. ; CARLSON, E. D.: *Building Effective Decision Support Systems*. Englewood Cliffs, N.J. : Prentice-Hall, 1982
- [208] SPRAGUE, R. H. ; WATSON, H. J.: *Decision support for management*. Upper Saddle River, N.J. : Prentice Hall, 1996
- [209] STARCK, H. G. ; GÖBEL, B. ; REICHE, E.-W. ; WIDMOSER, P. : Darstellung und Bewertung von mesoskaligen Stickstoffmodellen : Studie für den Forschungsverbund Elbe-Ökologie. Berlin, 1997 (BfG-Mitteilung)

- [210] STATISTISCHES LANDESAMT DES FREISTAATES SACHSEN: Bevölkerungsentwicklung im Freistaat Sachsen nach Kreisen und Gemeinden / Statistisches Landesamt des Freistaates Sachsen. Kamenz, 2002. – Bericht
- [211] STAUDENRAUSCH, H. : *Untersuchungen zur hydrologischen Topologie von Landschaftsobjekten für die distributive Flussgebietsmodellierung*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Chemisch-Geowissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2001
- [212] TECHNISCHE GÜTE UND LIEFERBEDINGUNGEN: Aufnahme landwirtschaftlich genutzter Standorte. Körnungsarten und Skeletthalt / Deutsche Demokratische Republik. 1985. – 24300/05
- [213] THALMANN, E. ; BURKARD, R. ; WRZESINSKY, T. ; EUGSTER, W. ; KLEMM, O. : Ion fluxes from fog and rain to an agricultural and a forest ecosystem in Europe. In: *Atmospheric Research* 64 (2002), S. 147–158
- [214] THIEL, C. : *Vergleichende hydrologische Modellierung zweier Flusseinzugsgebiete unterschiedlicher Hydrodynamik (Zeulenroda, Thüringen und Mulargia, Sardinien) mit dem Modellsystem MMS/PRMS unter integrativer Verwendung von Geoinformationssystemen und Fernerkundungsdaten*. Jena, Friedrich-Schiller-Universität Jena, Institut für Geographie, Diplomarbeit, 2000
- [215] THIRUMALAI AH, K. ; DEO, M. : Real-time flood forecasting using neural networks. In: *Computer-Aided Civil and Infrastructure Engineering* (1998), Nr. 3, S. 26–32
- [216] THORNTHWAITE, C. W.: An approach towards a rational classification of climate. In: *Geographical Reviews* 38 (1948), S. 55–94
- [217] THRES, P. ; TOTSCHKE, K. U. ; HUWE, B. : Simulation der Stickstoffdynamik im Einzugsgebiet des Trinkwassertalsperrensystems Weida/Zeulenroda / Universität Bayreuth Lehrstuhl für Bodenkunde und Bodengeographie. 1998. – Forschungsbericht
- [218] THÜRINGER LANDESAMT FÜR STATISTIK: Gemeindezahlen für Thüringen - Ausgabe 2002 / Thüringer Landesamt für Statistik. Erfurt, 2002. – Bericht
- [219] THÜRINGER LANDESANSTALT FÜR LANDWIRTSCHAFT: Anleitung und Richtwerte für Nährstoffvergleiche nach Düngerverordnung / Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft. Jena, 2001. – Richtlinie. 74 S.
- [220] THÜRINGER LANDESMESSUNGSAMT: Digitale Geländemodelle (DGM). 2003. – Forschungsbericht. <http://www.thueringen.de/de/vermessung/>
- [221] THÜRINGER LANDESVERWALTUNGSAMT: Thüringer Verordnung zur Festsetzung des Wasserschutzgebietes für die Trinkwassertalsperren Weida - Zeulenroda - Lössau - Wasserschutzgebietsverordnung Trinkwassertalsperren Weida - Zeulenroda - Lössau - vom 22. Oktober 1998. In: *Thüringer Staatsanzeiger* (1998), Nr. 46, S. 1970–1992
- [222] THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT: Bericht zur Entwicklung der Landwirtschaft in Thüringen 2000 (Berichtsjahr: 1999) / Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Erfurt, 2000. – Forschungsbericht. <http://www.tll.de/agb00/index.html>

- [223] THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT: Bericht zur Entwicklung der Landwirtschaft in Thüringen 2001 (Berichtsjahr: 2000) / Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Erfurt, 2001. – Forschungsbericht. <http://www.tll.de/agb01/index.html>
- [224] THÜRINGER MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, NATURSCHUTZ UND UMWELT: Bericht zur Entwicklung der Landwirtschaft in Thüringen 2002 (Berichtsjahr: 2001) / Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt. Erfurt, 2002. – Forschungsbericht. <http://www.tll.de/agb02/agb02idx.html>
- [225] THÜRINGER TALSPERRENVERWALTUNG: *1993-1998 5 Jahre Thüringer Talsperrenverwaltung*. Tambach-Dietharz, 1998 (Thüringer Talsperrenjournal 1)
- [226] THÜRINGER TALSPERRENVERWALTUNG: Bericht zur vertieften Überprüfung der Talsperre Zeulenroda mit der Vorsperre Riedelmühle am 20. und 21. Oktober 1999; Teil III - Bericht zur Talsperrenüberwachung, Teilbericht III.2 Einzugsgebiet / Thüringer Talsperrenverwaltung. Tambach-Dietharz, 1999 ( 1). – Forschungsbericht. unveröffentlicht
- [227] TREPPEL, M. : *Quantifizierung der Stickstoffdynamik von Ökosystemen auf Niedermoorböden mit dem Modellsystem WASMOD*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Ökologiezentrum, Dissertation, 2000. – EcoSys Beiträge zur Ökosystemforschung Supplement Band 29
- [228] TURYABAHIKA, F. ; KLEBER, M. ; STAHR, K. : Stickstoffumsatz in einer Lößcatena. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (1999), Nr. 162, S. 329–336
- [229] UHLENBROOK, S. : *Untersuchung und Modellierung der Abflussbildung in einem mesoskali- gen Einzugsgebiet*. Freiburg i. Br., Universität Freiburg, Institut für Hydrologie, Dissertation, 1999. – Freiburger Schriften zur Hydrologie
- [230] UHLENBROOK, S. ; LEIBUNDGUT, C. : Abflussbildung bei Hochwasser in verschiedenen Raumskalen. In: *Wasser und Boden* 49 (1997), Nr. 9, S. 13–22
- [231] ULRICH, B. ; MAYER, R. ; KHANNA, P. K.: *Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling*. Göttingen, 1979 (Schriften an der forstlichen Fakultät der Universität Göttingen 58)
- [232] UNITED NATIONS - ECONOMIC AND SOCIAL COUNCIL: The right to water (Articles 11 and 12 of the International Covenant on Economic, Social and Cultural Rights - Draft) / United Nations. Genf, 2002. – General Comment No. 15
- [233] UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE - SOIL CONSERVATION SERVICE (SCS): *Hydrology*. Washington, DC, 1972 (National Engineering Handbook). – Sec. 4
- [234] VAN VELDHUIZEN, D. A. ; LAMONT, G. B.: Multiobjective Evolutionary Algorithms: Analyzing the State-of-the-Art. In: *Evolutionary Computation* 8 (2000), Nr. 2, S. 125–147
- [235] VOR, T. ; DYCKMANS, J. ; LOFTFIELD, N. ; BEESE, F. ; FLESSA, H. : Aeration effects on  $CO_2$ ,  $N_2O$  and  $CH_4$  emission and leachate composition of a forest soil. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* (2003), Nr. 166, S. 39–46
- [236] WAGENBRETH, O. ; STEINER, W. : *Geologische Streifzuege : Landschaft und Erdgeschichte zwischen Kap Arkona und Fichtelberg*. Leipzig : Deutscher Verlag für Grundstoffindustrie, 1990

- [237] WASSEN, M. J. ; BARENDREGT, A. ; PALCZYNSKI, A. ; SMIDT, J. D. ; MARS, H. D.: The relationship between fen vegetation gradients, groundwaterflow and flooding in an undrained valley mire in Biebrza, Poland. In: *Journal of ecology* (1990), Nr. 78, S. 1106–1122
- [238] WEISS, U. : *Eignung von Praxisorientierten Modellansätzen zur Schätzung von Stickstoffausstragen aus landwirtschaftlich genutzten Böden*. Kiel, Christian-Albrechts-Universität, Agrarwissenschaftliche Fakultät, Dissertation, 2000. – Schriftenreihe Institut für Pflanzenernährung und Bodenkunde, Universität Kiel Nr. 54
- [239] WENDLAND, F. ; BACH, M. ; KUNKEL, R. : The influence of nitrate reduction strategies on the temporal development of the nitrate pollution of soil and groundwater throughout Germany - a regionally differentiated case study. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* (1998), Nr. 50, S. 167–179
- [240] WENDLAND, F. ; KUNKEL, R. : *Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes*. Jülich : Forschungszentrum Jülich, 1999
- [241] WENDLING, U. ; SCHELLIN, H.-G. ; THOMÄ, M. : Bereitstellung von täglichen Informationen zum Wasserhaushalt des Bodens für die Zwecke der agrarmeteorologischen Beratung. In: *Zeitschrift für Meteorologie* 41 (1991), S. 468–475
- [242] WENDT, C. ; WILKE, O. ; NEW, L. : Use of Methanol-Water Solutions for Freeze Protection of Tensiometers. In: *Agronomy Journal* 70 (1978), S. 890–891
- [243] WIEZOREK, C. : *Schadstoffe im Alltag*. Stuttgart, New York : Thieme, 1996
- [244] WILD, A. : *Umweltorientierte Bodenkunde*. Heidelberg : Spektrum Akademischer Verlag, 1995
- [245] WINDHORST, W. ; REICHE, E. W. ; RINKER, A. : Precision Agriculture - Herausforderung an integrative Forschung, Entwicklung und Anwendung in der Praxis. In: WERNER, A. (Hrsg.): *KTBL-Sonderveröffentlichung 038 zu den Precision Agriculture Tagen des Verbundprojektes preagro vom 13.-15. März in Bonn*. Darmstadt, 2002
- [246] WITT, M. D. ; SCHMOLL, O. : Emission estimates, rubbish in - rubbish out? In: FOHRER, N. (Hrsg.) ; DÖLL, P. (Hrsg.): *Modellierung des Wasser und Stofftransports in großen Einzugsgebieten*. Kassel, 1999 (University Press), S. 51–59
- [247] WOOD, E. F. ; O'CONNELL, P. E.: Distributed models. In: ANDERSON, M. G. (Hrsg.) ; BURT, T. P. (Hrsg.): *Hydrological Forecasting*. Chichester : John Wiley and Sons, 1985, S. 505–558
- [248] XU, C. : WASMOD - The Water And Snow Balance Modelling System. In: SINGH, V. P. (Hrsg.) ; FREVERT, D. K. (Hrsg.): *Mathematical Models of Small Watershed Hydrology and Applications*. Chelsea, Colorado : Water Resources Publications, LLC, 2002, S. 555–590
- [249] YAN, J. ; ZHANG, J. : Evaluation of the MIKE SHE Modelling System. In: PARSONS, J. E. (Hrsg.) ; THOMAS, D. L. (Hrsg.) ; HUFFMAN, R. L. (Hrsg.): *Agricultural Non-Point Source Water Quality Models: Their Use and Application* Bd. 398, 2001. – <http://www3.bae.ncsu.edu/Regional-Bulletins/Modelling-Bulletin/>, S. 83–91
- [250] YANG, D. ; OKI, T. ; HERATH, S. ; MUSIAKE: A Geomorphology-Base Hydrological Model and Its Applications. In: SINGH, V. P. (Hrsg.) ; FREVERT, D. K. (Hrsg.): *Mathematical Mo-*

- dels of Small Watershed Hydrology and Applications*. Chelsea, Colorado : Water Resources Publications, LLC, 2002, S. 259–300
- [251] YOUNG, R. ; ONSTAD, C. ; BOSCH, D. ; ANDERSON, W. : *AGNPS, Agricultural Non-Point Source Pollution Model - A Watershed Analysis Tool*. United States Department of Agriculture, 1987 (Conservation Research 35)
- [252] YOUNG, R. ; ONSTAD, C. ; BOSCH, D. ; ANDERSON, W. : *Agricultural Non-Point Source Pollution Model , Version 4.03 - AGNPS User's Guide / United States Department of Agriculture*. 1994. – User Manual
- [253] ZAGONA, E. A. ; FULP, T. J. ; SHANE, R. ; MAGEE, T. ; GORANFLO, H. M.: *RiverWare: A Generalized Tool for Complex Reservoir Systems Modelling*. In: *Journal of the American Water Resources Association* (2001)
- [254] ZITZLER, E. : *Evolutionary Algorithms for Multiobjective Optimization*. In: GIANNAKOGLIOU, K. (Hrsg.) ; TSAHALIS, D. (Hrsg.) ; PERIAUX, J. (Hrsg.) ; PAPAILIOU, K. (Hrsg.) ; FOGARTY, T. (Hrsg.): *EUROGEN 2001 - Evolutionary Methods for Design, Optimisation and Control*. Barcelona, Spain, 2002
- [255] ZUIDEMA, P. : *Hydraulik der Abflussbildung während Starkniederschlägen*. Zürich : ETH, 1985 (Mitteilungen der Versuchsanstalt für Wasserbau, Hydrologie und Glaziologie 79)



# A Abkürzungen

AGNPS	Agricultural and non Point Source Modell
AnnAGNPS	Annualized Agricultural and non Point Source Modell
ANSWERS	Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation
AOM	zugeführte organische Substanz
BOM	mikrobielle Biomasse
BOSSA	Bodenschätzungsstandardauswertung
BOSSA-SH	Bodenschätzungsstandardauswertung, Schleswig Holstein
CANDY	Carbon and Nitrogen Dynamics
DSS	Decision Support Systems
DILAMO	Digitale Landschaftsanalyse und Modellierung
DGM	Digitales Geländemodell
DVMK	Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau
DWD	Deutscher Wetterdienst
DYNAMIT	Dynamics of nitrogen in agricultural fields
EHP	Entscheidungs-Hilfe-Programm
EZG	Einzugsgebiet
GADS	Geodata Analysis and Data Systems
GIS	Geographisches Informations System
GPS	Global Positioning System
HQ	Hochwasserabfluss
HRU	Hydrological Response Unit
IWD	Inverse Distance Weights
KA4	bodenkundliche Kartieranleitung; 4 Auflage
KGG	Kleinste gemeinsame Geometrien
KNN	Künstliche Neuronale Netze
MIKE SHE	MIKE Système Hydrologique Européen
MMK	Mittelmaßstäbliche Standortkartierung
MQ	Mittelwasserabfluss
NN	Neuronales Netz
NQ	Niedrigwasserabfluss
OMS	Object Modelling System
P4	Pentium 4
PRMS	Precipitation Runoff Model
R <sup>2</sup>	Statistisches Bestimmtheitsmaß
R <sub>eff</sub>	Statistische Modelleffizienz
RZWQM	Root Zone Water Quality Modell
SCS	Soil Conservation Service
SDSD	Spatial Decision Support Systems
SOM	tote organische Substanz

SURREAL	Soil an surface related area location
SWAT	Soil Water Assesment Tool
SWIM	Soil Water Integrated Model
TGL	Technische Güte und Lieferbedingungen
ThürTV	Thüringer Talsperrenverwaltung
TK	Topographische Karte
TLL	Thüringer Landesanstalt für Landwirtschaft
USLE	Universal soil loss equvation
Vfl.-höhe	Vorfluterhöhe
WASMOD	Water And Substance Modell

## A.1 Bodenart nach KA4 [2]

Kurzzeichen	Bodenartenuntergruppen
Ss	reiner Sand
Su2	schwach schluffiger Sand
SI2	schwach lehmiger Sand
SI3	mittel lehmiger Sand
St2	schwach toniger Sand
Su3	mittel schluffiger Sand
Su4	stark schluffiger Sand
Slu	schluffig-lehmiger Sand
SI4	stark lehmiger Sand
St3	mittel toniger Sand
Ls2	schwach sandiger Lehm
Ls3	mittel sandiger Lehm
Ls4	stark sandiger Lehm
Lt2	schwach toniger Lehm
Lts	sandig-toniger Lehm
Ts4	stark sandiger Ton
Ts3	mittel sandiger Ton
Uu	reiner Schluff
Us	sandiger Schluff
Ut2	schwach toniger Schluff
Ut3	mittel toniger Schluff
Uls	sandig-lehmiger Schluff
Ut4	stark toniger Schluff
Lu	schluffiger Lehm
Lt3	mittel toniger Lehm
Tu3	mittel schluffiger Ton
Tu4	stark schluffiger Ton
Ts2	schwach sandiger Ton
Tl	lehmiger Ton
Tu2	schwach schluffiger Ton

Tt           reiner Ton

## A.2 Bodenart nach TGL 24300/05 [212]

Symbol	Bezeichnung
rS	reiner Sand
l'S	sehr schwach lehmiger Sand
l'S	schwach lehmiger Sand
lS	stark lehmiger Sand
uS	schluffiger Sand
U	Schluff
lU	lehmiger Schluff
sL	sandiger Lehm
L	Lehm
UL	Schlufflehm
uT	schluffiger Ton
lT	lehmiger Ton
sT	sandiger Ton
T	Ton



## **B Messhänge Bodenbeschreibungen**

Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 1



**Pahren – Bodenprofil P1**

Bodentyp	Pararendzina (erodiert)	
Horizont	Ap	C
Teufe [cm]	0-25	25-40+
Humusgehalt	h5	h0
Hydromorphie		
Gefüge	kru	
Makroporenanteil	mittel	
Lagerungsdichte	Ld2	
Durchwurzelung	W5	W1
Kf-Wert [cm/d]	38,23	662,45
Bodenart DIN 4220	Su4	n.b.
Skelettanteil [%]	39,00	n.b.

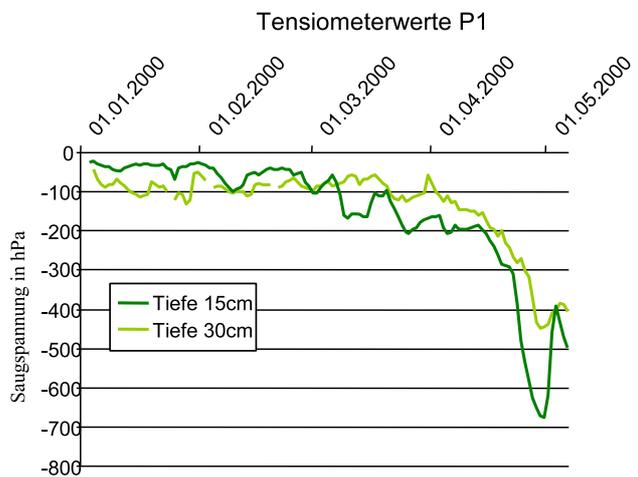
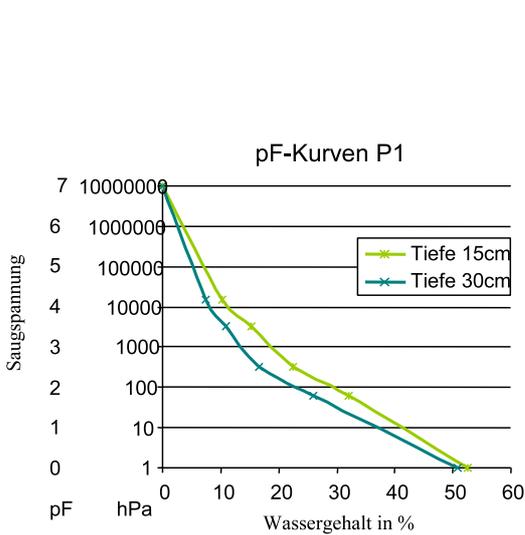


Abbildung B.1: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P1

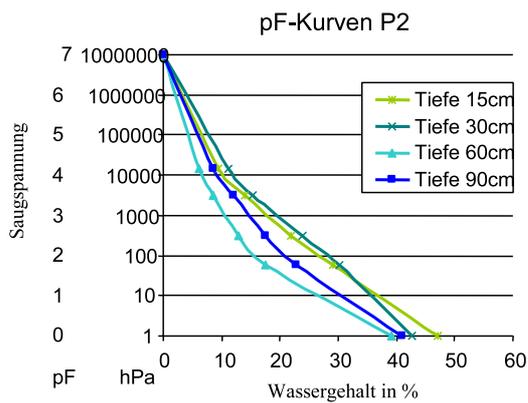
Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 2



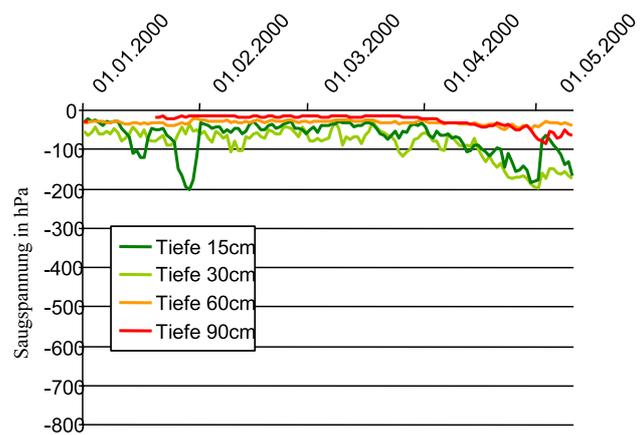
**Pahren – Bodenprofil P2**

Bodentyp	Braunerde		
Horizont	Ap	Bv	Cv
Teufe [cm]	0-30	30-45	45-90+
Humusgehalt	h3	h3	h0
Hydromorphie			
Gefüge	kru	sub	sub
Makroporenanteil	hoch	gering	gering
Lagerungsdichte	Ld2	Ld3	Ld3
Durchwurzelung	W5	W4	W2
Kf-Wert [cm/d]	192,63	606,57	n.b.
Bodenart DIN 4220	Su4	Su4	Su3
Skelettanteil [%]	39,90	67,80	86,70

pF-Kurven P2



Tensiometerwerte P2



**Abbildung B.2:** Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P2

Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 3



Pahren – Bodenprofil P3				
Bodentyp	Braunerde (kolluviert)			
Horizont	Ap1	M-Ap2	fAh	Bv
Teufe [cm]	0-22	22-40	40-54	54-100+
Humusgehalt	h4	h4	h4	H1
Hydromorphie			ed	
Gefüge	koh	sub	sub	sub
Makroporenanteil	mittel	gering	mittel	gering
Lagerungsdichte	Ld2	Ld2	Ld2	Ld3
Durchwurzelung	W4	W3	W4	W1
Kf-Wert [cm/d]	91,9	55,88	52,94	508,78
Bodenart DIN 4220	Sl4	Su3	Slu	Su3
Skeletanteil [%]	26,44	69,40	87,31	79,16

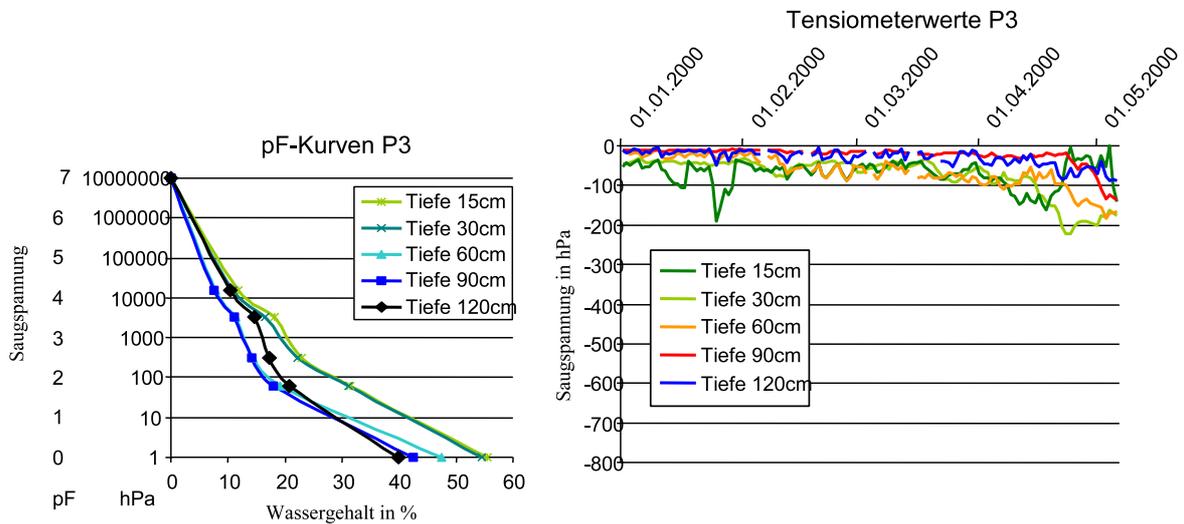


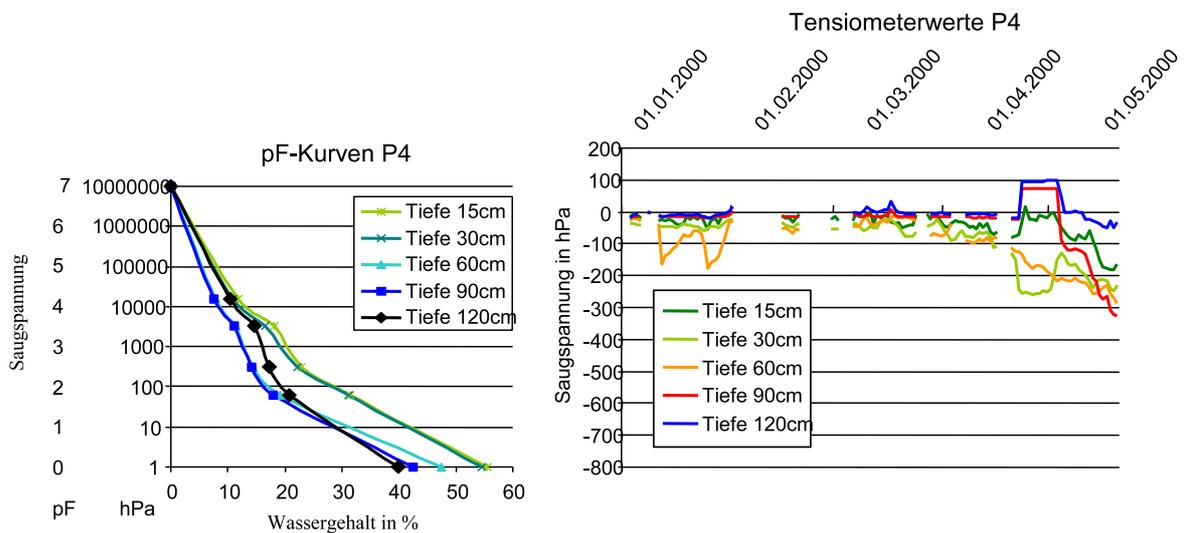
Abbildung B.3: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P3

### Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 4



#### Pahren – Bodenprofil P4

Bodentyp	Braunerde		
Horizont	Ap	Bv	Cv
Teufe [cm]	0-23	23-70	70-120+
Humusgehalt	h4	h3	h0
Hydromorphie			
Gefüge	pla	koh	sub
Makroporenanteil	mittel	gering	gering
Lagerungsdichte	Ld4	Ld3	Ld3
Durchwurzelung	W4	W3	W1
Kf-Wert [cm/d]	35,29	154,51	30,88
Bodenart DIN 4220	Sl4	Su3	Us
Skelettanteil [%]	23,52	4,26	17,20



**Abbildung B.4:** Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P4

Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 5



**Pahren – Bodenprofil P5**

Bodentyp	Braunerde	
Horizont	Ap	Bv
Teufe [cm]	0-33	33-120+
Humusgehalt	h4	h3
Hydromorphie		
Gefüge	sub	sub
Makroporenanteil	mittel	mittel
Lagerungsdichte	Ld3	Ld3
Durchwurzelung	W3	W3
Kf-Wert [cm/d]	179,77	276,08
Bodenart DIN 4220	Uls	Us
Skelettanteil [%]	31,58	63,67

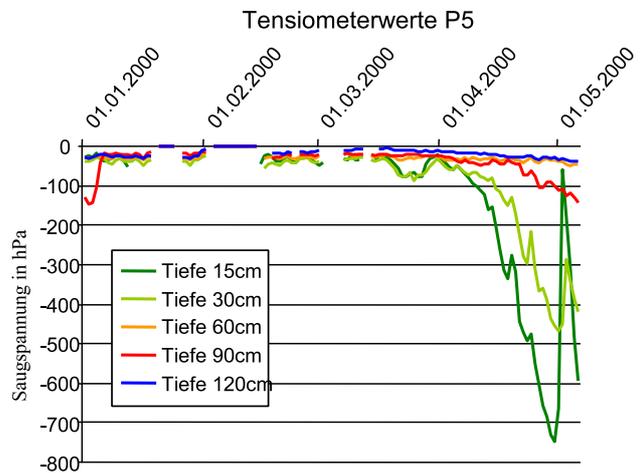
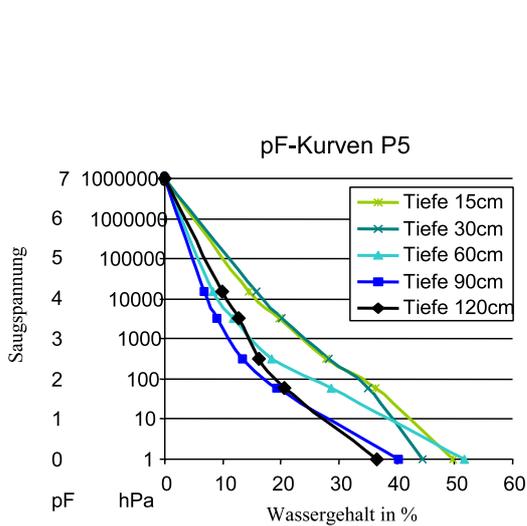


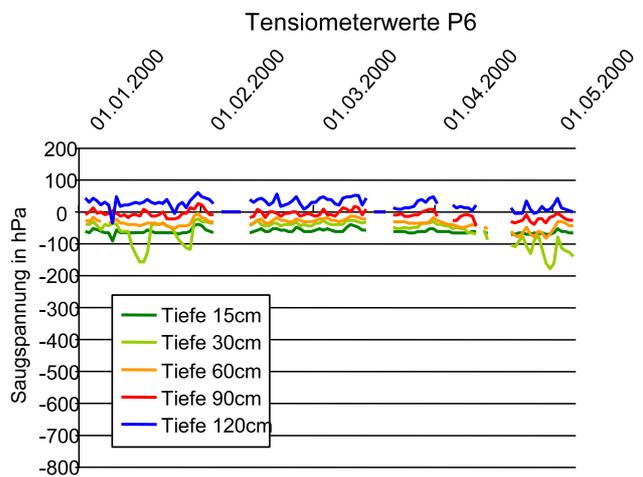
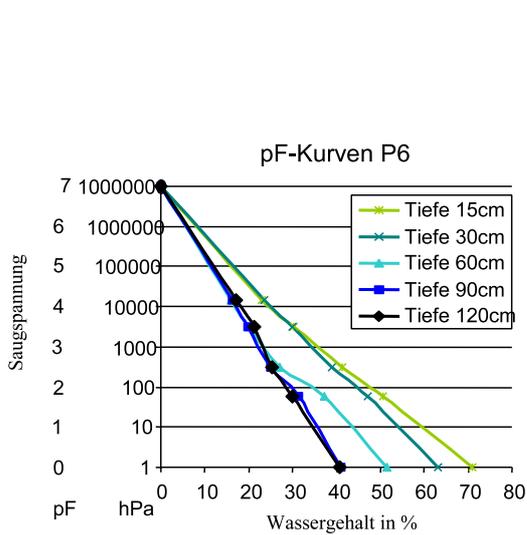
Abbildung B.5: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P5

Profilbeschreibung und Messwerte Pahren 6



**Pahren – Bodenprofil P6**

Bodentyp	Gley		
Horizont	Ap-Go	Gro	Gor
Teufe [cm]	0-25	25-40	40-120+
Humusgehalt	h5	h4	
Hydromorphie	eh, eo	ed, eh, eo, rg	ed, eh, eo, rg
Gefüge	pol	koh	koh
Makroporenanteil	hoch	gering	
Lagerungsdichte	Ld2	Ld2	Ld3
Durchwurzelung	W4	W3	W2
Kf-Wert [cm/d]	27,94	0,07	0,33
Bodenart DIN 4220	Ut4	Uu	Us
Skelettanteil [%]	2,90	0,22	0,56

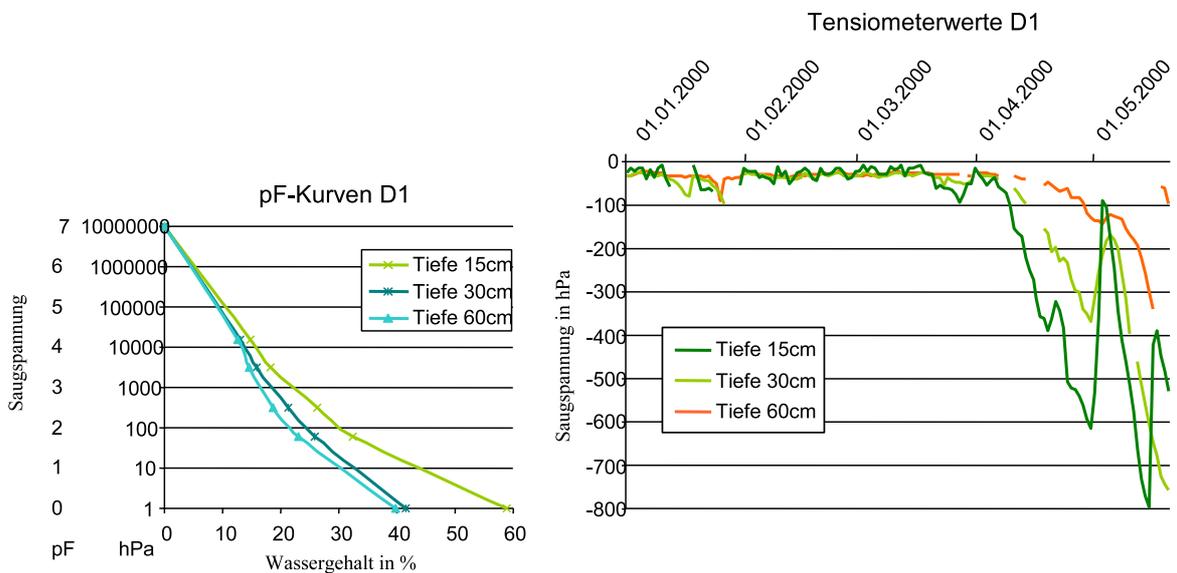


**Abbildung B.6:** Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station P6

## Profilbeschreibung und Messwerte Dittersdorf 1

**Dittersdorf – Bodenprofil D1**

Bodentyp	Ranker	
Horizont	Ap	mCv
Teufe [cm]	0-20	20-60+
Humusgehalt	h4	h1
Hydromorphie	eh (wenig)	
Gefüge	sub	pol
Makroporenanteil	gering	gering
Lagerungsdichte	Ld1	Ld3
Durchwurzelung	W4	W2
Kf-Wert [cm/d]	203,66	31,62
Bodenart DIN 4220	Ls2	Sl4
Skelettanteil [%]	42,34	27,35



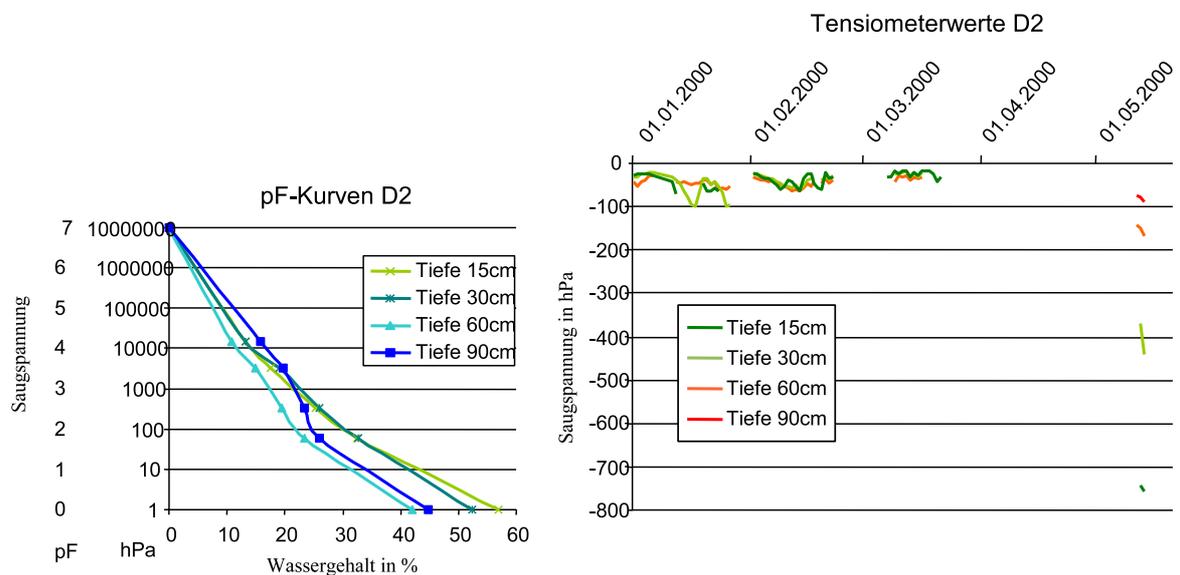
**Abbildung B.7:** Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D1

### Profilbeschreibung und Messwerte Dittersdorf 2



#### Dittersdorf – Bodenprofil D2

Bodentyp	Pseudogley-Braunerde		
Horizont	Ap	Bv	Sw
Teufe [cm]	0-28	28-62	62-90+
Humusgehalt	h3	h2	h2
Hydromorphie			eh, eo, rg
Gefüge	kru	sub	koh
Makroporenanteil	gering	gering	gering
Lagerungsdichte	Ld1	Ld2	Ld3
Durchwurzelung	W4	W3	W1
Kf-Wert [cm/d]	1390,33	110,29	40,44
Bodenart DIN 4220	Ls2	Slu	Su4
Skelettanteil [%]	0,00	58,87	2,00



**Abbildung B.8:** Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D2

Profilbeschreibung und Messwerte Dittersdorf 3



**Dittersdorf – Bodenprofil D3**

Bodentyp	Braunerde	
Horizont	Ap	Bv
Teufe [cm]	0-30	30-90+
Humusgehalt	h4	h1
Hydromorphie		
Gefüge	sub	kru
Makroporenanteil	gering	mittel
Lagerungsdichte	Ld1	Ld3
Durchwurzelung	W5	W4
Kf-Wert [cm/d]	159,55	226,45
Bodenart DIN 4220	Ls2	Slu
Skelettanteil [%]	0,00	27,96

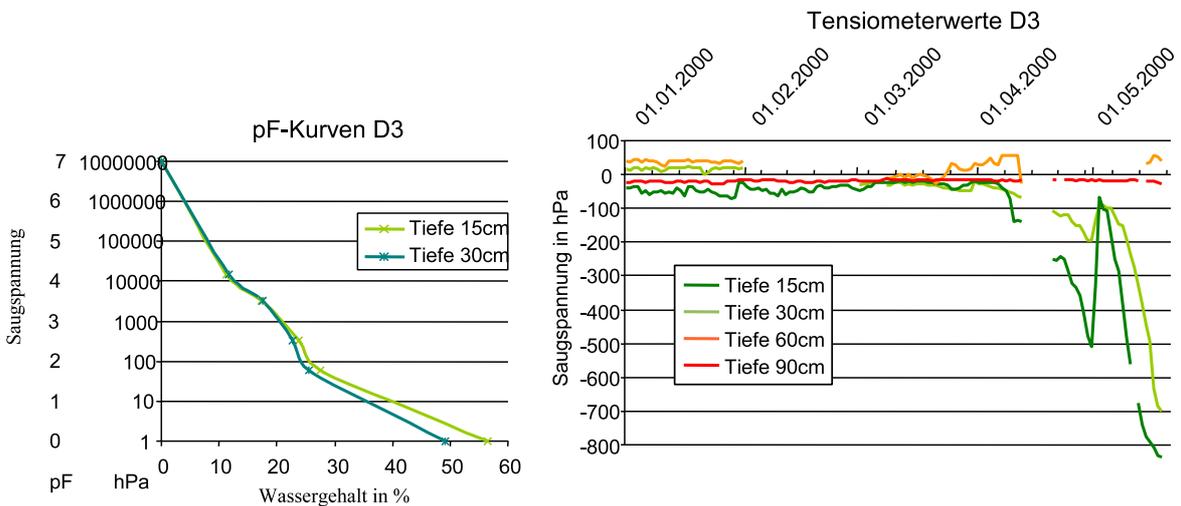


Abbildung B.9: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D3

### Profilbeschreibung und Messwerte Dittersdorf 4



#### Dittersdorf – Bodenprofil D4

Bodentyp	Braunerde	
Horizont	Ap	Bv
Teufe [cm]	0-28	28-120+
Humusgehalt	h3	h1
Hydromorphie		
Gefüge	sub	sub
Makroporenanteil	mittel	gering
Lagerungsdichte	Ld2	Ld3
Durchwurzelung	W5	W3
Kf-Wert [cm/d]	181,6	136,94
Bodenart DIN 4220	Lu	Lu
Skelettanteil [%]	57,38	6,83

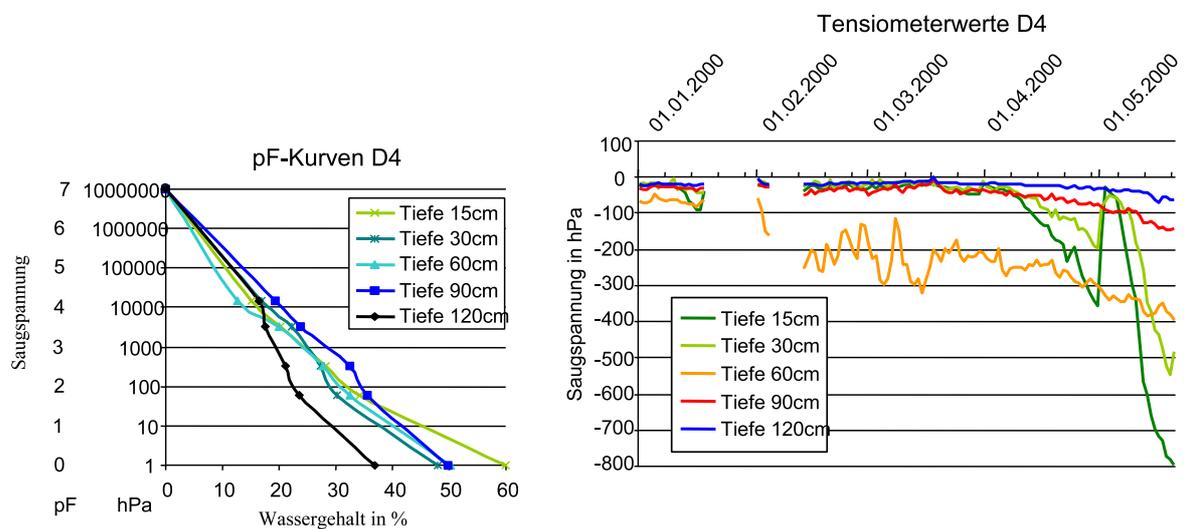


Abbildung B.10: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D4

Profilbeschreibung und Messwerte Dittersdorf 5



Dittersdorf – Bodenprofil D5

Bodentyp	Gley			
Horizont	Ah-Go	Gro	Gor	Gr
Tiefe [cm]	0-18	18-45	45-85	85-120+
Humusgehalt	h3	h2	h1	h2
Hydromorphie	ch, rg	ch, rg	ch, rg	rg, rs
Gefüge	koh	koh	koh	koh
Makroporenanteil	mittel	mittel	mittel	mittel
Lagerungsdichte	Ld2	Ld2	Ld1	Ld2
Durchwurzelung	W5	W4	W3	W1
Kf-Wert [cm/d]	158,08	247,04	n.b.	75,73
Bodenart DIN 4220	Li3	Tu3	Tu3	Li2
Skelettanteil [%]	80,19	31,28	67,83	29,67

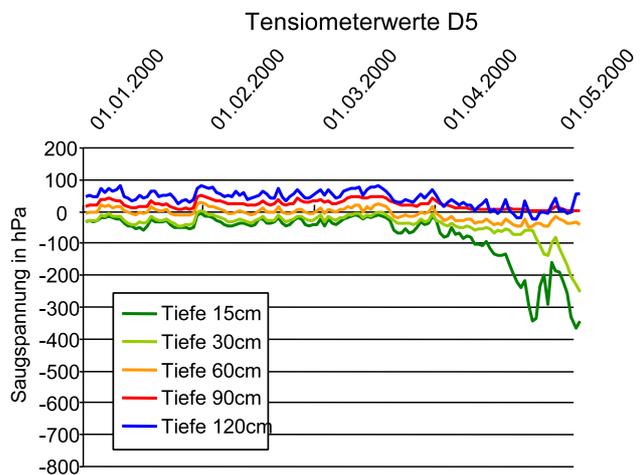
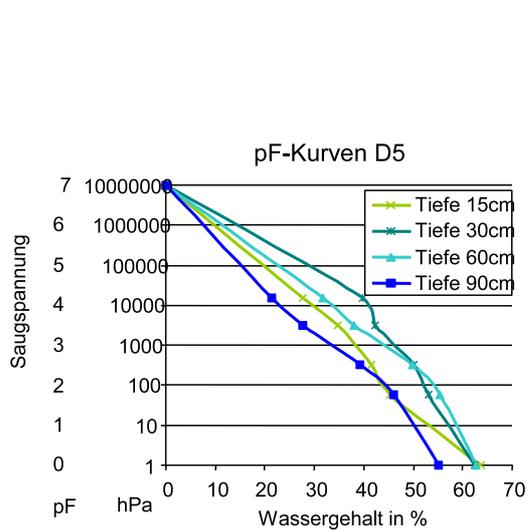


Abbildung B.11: Boden-Profil-Beschreibung, pF-Kurve und Saugspannungen von Station D5

## **C Modellierung Pegel Läwitz 1975-2000**

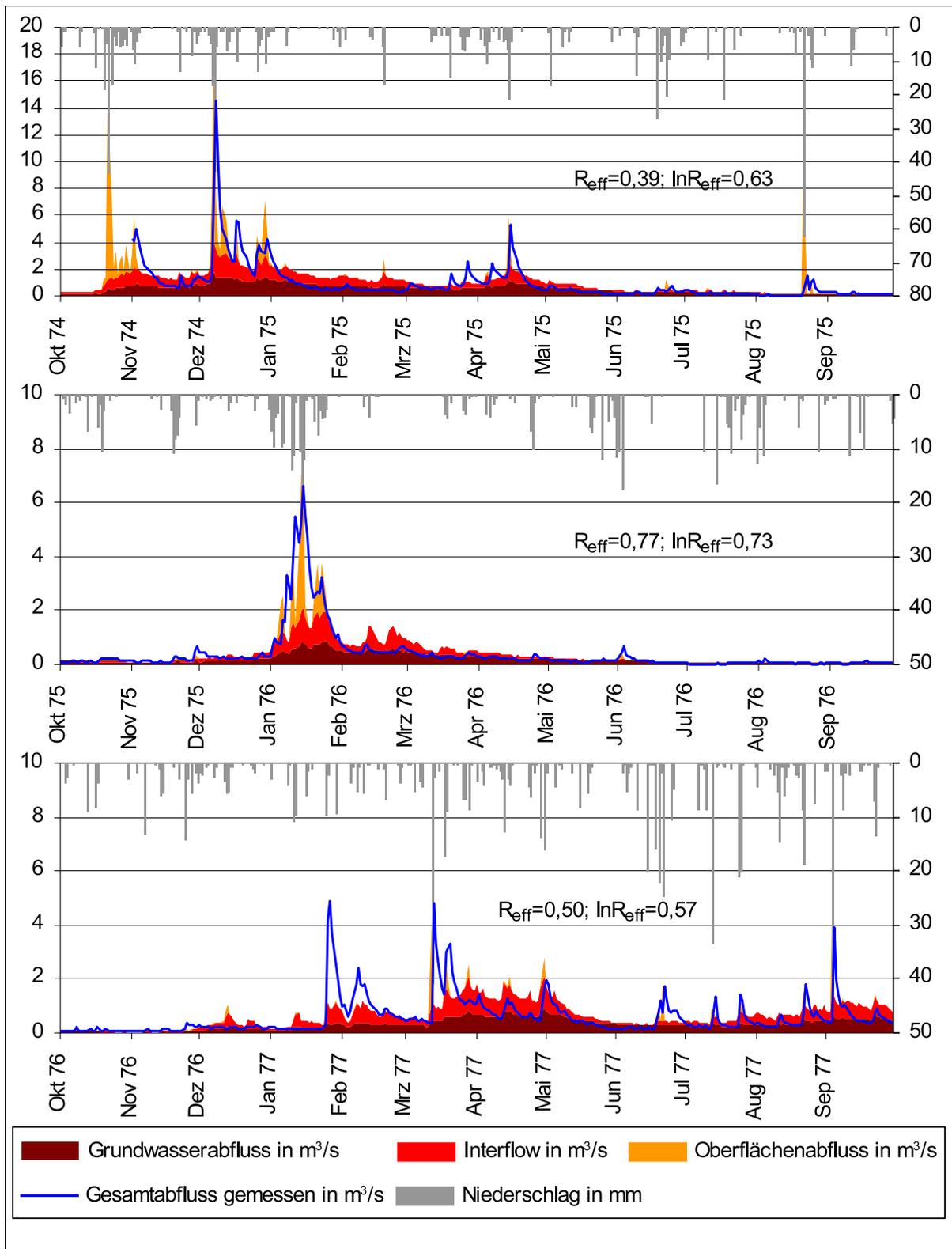
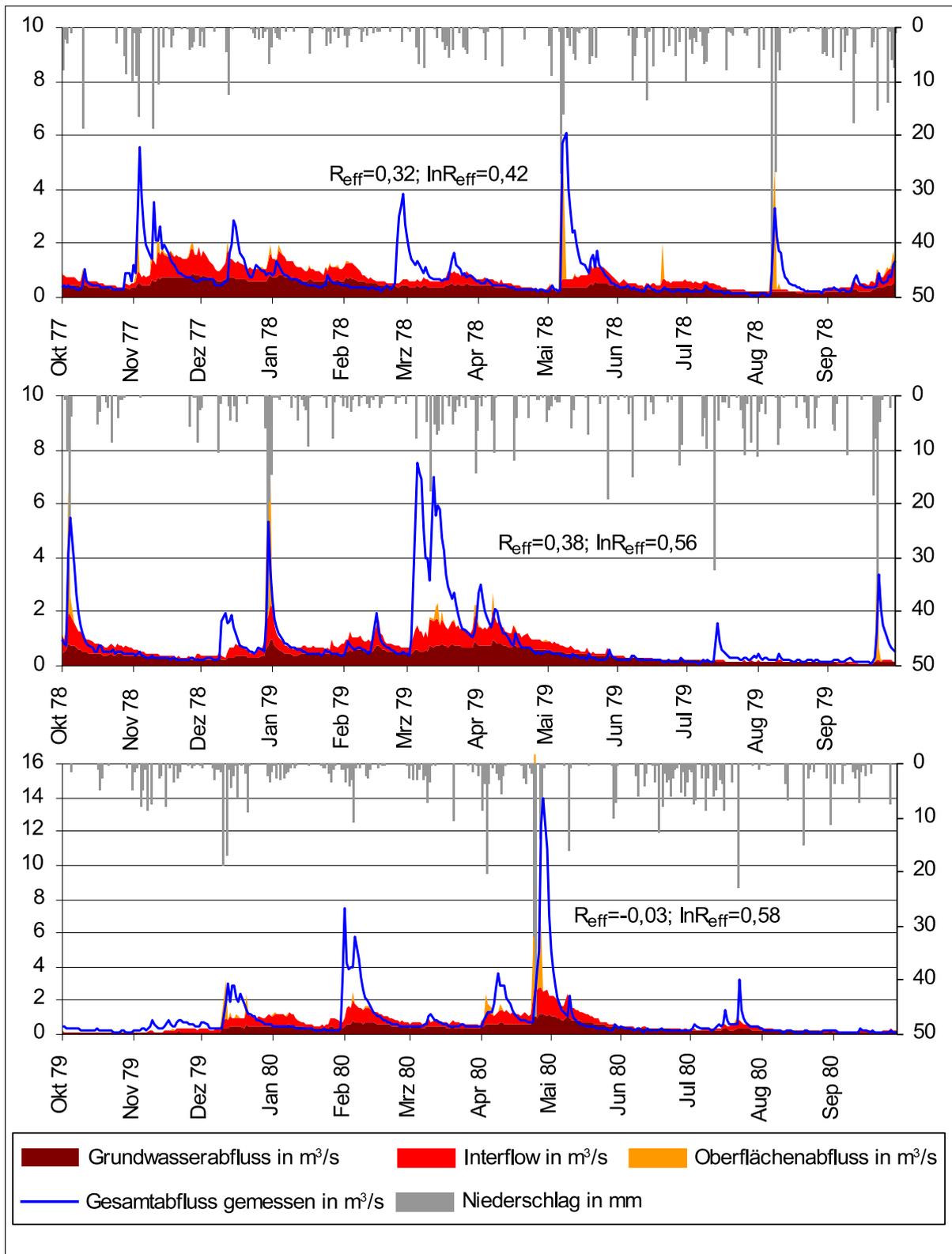


Abbildung C.1: Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Läwitz der Jahre 1975 – 1977



**Abbildung C.2:** Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lowitz der Jahre 1978 – 1980

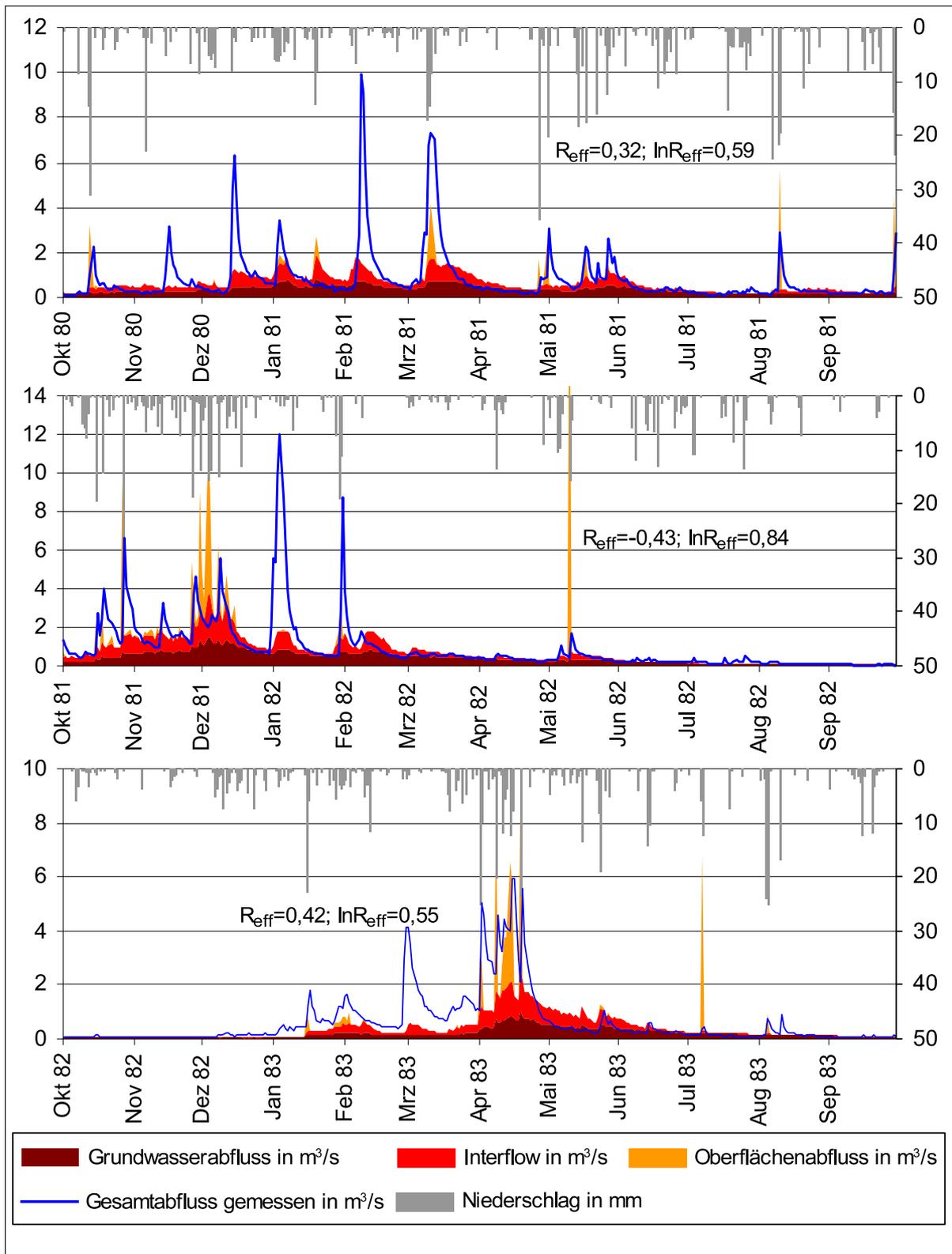
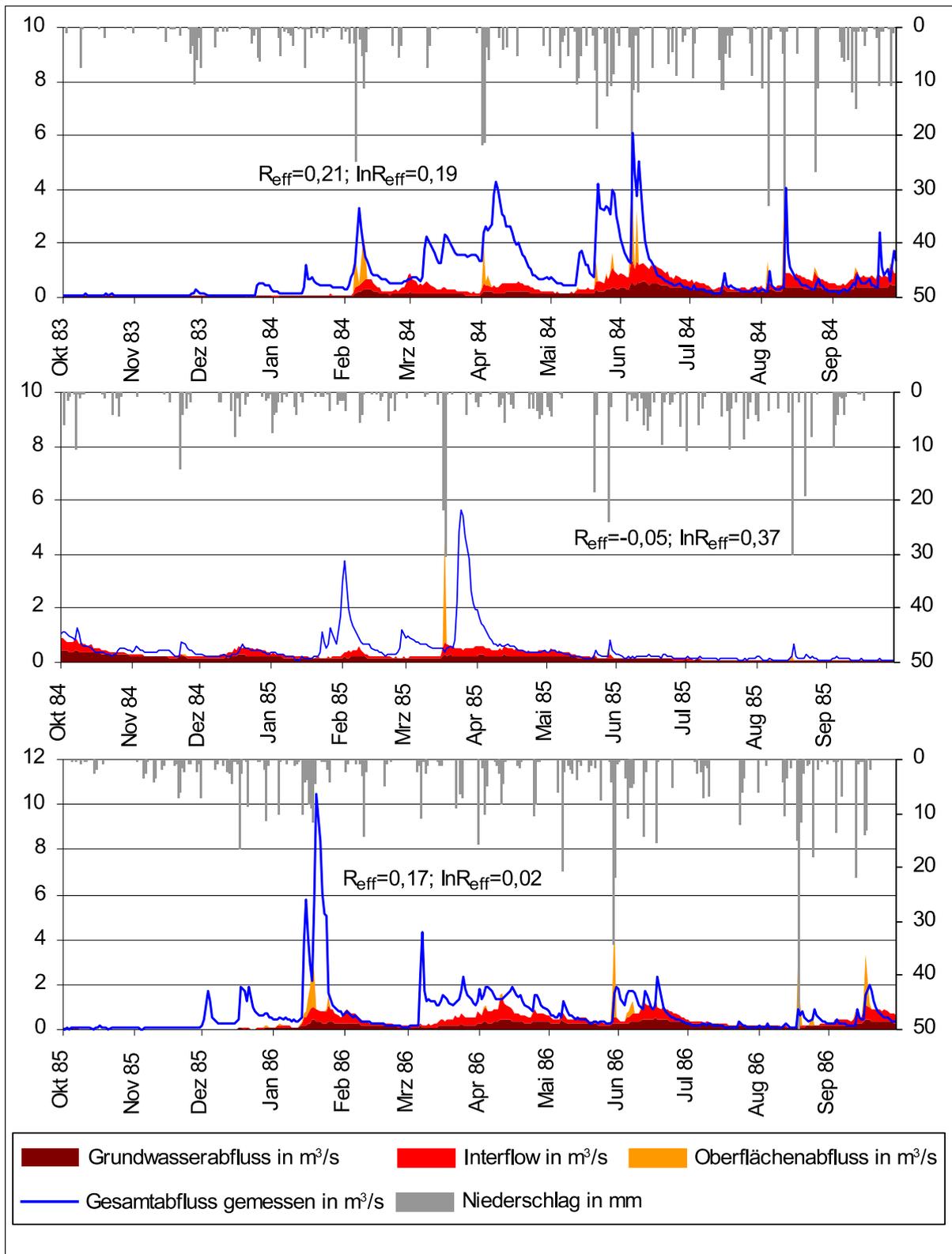
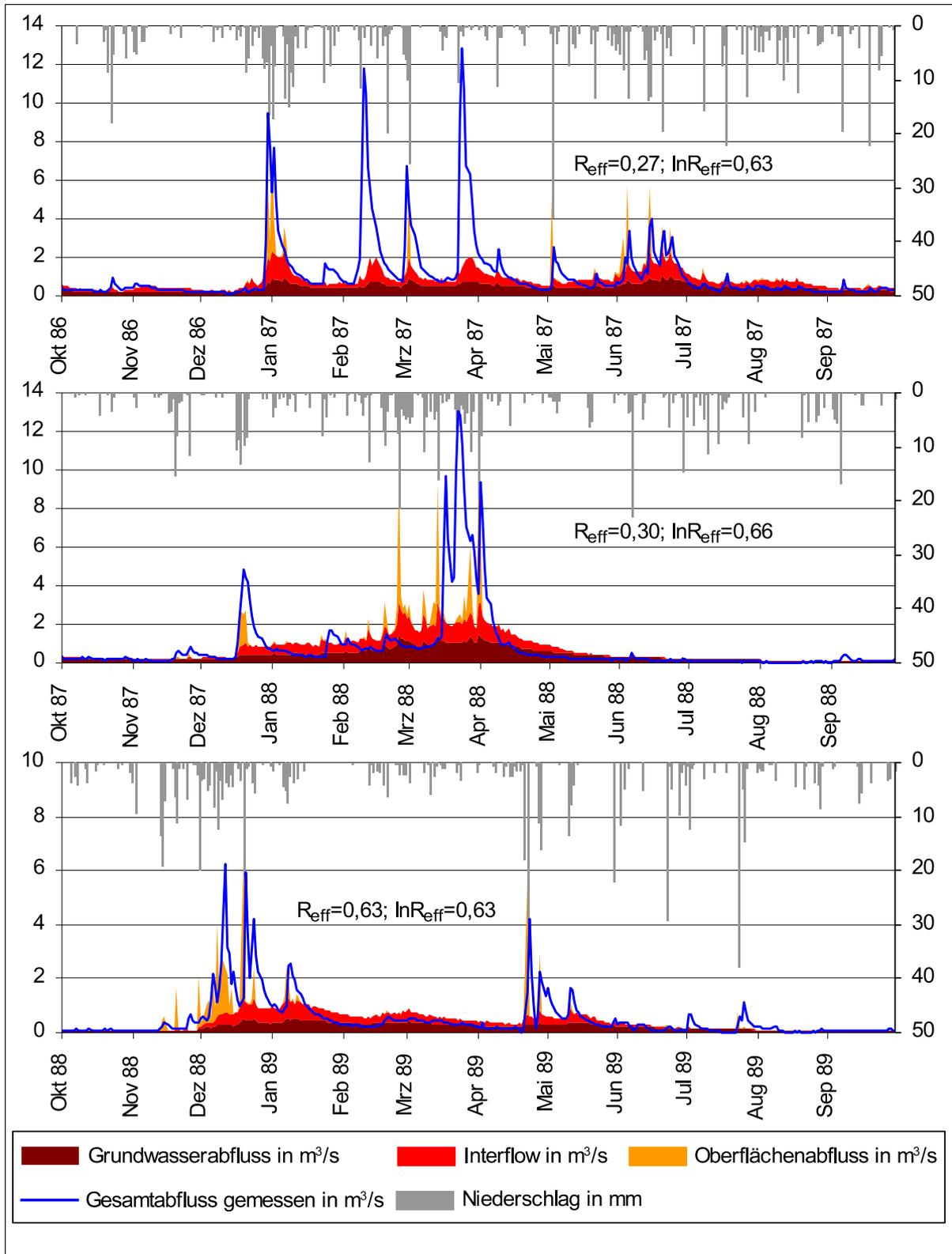


Abbildung C.3: Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Läwitz der Jahre 1981 – 1983



**Abbildung C.4:** Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lowitz der Jahre 1984 – 1986



**Abbildung C.5:** Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Läwitz der Jahre 1987 – 1989

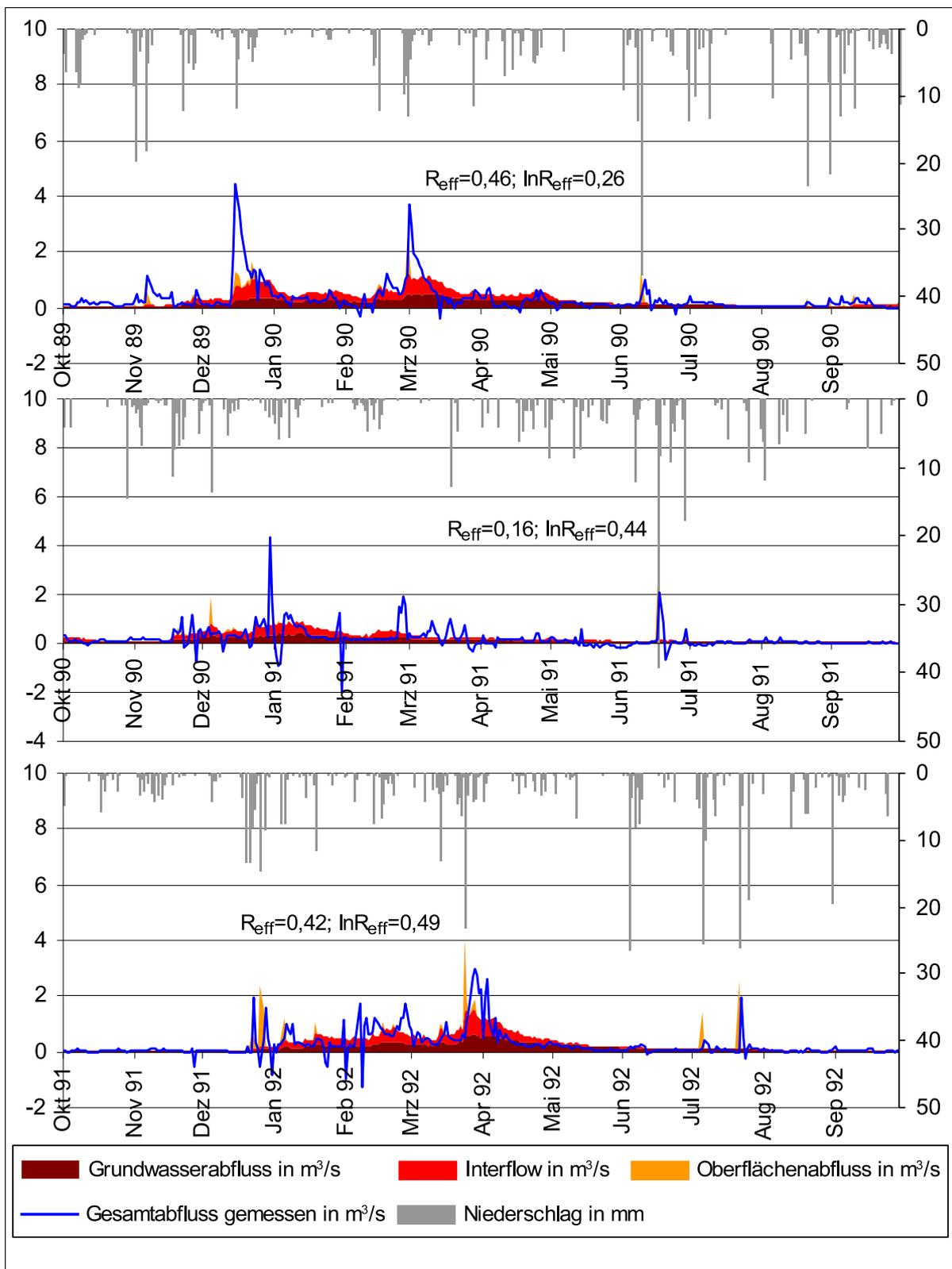


Abbildung C.6: Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lätwitz der Jahre 1990 – 1992

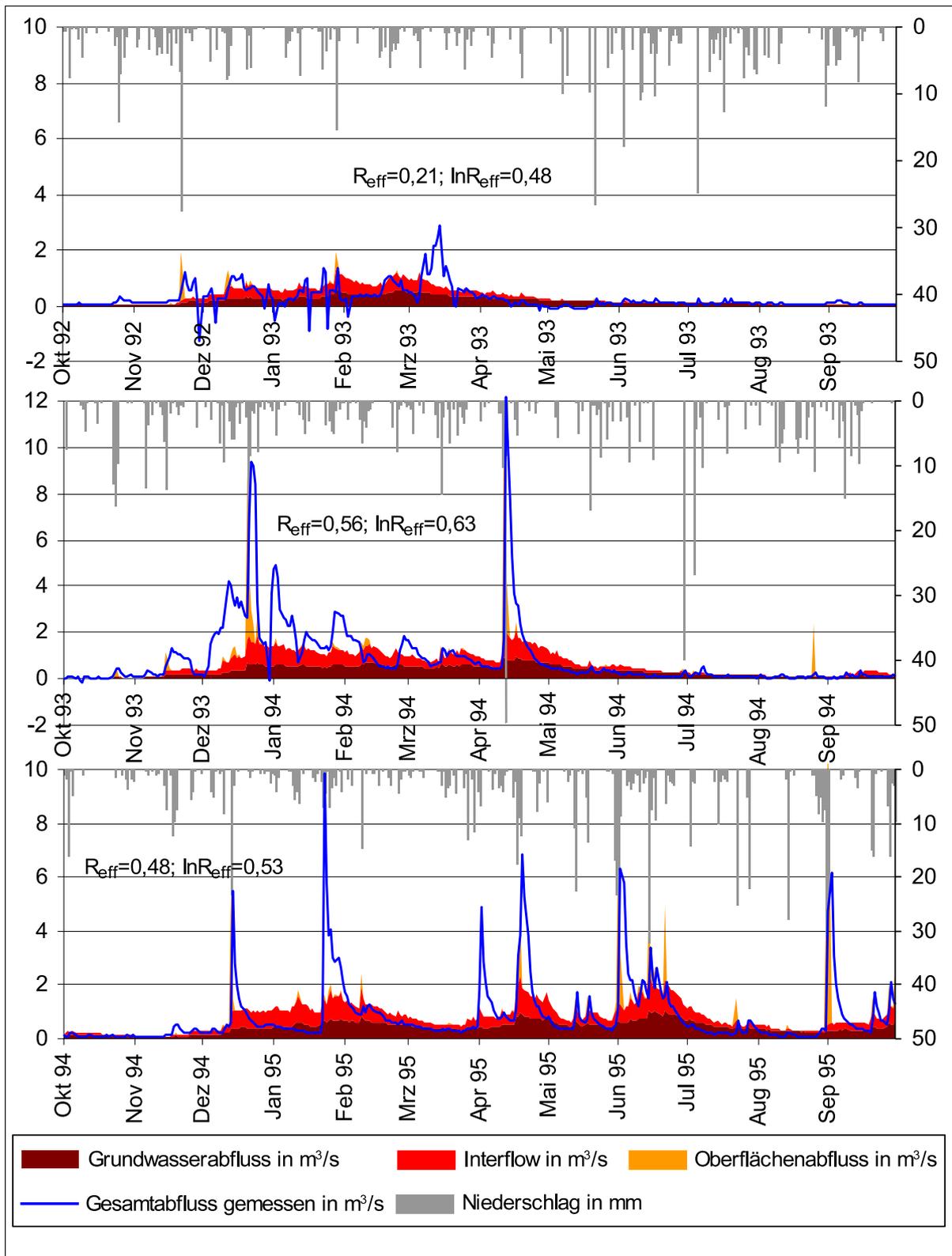
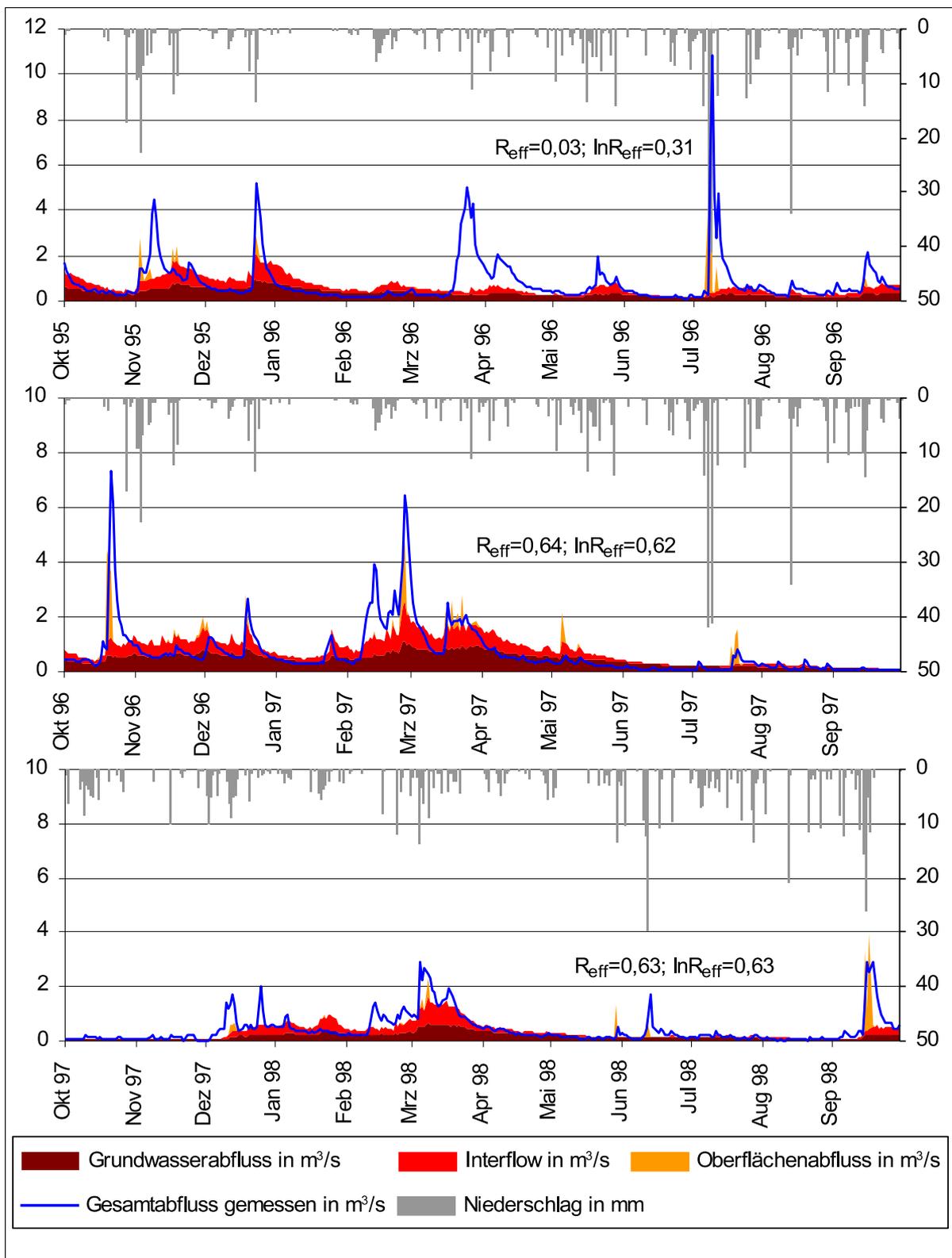
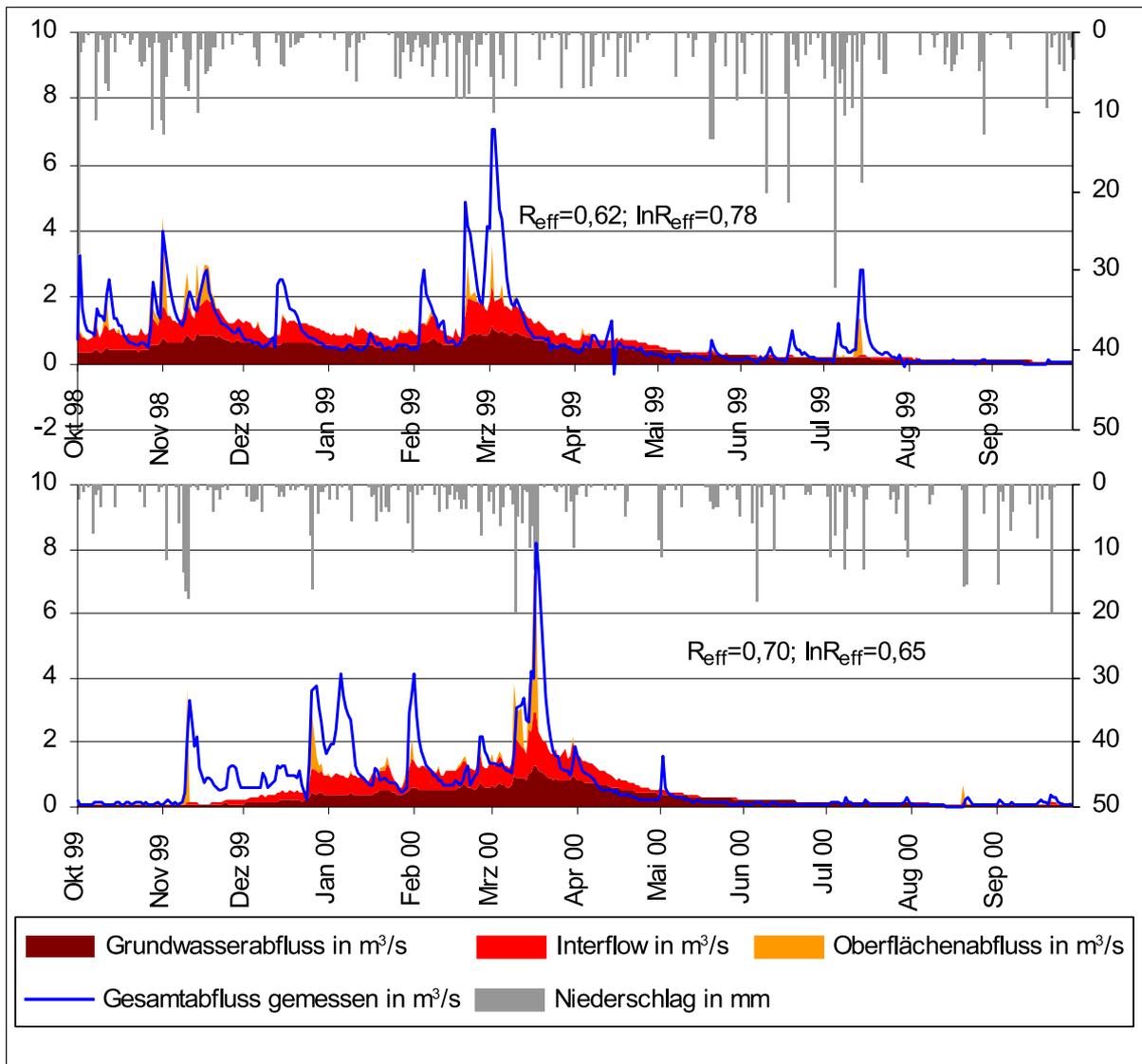


Abbildung C.7: Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Läwitz der Jahre 1993 – 1995



**Abbildung C.8:** Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Lowitz der Jahre 1996 – 1998



**Abbildung C.9:** Modellierter und Gemessener Abfluss am Pegel Läwitz der Jahre 1999 – 2000

## **Selbständigkeitserklärung**

Ich erkläre, dass ich die vorliegende Arbeit selbständig und nur unter Verwendung der angegebenen Hilfsmittel, persönlichen Mitteilungen und Quellen angefertigt habe.

Jena, 9. August 2004

## Tabellarischer Lebenslauf

Name, Vorname	Fink, Manfred
Geburtsdatum	09.11.1969
Geburtsort	Ulm
Familienstand	ledig
1976 bis 1982	Grund- und Teilhauptschule, Ludwigsfeld (Stadt Neu-Ulm)
1982 bis 1985	Hauptschule Neu-Ulm Süd Abschluss: Qualifizierender Hauptschulabschluss
1985 bis 1987	Berufsfachschule Elektrotechnik an der Robert-Bosch-Schule Ulm Abschluss: Fachschulreife
1987 bis 1990	Technisches Gymnasium an der Robert-Bosch-Schule Ulm
Juni 1990	Allgemeine Hochschulreife (Abitur)
1990 bis 1991	Freiwilliges soziales Jahr
1991 bis 1998	Studium der Geographie, Bodenkunde, Wasserwirtschaft und Zoologie an der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
März 1998	Hochschulabschluss an der CAU Kiel (Diplom-Geograph)
Juli bis Oktober 1998	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Ökologie-Zentrum Kiel
seit Oktober 1998	Wissenschaftlicher Mitarbeiter am Lehrstuhl für Geoinformatik, Geohydrologie und Modellierung, Institut für Geographie der FSU Jena

Jena, 9. August 2004