HELMHOLTZ
ZENTRUM FÜR
UMWELTFORSCHUNG
UFZ

Dissertation 12/2007

Anwendung des Modells ANIMO zur Simulation des gelösten Phosphors im Oberflächenabfluss auf der Feldskala und der Phosphorverfügbarkeit im Oberboden auf der Einzugsgebietsskala

Irina Kistner

ISSN 1860-0387

Anwendung des Modells ANIMO zur Simulation des gelösten Phosphors im Oberflächenabfluss auf der Feldskala und der Phosphorverfügbarkeit im Oberboden auf der Einzugsgebietsskala

Dissertation

zur Erlangung des akademischen Grades

doctor rerum naturalium (Dr. rer. nat.)

vorgelegt der

Mathematisch-Naturwissenschaftlich-Technischen Fakultät
(mathematisch-naturwissenschaftlicher Bereich)
der Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

von

Irina Kistner

geb. am: 13.08.1976 in: Komsomolskij

Gutachter:

1. Prof. Dr. R. Meißner
2. Prof. Dr. P. Leinweber

Tag der Verteidigung: 12. April 2007

Danksagungen

An dieser Stelle möchte ich mich bei allen bedanken, die mich bei der Erstellung dieser Arbeit unterstützten. Besonderer Dank gilt dabei folgenden Personen:

- Herrn Prof. Dr. R. Meißner für die wissenschaftliche Betreuung der Arbeit, für seine stete Hilfsbereitschaft, sowie für die Schaffung von Freiräumen für die Verwirklichung meiner Ideen,
- Herrn Prof. Dr. P. Leinweber für hilfreiche Ratschläge und für die Übernahme der Begutachtung der Arbeit,
- Herrn Prof. Dr. K. Auerswald für die unkomplizierte Bereitstellung von Daten und für sein Interesse am Fortgang meiner Arbeit,
- Herrn Dr. G. Ollesch für freundschaftliche und produktive Zusammenarbeit, die jederzeit gewährte Unterstützung, die fachlichen Hinweise und Anregungen.

Meinen Eltern danke ich für ihren grenzenlosen Glauben an mich. Ihnen möchte ich diese Arbeit widmen.

Das diesem Bericht zugrunde liegende Vorhaben wurde mit Mitteln des Bundesministeriums für Bildung und Forschung unter den Förderkennzeichen 02WT0099 and 02WT0482 gefördert. Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt beim Autor.

Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung 1

1.1 Problemstellung 1

1.2 Stand der Forschung 3

1.2.1 Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss 3

1.2.2 Modellierung des P-Kreislaufes im Boden 7

1.2.3 Phosphor-Index 9

1.3 Zielsetzung 10

2. Material und Methoden 13

2.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete 13

2.2 Untersuchungsgebiet Scheyern 14

2.2.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes 14

2.2.2 Bisherige experimentelle Untersuchungen 15

2.3 Untersuchungsgebiet Schäfertal 17

2.3.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes 17

2.3.2 Experimentelle Untersuchungen 20

2.3.2.1 Bodenchemische Untersuchungen 20

2.3.2.2 Untersuchungen zur P-Dynamik im Vorfluter 24

3. Modellierung 25

3.1 Modellierungskonzept für Scheyern 25

3.2 Modellierungskonzept für das Schäfertal 26

3.3 Modelle 27

3.3.1 Wasserhaushaltsmodelle 27

3.3.1.1 SWAP 27

3.3.1.2 WaSiM-ETH 28

3.3.2 ANIMO 29

3.3.3 Sensitivitätsanalysen 33

4. Ergebnisse und Diskussion 35

4.1 Experimentelle Untersuchungen 35

4.1.1 Untersuchungsgebiet Scheyern 35

4.1.2 Untersuchungsgebiet Schäfertal 37

4.1.2.1 Bodenchemische Untersuchungen 37

4.1.2.2 Untersuchungen zur P-Dynamik im Vorfluter 51

4.2 Modellierung auf der Feldskala (Untersuchungsgebiet Scheyern) 56

4.2.1 Modellierung des Wasserhaushaltes 56

4.2.1.1 Diskretisierung und Parametrisierung des Modellsystems 56

4.2.1.2 Sensitivitätsanalysen 57

4.2.1.3 Kalibrierung 59

4.2.1.4 Validierung 62

4.2.2 Modellierung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss 66

4.2.2.1 Diskretisierung und Parametrisierung des Modellsystems 66

4.2.2.2 Sensitivitätsanalysen 67

4.2.2.3 Kalibrierung 74

4.2.2.4 Validierung 81

4.3 Modellierung auf der Einzugsgebietsskala (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 84

4.3.1 Das P-Modul 84

4.3.2 Modellierung der P_w-Konzentration des Bodens 88

4.3.2.1 Sensitivitätsanalysen 88

4.3.2.2 Kalibrierung 92

4.3.2.3 Validierung 94

4.3.2.4 Räumliche und zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen 101

5. Zusammenfassende Diskussion **107**

5.1 Untersuchungsgebiet Scheyern 107

5.2 Untersuchungsgebiet Schäfertal 111

6. Schlussfolgerungen und Ausblick **115**

7. Zusammenfassung **117**

Literaturverzeichnis **121**

Abkürzungsverzeichnis **135**

Abbildungsverzeichnis **137**

Tabellen- und Gleichungsverzeichnis **142**

Anhang **145**

Anhang A: Abbildungen 145

Anhang B: Tabellen 162

Anhang C: Gleichungen 168

Anhang D: Das P-Modul 170

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Das Element Phosphor (P) ist ein essentieller Nährstoff, der in Lebensprozessen aller Organismen eine Schlüsselfunktion erfüllt. P übernimmt eine zentrale Aufgabe im Energiestoffwechsel der Zelle, ist ein wesentlicher Bestandteil der Nukleinsäuren und unabdingbar für den Struktur- und Skelettaufbau.

Die P-Verfügbarkeit in Böden wirkt oftmals als limitierender Faktor für die Pflanzenproduktion. Unter natürlichen Bedingungen enthalten Böden relativ geringe Mengen von P, der meist in Form von immobilen, wenig pflanzenverfügbaren Verbindungen vorliegt. Zur Gewährleistung von stabilen und hohen Erträgen wird in der traditionellen Landwirtschaft der Einsatz von P-Düngern praktiziert.
Eine mangelhafte Optimierung der für das Pflanzenwachstum notwendigen Zufuhr von P-Dünger führte in der Vergangenheit zu langjährigen Überdüngungen zahlreicher landwirtschaftlicher Nutzflächen. Die überhöhten Düngungsempfehlungen hatten in Deutschland im Zeitraum 1950-1988 einen jährlichen Überschuss der P-Zufuhr von durchschnittlich 23 kg P/ha zur Folge (HARENZ et al., 1992). Die umweltgerechte Agrarpolitik der nachfolgenden Jahre hatte dazu beigetragen, dass der jährliche P-Überschuss im Jahr 2000 auf 10 kg P/ha sank (UMWELTBUNDESAMT, 2002). Das Problem der P-Überdüngung bestand gleichermaßen in vielen Ländern Europas und in den USA (SIBBESEN und RUNGE-METZGER, 1995; SHARPLEY und REKOLAINEN, 1997; ANDERSSON et al., 2000).
Die P-Akkumulation im Boden erhöht die P-Frachten in aquatische Lebensräume und trägt zu deren Eutrophierung bei. Die Folgen der Eutrophierung sind verstärktes Algenwachstum, Sauerstoffzehrung, Fäulnis und Bildung von toxischen Stoffen, wodurch die Wasserqualität deutlich vermindert wird. Die Eutrophierung hat neben den ökologischen auch sozioökonomische Folgen; eutrophe Gewässer verlieren ihren Wert als Erholungsgebiete und sind als Trink- und Brauchwasserreservoire nur bei kostenintensiver Wasseraufbereitung nutzbar.

Nach Angaben des Umweltbundesamtes werden in Deutschland jährlich rund 37000 t P in die Fließgewässer eingetragen. Die P-Einträge sind in etwa gleichermaßen auf punktuelle Einträge über Kläranlagen und diffuse Einträge aus der Landwirtschaft zurückzuführen (Abb. 1.1). Im Vergleich zu 1990 verringerten sich die P-Einträge um 60 % und im Vergleich zu 1975 sogar um 75 %. Der Rückgang der P-Einträge war vor allem durch die Reduktion punktueller Einträge bzw. Quellen bedingt. Die Einführung phosphatfreier Waschmittel und die Nachrüstung von Kläranlagen mit Phosphatfällungsstufen trugen maßgeblich dazu bei.
Das Problem der P-Einträge über diffuse Quellen der Landwirtschaft besteht aufgrund der starken P-Akkumulation in Oberböden und des immer noch vorhandenen Überschusses der P-Zufuhr jedoch weiterhin.

Als Hauptpfad für die diffusen P-Einträge wird die Bodenerosion betrachtet (Abb. 1.1). Die Dominanz des Eintragspfades ist dadurch zu erklären, dass bei Bodenerosion unmittelbar die Bodenschicht mit dem weitaus höchsten P-Gehalt betroffen ist.

Dem P-Eintrag über die Drainagen wird in der Regel weniger Bedeutung beigemessen. Als eine Ursache hierfür kann das immer noch mangelhafte Verständnis der P-Verlagerungsprozesse im Boden angesehen werden (BROOKES et al., 1997; HEATHWAITE, 1997; ULÉN und JAKOBSSON, 2005). In den letzten Jahren verstärkten sich jedoch die Hinweise auf die Bedeutsamkeit der P-Einträge über die Drainagen (SIMS et al., 1998; DJODJIC et al., 2000; UUSITALO et al., 2001; HEATHWAITE et al. 2006). Dies führte auch dazu, dass der P-Eintrag ins Grundwasser zunehmend an Relevanz gewann. Ein Beleg dafür ist der gestiegene Anteil der geschätzten P-Einträge ins Grundwasser von 2 % im Jahr 1995 auf 15 % im Jahr 2000 (UMWELTBUNDESAMT, 2002). Ein erhöhtes Risiko der P-Einträge ins Grundwasser besteht insbesondere auf überdüngten, sandigen bzw. grundwassernahen Standorten (ISERMANN, 1994; KOOPMANS et al., 2003a; WOLF et al., 2005a).

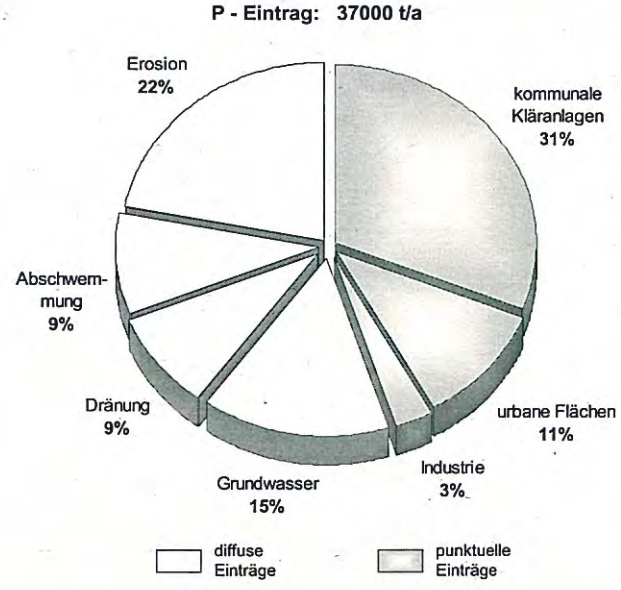


Abb. 1.1: Herkunft der P-Einträge in die Fließgewässer Deutschlands (UMWELTBUNDESAMT, 2002)

Seitdem die Eutrophierung als umweltrelevantes Problem anerkannt und die Hauptquelle der diffusen P-Einträge identifiziert wurde, entstand der Bedarf an Modellen zur Vorhersage der durch die Bodenerosion in die Fließgewässer eingetragenen P-Mengen. Vorrangiges Ziel der Modellentwickler und -anwender war neben der Prognose der P-Einträge ebenfalls die Validierung und Bewertung möglicher Maßnahmen zur Eintragsreduktion.

1.2 Stand der Forschung

1.2.1 Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss

Bei der Entstehung von Oberflächenabfluss bzw. beim Auftreten von Bodenerosion kann P in gelöster und/oder partikulärer Form von landwirtschaftlichen Flächen ausgetragen bzw. in das Gewässer eingetragen werden.
Im Allgemeinen wird dem Austrag von Phosphor in partikulärer Form (PP), der 75-90 % des Gesamtaustrages darstellt, eine bedeutendere Rolle beigemessen (SHARPLEY et al., 1995; REKOLAINEN et al. 1997). Aus diesem Grund waren die ersten Modelle auf die Prognose des PP-Austrages ausgerichtet und entstanden auf der Basis bereits vorhandener Erosionsmodelle. Die Berechung des PP-Austrages war unmittelbar an die Berechung des Bodenabtrages gekoppelt und wurde über eine P-Anreicherungsrate des ausgetragenen Sedimentes reguliert.

Die ersten Modelle zur Prognose des Austrages von Phosphor in gelöster Form (DP) entstanden Anfang der 1980er-Jahre. Ausschlaggebend war die Erkenntnis, dass DP durch die aquatische Biomasse direkt aufgenommen wird und somit den Eutrophierungsprozess unmittelbar beeinflussen kann (SHARPLEY und REKOLAINEN, 1997; EKHOLM et al., 1999; MCDOWELL und KOOPMANS, 2006). Zudem zeigte die zunehmende Anzahl der Untersuchungen zum DP-Austrag, dass dieser mit einem Anteil von bis zu 75 % zum Gesamtaustrag beitragen kann (HANSEN et al., 2000; ULÉN und JAKOBSSON, 2005; JARVIE et al., 2006).
Bei der Entwicklung der ersten Modelle zur Prognose des DP-Austrages stand die Praxistauglichkeit im Vordergrund, um den Zugang zu den Modellen für eine möglichst breite Anwendergruppe zu gewährleisten. Dies war vor allem durch die Begrenzung der Eingangsdaten und -parameter zu erreichen und führte schließlich zur Entstehung von relativ einfachen empirischen Modellen bzw. Gleichungen.

EPIC[1]

Das Modell EPIC wurde 1983 zur Abschätzung der Auswirkungen von Bodenerosion auf den Pflanzenertrag in den USA entwickelt. Es beinhaltete als eines der ersten Modelle eine Gleichung zur Berechnung des DP-Austrages.
Definitionsgemäß verhält sich in EPIC die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss direkt proportional zur Konzentration des labilen Phosphors (P_{LAB}) im Oberboden. Eine Konstante beschreibt das Verhältnis der P_{LAB}-Konzentration im Oberboden zu der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und übernimmt somit die Funktion des P-Freisetzungskoeffizienten (Gl. 1.1).

Die in EPIC angenommene Konstanz des P-Freisetzungskoeffizienten ist als eine starke Verallgemeinerung der Prozesse der P-Freisetzung aus dem Oberboden zu betrachten. Aus diesem Grunde ist eine von EPIC prognostizierte DP-Konzentration im Oberflächenabfluss als ein Schätzwert anzusehen.

[1] Erosion Productivity Impact Calculator (WILLIAMS et al., 1983)

Die Modellentwickler begründeten das vereinfachte Prinzip des EPIC-Ansatzes damit, dass der DP-Austrag gegenüber dem PP-Austrag als relativ geringfügig einzuschätzen ist (MITCHELL et al., 1997).

$$DP = \frac{P_{LAB}}{\alpha} \qquad \text{(Gl. 1.1)}^{1}$$

mit:

DP	Konzentration des gelösten Phosphors im Oberflächenabfluss	[mg/l]
P_{LAB}	Konzentration des labilen Phosphors im Oberboden	[mg/kg]
α	P-Freisetzungskoeffizient Quotient aus der P_{LAB}-Konzentration im Oberboden und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss; in EPIC konstant = 175	[l/kg]

In den nachfolgenden Jahren wurde der EPIC-Ansatz von mehreren Modellen in einer modifizierten Form übernommen. Beispielsweise enthalten die Modelle SWRRBWQ[2], SWAT[3] und SWIM[4] Gleichungen zur Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss, die auf dem EPIC-Ansatz basieren. Bei SWRRBWQ, SWIM und SWAT handelt es sich um komplexe, multifunktionale Modelle zur Berechnung von Wasserhaushalt, Bodenerosion, Pflanzenwachstum und Nährstoff- bzw. Pestizidausträgen auf der Einzugsgebietsskala. Dennoch wurde bei der Modifizierung des übernommenen EPIC-Ansatzes kein Fortschritt in Richtung einer prozessorientierten Modellierung des DP-Austrages erzielt. Trotz der Implementierung einzelner Korrektur- bzw. Umrechnungsfaktoren blieb das vereinfachte Prinzip des EPIC-Ansatzes erhalten (Gl. C1 und C2, Anhang).

PIERSON et al. (2001) verwendeten den EPIC-Ansatz zur Modellierung der DP-Austräge von mehreren mit einem Wirtschaftsdünger behandelten Parzellen. Die Autoren fanden keine signifikanten Korrelationen zwischen den Messwerten und dem Modellergebnis; der relative Prognosefehler[5] lag im Durchschnitt bei 156 %. Als Ursache dafür wurde die inadäquate Abbildung der Prozesse im Modell genannt.
STORM und WHITE (2003) erzielten ebenfalls kein zufriedenstellendes Ergebnis bei der Anwendung des EPIC-Ansatzes zur Modellierung der DP-Austräge aus acht Einzugsgebieten; die Messwerte wurden von dem Modell im Durchschnitt um 140 % unterschätzt.

[1] SHARPLEY und WILLIAMS (1990)
[2] Simulator for Water Resources in Rural Basins-Water Quality (ARNOLD et al. 1991)
[3] Soil and Water Assessment Tool (ARNOLD et al., 1995)
[4] Soil and Water Integrated Model (KRYSANOVA et al., 1998)
[5] Relative Root Mean Square Error

CREAMS[1]

Eine andere Herangehensweise an die Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss bietet das 1980 in den USA entwickelte Modell CREAMS.

Die Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss basiert in CREAMS auf einem empirischen Ansatz, der im Vergleich zu EPIC komplexer ist und eine zusätzliche prozessorientierte Komponente aufweist. Diese besteht in der Berechnung der DP-Menge, die beim Beginn eines Niederschlagsereignisses durch die Infiltration in die tiefer liegenden Bodenschichten verlagert wird und somit dem Austrag über den später einsetzenden Oberflächenabfluss nicht mehr zur Verfügung steht. Die anschließend zu berechnende DP-Konzentration im Oberflächenabfluss wird maßgeblich durch die Abflusshöhe und eine Konstante gesteuert, welche die DP-Freisetzung aus der Bodenlösung in den Oberflächenabfluss beschreibt (Gl. C3 und C4, Anhang).

Der CREAMS-Ansatz wurde bei mehreren, später entstandenen Modellen weiterverwendet. In einer modifizierten Form wird er zur Berechnung des DP-Austrages in AGNPS[2], ANSWERS-2000[3] und GLEAMS[4] eingesetzt.

YUAN et al. (2005) stellten bei der Berechnung des DP-Austrages mit Hilfe des CREAMS-Ansatzes eine schwache Korrelation (R^2=0,36) zwischen den Messwerten und dem Modellergebnis fest. Die Ursache dafür sahen die Autoren in der Simplifizierung der Prozesse des DP-Austrages. Überdies wurden die Unsicherheiten bei der Auswahl bzw. Festlegung der Modellparameter als hoch eingestuft und als eine weitere Ursache für die Abweichungen zwischen den Messwerten und dem Modellergebnis betrachtet.

BOURAOUI und DILLAHA (2000) sowie STORM et al. (1988) erzielten ebenfalls kein zufriedenstellendes Ergebnis bei der Berechnung der DP-Austräge mit dem CREAMS-Ansatz. Zwischen dem Modellergebnis und den Messwerten bestand eine Abweichung um den Faktor 2 bis 3.

SHARPLEY-Gleichung

Auf der Grundlage expliziter Untersuchungen zu Prozessen der P-Desorption im Boden entwickelten SHARPLEY et al. (1981, 1985) ein empirisches Modell zur Prognose der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss.

Das Modell ermöglicht die Berechnung einer pro Abflussereignis durchschnittlichen DP-Konzentration als Funktion der Konzentration des desorptionsfähigen P im Oberboden, der Tiefe des mit dem Oberflächenabfluss interagierenden Oberbodens, der Abflusshöhe und mehrerer empirisch abgeleiteter Parameter (Gl. C5, Anhang).

---

[1] Chemical, Runoff and Erosion from Agricultural Management Systems (KNISEL, 1980)
[2] Agricultural Non-Point Source pollution model (YOUNG et al., 1987)
[3] Areal Nonpoint Source Watershed Environment Response Simulation model (BOURAOUI, 1995)
[4] Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems (LEONARD et al., 1987)

Das Modell wurde für die klimatischen und pedologischen Verhältnisse des Südostens der USA entwickelt und fand hauptsächlich innerhalb der USA Einsatz.

HUTCHINS et al. (2002) verwendeten das Modell zur Vorhersage der DP-Austräge aus zwei Kleineinzugsgebieten. Die Autoren berichteten von einer ca. 50-prozentigen Überschätzung der Messwerte durch das Modell und führten diese auf die Problematik der Ermittlung repräsentativer Werte der bodenspezifischen Modellparameter zurück.
EKHOLM et al. (1999) adaptierten und modifizierten das Modell für die Anwendung in einem finnischen Untersuchungsgebiet. Die Autoren fanden jedoch, dass das Modell weiterer Modifizierungen bedarf, um akzeptable Ergebnisse zu liefern. Die neuesten Untersuchungen der finnischen Arbeitsgruppe resultierten in der Entwicklung eines weiteren empirischen Modells zur Prognose der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss, welches auf der Beziehung zwischen dem wasserlöslichen P im Oberboden und dem DP im Oberflächenabfluss basiert (EKHOLM et al., 2005). In Dänemark entstand auf der Grundlage detaillierter Untersuchungen in 24 landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten ein weiteres empirisches Modell zur Prognose der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss (ANDERSEN et al., 2005).

Die vorgestellten Ansätze zur Modellierung der DP-Austräge über den Oberflächenabfluss wurden in Deutschland bisher nur in einem sehr begrenzten Umfang angewendet. Die Ergebnisse der Modellierung wurden von gut (LINDENSCHMIDT et al., 2004) bis unbefriedigend (GRUNWALD, 1997; WEISSROTH, 2000) eingestuft. RODE und FREDE (1997) erzielten bei der Modellierung der DP-Austräge für ein Untersuchungsgebiet ein sehr gutes Ergebnis. In einem weiteren Untersuchungsgebiet wurden die DP-Austräge jedoch um Faktor 3 überschätzt. Letztendlich bleibt der empirische Charakter der Ansätze der größte Unsicherheitsfaktor bei den Anwendungen im europäischen Raum.

Die Prozesse des P-Austrages sind komplex und bis heute nicht eingehend erforscht und verstanden worden (LEINWEBER et al., 2002). Viele unterschiedliche Faktoren nehmen Einfluss auf die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss. Zu nennen sind vor allem der Gehalt des labilen P im Oberboden (POTE et al., 1996; MCDOWELL und SHARPLEY; 2003), die Applikation von Mineral- und Wirtschaftsdüngern (EBELING et al., 2002; KLEINMAN et al., 2002; HART et al., 2004), die Bodenbearbeitung (BUNDY et al., 2001; DAVEREDE et al., 2003); die Vegetation (KOOPMANS et al., 2004) und die Bodenfeuchte (POTE et al., 1999; MCDOWELL und SHARPLEY, 2002). Um komplexe Prozesse des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss zutreffend abbilden zu können, bedarf es der Entwicklung und Anwendung von physikalisch basierten und prozessorientierten Modellen.

1.2.2 Modellierung des P-Kreislaufes im Boden

Labiler Phosphor (P_{LAB}) im Oberboden kann als Hauptquelle für DP im Oberflächenabfluss angesehen werden. Als labil werden lösliche, direkt mit der Bodenlösung austauschbare, leicht pflanzenverfügbare P-Verbindungen bezeichnet, die an Bodenkolloiden und Oberflächen kristalliner Bodenbestandteile schwach adsorbiert sind (SMECK, 1985; CROSS und SCHLESINGER, 1995).
Zur Quantifizierung der Größe des P_{LAB}-Pools eines Bodens stehen unterschiedliche Methoden zur Verfügung, die hauptsächlich in der landwirtschaftlichen Praxis zur Bestimmung des pflanzenverfügbaren P eingesetzt werden. Es bestehen länderspezifische Unterschiede der Standardmethoden; in Deutschland wird routinemäßig die Lactatextraktion angewandt, in den Niederlanden die Wasserextraktion, in England die Natriumbicarbonat-Extraktion nach OLSEN und in den USA die Extraktion nach MEHLICH oder BRAY (SCHACHTSCHABEL et al., 1992). In mehreren Studien wurde dargelegt, dass zwischen dem wasserlöslichen Phosphor (P_w) des Oberbodens und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss der stärkste Zusammenhang besteht (POTE et al., 1999; TORBERT et al., 2002; SCHROEDER et al., 2004).

Gegenwärtig existieren mehrere Modelle mit der Option zur Simulation der Größe des P_{LAB}-Pools im Boden. Im Allgemeinen handelt es sich um Modelle, die den kompletten P-Kreislauf im Boden beschreiben. Die Gesamtmenge des im Boden vorhandenen P wird in mehrere Pools aufgeteilt, welche die verschiedenen P-Bindungsformen repräsentieren und somit unterschiedlichen Umsatzprozessen und -geschwindigkeiten unterliegen. Zwischen den P-Pools bestehen meist bilaterale Verbindungen zur Regulierung der physikalischen bzw. biologischen Umsatzprozesse. Zwischen den anorganischen P-Pools finden Prozesse der Sorption/Desorption und Fällung/Rücklösung statt. Die organischen P-Pools unterliegen Veränderungen durch die Prozesse der Mobilisation und Immobilisation.

Das bereits zuvor vorgestellte Modell **EPIC** ist eines der Modelle zur Simulation des P-Kreislaufes im Boden und kommt wohl am meisten zum Einsatz. Dies erklärt sich dadurch, dass der EPIC-Ansatz als einer der ersten entwickelt und später von mehreren Modellen weiterverwendet wurde[1].
Die Beschreibung des P-Kreislaufes in EPIC basiert auf dem Konzept von COLE et al. (1977). Neben dem P_{LAB}-Pool werden weitere vier P-Pools im Boden betrachtet: zwei organische und zwei anorganische P-Pools, die jeweils in einen stabilen und einen aktiven P-Pool unterteilt werden. (Abb. A1, Anhang). Die Größe der P-Pools wird durch Umsatzprozesse beeinflusst, die von bodenfeuchte- und temperaturabhängigen Konstanten sowie bodenspezifischen Koeffizienten gesteuert werden. Somit trägt die Modellierung des P-Kreislaufes mit EPIC einen stark empirischen Charakter.

[1] EPIC-analoger P-Kreislauf in AGNPS (YOUNG et al., 1987), ANSWERS-2000 (BOURAOUI, 1995), CREAMS (KNISEL, 1980), GLEAMS (LEONARD et al., 1987), SWAT (ARNOLD et al., 1995), SWIM (KRYSANOVA et al., 1998)

Die mit EPIC modellierbare P_{LAB}-Konzentration des Bodens entspricht der durch die Extraktion mit einem Anionenaustauscherharz messbaren P-Konzentration des Bodens (SHARPLEY et al., 1984).
KARPINETS et al. (2004) fanden in einem Experiment mit 12 verschiedenen Böden keine signifikanten Korrelationen (R^2=0,14) zwischen den gemessenen und den von EPIC vorhergesagten P_{LAB}-Konzentrationen. Die Autoren benannten die Abbildung der P-Prozesse im Modell als mangelhaft und verwiesen auf die Problematik der Bereitstellung der Eingangsdaten. Die bei der Entwicklung von EPIC abgeleiteten Sorptionskonstanten reflektieren nur bedingt den heutigen Stand des Wissens über die P-Sorptionsprozesse und können zu einer inadäquaten Abbildung der Größe des P_{LAB}-Pools führen (VADAS et al., 2006). Das Modell EPIC wurde seit seiner Entstehung vor über dreißig Jahren trotz wissenschaftlicher Fortschritte auf dem Gebiet der P-Forschung nicht weiterentwickelt oder verbessert (RADCLIFFE und NELSON, 2005).

In den USA wurde 1988 das Modell **CENTURY**[1] zur Simulation des Kreislaufes organischer Bodensubstanz entwickelt, um den Einfluss landwirtschaftlicher Bodennutzung und des Klimawandels zu untersuchen und zu bewerten. Es beinhaltet ein P-Modul und bietet die Möglichkeit zur Simulation des P-Kreislaufes im Boden. Das Modell ist in seinem Aufbau äußerst komplex; der P-Kreislauf schließt insgesamt zwanzig P-Pools ein. CENTURY ist auf langzeitige Prognosen ausgerichtet, die Simulationen laufen auf Monatsbasis und können für einen Zeitraum von mehreren Jahrtausenden durchgeführt werden. Der CENTURY-Ansatz wurde beim später entstandenen Modell OPUS[2] weiterverwendet.

Die neuste Entwicklung stellt das Modell **ANIMO**[3] aus den Niederlanden dar. Die Ursprungsversion aus dem Jahr 1985 beinhaltete die Option zur Simulation der C_{org}- und N-Kreisläufe des Bodens und wurde Mitte der 1990er-Jahre um ein P-Modul erweitert.
In ANIMO werden insgesamt neun organische und anorganische P-Pools im Boden betrachtet, die jeweils eine andere Art der P-Bindungsform hinsichtlich des Bindungspartners und der Bindungsstärke repräsentieren. Die Prozesse der Sorption und Desorption werden auf der Basis der Langmuir- und Freundlich-Gleichungen simuliert. Die Steuerung der Prozesse der Mobilisation und Immobilisation übernehmen kinetische Koeffizienten, die anhand der Bodentemperatur und -feuchte, des pH-Wertes und der Sauerstoffdiffusion im Boden berechnet werden. Die in ANIMO simulierte P_{LAB}-Konzentration des Bodens ist der messbaren P_w-Konzentration des Bodens äquivalent. Darüber hinaus ist in ANIMO die Simulation der DP-Konzentration in der Bodenlösung durchführbar, die entsprechend dem Modellkonzept die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss darstellt.

[1] Soil Organic Matter Model (PARTON et al., 1988)
[2] Integrated model for transport of nonpoint-source pollutants (SMITH und FERREIRA, 1992)
[3] Agricultural Nutrient Model (GROENDIJK und KROES, 1999)

1.2.3 Phosphor-Index

Der Einsatz von Modellen zur Simulation von DP-Austrägen ist stets mit einem relativ hohen Aufwand bei der Bereitstellung der Eingangsdaten und der Ermittlung der Parameterwerte verbunden (SHARPLEY et al., 1995). Bei limitierter Datenlage bzw. eingeschränkter Rechnerkapazität wird oftmals der Einsatz von P-Indices praktiziert, die eine relativ einfache Möglichkeit zur Abschätzung des P-Austragspotentials einer Fläche bieten. Insbesondere in der landwirtschaftlichen Praxis finden P-Indices bei der Entwicklung und Umsetzung von Bewirtschaftungsmaßnahmen zur Reduktion der P-Austräge eine breite Anwendung.

Der erste P-Index wurde von LEMUNYON und GILBERT (1993) am Landwirtschaftsministerium USDA in den USA entwickelt. Die Abschätzung des P-Austragspotentials basiert im P-Index auf einem bewertenden Ansatz. Die Standorteigenschaften werden hinsichtlich deren Einflusses auf den P-Austrag nach einer Werteskala klassifiziert und gewichtet. Anhand der Summe der gewichteten Werte wird das P-Austragspotential für die betreffende landwirtschaftliche Fläche qualitativ beschrieben. Entsprechend dem geschätzten P-Austragspotential werden Empfehlungen zur P-Düngung und zu Bewirtschaftungsmaßnahmen gegeben.
Generell wird im P-Index zwischen transport- und quellenbezogenen Standorteigenschaften bzw. Faktoren unterschieden. In der Ursprungsversion des P-Indexes wurden der Oberflächenabfluss und die Bodenerosion als transportbezogene Faktoren und der pflanzenverfügbare P-Gehalt des Bodens, die Höhe und Anwendungsart der P-Düngung als quellenbezogene Faktoren betrachtet.

Der P-Index wurde weiterentwickelt und erweitert. In der Version von WELD et al. (2001) wird beispielsweise der Faktor Gewässernähe berücksichtigt. Es bestehen unterschiedliche regionale Modifikationen des P-Indexes innerhalb der USA, aber auch in Norwegen (BECHMANN et al., 2006), Schweden (DJODJIC und BERGSTROM, 2005), Finnland (TUHKANEN et al., 2001) fand der P-Index zur Abschätzung des P-Austragspotentials Einsatz.
Einen bedeutenden Fortschritt in der Entwicklung von P-Indexmethoden stellt das *Phosphorus Indicators Tool* von HEATHWAITE et al. (2003) dar. Es erlaubt eine quantitative Abschätzung potentieller P-Verluste auf der Einzugsgebietskala unter der Berücksichtigung der vertikalen P-Verlagerung.

1.3 Zielsetzung

Die Zielsetzung dieser Arbeit leitet sich aus der Problematik der derzeit existierenden Modelle zur Prognose des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss ab. Wie im Kapitel 1.2.1 bereits dargelegt, ist die Prognosefähigkeit der Modelle, insbesondere bei den Anwendungen im europäischen Raum, stark eingeschränkt. Dies ist vor allem auf folgende Faktoren zurückzuführen:

- *Empirischer Charakter der Modellparameter*
  Da die meisten Modelle in den USA entwickelt wurden, ist die Übertragung der empirisch abgeleiteten Modellparameter für klimatische und pedologische Verhältnisse in Europa mit großen Unsicherheiten behaftet. Eine eigenständige Ableitung der Modellparameter wäre nur unter hohem Aufwand möglich.

- *Veraltetes Modellkonzept*
  Die Konzepte der vor über dreißig Jahren entstandenen Modelle EPIC und CREAMS, die später auch in weiteren Modellen Einsatz fanden, entsprechen nicht mehr dem heutigen Stand des Wissens.

- *Verallgemeinerung der Prozesse des DP-Austrages*
  Die meist schematische Darstellung der Prozesse führt zu einer inadäquaten Abbildung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss. Es bedarf der Entwicklung und Anwendung von physikalisch basierten Modellen, um die unterschiedlichen Prozesse und Faktoren, die Einfluss auf die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss nehmen, realistisch abzubilden.

Aus diesen Gründen wurde der Einsatz der im Kapitel 1.2.1 vorgestellten Modelle zur Simulation des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss im Rahmen der vorliegenden Arbeit als nicht sinnvoll betrachtet. Zudem wurde die Prognosezuverlässigkeit der Modelle an Messreihen, die teilweise in dieser Arbeit verwendet wurden, bereits von WEISSROTH (2000) eingehend geprüft und für nicht ausreichend befunden.
Deshalb wird in der vorliegenden Arbeit eine neue Herangehensweise an die Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss vorgenommen und getestet. Diese besteht in der Anwendung eines Modells zur zeitlich dynamischen Modellierung des P_{LAB}-Pools des Oberbodens, der als Hauptquelle für DP im Oberflächenabfluss fungiert. Die zeitliche Variabilität des P_{LAB}-Pools des Bodens wurde bisher in nur wenigen Studien explizit untersucht (z. B. WRIGHT und COLEMAN, 1999; SANFORD, 2002). Es ist anzunehmen, dass auch temporäre Schwankungen der Größe des P_{LAB}-Pools des Oberbodens einen Einfluss auf die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss nehmen. WEISSROTH (2000) betrachtete die Größe des P_{LAB}-Pools des Oberbodens als zeitlich konstant, was als eine mögliche Ursache für das unbefriedigende Modellierungsergebnis anzusehen wäre.

Zur Simulation der Größe des P_{LAB}-Pools des Oberbodens standen die im Kapitel 1.2.2 vorgestellten Modelle zur Verfügung. Das Modell CENTURY wurde aufgrund seiner Komplexität, der starken Ausrichtung auf die Modellierung des Kreislaufs organischer Bodensubstanz und der relativ niedrigen zeitlichen Auflösung von der Auswahl ausgeschlossen. Das Modell ANIMO erfüllte die gestellten Anforderungen am besten. Die Entscheidung für die Anwendung von ANIMO im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde aus folgenden Gründen getroffen:

- *Neuste Entwicklung*
  Im Vergleich zum 1983 entstandenen Modell EPIC repräsentiert das Mitte der 1990er-Jahre entwickelte Modell ANIMO die neuesten Forschungserkenntnisse auf dem Gebiet der P-Modellierung.

- *Erweiterter P-Kreislauf*
  Im Vergleich zu EPIC wird in ANIMO, neben einer größeren Anzahl der P-Pools, die P-Zufuhr zusätzlich in Form von Wirtschaftsdünger und Wurzelausscheidungen betrachtet.

- *Physikalisch basiertes Modellkonzept*
  Derzeit stellt das Modell ANIMO den am stärksten prozessorientierten und physikalisch basierten Ansatz zur Modellierung des P-Kreislaufes des Bodens dar.

- *In Europa entwickelt*
  Dies verringert die Unsicherheiten bei der Übertragung der empirisch abgeleiteten Modellparameter.

- *Direkte/dynamische Einbindung der Einflussfaktoren in den Modellierungsprozess*
  Der Gehalt des Bodens an organischer Substanz und oxalatlöslichen Al- und Fe-Verbindungen, der pH-Wert und die Bodenfeuchte sind die wichtigsten Faktoren, die Einfluss auf P-Freisetzung aus der Bodenmatrix nehmen (POTE et al., 1999; CHARDON und SCHOUMANS, 2002). In ANIMO werden diese Einflussfaktoren in direkter Weise als Anfangswerte oder als zeitlich dynamische Eingangswerte in den Modellierungsprozess miteinbezogen. In EPIC werden die Einflussfaktoren indirekt als empirisch abgeleitete, bodenspezifische Modellparameter berücksichtigt.

- *Simulierte DP-Konzentration der Bodenlösung = messbare DP-Konzentration im Oberflächenabfluss*
  In ANIMO wird die DP-Konzentration der Bodenlösung zeitlich dynamisch simuliert. Diese ist entsprechend dem Modellkonzept der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss äquivalent. Im Gegensatz dazu wird in EPIC die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss aus der P_{LAB}-Konzentration des Bodens über eine Konstante berechnet (vgl. Gl. 1.1).

- *Simulierte P_{LAB}-Konzentration = messbare P_w-Konzentration*
  ANIMO bietet als einziges Modell die Möglichkeit zur Simulation der messbaren P_w-Konzentration im Oberboden, die den stärksten Zusammenhang zu der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss aufweist.

Die vorliegende Arbeit hat Folgendes zum Ziel:

- *Modellierung der ereignisbezogenen DP-Konzentration im Oberflächenabfluss*
  Das Modell ANIMO soll erstmalig zur Simulation der DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss eingesetzt werden. Die bisherigen Modellanwendungen bezogen sich ausschließlich auf die Simulation des DP-Austrages über den Auswaschungspfad (Leaching). Die Überprüfung und Bewertung der Prognosezuverlässigkeit des Modells soll auf der Feldskala erfolgen.

- *Modellierung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_w-Konzentration des Oberbodens*
  Durch die Entwicklung eines speziellen *P-Moduls* soll die Umwandlung des Punkt-Modells ANIMO zu einem rasterbasierten Modell realisiert werden. Dies wird erstmalig die Modellierung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens auf der Einzugsgebietsskala ermöglichen.
  Zur Modellkalibrierung und -validierung soll eine umfangreiche Datenbasis durch Beprobungen im Untersuchungsgebiet aufgebaut werden. Ergänzend dazu werden Untersuchungen zur zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens durchgeführt.
  Mit Hilfe des *P-Moduls* soll die Identifizierung von Zeiträumen und die Lokalisierung von Flächen mit hoher P-Verfügbarkeit bzw. hohem P-Austragspotential erfolgen. Es soll somit die Funktion eines P-Indexes übernehmen bzw. erfüllen, jedoch auf der Grundlage einer physikalisch basierten und räumlich hoch differenzierten Modellierung.

2. Material und Methoden

2.1 Auswahl der Untersuchungsgebiete

Die Anwendung des Modells ANIMO setzt genaue Kenntnisse der Böden und Landnutzung am Standort voraus. Aus diesem Grund wurden bei der Auswahl geeigneter Untersuchungsgebiete solche bevorzugt, die durch vorangegangene Studien gut erkundet waren.

Für die Modellanwendung auf der Feldskala wurden Fremddaten verwendet, die im Rahmen einer Langzeitstudie des Forschungsverbundes Agrarökosysteme München (FAM) auf der Versuchsstation Scheyern erhoben wurden. Der FAM hat sich zum Ziel gesetzt, die nutzungsbedingten Veränderungen in Agrarökosystemen am Beispiel von zwei unterschiedlichen Bewirtschaftungsformen zu erfassen, zu prognostizieren und zu bewerten (SCHRÖDER et al., 2002).
Ein Teilprojekt der FAM-Studie befasste sich mit den Untersuchungen von Stoffverlagerung und Bodenabtrag durch Oberflächenabfluss. Im Rahmen dieses Teilprojektes wurde eine Promotionsarbeit mit dem Ziel angefertigt, die relevanten Steuergrößen für die Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP zu ermitteln (WEISSROTH, 2000). Die erhobenen Datensätze entsprachen in ihrem Umfang und ihrer Qualität den für die Modellanwendung gestellten Anforderungen und wurden aus diesem Grund für die eigenen Untersuchungen übernommen. Die Verwendung von Fremddaten brachte zudem einen deutlichen Gewinn an Zeit und Kosten, die sonst bei einer eigenhändigen Datenerhebung entstanden wären.

Als Standort für Untersuchungen und Modellanwendung auf der Einzugsgebietsskala wurde das Einzugsgebiet Schäfertal ausgewählt.
Das Schäfertal wurde bereits 1965 im Rahmen des Internationalen Hydrologischen Dezenniums als hydrologisches Versuchsgebiet der Ingenieurschule für Wasserwirtschaft Magdeburg ausgerüstet (BORCHARDT, 1982a). Neben den Untersuchungen zu Abflussbildungsprozessen und Abflusskomponenten wurden umfassende Arbeiten zur pedologischen Standortkennzeichnung durchgeführt (ALTERMANN, 1985).
Mitte der 90er-Jahre führte die Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg im Schäfertal Untersuchungen zu diffusen Nährstoffausträgen durch. Der Schwerpunkt der Studien lag in der Erforschung des Zwischenabflusses als Austragspfad von Nitrat (STEININGER et al., 1997; ABDANK et al., 2003). Die räumliche Verteilung von P-Fraktionen des Oberbodens im Feldmaßstab war Gegenstand der Untersuchungen von HEILMANN et al. (2005).
Seit 2000 führt das UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH (UFZ) im Rahmen eines deutsch-russischen Verbundprojektes Untersuchungen zu erosiven Stoffausträgen durch (OLLESCH et al., 2005a,b,c; OLLESCH et al., 2006).
Die umfassende Standortcharakterisierung aus den vorangegangenen Arbeiten sowie das bereits bestehende Messnetz des UFZ favorisierten das Schäfertal bei der Wahl als Untersuchungsgebiet.

2.2 Untersuchungsgebiet Scheyern

2.2.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Die Versuchsstation Klostergut Scheyern befindet sich ca. 40 km nördlich von München, im Landkreis Pfaffenhoffen a. d. Ilm (Abb. 2.1).
Die 153 ha große Versuchsstation liegt zwischen 445 und 500 m über NN und wird durch zwei Talzüge mit den eingegliederten Teichketten differenziert. Die Fläche der Versuchsstation stellt kein geschlossenes Gewässereinzugsgebiet dar, sondern ist ein Teil des Einzugsgebietes des Schnatterbaches.

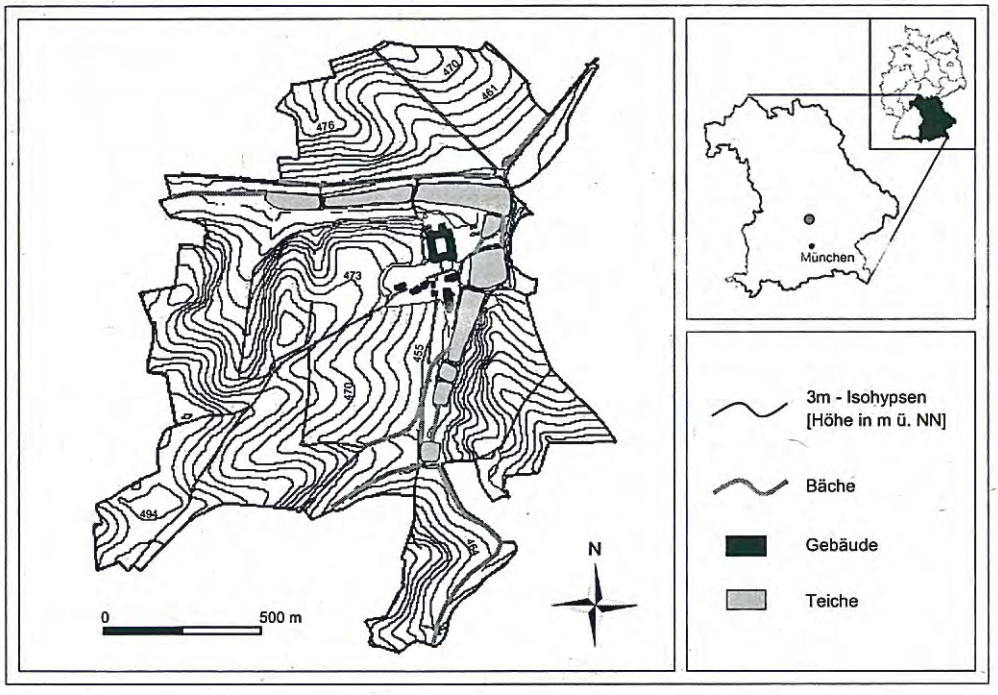


Abb. 2.1: Lage und Topographie des Untersuchungsgebietes Scheyern

Im Zeitraum von 1993 bis 2001 lag die mittlere Jahresniederschlagssumme der Versuchsstation Scheyern bei 834 mm, die mittlere Jahrestemperatur betrug 8,4 °C. Die größten Niederschlagsmengen wurden in den Monaten Mai bis Juli mit einem Maximum im Juli von durchschnittlich 106 mm registriert. Am niederschlagsärmsten waren die Herbst- und Wintermonate mit einem Minimum im Oktober von 29 mm (FIENER et al., 2005).

Das Untersuchungsgebiet liegt im Tertiären Hügelland, einer naturräumlichen Einheit, die dem süddeutschen Molassebecken zugeordnet wird. Das Oberflächenrelief wird von den tertiären Sedimenten der Oberen Süßwassermolasse geprägt, die sich durch ein breites Faziesspektrum auszeichnen, das von quarzreichen Kiesen über Feinsande bis zu Tonmergeln reicht.

Im Pleistozän blieb das Gebiet eisfrei und unterlag solifluidalen Prozessen, wodurch es zur Ausbildung eines engmaschigen asymmetrischen Talnetzes kam. In dieser Zeit entstanden die für das Tertiäre Hügelland typischen steilen Süd- und Westhänge und flachen Nord- und Osthänge. Anschließend erfolgte die Überdeckung der tertiären Sedimente mit Löß; die Fläche der Versuchsstation Scheyern ist zu 85 % von einer dünnen Lößschicht (< 2 m) bedeckt (SCHRÖDER et al., 2002).

Aus bodenkundlicher Sicht handelt es sich um ein stark differenziertes Gebiet. Vorherrschender Bodentyp ist die Braunerde; auf den flachen Hängen findet man tiefgründige Braunerden aus Lößlehm, auf den Steilhängen und Kuppen treten bevorzugt Braunerden aus tertiären Sedimenten auf. In den Bereichen über den tertiären Tonen haben sich pseudovergleyte Braunerden ausgebildet. In den Tälern und Senken sind Kolluvien verbreitet.

Der Forschungsverbund Agrarökosysteme München (FAM) pachtete das ehemalige Klostergut Scheyern von 1990 bis 2003 für eine Langzeitstudie. Während der Projektphase wurden 46 ha der Fläche nach den Vorgaben des integrierten Pflanzenbaus bewirtschaftet, die unter anderem eine viergliedrige Fruchtfolge mit Zwischenfruchtanbau sowie verminderte Bodenbearbeitung mit Mulchsaatverfahren vorsahen. 68 ha der Fläche wurden nach den Leitlinien des ökologischen Landbaus bewirtschaftet, die eine siebengliedrigen Fruchtfolge, mechanische Unkrautbekämpfung sowie Festmist- und Kompostdüngung beinhalteten.

2.2.2 Bisherige experimentelle Untersuchungen

Im Rahmen der Promotionsarbeit von WEISSROTH (2000) erfolgte 1993 bis 1997 eine ereignisbezogene, quantitative und qualitative Erfassung des Oberflächenabflusses in 16 Kleineinzugsgebieten. Die Kleineinzugsgebiete wurden anhand der Geländemorphologie abgegrenzt, sie variierten in ihrer Größe (0,8 - 16,8 ha), in der Hangneigung und den Bodeneigenschaften.
Der Oberflächenabfluss wurde an der tiefliegendsten Stelle des jeweiligen Kleineinzugsgebietes gesammelt und zu einer Messeinrichtung geleitet, die aus einem Probenteilerrad und einem automatischen Probenehmer bzw. einem Messfass bestand. Das Abflussvolumen wurde aus der Menge des gesammelten Aliquots bestimmt, die entnommenen Wasserproben wurden auf DP und Sedimentgehalt analysiert.

Die erhobenen Datensätze wurden hinsichtlich ihrer Verwendbarkeit im Rahmen der vorliegenden Arbeit geprüft. Es galt, einen möglichst umfangreichen Datensatz für die Kalibrierung bzw. Validierung des Modells aufzustellen. Ebenfalls wurden die Charakteristika der Kleineinzugsgebiete überprüft, um geeignete Gebiete für die Modellanwendung auszuwählen. Als Kriterium für die Auswahl fungierte die höchstmögliche Homogenität der Kleineinzugsgebiete in Hinsicht auf Bewirtschaftung und Bodeneigenschaften.

Allein das Kleineinzugsgebiet E 3 (4,2 ha) entsprach den gestellten Anforderungen und wurde für die Modellanwendung ausgewählt (Abb. 2.2). Im Weiteren werden nur die im Kleineinzugsgebiet E 3 erhobenen Datensätze dargestellt und diskutiert.

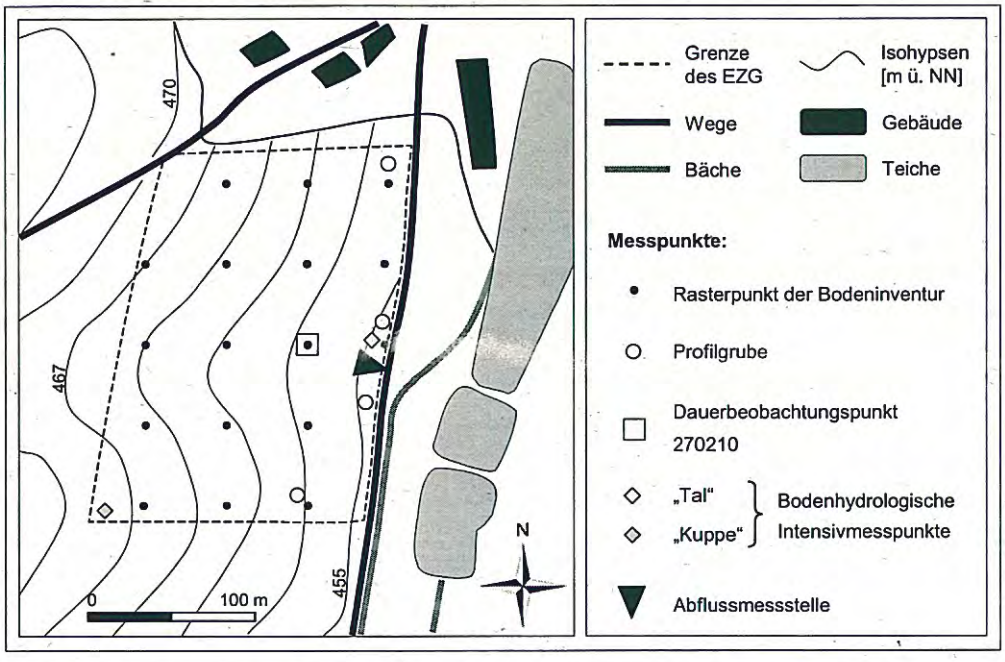


Abb. 2.2: Lage und messtechnische Ausstattung des Kleineinzugsgebietes E3 im Untersuchungsgebiet Scheyern

Im Jahr 1992 wurde in Scheyern eine Bodeninventur durchgeführt. Dabei wurden in einem 50-m-Raster 1,2 m lange Bohrkerne entnommen. Nach der Profilbeschreibung wurde aus jedem ermittelten Horizont Bodenmaterial für Laboranalysen gewonnen. Im Kleineinzugsgebiet E3 wurden in dieser Weise insgesamt 17 Rasterpunkte beprobt (Abb. 2.2). Die entnommenen Bodenproben wurden zur Korngrößenanalyse und Bestimmung von P_{CAL}, K_{CAL}, C_{org}, und pH verwendet (SCHEINOST, 1995).
Zusätzlich zu der Rasterbeprobung wurden vier Profilgruben (Abb. 2.2) angelegt, in denen eine horizontbezogene Entnahme des Bodenmaterials erfolgte. Die Bodenproben wurden umfassenden bodenphysikalischen und -chemischen Analysen unterzogen, dabei wurden die Konzentrationen an Al, Fe und P im Oxalataufschluss bestimmt.
1995 fand analog zu 1992 eine flächendeckende Rasterbeprobung des Bodens statt, mit dem Ziel der Erfassung des P_{CAL}-Versorgungszustandes.

An zwei unterschiedlich exponierten Stellen im Kleineinzugsgebiet E3 wurden bodenhydrologische Intensivmesspunkte „Kuppe" und „Tal" eingerichtet (Abb. 2.2). Im Zeitraum von 1995 bis 1997 wurden dort tägliche Messungen des volumetrischen Wassergehaltes mittels TDR-Sonden in mehreren Tiefen durchgeführt (HONISCH et al., 2002).

Am Dauerbeobachtungspunkt 270210 (Abb. 2.2) wurden 1995 periodisch Bodenproben aus dem Ap-Horizont zur Untersuchung der Nährstoffdynamik entnommen. Aus dem entnommenen Bodenmaterial wurde mittels Zentrifugation das Bodenwasser gewonnen. Neben der Bestimmung relevanter Nährstoffparameter erfolgte auch die Analyse der DP-Konzentration.

Alle Daten, die man im Laufe der FAM-Langzeitstudie in Scheyern erhob, wurden in der eigens für diesen Zweck eingerichteten Datenbank ADIS (Agrarökologisches Dateninformationssystem) gesammelt und gepflegt. Die ADIS-Datenbank ist für Forschungszwecke frei zugänglich, der Zugriff kann über das Internet erfolgen. Die für diese Arbeit verwendeten Daten aus Scheyern wurden auf diesem Wege zur Verfügung gestellt.

2.3 Untersuchungsgebiet Schäfertal

2.3.1 Charakteristik des Untersuchungsgebietes

Das Schäfertal liegt im östlichen Teil des Harzes, im Landkreis Quedlinburg, nordwestlich der Ortschaft Siptenfelde (Abb. 2.3). Das Untersuchungsgebiet gehört zu der naturräumlichen Einheit des östlichen Unterharzes und besitzt den Status eines Landschaftsschutzgebietes.
Das Gebiet hat die Form eines Muldentals und umfasst 1,44 km². Der Gebietsauslass im Osten des Einzugsgebietes liegt auf einer Höhe von 393 m ü. NN, der höchste Punkt bei 474 m ü. NN.

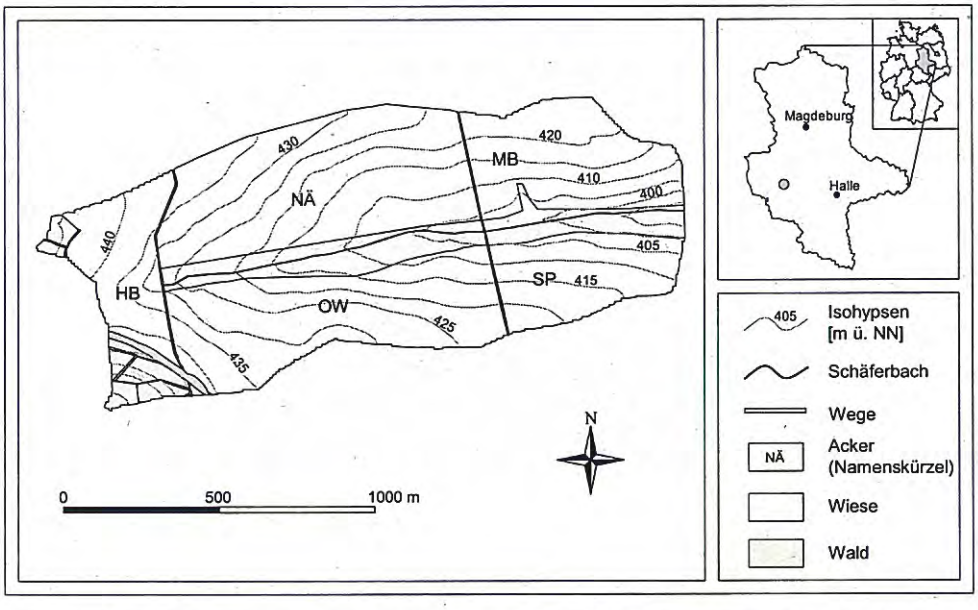


Abb. 2.3: Lage, Topographie und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Schäfertal

Der Schäferbach entspringt einer für den Unterharz typischen Quellmulde. Der Schäferbach mündet in den Uhlenbach, der wiederum in die Selke entwässert, die zum Einzugsgebiet der Elbe

gehört (Selke-Bode-Saale-Elbe). 1972 wurde im Schäfertal eine Bedarfsdränung vorgenommen. Dabei wurden im Oberlauf des Schäferbaches 21 Drainagen angelegt.
Seit 1974 wird das Abflussverhalten des Schäferbaches durch Bergbautätigkeiten in der näheren Umgebung stark beeinflusst. Durch die Erschließung einer Flussspatlagerstätte wurde eine lokale Grundwasserspiegelabsenkung verursacht, sodass in niederschlagsarmen Perioden der Schäferbach trocken fallen kann (WENK et al., 1998).

Das Klimageschehen im Untersuchungsgebiet wird maßgeblich durch die besondere geographische Lage des Harzes beeinflusst. Der Harz ist das nördlichste Mittelgebirge in Deutschland und fungiert als ein Regenstauer für die feuchten atlantischen Luftmassen, die aus westlicher bis südwestlicher Richtung kommen. Jedoch wird nur der westliche Teil des Harzes (Ober- und Mittelharz) durch ozeanisches Klima geprägt, der östliche Teil (Unterharz) unterliegt dagegen der Leewirkung der höhergelegenen Massive des Ober- bzw. Mittelharzes.
Die Luv- und Leeeffekte zeigen sich insbesondere bei den jährlichen Niederschlagssummen. An der ca. 7 km östlich des Schäfertals gelegenen DWD-Station Harzgerode wird eine jährliche Niederschlagshöhe von 636 mm registriert, die am westlichen Harzrand gelegene Station Seesen erhält dagegen 845 mm.
Am niederschlagsreichsten sind am Standort die Sommermonate Juni bis August (Abb. 2.4). Für die Monate April bis September ergibt sich für die DWD-Station Harzgerode eine negative klimatische Wasserbilanz von 64 mm. Im langjährigen Mittel beträgt die jährliche klimatische Wasserbilanz +126 mm (ALTERMANN und STEININGER, 1994).
Das langjährige Mittel der Lufttemperatur liegt bei 6,8 °C. Die Vegetationsperiode am Standort ist im Vergleich zum Harzvorland um 30 bis 40 Tage verkürzt und beträgt ca. 200 Tage (ALTERMANN, 1985).

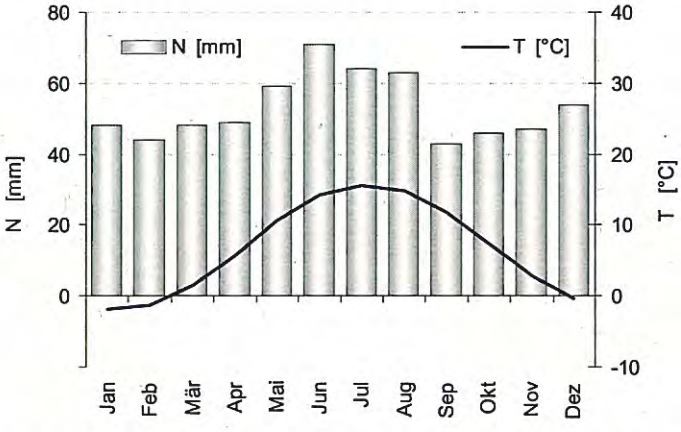


Abb. 2.4: Monatsmittel der Lufttemperatur und des Niederschlages der DWD-Station Harzgerode, Beobachtungsperiode 1951-1980 (WENK et al., 1998)

Geologisch ist das Untersuchungsgebiet der Tanner Zone zuzuordnen. Das Unterliegende wird von Grauwacken, Grauwackenschiefern und Tonschiefern gebildet, die stratigraphisch dem

Devon zugeordnet werden. Es handelt sich meistens um kompakte, kaum geschieferte, aber intensiv geklüftete Grauwackenbänke, die eine graue Farbe aufweisen. Die grauen bis dunkelgrauen Tonschiefer sind dagegen stark angewittert, sodass sie leicht brechbar sind (ALTERMANN und PRETZSCHEL, 1977).
Die Festgesteine sind im Grenzbereich zu den quartären Lockersedimenten im Hangenden meistens aufgelockert. ALTERMANN (1985) gliederte die periglazialen Deckschichten des Untersuchungsgebietes in Basislage (Basisschutt, ∅ Mächtigkeit 0,6 m), Mittellage (lößartige Fließerde, ∅ Mächtigkeit 0,45 m) und Hauptlage (Berglöß, ∅ Mächtigkeit 0,4 m). Der Aufbau der Lockergesteinsdecken ist von der Reliefposition abhängig, auf den Plateaus dominiert die Abfolge Hauptlage-Mittellage-Basislage, in Hangpositionen dagegen Hauptlage-Basislage.

Anfang der 1970er-Jahren wurden im Untersuchungsgebiet 40 Schürfgruben angelegt, die größtenteils bis an das Unterliegende bzw. die Auflockerungszone reichten. Zusätzlich wurden bei den Bohrungen von 80 Grundwasserbeobachtungsbrunnen durch die Entnahme der Bohrkerne Bodenprofilbeschreibungen vorgenommen. Anhand dieser Untersuchungen erstellte BORCHARDT (1982) eine Bodentypenkarte für das Schäfertal (Abb. 2.5).
Die Bodenausbildung bzw. die Horizontabfolge der Böden im Untersuchungsgebiet hängt vom Aufbau der quartären Deckschichten ab. Die meisten Bodenhorizonte sind an bestimmte Glieder des Deckenschichtprofils gebunden, die Ausbildung hydromorpher Horizonte ist außerdem durch die Reliefposition bedingt (ALTERMANN, 1989).

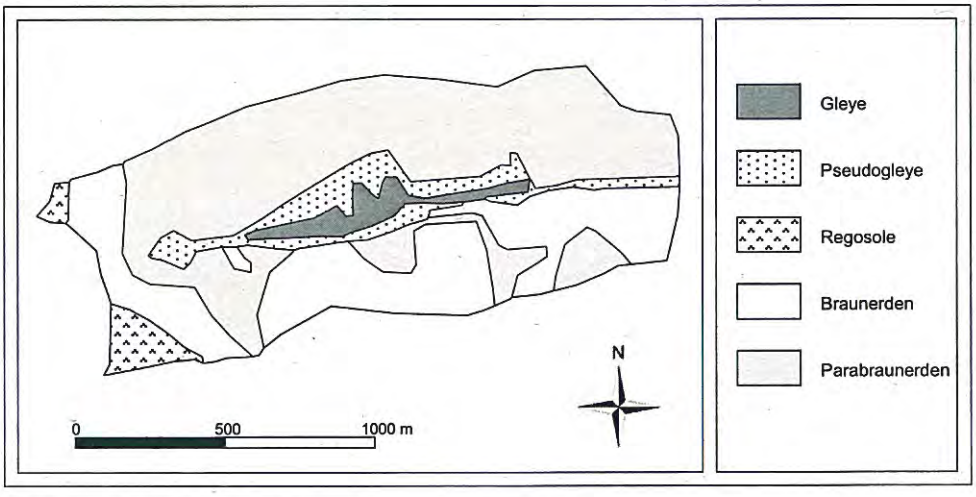


Abb. 2.5: Bodentypen des Untersuchungsgebietes Schäfertal

Bei der Abfolge Hauptlage (Ap, Bv/Sw) - Mittellage (Bt/Sd) - Basislage (ICv) sind auf flacheren Hängen bzw. im Plateaubereich Parabraunerden verbreitet. In Hangmulden, an Unterhängen und Talrändern haben sich bei gleichem Schichtenaufbau Pseudogleye entwickelt. Bei fehlender Mittellage (Bt/Sd) entstanden fast ausschließlich Braunerden, die vor allem auf steileren Hängen anzutreffend sind. Auf den Kuppen findet man kleinflächig erodierte, flachgründige Regosole vor.

In der Talaue haben sich Gleye ausgebildet (ABDANK und STEININGER, 1996; ABDANK et al., 1997).

Das Schäfertal wird gegenwärtig zu 96 % landwirtschaftlich genutzt, wobei 80 % der Gesamtfläche als Ackerland und 16 % als Grünland bewirtschaftet werden (Abb. 2.3). Die ackerbaulich genutzte Fläche ist in 5 Schläge unterteilt (Mittelberg, Neue Äcker, Schuppen, Oberweg, Heimberg), auf denen hauptsächlich Wintergetreide (Triticale, Gerste) und Raps angebaut werden.
Die in der Talaue gelegene Grünlandfläche wird überwiegend als Mähwiese bzw. Weideland genutzt. Etwa 3 % des Einzugsgebietes Schäfertal sind bewaldet, dabei handelt es sich um einen Fichtenbestand. Der restliche Anteil entfällt auf Wegeflächen.

2.3.2 Experimentelle Untersuchungen

2.3.2.1 Bodenchemische Untersuchungen

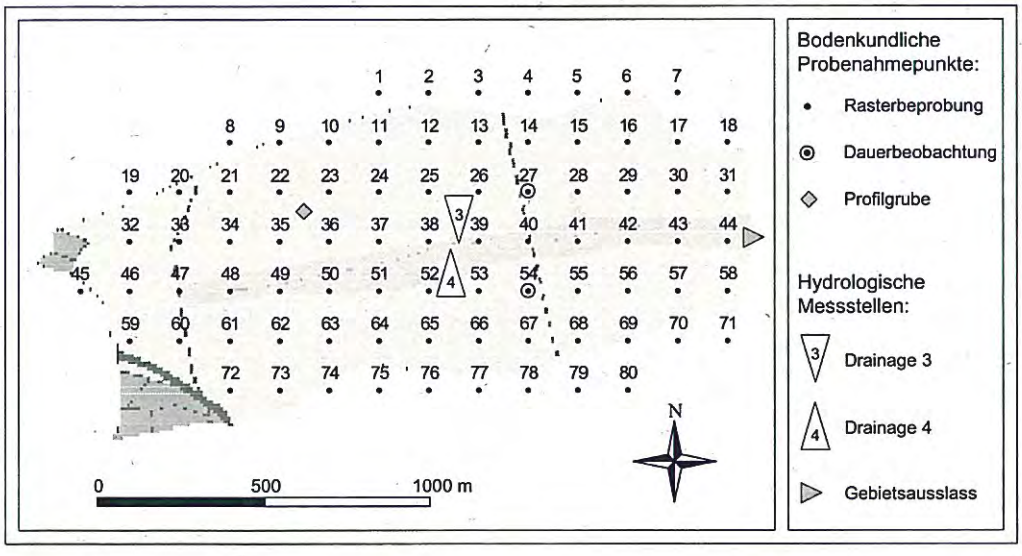


Abb. 2.6: Lage der Probenahmepunkte und Messstellen im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Flächendeckende Beprobungen

Im März 2003 wurde im Schäfertal eine flächendeckende Grundbeprobung des Oberbodens durchgeführt. Es erfolgte die Bestimmung der in Tabelle 2.1 aufgelisteten bodenchemischen und -physikalischen Parameter. Durch die Erfassung der räumlichen Variabilität unterschiedlicher P-Fraktionen sollte das Untersuchungsgebiet im Hinblick auf seinen P-Versorgungszustand charakterisiert werden. Außerdem sollten mittels statistischer Analyseverfahren mögliche Zusammenhänge zwischen der Größe des P-Pools und weiteren Bodenparametern aufgedeckt werden.

Im August 2003, April 2004 und Oktober 2004 wurden saisonale flächendeckende Probenahmen durchgeführt. Das entnommene Bodenmaterial wurde auf P_w untersucht (Tab. 2.1). Dadurch erfolgte die Erfassung der räumlichen und zeitlichen Dynamik des P_w-Pools. Die gemessenen P_w-Konzentrationen dienten zudem als Kalibrierungs- bzw. Validierungswerte bei der Modellanwendung.

Tab. 2.1: Übersicht über die analysierten Bodenparameter und die verwendeten Bestimmungsmethoden der flächendeckenden Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Parameter	Methode	Literatur	Durchführung
P_w	Extraktion: H_2O Messung: ICP-OES	SPARKS et al. (1996)	STZ[1], Huckstorf
P_{oxalat} Al_{oxalat} Fe_{oxalat}	Extraktion: NH_4-Oxalat Messung: ICP-OES	SPARKS et al. (1996)	STZ[1], Huckstorf
TP	Aufschluss: Säuregemisch (H_2SO_4, $HClO_4$, HNO_3) Messung: photometrisch	VDLUFA Methodenbuch, 1991, A 2.4.2.1	eigenhändig, UFZ-Lysimeterstation, Falkenberg
C_{org}	Trockene Verbrennung (Elementaranalyse) Messung: spektrometrisch (IR)	DIN ISO 10694	Abteilung Gewässeranalytik, UFZ Magdeburg
pH	Suspension: H_2O Messung: elektrometrisch	VDLUFA Methodenbuch, 1991, A 5.1.1	Abteilung Gewässeranalytik, UFZ Magdeburg

Die flächendeckenden Beprobungen fanden in einem 150-m-Raster statt, sodass an insgesamt 80 Punkten Bodenproben entnommen wurden (Abb. 2.6). Einige der Probenahmepunkte lagen nicht unmittelbar im Einzugsgebiet. Dennoch wurden diese beprobt, um bessere Interpolationsergebnisse bei anschließender Auswertung der Daten zu erzielen. Bei der Auswahl der Rastergröße wurde der zu erwartende Probenumfang und somit der Zeit- und Kostenaufwand der Bodenanalysen bedacht.
Die Koordinaten der Probenahmepunkte im Gauß-Krüger-System wurden mittels der Software ArcView™ GIS 3.2 festgelegt und an ein GPS-Gerät (Garmin GPS 12 CX) übertragen, mit dem auch das Wiederfinden der Probenahmepunkte im Gelände erfolgte.

Der Zeitpunkt der jeweiligen Probenahme wurde unter Berücksichtigung der herrschenden Witterungsverhältnisse gewählt. Am Probenahmetermin durfte der Boden weder schmieren noch völlig ausgetrocknet sein, sodass er gepflügt, gefräst oder umgegraben werden konnte (VDLUFA Methodenbuch, 1991).

[1] Steinbeis-Transferzentrum Soil Biotechnology

An jedem Probenahmepunkt wurde jeweils eine Mischprobe mit einem Gewicht von ca. 1 kg gewonnen. Dabei wurden im Umkreis von zwei Metern mit einer kleinen Schaufel 15 bis 20 Einstiche vorgenommen und das Bodenmaterial der obersten 3 bis 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes entnommen. Die Mischprobe wurde in einem Plastikbeutel vereinigt, der mit dem Datum und Zeitpunkt der Probenahme sowie der Probennummer gekennzeichnet wurde. Bei der Grundbeprobung wurde außerdem ein Protokoll geführt, in dem besondere Beobachtungen über Bodenzustand, Reliefausbildung und Witterungsverhältnisse verzeichnet wurden.
Anschließend wurden die entnommenen Bodenproben in das Labor des UFZ Magdeburg transportiert, wo sie luftgetrocknet und auf 2 mm gesiebt wurden. Die Durchführung der Analysen wurde zum Teil bei Laboratorien in Auftrag gegeben (Tab. 2.1).

Die statistische Auswertung der erhobenen Datensätze erfolgte mittels des Programmpaketes STATISTICA 7.1 für Windows. Bei der Auswahl geeigneter Methoden des statistischen Mittelwertvergleiches wurde nach dem in der Abb. 2.7 dargestellten Entscheidungsschema verfahren. Bei allen Tests wurde die Nullhypothese überprüft, wobei diese ab einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $p \leq 0{,}05$ verworfen wurde.

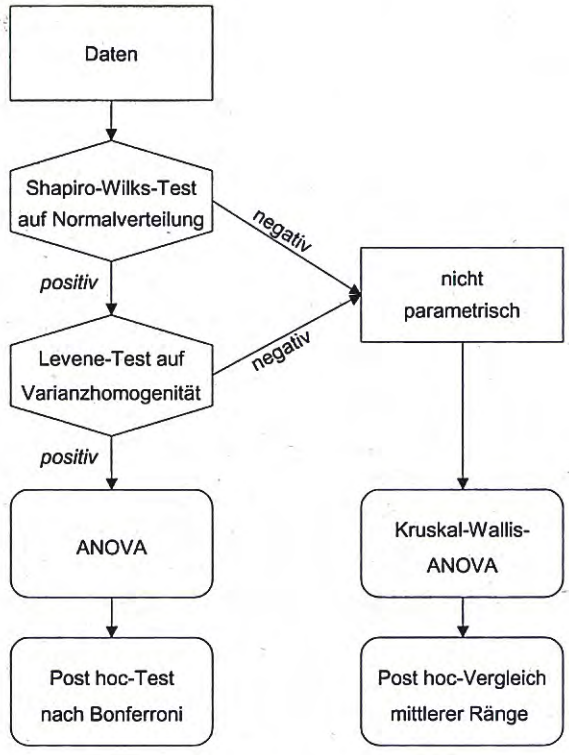


Abb. 2.7: Vorgehensweise bei der Auswahl eines geeigneten Verfahrens des Mittelwertvergleiches

Anhand der ermittelten P-, Al- und Fe-Konzentrationen im Oxalataufschluss wurde der P-Sättigungsgrad (DPS) nach der von SCHOUMANS und GROENENDIJK (2000) entwickelten Formel berechnet:

$$DPS = 100 \cdot \frac{P_{oxalat}}{\alpha \cdot (Fe_{oxalat} + Al_{oxalat})} \qquad \text{(Gl. 2.1)}$$

mit:

DPS	P-Sättigungsgrad	[%]
P_{oxalat}	P-Konzentration im Oxalataufschluss	[mmol/kg]
Fe_{oxalat}	Fe-Konzentration im Oxalataufschluss	[mmol/kg]
Al_{oxalat}	Al-Konzentration im Oxalataufschluss	[mmol/kg]
α	Sättigungsfaktor 0,5	[-]

Auf der Grundlage der 80 Probenahmepunkte wurden in ArcView™ GIS mittels Spline-Interpolationsverfahren flächendeckende Karten der TP-, Al_{oxalat}-, Fe_{oxalat}- Konzentrationen und des pH-Wertes des Oberbodens erstellt. Die Karten wurden anschließend bei der Parametrisierung des Modells verwendet.

Punktuelle Beprobungen

Im Untersuchungsgebiet wurde, basierend auf der bodenkundlichen Kartierung von ALTERMANN (1985), ein Standort ausgewählt, der den dominierenden Bodentyp Parabraunerde repräsentierten sollte (Abb. 2.6). Es wurde eine Schürfgrube mit einer Tiefe bis zur Auflockerungszone des Anstehenden angelegt, an deren senkrechten Stirnwand eine Bodenprofilaufnahme durchgeführt wurde. Anschließend wurde die freigelegte Profilwand, angefangen an der Oberkante, in horizontale Schichten mit einer Dicke von 10 cm aufgeteilt, aus denen jeweils eine Probe durch mehrmaliges Einstechen entnommen wurde. Das gewonnene Probenmaterial wurde analysenfertig aufbereitet und an das Steinbeis-Transferzentrum Soil Biotechnology (STZ Huckstorf) weitergeleitet, das die in der Tabelle 2.2 aufgelisteten Analysen durchführte.

Zur Untersuchung der zeitlichen Dynamik des P_w-Pools wurden im Schäfertal zwei Dauerbeobachtungspunkte eingerichtet (Abb. 2.6). Die ausgewählten Punkte 27 und 54 repräsentierten zwei unterschiedliche Standorte im Hinblick auf die Fruchtfolge und Bodenbearbeitung. Bei der Auswahl der Probenahmepunkte wurde ebenfalls deren Erreichbarkeit im Gelände berücksichtigt.

Die Dauerbeobachtungspunkte wurden im Zeitraum von April 2004 bis Dezember 2004 monatlich beprobt. Die Entnahme und Vorbehandlung der Mischproben erfolgte in gleicher Weise wie bereits oben beschrieben. Das analysenfertige Probenmaterial wurde im STZ Huckstorf auf P_w untersucht (Tab. 2.2).

Tab. 2.2: Übersicht über die analysierten Bodenparameter und die verwendeten Bestimmungsmethoden der punktuellen Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Parameter	Methode	Literatur
TP	Aufschluss: NaOBr, Messung: ICP-OES	DICK und TABATABAI (1977)
C_{org}	Trockene Verbrennung (Elementaranalyse)	DIN ISO 10694
KAK, Basensättigung	Verdrängung durch Ba-Ionen	MEHLICH (1960)
pH	Suspension: $CaCl_2$-Lösung, Messung: elektrometrisch	DIN ISO 10390
P_w	Extraktion: H_2O Messung: ICP-OES	SPARKS et al. (1996)

2.3.2.2 Untersuchungen zur P-Dynamik im Vorfluter

In einem Turnus von zwei Wochen wurden am Gebietsauslass sowie aus den Drainagen 3 und 4 Wasserproben entnommen (Abb. 2.6). Bei Hochwassersituationen erfolgte am Gebietsauslass eine automatische Probenentnahme mittels ISCO Sampler 6700.
Die Proben wurden je nach Anforderung bereits im Gelände durch Filtrieren und Ansäuern analysenfertig aufbereitet. Anschließend wurden sie gekühlt an die Abteilung Gewässeranalytik am UFZ Magdeburg weitergeleitet, wo sie in der Regel innerhalb von 24 Stunden analysiert wurden. Tabelle 2.3 gibt einen Überblick über die analysierten Parameter und die verwendeten Bestimmungsmethoden.

Die Abflussmessung am Gebietsauslass erfolgte an einem Thomson-Messwehr (α=60°), die Überfallhöhe wurde kontinuierlich von einem Drucksensor aufgezeichnet. Der jeweilige Durchfluss der Drainagen wurde zum Zeitpunkt der Probenahme direkt mit einem Messgefäß ermittelt.

Tab. 2.3: Übersicht über die Parameter und Analysenmethoden der Probenahmen am Gebietsauslass und an den Drainagen im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Parameter	Vorbehandlung	Methode	Literatur
TP	Ansäuerung mit H_2SO_4	Aufschluss: H_2SO_4 Messung: photometrisch	DIN EN 1189 (D 11)
DP	Filtration über CA-Filter 0,2 µm	Aufschluss: H_2SO_4 Messung: photometrisch	DIN EN 1189 (D 11)
DOC	Filtration über CA-Filter 0,2 µm	Katalytische Oxidation Messung: spektrometrisch (IR)	DIN EN 1484
Schwebstoffe	keine	Messung: gravimetrisch	DIN 38409 (H 2)

3. Modellierung

3.1 Modellierungskonzept für Scheyern

Das Ziel der Modellierung im Untersuchungsgebiet Scheyern bestand in der Überprüfung und Bewertung der Eignung des Modells ANIMO zur Prognose der DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss.
Angesichts der erstmaligen Anwendung des Modells zur Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss stand zunächst die Überprüfung der Prognosezuverlässigkeit auf der Punkt- bzw. Feldskala im Vordergrund. Sollte ANIMO in diesem Falle zufriedenstellende Ergebnisse liefern, wäre eine spätere Übertragung des Modells auf die Einzugsgebietsskala legitim.

Die Anwendung des Punkt-Modells ANIMO setzte die Homogenität der Untersuchungsfläche hinsichtlich Bodeneigenschaften und Bewirtschaftung voraus. Wie bereits im Kapitel 2.2.2 dargelegt, erfüllte das Kleineinzugsgebiet E3 diese Voraussetzung am ehesten und wurde deshalb für die Modellanwendung ausgewählt.
Die in der Realität vorhandene Heterogenität des Bodens im Kleineinzugsgebiet E3 wurde bei der Parametrisierung des Modells durch Mittelwertbildung relativiert. Diese Verallgemeinerung der Randbedingungen stellte eine gewisse Unsicherheit dar. Jedoch konnte dadurch die Zuverlässigkeit der ANIMO-Prognosen zusätzlich überprüft werden, vor allem unter dem Aspekt einer späteren Übertragung des Modells auf die Einzugsgebietsskala, wenn die Heterogenität des Bodens nicht mehr vorausgesetzt werden kann.

Entsprechend dem Modellkonzept von ANIMO ist die simulierte DP-Konzentration in der Bodenlösung der obersten Schicht des Bodens der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss äquivalent. Die Tiefe der Schicht des Oberbodens, die an der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP teilnimmt, ist im Modell frei definierbar. Bei der ANIMO-Anwendung im Untersuchungsgebiet Scheyern wurden die oberen 2 cm des Ap-Horizontes als die betreffende Schicht definiert. Dieser Wert entsprach im Durchschnitt der effektiven Interaktionstiefe zwischen Oberflächenabfluss und Oberboden, die in der Literatur mit 0,1 bis 3,7 cm angegeben wird (SHARPLEY, 1985; EKHOLM et al. 1999; MULQUEEN et al., 2004).

Im Untersuchungsgebiet Scheyern wurde das Modell ANIMO in Kopplung mit dem Wasserhaushaltsmodell SWAP eingesetzt. Die Kopplung der beiden Modelle wurde passiv gestaltet, d.h. die Modellierung des Wasserhaushaltes und des P-Kreislaufes bzw. der DP-Konzentration verlief separat. Die Anwendung der Modelle wurde nach dem in der Abbildung 3.1 dargestellten Ablaufschema durchgeführt.

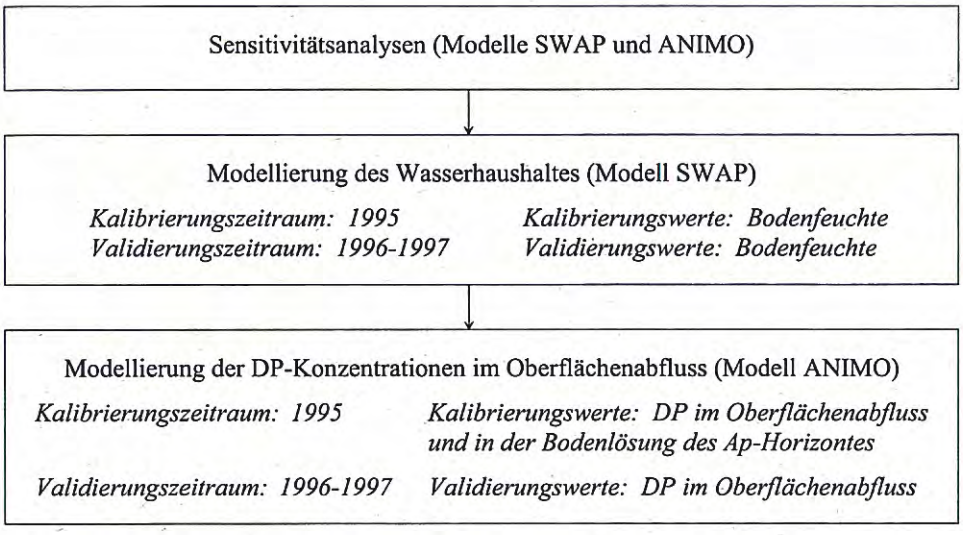


Abb. 3.1: Ablaufschema der Modellierung im Untersuchungsgebiet Scheyern

3.2 Modellierungskonzept für das Schäfertal

Als Ziel der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal wurde die Simulation der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens definiert.
Die Herausforderung, auf der Einzugsgebietsskala räumlich hochaufgelöste Modellierungsergebnisse zu erzielen, setzte die Umwandlung des Punkt-Modells ANIMO zu einem rasterbasierten Modell voraus. Dies wurde durch die Entwicklung eines speziellen *P-Moduls* realisiert, das die Ausführung einer individuell parametrisierten ANIMO-Simulation für jede definierte Rasterzelle im Untersuchungsgebiet ermöglichte.

Die Modellierung der räumlichen Dynamik des P_w-Pools des Oberbodens, der maßgebend an der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP beteiligt ist, erlaubte die Lokalisierung von Flächen im Untersuchungsgebiet, die sich durch eine hohe P-Verfügbarkeit bzw. ein hohes P-Austragspotential auszeichneten. Das tagesbasierte Modellkonzept ermögliche die Überprüfung der aufgestellten Hypothese über die zeitliche Dynamik des P_w-Pools. Die zeitlich hochaufgelöste Modellierung trug zur Identifizierung von „kritischen" Zeiträumen bei, in denen im Untersuchungsgebiet ein besonders hohes P-Austragspotential bestand.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde keine eigenständige Modellierung des Wasserhaushaltes für das Untersuchungsgebiet Schäfertal durchgeführt, sondern Modellierungsergebnisse aus vorangegangenen Studien übernommen (OLLESCH et al. 2005a,b; OLLESCH et al., 2006).

Das *P-Modul* steuerte die Kopplung zu hydrologischen Eingangsdaten, automatisierte die ANIMO-Simulationsläufe und führte das Pre- und Postprocessing durch. Einen Überblick über den Ablauf der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal gibt Abbildung 3.2.

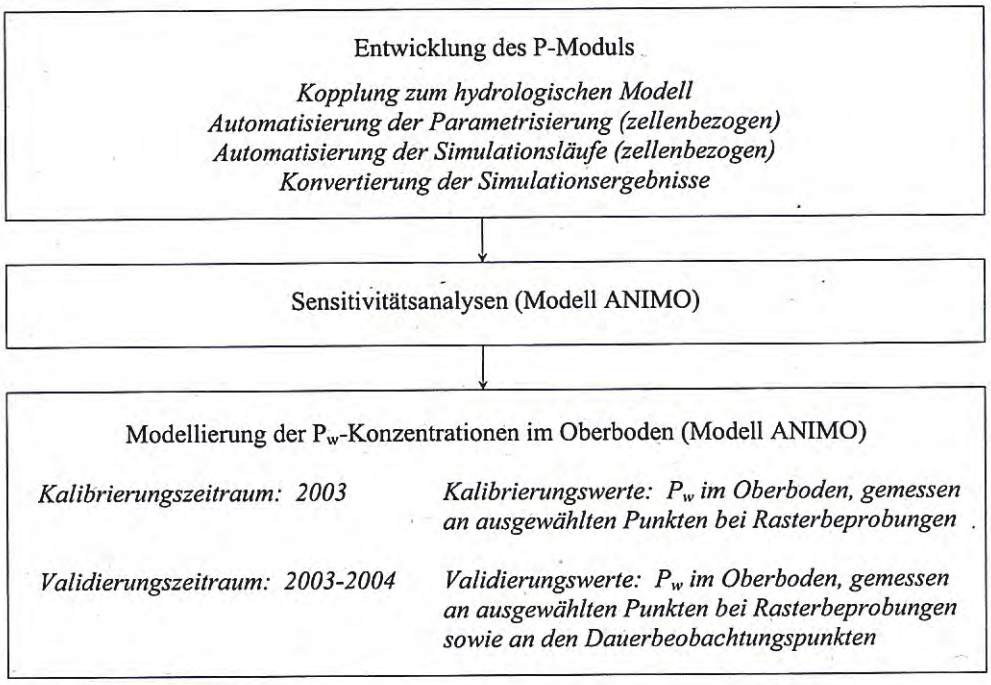


Abb. 3.2: Ablaufschema der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal

3.3 Modelle

3.3.1 Wasserhaushaltsmodelle

3.3.1.1 SWAP

Das eindimensionale Modell SWAP (Soil, Water, Atmosphere and Plant) simuliert den vertikalen Transport von Wasser, Wärme und gelösten Stoffen in der ungesättigten und gesättigten Bodenzone (KROES et al., 2000). Die Modellierung der Transportprozesse auf der Feldskala erfolgt auf Tagesbasis in einem frei wählbaren Simulationszeitraum. Im Modellsystem wird die Bodenoberfläche als obere Randbedingung und die unterste Schicht der ungesättigten Bodenzone bzw. die oberste Schicht der gesättigten Zone als untere Randbedingung definiert.

SWAP ist eine Weiterentwicklung des agrohydrologischen Modells SWATR (FEDDES et al., 1978) sowie dessen Nachfolgermodells SWATRE (BELMANS et al., 1983). Das Modell SWAP entstand aus einer Kooperation von zwei niederländischen Forschungseinrichtungen:

dem DLO[1] Winand Staring Centre und dem Department für Wasserressourcen der Universität Wageningen. SWAP kam bereits bei verschiedenen Untersuchungen zum Einsatz, so z. B. bei Studien zum Bodenwasserhaushalt (EITZINGER et al., 2004; LI et al., 2001), Nährstoff- und Pestizidentransport (MARINOV et al. 2005, GROEN, 1997) und Bewässerungslandbau (INES et al., 2006; Singh et al., 2006).

SWAP ist ein multifunktionales Modell mit mehreren integrierten Modulen, die unterschiedliche Prozesse wie z. B. Stoff- und Wärmetransport simulieren und bei Bedarf zugeschaltet werden können. Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit das Modell zur Simulation des Bodenwasserhaushaltes angewendet wurde, wird im Folgenden eine kurze Charakteristik der relevanten Modellroutinen gegeben.

SWAP benötigt als meteorologische Eingangsdaten tägliche Zeitreihen von Niederschlag, Globalstrahlung, Windstärke, Luftfeuchte und -temperatur. Die potentielle Evapotranspiration wird modellintern nach der Penman-Monteith-Methode berechnet.
Die Wasserbewegung in der Bodenmatrix wird mit der Richards-Gleichung beschrieben, die in SWAP numerisch mittels Finite-Differenzen-Verfahren gelöst wird (VAN DAM und FEDDES, 2000). Die Berechnung der Infiltration und Evaporation an der Bodenoberfläche erfolgt mit der Darcy-Gleichung. Die bodenhydraulischen Parameter nach Mualem und van Genuchten können vom Benutzer vorgegeben oder durch integrierte Pedotransferfunktionen abgeleitet werden. Hierzu werden die Angaben über die Bodentextur (Schluff- und Tongehalt), den Gehalt an organischer Substanz und die Lagerungsdichte des Bodens benötigt. SWAP erlaubt die Definition von bis zu 10 Bodenhorizonten mit unterschiedlichen physikalischen Eigenschaften, für die die Modellierung der Wasserflüsse durchgeführt wird.
Der Pflanzenwuchs wird unter Berücksichtigung der vom Benutzer vorgegebenen Pflanzencharakteristika in unterschiedlichen Wachstumsphasen (Blattflächenindex, Höhe der Pflanze, Wurzelentwicklung) simuliert. Der Wasserentzug durch Pflanzen wird anhand der potentiellen Transpiration, Wurzellänge und -dichte kalkuliert.

Die berechneten Wasserflüsse werden von SWAP in einem ANIMO-kompatiblen Format bereitgestellt. In der vorliegenden Arbeit wurde die Version SWAP 2.0 (KROES et al., 2002) inklusive der Benutzeroberfläche SWAPGUI verwendet (HUYGEN et al., 2000).

3.3.1.2 WaSiM-ETH

WaSiM-ETH (Wasserhaushalts-Simulations-Modell) ist ein komplexes hydrologisches Einzugsgebietsmodell, welches an der Eidgenössischen Technischen Hochschule Zürich entwickelt wurde. Das Modell wurde ursprünglich dafür konzipiert, den Einfluss des globalen Klimawandels auf den Wasserhaushalt der Flussgebiete zu simulieren (SCHULLA, 1997).

[1] Landwirtschaftlicher Forschungsdienst (ndrl. Dienst Landbouwkundig Onderzoek)

WaSiM-ETH arbeitet auf verschiedenen hydrologischen Skalen in frei wählbarer zeitlicher Auflösung. Die räumliche Differenzierung erfolgt durch die Einteilung des Modellgebietes in ein regelmäßiges Raster mit einheitlicher Zellgröße.
Das Modell zeichnet sich durch einen modularen Aufbau aus. Die Prozessbeschreibung basiert auf physikalisch begründeten und konzeptionellen Ansätzen. Zur Berechnung der Wasserbewegung in der Bodenzone kann zwischen zwei grundsätzlich verschiedenen Modulen gewählt werden. Bei der Version WaSiM-ETH I (Topmodel-Ansatz) werden die Wasserflüsse nicht explizit berechnet, sondern in einem System aus mehreren miteinander verknüpften Speichern mit spezifisch gesteuerten Befüllungs- und Entleerungsmechanismen nachgebildet. Bei der Version WaSiM-ETH II (Richards-Ansatz) werden die vertikalen Wasserbewegungen in der Bodenzone mit der Richards-Gleichung beschrieben.
Beim Preprocessing werden die meteorologischen Eingangsdaten für jede Rasterzelle interpoliert. Anschließend werden für jede einzelne Zelle folgende hydrologischen Prozesse simuliert:

- Evapotranspiration
- Schneedeckenentwicklung (Akkumulation, Schmelze, Verdunstung)
- Interzeption
- Infiltration bzw. Bildung des Oberflächenabflusses
- Speicherung des Wassers in der durchwurzelten Bodenzone
- Versickerung bzw. kapillarer Aufstieg
- Sättigungsflächenabfluss

Der Weg der unterschiedlichen Abflusskomponenten zum Gebietsauslass wird durch ein Abflussrouting beschrieben.

WaSiM-ETH wurde bereits erfolgreich zur Modellierung der Abflussbildungsprozesse im Schäfertal angewendet. Das Bestimmtheitsmaß R^2 des gemessenen und simulierten Abflusses lag zwischen 0,88 und 0,95 (OLLESCH et al., 2005b). Bei der Modellierung wurde WaSiM-ETH Version II (Richards-Ansatz) verwendet, da die Version mit dem Topmodel-Ansatz das Vorhandensein einer parallel zur Geländeoberfläche verlaufenden, flächenhaft ausgebildeten Grundwasseroberfläche voraussetzt. Diese Anforderung ist im Schäfertal infolge der Bergbautätigkeiten nicht gegeben (LINDENSCHMIDT et. al, 2004).

3.3.2 ANIMO

ANIMO (Agricultural Nutrient Model) ist ein Modell zur dynamischen Simulation der Kreisläufe von organischer Substanz, Stickstoff und Phosphor in ungesättigter und gesättigter Bodenzone. Das Modell wurde konzipiert, um Auswaschung (Leaching) von Nährstoffen aus dem Oberboden ins Grundwasser und Oberflächengewässer auf der Feldskala zu simulieren.

Die erste Version von ANIMO entstand 1985 am DLO Winand Staring Centre in den Niederlanden. Seitdem befindet sich das Modell in einem stetigen Weiterentwicklungsprozess. Ursprünglich enthielt ANIMO ausschließlich die Option zur Modellierung der C_{org}- und N-Kreisläufe und wurde als Agricultural Nitrogen Model benannt. Mitte der 90er-Jahre wurde das Modell um einen P-Modul erweitert.

ANIMO fand einen breiten Einsatz bei zahlreichen Studien zur Problematik des N-Austrages in den Niederlanden (WOLF et al., 2005b; ROELSMA, 2001; KROES et al., 1996; DIJKSTA und HACK-TEN BROEKE, 1995). Darüber hinaus wurde das Modell zur Simulation des N-Kreislaufes bzw. -Transportes bei Untersuchungen in Schottland (TRABADA-CRENDE und VINTEN, 1998) und Bulgarien (MARINOV et al., 2005) verwendet.
Die Modellierung von P-Kreislauf bzw. P-Austragsprozessen mit ANIMO fand bisher ausschließlich im Rahmen einiger Forschungsprojekte in den Niederlanden statt. VAN DER SALM und SCHOUMANS (2000) untersuchten den Effekt unterschiedlicher Düngergaben auf den P-Status sowie die P-Auswaschung in Böden mehrerer Versuchsparzellen. Vergleichbare Studien wurden von SCHOUMANS und KRUIJNE (1995), VAN DER SALM und BREEUWSMA (1996) sowie GROENENBERG et al. (1996) durchgeführt. Im Rahmen dieser Studien erfolgte die Anwendung von ANIMO ausschließlich auf der Feldskala. Die Autoren berichteten von zufriedenstellenden Ergebnissen. Ferner wurde ANIMO zur Bewertung und Ableitung unterschiedlicher Düngerstrategien auf der Regionalskala verwendet (BOOGAARD und KROES, 1998; GROENENDIJK und KROES, 1999).

Modellstruktur[1]

Als Modellsystem wird in ANIMO eine eindimensionale mehrschichtige Bodensäule definiert. Als obere Systemgrenze wird die Bodenoberfläche betrachtet, die untere Systemgrenze ist je nach Anforderung in der ungesättigten oder gesättigten Bodenzone zu definieren.
Die hydrologischen Eingangsdaten (Wasserflüsse, Bodenfeuchte) müssen durch ein externes Modell zur Verfügung gestellt werden. Bislang existieren zwei hydrologische Modelle mit der Option, die Eingangsdaten in einem ANIMO-kompatiblen Format zu erzeugen. Das hydrologische Modell SWAP simuliert Wasserflüsse für eine frei wählbare Anzahl der Systemkompartimente (Bodenschichten); in ANIMO muss eine entsprechende Diskretisierung des Modellsystems gewählt werden. Das hydrologische Modell WATBAL kalkuliert Wasserbilanzen für die Wurzelzone und den darunter liegenden Bereich. In ANIMO erfolgt eine modellinterne Konvertierung der WATBAL-Wasserbilanzen für jedes definierte Systemkompartiment.

Der Kern des Modells ist die Transport- und Erhaltungsgleichung (Gl. 3.1). Diese erlaubt eine simultane Berechnung der Stoffkonzentrationen in den Systemkompartimenten während der ablaufenden Transport- und Umwandlungsprozesse. Sie wird analytisch für jedes Systemkompartiment und jeden Zeitschritt gelöst.

[1] Nach GROENENDIJK und KROES (1999)

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -\frac{\partial J_s}{\partial z} + R_p - R_d - R_u - R_x \qquad \text{(Gl. 3.1)}^{1}$$

mit:

c	Konzentration des Stoffes im Boden	[kg/m³]
J_s	vertikaler Stofffluss	[kg/m²·d]
R_p	Quellterm der Produktion	[kg/m³·d]
R_d	Senkterm der Zersetzung	[kg/m³·d]
R_u	Senkterm des Pflanzenentzuges	[kg/m³·d]
R_x	Senkterm des lateralen Stoffflusses	[kg/m³·d]
z	Mächtigkeit der Bodenschicht	[m]
t	Zeit	[d]

Die Nährstoffaufnahme durch Pflanzen wird für unterschiedliche Phasen der Wachstumsperiode simuliert. Für jede Wachstumsphase wird die zu erwartende, für die Pflanzenversorgung optimale Nährstoffkonzentration im Wasserfluss der Transpiration als Funktion unterschiedlicher Pflanzenparameter (Wurzellänge und -dichte, Zeitpunkt der Aussaat und Ernte etc.) kalkuliert.

P-Kreislauf[1]

Die P-Bindungsformen im Boden sowie die Umwandlungs- und Transportprozesse werden in ANIMO entsprechend des in der Abbildung 3.3 dargestellten P-Kreislaufes definiert.

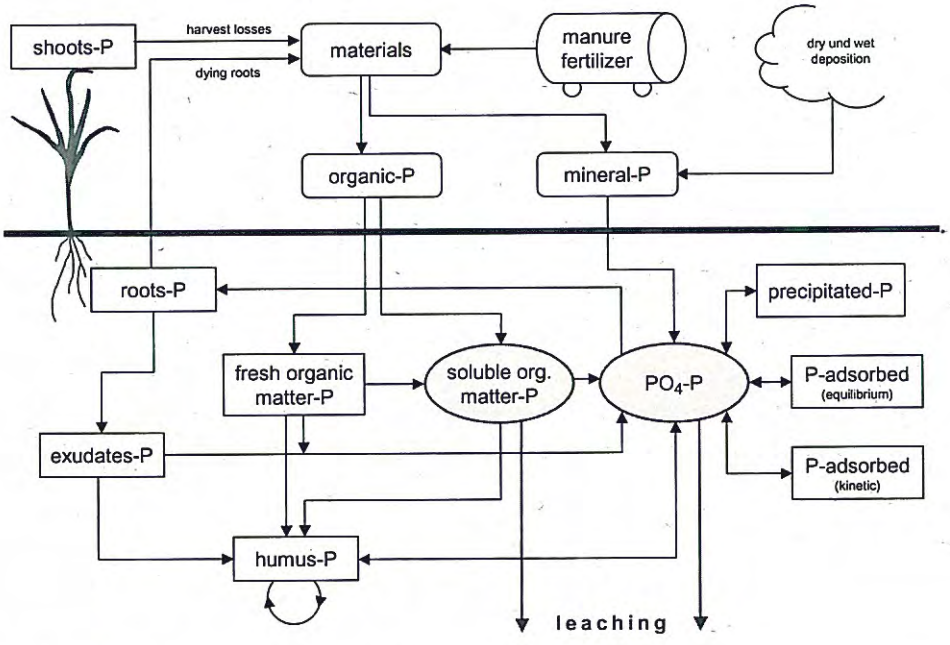


Abb. 3.3: P-Kreislauf im Modell ANIMO[1]

[1] Nach GROENENDIJK und KROES (1999)

Es werden mehrere P-Pools betrachtet, die sich zum einen durch die Art und Herkunft des P-Bindungspartners und zum anderen durch die Stärke der Bindung unterscheiden. Die P-Zufuhr kann in Form von Mineral- und Wirtschaftsdünger erfolgen, die den entsprechenden P-Pools im Boden zugeführt werden. Ebenfalls ist die Pflanze in den P-Kreislauf miteingeschlossen. Zum einen fungiert sie als Senke der leicht verfügbaren mineralisierten P-Verbindungen, zum anderen als Lieferant des organisch gebundenen P infolge des Absterbens der Wurzelmasse oder der Zersetzung der Ernterückstände.

In ANIMO wird generell zwischen organisch und anorganisch gebundenem P unterschieden. Die Pools des organisch gebundenen P sind an den Kreislauf der organischen Bodensubstanz gekoppelt und werden wie folgt definiert (vgl. Abb. 3.3):

- *P* gebunden in der *frischen organischen Substanz*, die hauptsächlich aus Wurzelresten und anderen Pflanzenrückständen sowie aus den organischen Bestandteilen des Düngers besteht
- *P* gebunden in den *Wurzelausscheidungen* der lebenden Pflanzen
- *P* gebunden in der *löslichen organischen Substanz*, die aus liquiden Komponenten des organischen Düngers oder infolge der Umwandlung der frischen organischen Substanz entsteht
- *P* gebunden im *Humus*, der aus abgestorbener organischer Bodensubstanz und lebender Biomasse besteht

Die zwischen den einzelnen P-Pools ablaufenden Umwandlungsprozesse werden durch kinetische Gleichungen erster Ordnung beschrieben. Die Reaktionsmechanismen werden durch Geschwindigkeitskonstanten und mehrfaktorielle Koeffizienten gesteuert, die anhand der Bodentemperatur und -feuchte, des pH-Wertes und der Sauerstoffdiffusion im Boden abgeleitet werden.

In ANIMO werden vier Pools des anorganisch gebundenen P betrachtet (vgl. Abb. 3.3). Die Differenzierung beruht auf den Unterschieden in der P-Bindungsform bzw. der Art der P-Adsorption:

- *Reversibel adsorbierter P*
  Die reversible Adsorption von P an den mineralischen Bestandteilen der Bodenmatrix wird durch die Langmuir-Gleichung beschrieben (VAN DER SALM und SCHOUMANS, 2000):

$$Q = \frac{K_L \cdot c \cdot Q_m}{(1 + K_L \cdot c)} \qquad \text{(Gl. 3.2)}$$

mit:

Q	Menge des adsorbierten P	[mmol/kg]
K_L	Adsorptionskonstante	[l/mg]
c	P-Konzentration in der Lösung	[mg/l]
Q_m	Sorptionsmaximum	[mmol/kg]

- *Irreversibel sorbierter (fixierter) P*
  Die langsam verlaufende, nahezu irreversible Fixierung von P infolge der Diffusion und Einkapselung in den Aggregaten der Al- und Fe-Oxide wird auf der Basis der Freundlich-Gleichung simuliert. In ANIMO werden drei Arten von Sorptionsplätzen (Sorptionsseiten) mit unterschiedlichen Affinitäten für P definiert (VAN DER SALM und SCHOUMANS, 2000):

$$S = \sum_{i=1}^{3} k_i \left(K_{F,i} \cdot c^{F_i} - S_{0,i} \right) \qquad \text{(Gl. 3.3)}$$

mit:

S	Menge des sorbierten P	[mmol/kg]
k_i	Sorptionskonstante für die Sorptionsseite i	[1/d]
$K_{F,i}$	Freundlich-Sorptionskoeffizient für die Sorptionsseite i	$[((mg/l)^{1/N} \cdot mmol)/kg]$
c	P-Konzentration in der Lösung	[mg/l]
F_i	Freundlich-Exponent für die Sorptionsseite i	[-]
$S_{0,i}$	anfängliche Menge des an der Sorptionsseite i sorbierten P	[mmol/kg]

- *Gefällter P*
  Die chemische Fällung von P erfolgt im Falle der Überschreitung der definierten Gleichgewichtskonzentration in der Lösung.

- *gelöster P (PO_4-P)*
  Leicht lösliche und pflanzenverfügbare Phosphate, die sich in der Bodenlösung befinden.

Die leicht löslichen P-Verbindungen der Pools „PO_4-P" und "soluble organic matter-P" unterliegen den Austragsprozessen durch die lateralen und vertikalen Wasserflüsse (Abb. 3.3).

ANIMO beinhaltet die Option zur Modellierung der P_w-Konzentration des Bodens. Dies ermöglicht einen direkten Vergleich der Modellergebnisse mit den gängigen agrarwirtschaftlichen Testverfahren zur Bestimmung des P-Status im Boden (SCHOUMANS und GROENENDIJK, 2000; KOOPMANS et al., 2003b).

3.3.3 Sensitivitätsanalysen

Mittels Sensitivitätsanalysen wird der Einfluss einzelner Modellparameter auf das Modellergebnis untersucht. Die Modellparameter werden systematisch variiert und die Parameteränderung zu den dadurch hervorgerufenen Änderungen des Modellergebnisses in Beziehung gesetzt. Sensitive Parameter bewirken bereits bei kleinen Variationen eine deutliche Veränderung des Modellergebnisses, nicht sensitive Parameter beeinflussen das Ergebnis hingegen kaum.

Eine gezielte Untersuchung der Parametersensitivität ermöglicht Folgendes:

- Analyse, Bewertung und Vorhersage des Modellverhaltens bei geänderten Rahmenbedingungen

- Beurteilung und Auswahl geeigneter Parameterräume
- Erleichterung bzw. Beschleunigung des Kalibrierungsprozesses
- Bewertung und Behebung eventueller Fehler

Die Sensitivitätsanalysen wurden nach dem Verfahren von MCCUEN (1973) durchgeführt. Die Sensitivität eines Parameters wird dabei als das Verhältnis der relativen Änderung des Modellergebnisses zur relativen Änderung der Größe des Eingabeparameters definiert:

$$S = \frac{(Q_2 - Q_1)/Q_{1,2}}{(I_2 - I_1)/I_{1,2}} \qquad \text{(Gl. 3.4)}$$

mit:

S	Sensitivität des Parameters
I_1	geringster Eingabewert
I_2	größter Eingabewert
$I_{1,2}$	Durchschnitt von I_1 und I_2
Q_1	Ausgabewert von I_1
Q_2	Ausgabewert von I_2
$Q_{1,2}$	Durchschnitt von Q_1 und Q_2

Ein errechneter Sensitivitätswert von 1 bedeutet, dass eine Erhöhung des Eingabewertes um 100 Prozent eine 100-prozentige Erhöhung des Ausgabewertes bewirkt. Eine negative Sensitivität bedeutet hingegen, dass eine Erhöhung des Parameterwertes eine Verringerung des Modellergebnisses zur Folge hat.

Bei ausgewählten Modellparametern wurde die zeitliche Dynamik der Sensitivität betrachtet. Dies ermöglichte Aussagen über den Ablauf der simulierten Prozesse sowie die bestehenden Wechselbeziehungen zwischen den einzelnen Modellparametern.

4. Ergebnisse und Diskussion

4.1 Experimentelle Untersuchungen

4.1.1 Untersuchungsgebiet Scheyern

Die Bodenparameter des Ap-Horizontes, die im Rahmen der Bodeninventur 1992 an 17 Rasterpunkten im Kleineinzugsgebiet E3 ermittelten wurden, sind in der Tabelle 4.1 zusammengefasst.

Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1992) war der aus schluffigem Lehm bestehende Oberboden als mittel humos und schwach sauer zu bezeichnen. Die Versorgung mit pflanzenverfügbaren P und K war in die Gehaltsklasse D (hoch) einzustufen. Die gemessenen P_{CAL}-Werte unterlagen starken Schwankungen und zeigten eine positive lineare Korrelation zu den C_{org}-Werten (R^2=0,636). Der bei der Bodeninventur 1995 ermittelte P_{CAL}-Gehalt lag im Durchschnitt bei 0,137 g P/kg. Demzufolge hat sich der Versorgungszustand gegenüber 1992 nur geringfügig verändert. Als vorherrschender Bodentyp wurde die Braunerde ausgewiesen, die an sieben von siebzehn aufgenommenen Bodenprofilen angesprochen wurde.

Tab. 4.1: Übersicht über die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften des Ap-Horizontes im Kleineinzugsgebiet E 3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

	Sand [kg/kg]	Schluff [kg/kg]	Ton [kg/kg]	d_B [g/cm³]	pH [-]	K_{CAL} [g/kg]	P_{CAL} [g/kg]	C_{org} [g/kg]
Mittelwert	0,210	0,581	0,209	1,39	6,1	0,231	0,141	15,3
Stabw.	0,022	0,029	0,023	0,06	0,3	0,087	0,095	0,3
Maximum	0,234	0,625	0,272	1,48	6,5	0,390	0,301	22,4
Minimum	0,163	0,499	0,158	1,27	5,8	0,133	0,044	12,3

An den vier angelegten Profilgruben wurden drei verschiedene Bodentypen angetroffen (Tab. B1, Anhang). Zweifach wurde eine Parabraunerde aus schluffig-tonigem Lehm, ein Pseudogley-Kolluvisol und eine Braunerde ausgewiesen.

Die Ap- und Bt- bzw. Bv-Horizonte der Parabraunerden wurden auf den TP-Gehalt untersucht. Beide Profile zeigten einen analogen horizontabhängigen Verlauf der TP-Konzentrationen. In der Abbildung 4.1 ist die tiefenabhängige Verteilung der TP- und P_{oxalat}-Konzentrationen eines der Profile dargestellt. Beide Bt-Horizonte wiesen sehr hohe TP-Konzentrationen auf, die rund 30-40 % geringer waren als der TP-Gehalt des Ap-Horizontes. Diese Werte deuteten auf eine starke Verlagerung von P aus der Ackerkrume hin.

EGHBALL et al. (1996) sowie BEAUCHEMIN und SIMARD (2000) konstatierten eine P-Anreicherung in den Horizonten des Unterbodens infolge langjähriger Applikation von P-Dünger. SIMARD et al. (1995) berichteten überdies von einer P-Akkumulation im C-Horizont in einem Gebiet mit intensiver Landnutzung.

Die Fläche des ehemaligen Klostergutes Scheyern wurde seit mehreren Jahrhunderten ackerbaulich und weidewirtschaftlich genutzt. Die intensive Bewirtschaftung ließ sich anhand der P_{oxalat}-Konzentrationen verfolgen, die am Profil des Pseudogley-Kolluvisols bestimmt wurden (Abb. 4.1). Das umgelagerte Bodenmaterial der M-Horizonte wies selbst in einer Tiefe von mehr als 1 m sehr hohe P_{oxalat}-Gehalte von rund 0,400 g P/kg auf.

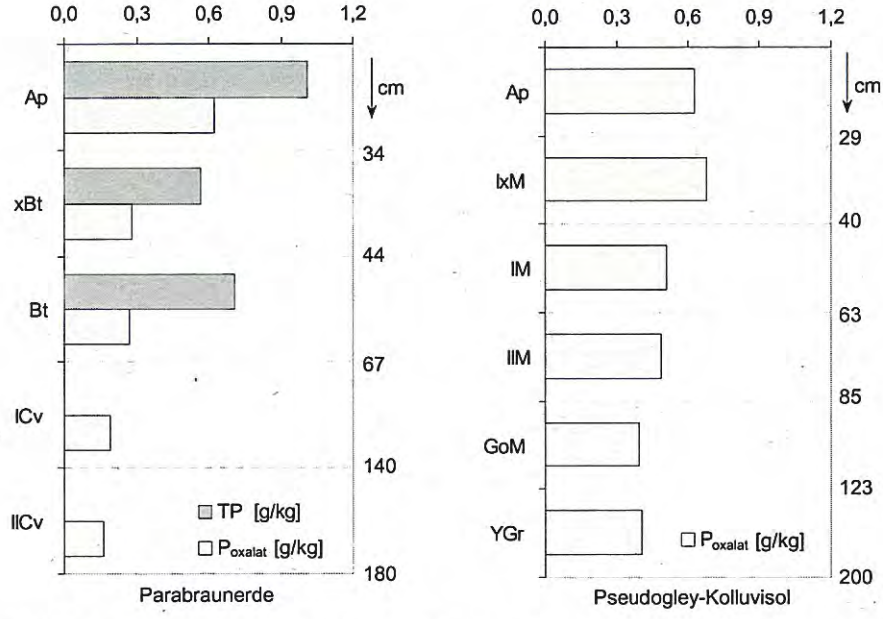


Abb. 4.1: Horizontabhängiger Verlauf der TP- bzw. P_{oxalat}-Konzentrationen am Beispiel zweier Bodenprofile im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

Im Zeitraum von 1995 bis 1997 wurden im Kleineinzugsgebiet E3 insgesamt 30 Niederschlagsereignisse mit gleichzeitig aufgetretenem Oberflächenabfluss registriert. Bei einigen länger andauernden Ereignissen wurde der Oberflächenabfluss mehrfach, zu zwei unterschiedlichen Zeitpunkten, beprobt. Tabelle 4.2 gibt einen Überblick über die gemessenen DP-Konzentrationen, die Anzahl der erfassten Ereignisse und der entnommenen Proben.

Die gemessenen DP-Konzentrationen überschritten um ein Vielfaches die im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltende DP-Konzentration für Oberflächengewässer von 0,10 mg/l (LAWA, 1998). Die hohen DP-Konzentrationen waren auf den hohen P-Status der Böden zurückzuführen. Dies bestätigen auch die Studien von POTE et al. (1996) und SHARPLEY et al. (2001).

TURTOLA und YLI-HALLA (1999) fanden deutlich niedrigere DP-Konzentrationen von 0,03 mg/l im Oberflächenabfluss, der von einer ungedüngten Parzelle gesammelt wurde. Dagegen wurden im Oberflächenabfluss von einer mit P-Dünger und Stallmist behandelten Parzelle DP-Konzentrationen von 0,62 mg/l gemessen. EBELING et al. (2002) konstatierten den gleichen Effekt; im Oberflächenabfluss von einer ungedüngten Parzelle wurden 0,03 mg DP/l gemessen.

Dagegen enthielt der Oberflächenabfluss von einer mit 40 kg P/ha gedüngten Parzelle 0,30 mg DP/l und bei einer Applikation von 108 kg P/ha wurden 2,84 mg DP/l gemessen.

Tab. 4.2: Statistische Kennwerte der DP-Konzentrationen des im Kleineinzugsgebiet E3 erfassten Oberflächenabflusses (Untersuchungsgebiet Scheyern)

Jahr	Anzahl der Ereignisse	Gesamtanzahl der entnommenen Proben	Statistische Kennwerte der gemessenen DP-Konzentrationen [mg/l]		
			Mittelwert	Minimum	Maximum
1995	17	21	0,292	0,121	0,467
1996	8	10	0,588	0,109	1,370
1997	5	5	0,347	0,172	0,578

4.1.2 Untersuchungsgebiet Schäfertal

4.1.2.1 Bodenchemische Untersuchungen

Grundbeprobung

Die im Rahmen der flächendeckenden Grundbeprobung an den 80 Rasterpunkten bestimmten Bodenparameter (Tab. 4.3) sollten das Untersuchungsgebiet im Hinblick auf seinen P-Versorgungszustand charakterisieren. Darüber hinaus sollten mittels statistischer Analyseverfahren die Einflussfaktoren für die räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen untersucht werden.

Tab. 4.3: Bodenparameter und statistische Kennwerte der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Parameter	Einheit	Mittelwert	Stabw.	Minimum	Maximum
P_w	mg/kg	13,05	5,61	2,31	37,60
P_{oxalat}	mmol/kg	17,75	4,70	8,57	29,50
Al_{oxalat}	mmol/kg	55,61	8,66	34,22	81,56
Fe_{oxalat}	mmol/kg	56,87	11,80	35,52	127,98
DPS errechnet	%	31,72	7,13	11,17	51,74
TP	mg P_2O_5/100g	213,83	31,79	127,98	295,23
C_{org}	g/kg	21,33	8,46	12,70	57,40
pH	-	6,39	0,69	4,70	7,60

Der P_w-Wert erfasst die leicht löslichen, pflanzenverfügbaren Bodenphosphate (BRADY, 1974) und gibt die Phosphatkonzentration in der Bodenlösung wieder (SCHACHTSCHABEL et al., 1984). Nach JOHNSON et al. (2000) liegt rund 1 % der Bodenphosphate in leicht verfügbarer Form vor, 80-90 % sind schwer löslich bis unlöslich.

Im Schäfertal betrug der Anteil der leicht löslichen P-Verbindungen im Durchschnitt 1,4 % des TP-Gehaltes. LEINWEBER (1997) fand vergleichbare P_w-Konzentrationen (1-2 % des TP) in verschiedenen Böden aus dem Raum Vechta und Cloppenburg. SINGH et al. (2005) stellten bei 11 Böden aus Norwegen analoge P_w-Konzentrationen von durchschnittlich 1,2 % des TP-Gehaltes fest.
In der BRD werden meist die Lactatmethoden (DL, CAL) zur Bestimmung der P-Versorgung der Böden herangezogen, in den Niederlanden wird hierfür die P_w-Methode verwendet. SCHACHTSCHABEL et al. (1984) schlugen zum besseren Vergleich der beiden Methoden folgende Umrechnung vor: 1 mg P_w/l Boden = 0,34 mg P_{CAL}/100g Boden. Demzufolge entsprach der im Durchschnitt gemessene P_w-Gehalt von 13,05 mg/kg einem errechneten P_{CAL}-Gehalt von 5,77 mg P_{CAL}/100 g Boden (bei einer durchschnittlichen Lagerungsdichte des Oberbodens von 1,3 g/cm³). Nach den von KERSCHBERGER et al. (1997) empfohlenen Richtwerten war der errechnete P_{CAL}-Wert in die Gehaltsklasse C (optimale Versorgung) einzustufen. Der durchschnittliche P_w-Wert von 13,05 mg P/kg war entsprechend der Klassifizierung von TUNNEY et al. (1997) ebenfalls in die Klasse C (optimale Versorgung) einzustufen.

Mittels Oxalat-Extraktion werden reversibel adsorbierte P-Verbindungen sowie amorphe Al- und Fe-(Hydr)oxide der Bodenmatrix bestimmt (KOOPMANS et al., 2003b). Der Anteil der oxalat-extrahierbaren P-Verbindungen in Böden des Schäfertals betrug durchschnittlich 60 % des TP-Gehaltes. GODLINSKI et al. (2004) extrahierten mit der Oxalat-Methode bei 102 Böden aus sandigem Lehm im Durchschnitt 68 % des TP-Gehaltes.

Die Summe der oxalat-extrahierbaren Al- und Fe-(Hydr)Oxiden wurde von VAN DER ZEE und VAN RIEMSDIJK (1988) als ein Maß für die P-Sorptionskapazität definiert. Der auf dieser Grundlage für das Schäfertal errechnete P-Sättigungsgrad (DPS) lag im Durchschnitt bei 32 %. In den Niederlanden wurde für sandige Standorte ein DPS von mehr als 25 % als kritischer Wert definiert. Beim Überschreiten dieser Grenze ist mit erhöhten P-Austrägen vor allem durch Auswaschung (Leaching) zu rechnen. Nach diesem Kriterium wäre das P-Austragspotenzial im Schäfertal als erhöht einzustufen. Jedoch handelte es sich in diesem Untersuchungsgebiet um einen grundwasserfernen Standort mit mittelschweren, lößhaltigen Böden, so dass von einer geringen Gefahr des P-Austrages durch die Bodenpassage auszugehen war.
Die Wiesenfläche (W) - der Bereich des Gebietes, der periodisch in Kontakt zum Grundwasser tritt, hatte im Vergleich zu den Ackerflächen den niedrigsten DPS von 27 % (Abb. 4.2). Gefahrenpotenzial hinsichtlich des P-Austrages bestand auf den Flächen, die zuvor gedüngt wurden, wie es am Beispiel des Schlages Heimberg (HB) in der Abbildung 4.2 ersichtlich wird.

Der durchschnittliche TP-Gehalt lag im Schäfertal bei 214 mg P_2O_5/100g Boden. SCHACHTSCHABEL et al. (1992) fanden in 20 norddeutschen Löß-Parabraunerden deutlich geringere TP-Konzentrationen von 81 mg P_2O_5/100g Boden vor. Vergleichbar niedrige TP-Gehalte von 82 P_2O_5/100g stellten ARAÚJO et al. (2004) bei drei Parabraunerden fest.

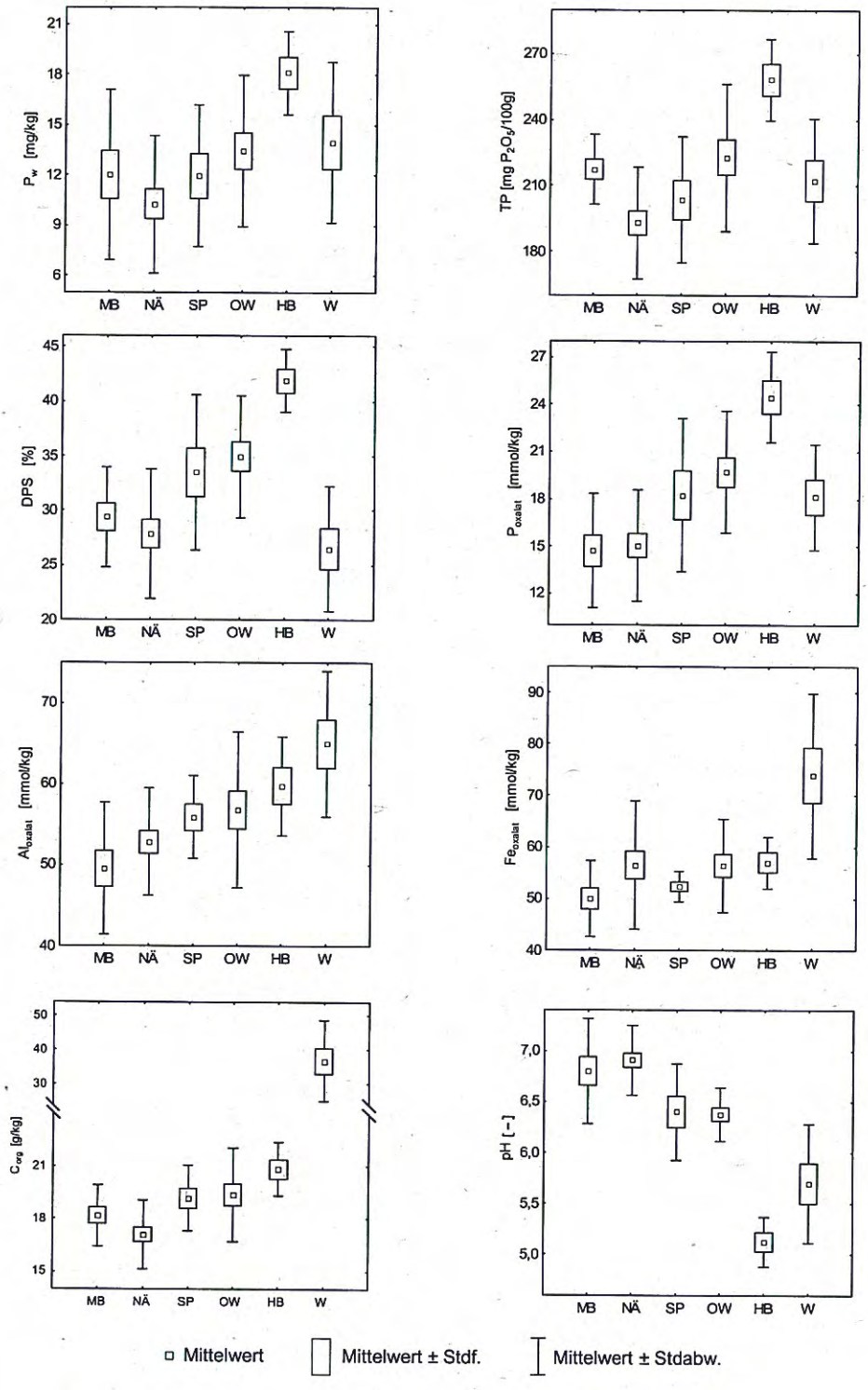


Abb. 4.2: Box-Whisker-Plots der Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit *(MB, NÄ, SP, OW, HB, W - Kürzel der Schlagbezeichnung)*

Der TP-Gehalt eines Bodens hängt primär von der Bodentextur ab. Mit steigendem Anteil feinkörniger Fraktionen wie Schluff und Ton steigt auch die P-Sorptionskapazität an (HEDLEY et al., 1995). Bei einem Vergleich von 127 verschiedenen Böden enthielten sandige Böden durchschnittlich 114 mg P_2O_5/100g und Böden aus schluffigem Lehm 139 mg P_2O_5/100g (PAULTER und SIMS, 2000). Höhere TP-Gehalte wurde von FROSSARD et al. (1995) in einer tonhaltigen Braunerde (215 mg P_2O_5/100g) und einer schluffigen Parabraunerde (246 mg P_2O_5/100g) festgestellt.
Eine weitere entscheidende Rolle für die P-Sorptionskapazität eines Bodens spielt der Gehalt an amorphen Al- und Fe-Oxiden. So fanden PAULTER und SIMS (2000) deutlich höhere TP-Konzentrationen in sandigen Böden aus den Niederlanden (147 mg P_2O_5/100g Boden) als in Böden mit vergleichbarer Textur aus den USA (114 mg P_2O_5/100g). Dabei enthielten die Böden aus den Niederlanden in der Summe 61 mmol $(Al+Fe)_{oxalat}$/kg, die Bodenproben aus den USA dagegen nur 40 mmol $(Al+Fe)_{oxalat}$/kg.
Der Gehalt an amorphen Al- und Fe-Oxiden in Böden des Schäfertals lag im Durchschnitt bei ca. 113 mmol $(Al+Fe)_{oxalat}$/kg Boden. Zudem handelte es sich dabei um stark schluffige Böden, was in relativ hohen TP-Konzentrationen resultierte.

Die räumliche Variabilität der P-Gehalte in Abhängigkeit von der Landnutzung wurde mit Hilfe der statistischen Verfahren des Mittelwertvergleiches untersucht. Als Voraussetzung für eine Varianzanalyse wurden die Werte auf signifikantes Abweichen von der Normalverteilung und auf Varianzhomogenität getestet (Abb. A2 und Tab. B2, Anhang).
Die höchste P_w-Konzentration von 37,6 mg P/kg wies die am Probenahmepunkt 41 entnommene Bodenprobe auf. Es handelte sich hier um einen Wiesenstandort, der sich im Überflutungsbereich des Schäferbaches befand, dessen Bachbett ca. 20 m entfernt lag (vgl. Abb. 2.6). Infolge periodischer Staunässe herrschten in diesem Bereich anmoorige Verhältnisse vor, sodass sich der Probenahmepunkt 41 in pedologischer Hinsicht bedeutend von den anderen Probenahmepunkten unterschied. Nach statistischen Kriterien galt der Wert ebenfalls als Ausreißer und wurde aus diesen Gründen bei den weiterführenden Auswertungen nicht berücksichtigt.

Die höchsten Konzentrationen an P_w, P_{oxalat} und TP wiesen die Proben des Schlages HB auf (Abb. 4.2). Bei der Varianzanalyse wurden in den meisten Fällen signifikante bis höchstsignifikante Unterschiede zwischen dem Schlag HB und den anderen Schlägen festgestellt (Tab. B2, Anhang). Die hohen P-Konzentrationen des Schlages HB waren auf eine im Herbst 2002 durchgeführte P-Düngung zurückzuführen. Der prozentuale Anteil des P_w-Gehaltes an dem TP-Gehalt war für den Schlag HB, verglichen mit den anderen Schlägen, ebenfalls höher (Abb. 4.3). Dennoch bewirkte die Düngung offenbar nur einen kurzzeitigen Anstieg der Konzentration an leicht verfügbarem P im Boden. Denn bereits 6 Monate nach der Düngung, zum Zeitpunkt der Probenahme, lag der prozentuale Anteil der P_w-Konzentration am TP-Gehalt des gedüngten Schlages HB nur ca. 0,3 % höher als der durchschnittliche Anteil der ungedüngten Schläge MB, NÄ, OW und SP (1,3 %).

Dies deutete auf eine starke P-Sorptionsfähigkeit des Bodens hin, die zu einer schnellen Adsorption der leicht verfügbaren P-Verbindungen des applizierten P-Düngers führte.

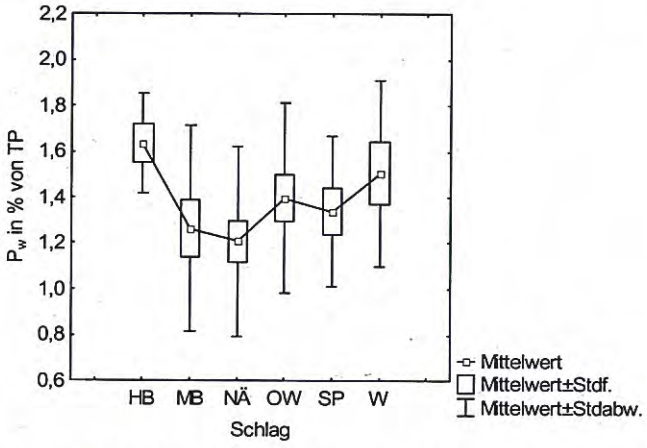


Abb. 4.3: Prozentualer Anteil des durchschnittlichen P_w-Gehaltes an dem mittleren TP-Gehalt im Untersuchungsgebiet Schäfertal, schlagbezogen *(MB, NÄ, SP, OW, HB, W - Kürzel der Schlagbezeichnung)*

Zwischen den unterschiedlichen P-Fraktionen (P_w, P_{oxalat} und TP) einzelner Probenahmepunkte der Ackerflächen wurde ein direkter linearer Zusammenhang festgestellt. Die errechneten Korrelationskoeffizienten nach Spearman lagen zwischen 0,733 und 0,737 und waren auf dem 0,01 Niveau signifikant (Abb. 4.4).

Die Bestimmung des pH-Wertes erfolgte abweichend von der VDLUFA-Standardmethode in wässriger Suspension, um den Modellanforderungen zu entsprechen. Der im Schäfertal durchschnittlich gemessene pH(H_2O)-Wert lag bei 6,4. Dieser entsprach nach der Umrechnung mit Hilfe des von SCHACHTSCHABEL et al. (1984) vorgeschlagenen Korrekturfaktors einem pH($CaCl_2$)-Wert von 5,8. Demnach waren die Böden als mäßig sauer einzustufen (VDLUFA Methodenbuch, 1991).
Die niedrigsten pH-Werte wurden auf dem gedüngten Schlag HB festgestellt (Abb. 4.2). SCHACHTSCHABEL et al. (1992) bestätigten, dass der Einsatz von Monocalciumphosphat (z. B. im Superphosphat) zur Absenkung des pH-Wertes des Bodens führt, wobei eine Umsetzung zu Dicalciumphosphat und Phosphorsäure erfolgt.

Relativ niedrige pH-Werte wurden ebenfalls bei den Bodenproben der Wiese festgestellt (Abb. 4.2). Hier bestand eine umgekehrt proportionale Beziehung zum Gehalt an organischer Substanz, denn die Bodenproben wiesen auch die höchsten C_{org}-Gehalte auf. Beim mikrobiellen Abbau von Biomasse und bei der Wurzelatmung wird Kohlendioxid gebildet, der mit Bodenwasser zu Kohlensäure reagiert. Bei anschließender Dissoziation entstehen H^+-Protonen, die zur Absenkung des pH-Wertes führen.

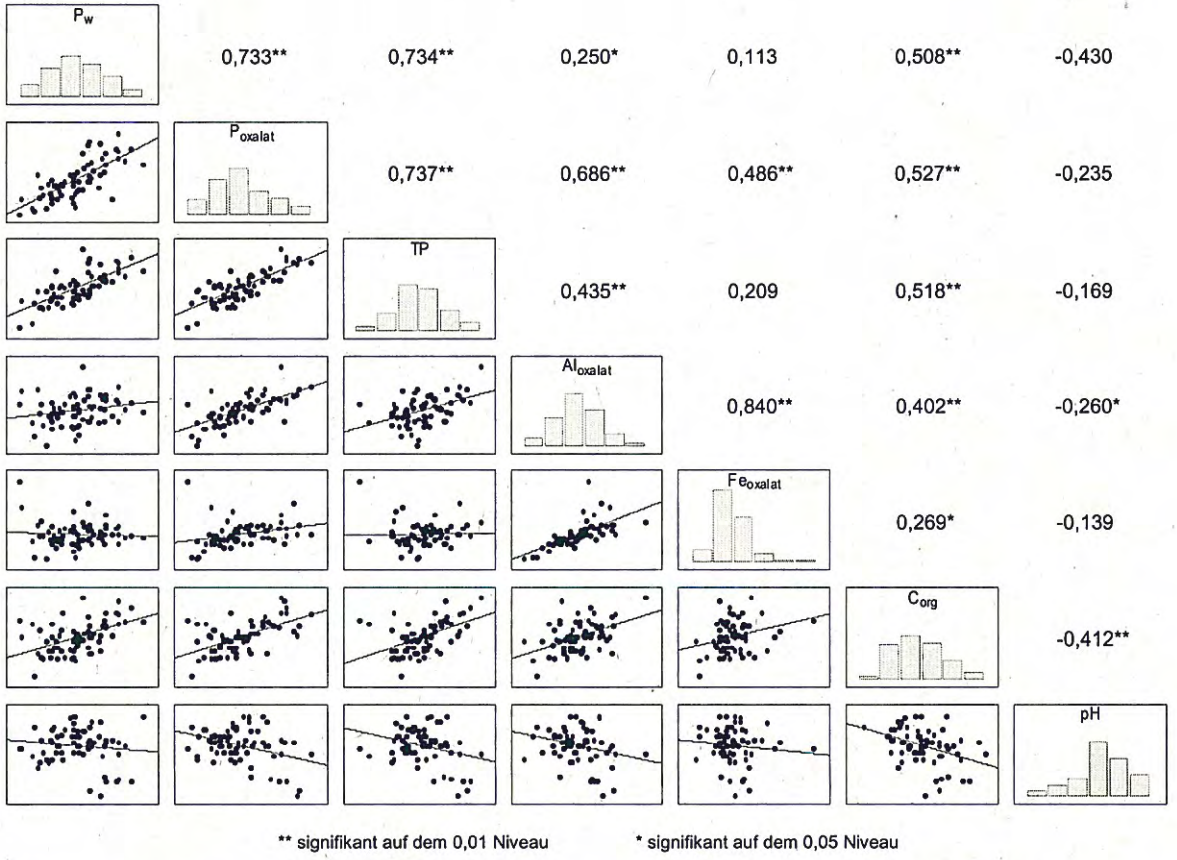


Abb. 4.4: Korrelationsmatrix und Korrelationskoeffizienten (Spearman) für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal *(nur Probenahmepunkte der Ackerflächen)*

Für Ackerflächen bestand ein ähnlicher umgekehrt proportionaler Zusammenhang zwischen dem C_{org}-Gehalt und dem pH-Wert. Dies bestätigte der hoch signifikante Korrelationskoeffizient der beiden Bodenparameter von -0,412 (Abb. 4.4).

Entsprechend dem Mittelwertvergleich in der Abbildung 4.2 hatten die Schläge mit höherem C_{org}-Gehalt (SP und OW) einen niedrigeren pH-Wert als die Schläge mit niedrigerem C_{org}-Gehalt (MB und NÄ). Diese Feststellung widersprach primär der Auffassung von SCHACHTSCHABEL et al. (1992), wonach bei ackerbaulich genutzten Mineralböden keine Beziehung zwischen dem C_{org}-Gehalt und dem pH-Wert besteht. Eine mögliche Erklärung dafür, dass diese Annahme für das Schäfertal nicht zutraf, könnten die Rahmenbedingungen sein, die am Standort beim Abbau der frisch zugeführten organischen Substanz vorherrschten.
Im Schäfertal wurden in den letzten Jahren teilweise Methoden der konservierenden Bodenbearbeitung angewendet. So wurde das Getreide bei der Ernte in einer Höhe von 30 cm geschnitten und die Ernterückstände auf den Feldern belassen. Ein Teil des Strohs wurde oberflächlich eingearbeitet, wodurch die Bodenorganismen einen besseren Kontakt zur organischen Substanz hatten. Diese Maßnahmen schaffen andere Rahmenbedingungen beim Abbau der frischen organischen Substanz, als es für die konventionell bearbeiteten Ackerflächen gelten dürfte. Zusätzlich führen diese Maßnahmen zu einer Anreicherung von Humus im Oberboden.
Der mittlere C_{org}-Gehalt der ackerbaulich genutzten Flächen im Schäfertal lag bei 19 g/kg oder 1,9 %; nach SCHACHTSCHABEL et al. (1992) waren die Böden als mittel humos einzustufen.

Der Abbau organischer Bodensubstanz wird von mehreren Faktoren gesteuert. Eine bedeutende Rolle spielen dabei Temperatur und Wassergehalt des Bodens, die einen direkten Einfluss auf die Lebensbedingungen der Bodenorganismen nehmen. Darauf war auch zurückzuführen, dass die Schläge MB und NÄ im Durchschnitt niedrigere C_{org}-Gehalte als die Schläge SP und OW aufwiesen (Abb. 4.2). Bei den Ackerflächen MB und NÄ handelte es sich um südexponierte Schläge, die dementsprechend trockener und wärmer waren, was den Abbau organischer Bodensubstanz begünstigte. Dagegen waren die Schläge SP und OW nordexponiert und erhielten somit weniger Energie, wodurch die Abbauraten verringert wurden (vgl. Abb. 2.3).

Da ein Mittelwertvergleich der C_{org}-Gehalte der einzelnen Schläge keine signifikanten Unterschiede belegte (Tab. B2, Anhang), wurden die Werte nach Zugehörigkeit zu einem süd- bzw. nordexponierten Schlag gruppiert. Die anschließend durchgeführte Varianzanalyse bestätigte hoch signifikante Unterschiede zwischen den C_{org}-Konzentrationen der süd- und nordexponierten Schläge (Abb. 4.5). Erwartungsgemäß wurden höchst signifikante Unterschiede zwischen den pH-Werten festgestellt, wobei sich die pH-Werte umgekehrt proportional zu den C_{org}-Konzentrationen verhielten.

Weiterhin wurden signifikante Unterschiede zwischen den süd- und nordexponierten Schlägen hinsichtlich der P_{oxalat}- und Al_{oxalat}-Konzentrationen festgestellt. Dabei wiesen die Schläge mit höheren C_{org}-Gehalten auch höhere P_{oxalat}- und Al_{oxalat}-Gehalte auf (Abb. 4.5). Dies bestätigte die

Rolle der organischen Substanz als wichtigen Sorbenten für Bodenphosphate. Die Adsorption der Phosphat-Anionen erfolgt dabei an den Al- und Fe-Ionen, die mit Huminsäuren und Fulvosäuren komplexiert sind. Dies spiegelte sich in signifikanten Korrelationen zwischen C_{org}, Al_{oxalat}, Fe_{oxalat} und P-Fraktionen wider (Abb. 4.4).

Offensichtlich besaßen Bodenphosphate eine höhere Affinität zu Al-Ionen als zu Fe-Ionen. So wies TP bzw. P_{oxalat} eine deutlich stärkere Korrelation zu Al_{oxalat} als zu Fe_{oxalat} auf. Diese Tendenz war auch bei den P_w-Werten erkennbar (Abb. 4.4). Der gleiche Effekt wurde ebenfalls von AGBENIN (2003), WIRIYAKITNATEEKUL et al. (2005) und SINGH et al. (2005) beobachtet. Als eine mögliche Erklärung für die höhere Affinität von P zu Al_{oxalat} als zu Fe_{oxalat} kann die Bodenacidität angesehen werden. Diese beeinflusst die Adsorption von P an Al- bzw. Fe-(Hydr)Oxiden (NWOKE et al., 2003; ZHANG et al., 2005). Wahrscheinlich lag der pH-Wert des Bodens in einem Bereich, in dem P bevorzugt an Al-(Hydr)Oxiden gebunden wurde.

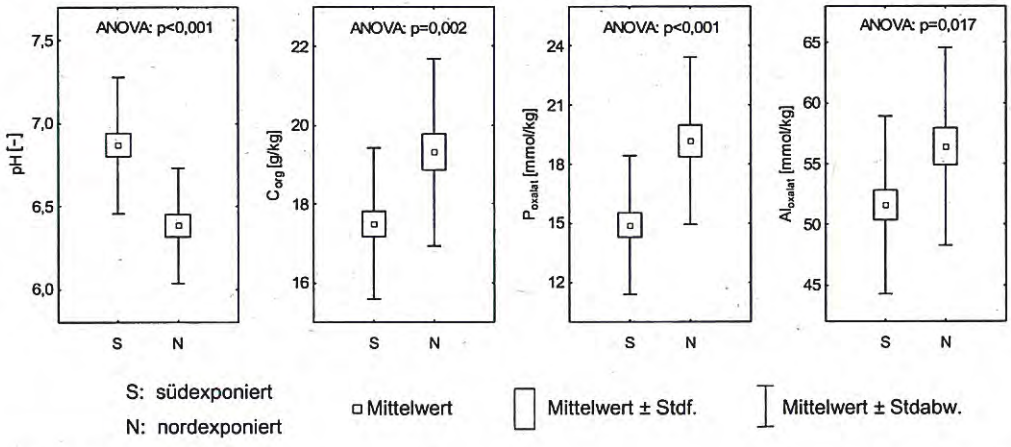


Abb. 4.5: Box-Whisker-Plots ausgewählter Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal sowie Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA), gruppiert nach Zugehörigkeit zu einem süd- bzw. nordexponierten Schlag

Saisonale Bodenbeprobungen

Das primäre Ziel der saisonalen flächendeckenden Probenahmen war die Bereitstellung von Kalibrierungs- und Validierungswerten für die Modellanwendung. Da die Beprobungen jeweils zu Beginn der Vegetationsperiode und nach der Ernte stattfanden, sollten die Werte zusätzlich einen Aufschluss über die zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen liefern.

Beim Vergleich der durchschnittlichen P_w-Konzentrationen einzelner Schläge war in den meisten Fällen keine ausgeprägte zeitliche Variabilität feststellbar (Abb. 4.6). Bei den Schlägen MB, NÄ, SP und OW wiesen die P_w-Konzentrationen zu Beginn der Vegetationsperiode und zum Zeitpunkt unmittelbar nach der Ernte keine signifikanten Unterschiede auf.

Die Schläge MB und NÄ zeigten signifikant höhere P_w-Konzentrationen im Oktober 2004, hervorgerufen durch eine im September 2004 stattgefundene mineralische P-Düngung (Abb. 4.6). Der durchschnittliche P-Eintrag betrug 34 kg P/ha. Beim Schlag MB war damit eine Erhöhung des P_w-Gehaltes um 70 % und beim Schlag NÄ um 45 % verbunden.

Die Auswirkung einer mineralischen P-Düngung auf die P_w-Konzentration war ebenfalls beim Schlag HB zu beobachten. Der Ackerfläche wurden im Herbst 2002 durchschnittlich 34 kg P/ha zugeführt. Zum Zeitpunkt der ersten Probenahme im März 2003 war der Schlag mit Raps bestellt, der im Juli geerntet wurde. Im Herbst 2003 erfolgte die Aussaat von Wintergetreide, das im August des darauf folgenden Jahres geerntet wurde.
Die gemessenen P_w-Konzentrationen des Schlages HB unterlagen einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik (Abb. 4.6). Im Zeitraum von März 2003 bis April 2004 wurde ein Anstieg der durchschnittlichen P_w-Konzentration von 18,1 auf 23,1 mg P/kg registriert, anschließend sank die P_w-Konzentration im Oktober 2004 auf 19,3 mg P/kg. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1992) stellt sich das P-Gleichgewicht im Boden nach einer mineralischen P-Düngung nur langsam ein, wobei es durch die P-Aufnahme der Pflanzen immer wieder gestört wird.

Im September 2003 wurden auf dem Schlag SP ca. 30 t Stallmist ausgebracht und eingearbeitet. Durch diese Maßnahme wurden bei einem durchschnittlichen P-Gehalt von 1,5 kg P/t Stallmist (CHADWICK und CHEN, 2002) dem Boden rund 45 kg P/ha zugeführt.
In diesem Zusammenhang fand auf dem Schlag SP im Oktober 2003 eine zusätzliche Beprobung mit dem Ziel statt, die Auswirkung einer organischen P-Düngung zu untersuchen. Die Applikation von Stallmist brachte keine signifikante Erhöhung der durchschnittlichen P_w-Konzentration (Abb. 4.6). Die P_w-Konzentration blieb im Oktober 2003 auf dem Niveau der P_w-Konzentration von August 2003, im April 2004 wurde ebenfalls kein Anstieg registriert.
GRIFFIN et al. (2003) beobachteten einen rapiden Rückgang der P_w-Konzentration innerhalb von zwei Wochen nach der Ausbringung von Stallmist. Die Autoren führten diesen Effekt auf die starke P-Sorptionskapazität des Bodens zurück, vor allem durch Al- und Fe-Verbindungen. REDDY et al. (1999) berichteten, dass der P-Eintrag von 5,6 kg P/ha durch Stallmist eine Erhöhung der leicht verfügbaren P-Fraktion (Olsen-Extrakt) um 1 mg/kg bewirkte.

Im Unterschied zu Mineraldünger enthält ein Wirtschaftsdünger bis zu 40 % organisch gebunden P (VELTHOF et al. 2000). Den größten Anteil bilden dabei die Phytate, die ähnliche Adsorptionsreaktionen wie die Orthophosphate zeigen und relativ stabile Verbindungen mit Ca-, Al- und Fe-Bestandteilen der Bodenmatrix bilden. Infolgedessen werden die Phytate im Vergleich zu den anderen organischen P-Verbindungen nur langsam mineralisiert (SCHACHTSCHABEL et al., 1992). Somit ist Stallmist ein langsam wirkendes Düngemittel, welches P nur sukzessiv freisetzt und im Vergleich zu Mineraldünger keinen andauernden Anstieg des P_w-Gehaltes bewirkt.

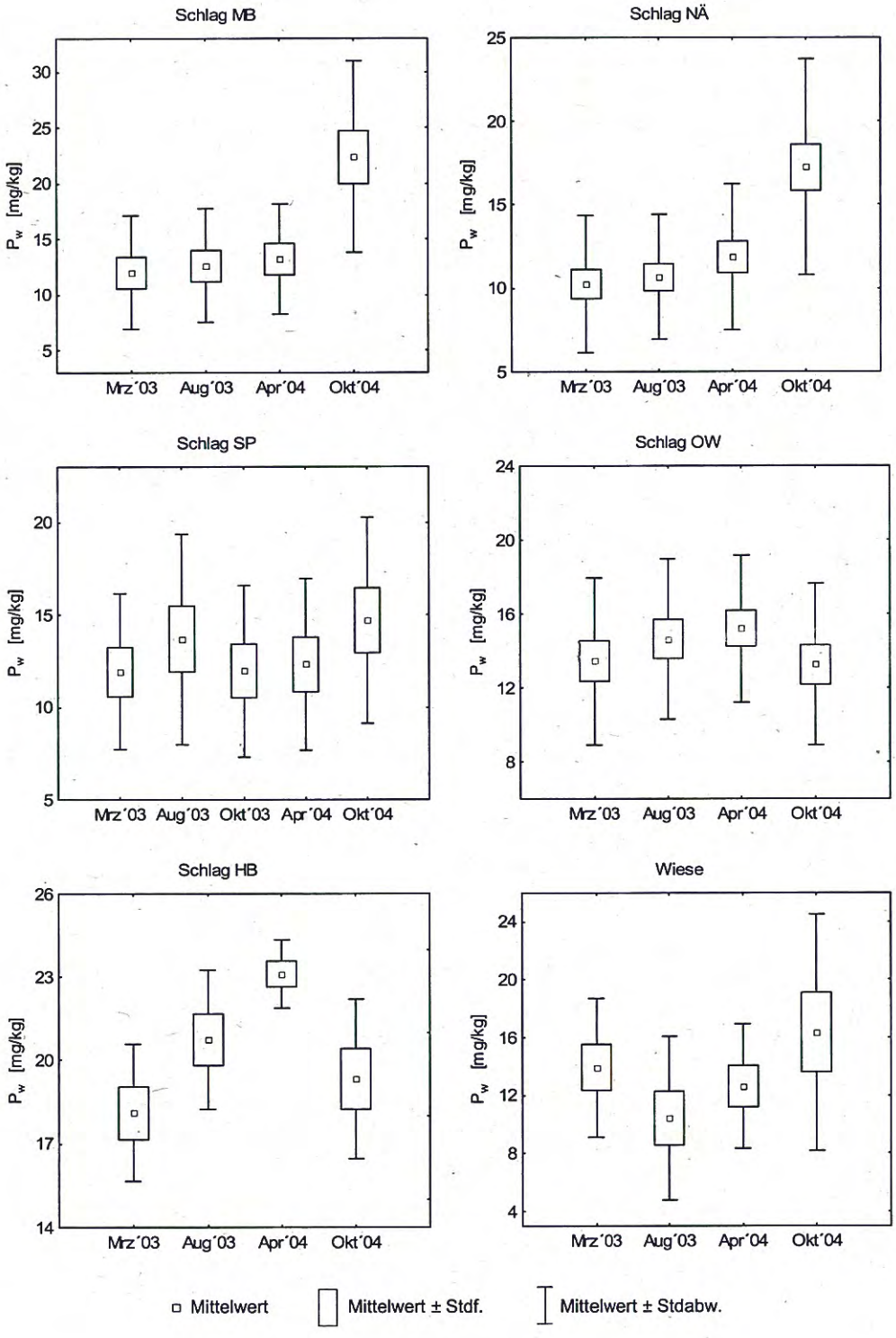


Abb. 4.6: P_w-Konzentrationen der saisonalen flächendeckenden Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit

Profilgrube

Das freigelegte Bodenprofil wies die Horizontabfolge Ap-Bv-ICv auf und entsprach dem Bodentyp Braunerde (Abb. 4.7). Die Ap- und Bv-Horizonte, bestehend aus Berglöß mit relativ wenig Gesteinsmaterial, waren entsprechend der Gliederung von ALTERMANN (1985) als Hauptlage auszuweisen. Der ICv-Horizont wurde von Verwitterungsschutt aus Grauwacken und Grauwackenschiefern gebildet, der in ein lehmig-schluffiges Material eingebettet war. Diese Schicht war als Basislage zu bezeichnen, wobei es sich um die Auflockerungszone des Anstehenden handelte, in die das lehmig-schluffige Substrat aus dem Hangenden eingetragen wurde. Das unverwitterte Anstehende wurde in der Profilgrube nicht erreicht.

Die Beprobung des Bodenprofils fand in 10-cm-Schritten statt. Eine zusätzliche Bodenprobe wurde aus der Pflugsohle (25-30 cm) entnommen.

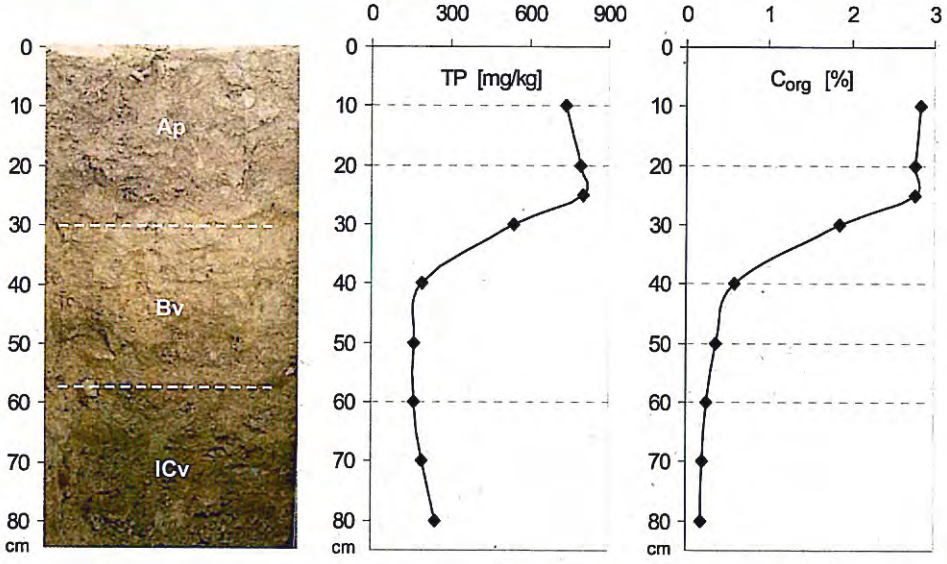


Abb. 4.7: Aufgenommenes Bodenprofil (Braunerde) und die tiefenabhängige Verteilung der TP- und C_{org}-Konzentrationen, Untersuchungsgebiet Schäfertal

Entsprechend den Ergebnissen der Bodenanalysen (Tab. B3, Anhang) war der Ap-Horizont als mittel humos, mäßig sauer und mittelbasisch zu bezeichnen. Es handelte sich um einen Boden mit hoher Kationenaustauschkapazität. Erwartungsgemäß wurde eine Abnahme der K- und Ca-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe festgestellt, dagegen nahmen die Na- und Mg-Konzentrationen zu.

Die TP- und die C_{org}-Konzentration zeigten einen ähnlichen horizontabhängigen Verlauf (Abb. 4.7). Während die TP-Konzentrationen des Ap-Horizontes im Durchschnitt bei 778 mg/kg und in der Pflugsohle bei 537 mg/kg lagen, wurden im Bv- und ICv-Horizont im Durchschnitt 193 mg/kg ermittelt. Diese Werte belegten keine P-Verlagerung aus dem Ap-Horizont und zeugten von einer hohen P-Sorptionskapazität des Bodens am Standort.

Dauerbeobachtungspunkte

Die Untersuchungen an den Dauerbeobachtungspunkten sollten Aufschluss über die zeitliche Dynamik des P_w-Pools geben. Die Dauerbeobachtungspunkte 27 und 54 (vgl. Abb. 2.6) repräsentierten zwei hinsichtlich der Fruchtfolge und Bodenbearbeitung unterschiedliche Standorte.

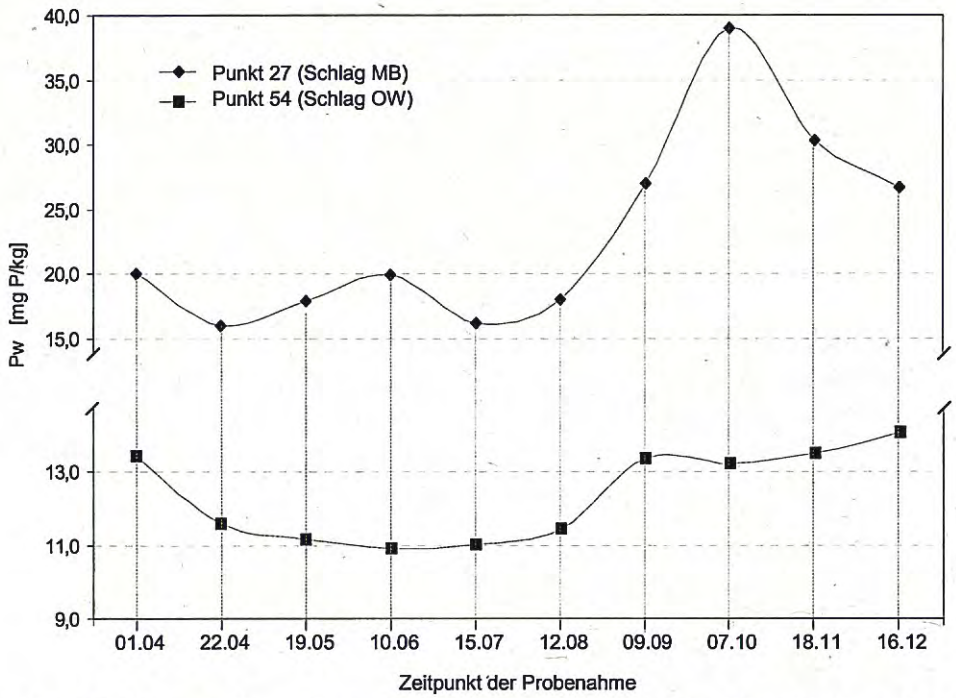


Abb. 4.8: P_w-Konzentrationen der an den Dauerbeobachtungspunkten 27 und 54 im Jahr 2004 entnommenen Bodenproben, Untersuchungsgebiet Schäfertal

Die P_w-Konzentrationen der Bodenproben, die am *Dauerbeobachtungspunkt 27* im Jahr 2004 entnommen wurden, zeigten eine ausgeprägte zeitliche Dynamik (Abb. 4.8). Der Schlag Mittelberg (MB), auf dem sich der Dauerbeobachtungspunkt 27 befand, wurde nach der Ernte der Sommergerste im Herbst 2003 gepflügt. Eine erneute Aussaat von Wintergetreide erfolgte nicht, sodass der Schlag in den nachfolgenden Monaten brach lag.

Die am 01.01.04 zu Beginn der Vegetationsperiode entnommene Bodenprobe wies eine P_w-Konzentration von 20 mg P/kg auf. Bereits drei Wochen später, am 22.04.04 wurden 16 mg P/kg gemessen. Wenige Tage zuvor wurden die oberen 15 cm des Ap-Horizontes mittels einer Scheibenegge umgeschichtet. Vermutlich führte die Durchmischung mit den tiefer liegenden P_w-ärmeren Bodenschichten zu der Abnahme der P_w-Konzentration in den oberen 3-5 cm des Ap-Horizontes.

Im nachfolgenden Monat Mai wurde eine verstärkte Ausbreitung von Unkraut registriert; nach visueller Erfassung waren rund 40 % des Schlages von Unkräutern bzw. von keimendem Getreide aus Ernteverlust des letzten Jahres bedeckt. Deshalb wurde auf dem Schlag Anfang Juni eine Herbizidapplikation durchgeführt.

Die Bodenprobe, die eine Woche später am 10.06.04 entnommen wurde, zeigte einen Anstieg der P_w-Konzentration auf 20 mg P/kg an. Ein Grund dafür war sicherlich der Wegfall des P-Entzuges durch Vegetation, die beim Herbizid-Einsatz vernichtet wurde. Außerdem war davon auszugehen, dass beim Absterben bzw. Zersetzen von Pflanzen und Mikroorganismen leicht verfügbare P-Verbindungen freigesetzt wurden, was zum Anstieg der P_w-Konzentration beitrug.
Am 15.07.04 wurde eine erneute Abnahme des P_w-Gehaltes auf 16 mg P/kg Boden registriert. Zum Zeitpunkt der Probenahme wurde eine Verschlämmung des Oberbodens am Standort festgestellt, die partiell zur Krustenbildung führte. Die Ursache hierfür waren Starkregenereignisse, die in der Woche zuvor stattfanden. Höchstwahrscheinlich fand eine Verlagerung von leicht löslichen P-Verbindungen in die tiefer liegenden Bodenschichten statt, die zur Abnahme der P_w-Konzentration in den oberen 3-5 cm des Ap-Horizontes führte.
Am 09.09.04 wurde ein sprunghafter Anstieg des P_w-Gehaltes festgestellt, hervorgerufen durch eine P-Düngung auf dem Schlag. Dabei wurden 0,4 t eines P-Mineraldüngers pro Hektar appliziert, der 20 % P_2O_5 enthielt. Somit wurden 80 kg P_2O_5 oder 34 kg P pro Hektar zugeführt. Bezogen auf den Schlag MB, mit einer Größe von 20 ha, bedeutete dies einen P-Eintrag von 680 kg.
In den nachfolgenden Monaten wurde zuerst ein weiterer Anstieg und später eine Abnahme der P_w-Konzentration verzeichnet. Nach SCHACHTSCHABEL et al. (1992) stellt sich das P-Gleichgewicht zwischen den P-Neubildungen in der Umgebung der Düngernester und dem entfernteren Boden infolge der geringen Phosphat-Diffusibilität nur äußerst langsam ein.

Der Verlauf der P_w-Konzentration am *Dauerbeobachtungspunkt 54* unterschied sich deutlich von dem des Dauerbeobachtungspunktes 27 (Abb. 4.8). Es war eine geringere zeitliche Dynamik zu verzeichnen, die gemessenen Werte bewegten sich zwischen 11 und 14 mg P/kg Boden.
Die am Dauerbeobachtungspunkt 54 gemessenen P_w-Konzentrationen ließen sich in zwei Gruppen unterteilen: zum einen in die Gruppe der P_w-Konzentrationen, die sich um 11 mg P/kg bewegten, zum anderen in die Gruppe der P_w-Konzentrationen, die knapp über 13 mg P/kg lagen. Der Kruskal-Wallis-Test belegte einen hoch signifikanten Unterschied zwischen den beiden Gruppen (Abb. 4.9).
Der Schlag Oberweg (OW), auf dem sich der Dauerbeobachtungspunkt 54 befand, war zum Zeitpunkt der ersten Probenahme am 01.0.104 mit Wintergetreide (Triticale) bestellt. Von Ende April bis Mitte August blieb die P_w-Konzentration nahezu konstant bei 11 mg P/kg. Am 09.09.04 stieg die P_w-Konzentration auf 13 mg P/kg an und blieb auf diesem Niveau bis Ende des Jahres (Abb. 4.8). Am 26.08.04 wurde auf dem Schlag Oberweg das Wintergetreide geerntet. Dies führte zu einem raschen Anstieg der P_w-Konzentration am 09.09.04, da ab diesem Zeitpunkt der P-Entzug durch Pflanzen ausblieb. Die höhere P_w-Konzentration vom 01.01.04 erklärte sich dadurch, dass zu diesem Zeitpunkt die Vegetationsperiode gerade eingesetzt hatte, sodass sich die Pflanzen im anfänglichen Entwicklungsstadium befanden und vorerst nur geringe P-Mengen dem Boden entzogen.

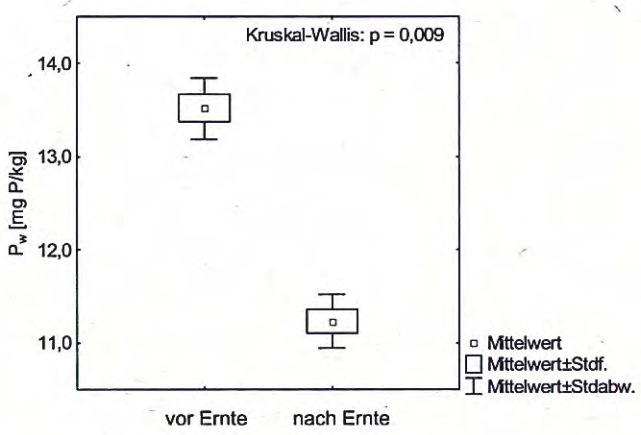


Abb. 4.9: Mittelwertvergleich (Kruskal-Wallis-Test) der P_w-Konzentrationen des Dauerbeobachtungspunktes 54, gruppiert nach Bepflanzungszustand

Am Dauerbeobachtungspunkt 54 wurden im Vergleich zum Dauerbeobachtungspunkt 27 durchschnittlich niedrigere P_w-Konzentrationen gemessen (Tab. 4.4). Der Grund dafür war ein geringeres P-Sorptionspotential des Oberbodens, das durch geringere Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Konzentrationen bedingt wurde und sich auch in geringeren TP- und P_{oxalat}-Konzentrationen widerspiegelte (Tab. 4.4).

Die mäßig ausgeprägte zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen am Dauerbeobachtungspunkt 54 war auf relativ kontinuierliche Rahmenbedingungen am Standort zurückzuführen. Der zugehörige Schlag Oberweg wurde permanent mit Wintergetreide bestellt.

Hingegen unterlagen die P_w-Konzentrationen am Dauerbeobachtungspunkt 27 des überwiegend brach gelegenen Schlages Mittelberg einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik. Diese wurde durch zahlreiche Einflussfaktoren wie Bodenbearbeitung, Niederschläge, Herbizid- und Düngerapplikation hervorgerufen.

Tab. 4.4: Vergleich der an den Dauerbeobachtungspunkten 27 und 54 gemessenen Stoffkonzentrationen des Oberbodens (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

Dauerbeobachtungspunkt	P_w, durchschnittlich[1] [mg/kg]	P_{oxalat} [mmol/kg]	TP [mg P_2O_5/100g]	$(Al+Fe)_{oxalat}$ [mmol/kg]
27	18,0	19,0	233,2	111,7
54	11,6	16,9	190,9	105,5

[1] Durchschnittliche P_w-Konzentration im Zeitraum 01.04.04 - 12.08.04. Die Messwerte ab dem 09.09.04 (nach der Düngung des Schlages Mittelberg) wurden von der Mittelwertbildung ausgeschlossen.

4.1.2.2 Untersuchungen zur P-Dynamik im Vorfluter

Im Folgenden wird die Rolle der Hochwasserereignisse und der Drainagen beim P-Eintrag in den Vorfluter sowie der P-Austrag aus dem Untersuchungsgebiet Schäfertal dargestellt und diskutiert. Als Beobachtungszeiträume wurden bewusst nicht die hydrologischen, sondern die kalendarischen Jahre 2003 und 2004 gewählt, da die ANIMO-Simulation für diese Zeitspanne erfolgte. Im Hinblick auf die Fragestellung dieser Arbeit wird bei den nachfolgenden Ausführungen insbesondere die Relevanz des Austrages von P in gelöster Form über den Oberflächenabfluss im Vordergrund stehen.

Die Jahre 2003 und 2004 unterschieden sich in der Jahresabflusshöhe, der Anzahl der Hochwasserereignisse und daraus resultierend der Höhe der Stoffausträge. Im Jahr 2003 wurden 443 mm Niederschlag registriert, davon kamen 137 mm (31 %) zum Abfluss. Im Jahr 2004 betrug die Jahresniederschlagssumme 543 mm, die Jahresabflusshöhe lag bei 75 mm (14 %). Das Trockenfallen des Schäferbaches wurde 2003 am 8.08. registriert, 2004 geschah es zu einem deutlich früheren Zeitpunkt - am 12.06. Die Unterschiede in den Jahresabflusshöhen resultierten in den unterschiedlichen P-Austragsmengen aus dem Einzugsgebiet; 2003 lag der TP-Austrag bei 8,93 kg und 2004 bei 3,65 kg.
KRONVANG et al. (2003) belegten in einer Studie mit 108 europäischen Kleineinzugsgebieten einen Zusammenhang zwischen dem jährlichen TP-Austrag und der Einzugsgebietsgröße, dem prozentualen Anteil der Ackerflächen und der Abflusshöhe. Einen mit Schäfertal vergleichbaren jährlichen TP-Austrag von 10,62 kg ermittelten KYLLMAR et al. (2006) für ein Kleineinzugsgebiet in Schweden. Analog zum Schäfertal handelte es sich um ein 1,77 km² großes, zu 80 % landwirtschaftlich genutztes Untersuchungsgebiet mit einer Jahresabflusshöhe von 188 mm. Gleichzeitig berichteten die Autoren von einem deutlich höheren jährlichen TP-Austrag von 63 kg aus einem Untersuchungsgebiet mit vergleichbarer Charakteristik, aber einer Jahresabflusshöhe von 455 mm.

In den Jahren 2003 bis 2004 wurden im Schäfertal insgesamt drei Hochwasserereignisse registriert und beprobt (Abb. A3, Anhang). Alle Hochwassersituationen entstanden bei Schneeschmelze und wurden zum Teil durch gleichzeitig einsetzenden Regen verstärkt. Die einzelnen Ereignisse unterschieden sich in den gemessenen Stoffkonzentrationen und Abflusshöhen, daraus resultierten die unterschiedlichen Stofffrachten (Tab. 4.5).
Die Sediment- und TP-Austräge waren vergleichbar mit denen, die bei den früheren Hochwasserereignissen im Schäfertal gemessen wurden. Die Stofffrachten der sieben Hochwasserereignisse der Jahre 2001 und 2002 lagen für TP zwischen 0,28 und 8,1 kg, für Sediment zwischen 260 und 10200 kg pro Ereignis (OLLESCH et al., 2005c).

Bei den Ereignissen von 16.01.04 und 01.02.04 wurde ein doppelter Peak im Verlauf der TP-Konzentrationen beobachtet, der mit der Abflussentwicklung korrespondierte (Abb. A5 und A6, Anhang). Beide Hochwassersituationen zeigten eine für kleine Mittelgebirgseinzugsgebiete

typische Abflussentwicklung mit einem zweischeiteligen Verlauf, der schnelle und langsame Abflusskomponenten charakterisierte (OLLESCH et al., 2005c). Die höchsten TP-Konzentrationen wurden jeweils während des ersten kleineren Abflussscheitels beobachtet.

Tab. 4.5: Charakteristik der Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum 2003-2004 (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

Datum	Q_{max} [l/s]	TP_{max} [mg/l]	DP_{max} [mg/l]	$Sediment_{max}$ [mg/l]	Q_{gesamt} [mm]	Gesamtaustrag [kg]		
						TP	DP	Sediment
02.01.03	268	0,28	-	2020	20,0	2,20	-	17220
16.01.04	19	0,40	0,27	80	2,62	0,27	0,17	41
01.02.04	77	0,15	0,03	140	17,9	1,71	0,58	1013

[-] kein Messwert

Ein Anstieg von DP-Konzentrationen wurde nur beim Hochwasserereignis vom 16.01.04 registriert. Aus technischen Gründen war die Bestimmung von DP an Proben des Ereignisses vom 02.01.03 nicht möglich. Beim Hochwasserereignis vom 01.02.04 unterlagen die DP-Konzentrationen keiner ausgeprägten zeitlichen Dynamik und bewegten sich zwischen 0,020 und 0,028 mg P/l (Abb. A6, Anhang).

Die DP-Konzentrationen zeigten am 16.01.04 einen analogen Verlauf wie auch die TP-Konzentrationen (Abb. A5, Anhang). Während des ansteigenden Astes des Hydrographen wurden die höchsten DP-Konzentrationen von 0,27 und 0,23 mg P/l gemessen, noch vor dem Erreichen der Abflussspitze fiel die DP-Konzentration auf ca. 0,03 mg P/l.
Der Verlauf der Abflussganglinie deutete auf keine Ausbildung von Oberflächenabfluss hin. Der erste Teil des Hydrographen, in dem die hohen DP-Konzentrationen gemessen wurden, zeigte einen typischen Verlauf der schnellen Komponenten des Zwischenabflusses. Es war davon auszugehen, dass zu diesem Zeitpunkt die Drainagen aktiviert wurden. Da diese zuvor über eine längere Zeit trocken lagen, kam es beim ersten Kontakt mit infiltrierendem Wasser zu schnellen Desorptionsprozessen und einem „First-Flush-Effekt", wodurch die hohen DP-Konzentrationen verursacht wurden. GREEN et al. (2005) berichteten von einem ähnlichen Effekt. Die Autoren beobachteten einen sprunghaften Anstieg der Konzentrationen von gelösten Stoffen im Abfluss einer Drainage, die zum ersten Mal nach einer Trockenperiode Wasser führte.
Einen weiteren Hinweis lieferte die unterschiedliche P-Anreicherung im ausgetragenen Sediment. Zum Zeitpunkt der Reaktivierung der Drainagen wurden relativ niedrige Sedimentkonzentrationen von 26 mg/l gemessen, ein Anstieg auf 80 mg/l wurde erst während des Abflussmaximums beobachtet. Die P-Anreicherung im Sediment war wesentlich höher zum Beginn des Abflusses als während des Abflussmaximums und des abfallenden Astes des Hydrographen (Abb. 4.10). Dies deutete auf unterschiedliche Herkunftsquellen des ausgetragenen Materials hin.

LAUBEL et al. (1996) beobachteten einen sprunghaften Anstieg der Konzentration von Sediment und partikulär gebundenem Phosphor im Abfluss einer Drainage während des ansteigenden Astes des Hydrographen. Noch vor dem Erreichen des Abflussmaximums wurde ein Rückgang der Konzentrationen registriert, der sich während des abfallenden Astes des Hydrographen stetig fortsetzte. Die Autoren führten diesen Effekt auf schnellen Transport von Stoffen über die Makroporen (preferential flow) zurück.
Dies bestätigte die Annahme, dass das Sediment mit hoher P-Anreicherung aus den Drainagen stammt. Im weiteren Verlauf des Abflussereignisses diente das Gerinne des Schäferbaches als Sedimentquelle.

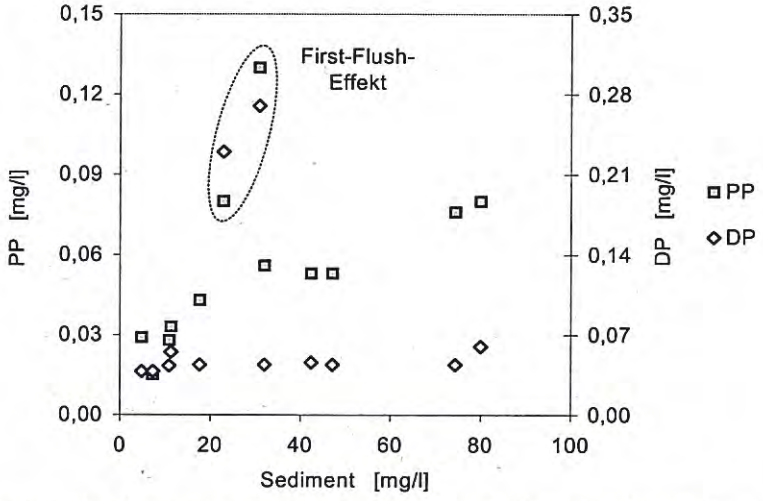


Abb. 4.10: Verhältnis der Konzentrationen an Sediment, partikulär gebundenem Phosphor (PP) und gelöstem Phosphor (DP) während des Hochwasserereignisses vom 16.01.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

Die Hydrographen der Hochwasserereignisse der Jahre 2003 und 2004 wiesen auf keine eindeutige Ausbildung von Oberflächenabfluss hin. Bei den Ereignissen vom 02.01.03 und 01.02.04 wurden kurze steile Spitzen im Verlauf der Abflussganglinien registriert, die für den Oberflächenabfluss charakteristisch waren (Abb. A4 und A6, Anhang). Jedoch waren diese von sehr geringem Abflussvolumen. Es war davon auszugehen, dass nur ein geringer Anteil des entstandenen Oberflächenabflusses das Gerinne auf direktem Weg erreichte.
In den Jahren 2001 und 2002 wurde bei einem der sieben Hochwasserereignisse ein direktes Übertreten des Oberflächenabflusses in das Gerinne registriert. Das Ereignis vom 20.01.02 entstand unter besonderen Bedingungen. Die Schneeschmelze wurde durch gleichzeitig eingesetzten Regen verstärkt. Das Niederschlags- und Schmelzwasser floss über den gefrorenen Boden ab und gelang auf diesem Wege direkt in den Vorfluter. Zeitgleich mit dem Auftreten des Oberflächenabflusses wurden am Gebietsauslass extrem hohe Konzentrationen an TP (1 mg/l) und DP (0,52 mg/l) gemessen.

BORCHARD (1982a) und WENK et al. (1996) wiesen den Zwischenabfluss als die wichtigste Abflusskomponente bei der Entstehung von Hochwasserereignissen im Schäfertal aus. Der Zwischenabfluss lieferte den größten Teil der Abflusssumme und betrug mehr als 95 % des direkten Abflusses. Nach BORCHARDT (1982b, 1983) entstand der Oberflächenabfluss im Schäfertal fast ausschließlich auf den Wegeflächen und auf den bachnahen Wiesenflächen der Talaue, wo er als Sättigungsflächenabfluss auftrat. Die Flächen, auf denen es zur Ausbildung des Oberflächenabflusses kam, umfassten insgesamt 3,2 % der Einzugsgebietsfläche.

In den Jahren 2003 und 2004 bewegten sich die TP-Konzentrationen, die bei den zweiwöchigen Probenahmen am Gebietsauslass gemessen wurden, zwischen 0,01 und 0,16 mg/l. Der Durchschnitt der TP-Konzentration lag in diesem Zeitraum bei 0,04 mg/l und somit unter dem im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltenden Wert von 0,15 mg TP/l (LAWA, 1998). Die DP-Konzentrationen variierten zwischen 0,01 und 0,11 mg/l, deren Anteil an TP lag durchschnittlich bei 61 %.
Die TP- und DP-Konzentrationen zeigten eine ausgeprägte zeitliche Dynamik, in der sich ein wiederkehrendes Muster erkennen ließ (Abb. A7, Anhang). In den Sommermonaten wurden deutlich höhere TP- und DP-Konzentrationen registriert als im übrigen Beobachtungszeitraum. Die höchsten Konzentrationen wurden zu den Zeitpunkten gemessen, an denen im Schäfertal die Ernte bzw. die Mahd der Wiesenflächen erfolgte.
Die Quantität der vorliegenden Daten erlaubte keine weiterführenden Aussagen darüber, ob die Bewirtschaftungsmaßnahmen den Anstieg der TP- und DP-Konzentrationen bewirkten. Die Annahme, dass zu diesen Zeitpunkten zu einem verstärkten P-Eintrag über die Drainagen kam, konnte mangels ausreichender Messungen an den Drainagen nicht bestätigt werden. Die TP- und DP-Konzentrationen der beiden beprobten Drainagen zeigten jedoch keine signifikanten Unterschiede zwischen den Messterminen im Sommer und in der übrigen Beobachtungszeit. Demzufolge waren die erhöhten TP- und DP-Konzentrationen in den Sommermonaten auf gewässerinterne Prozesse zurückzuführen. In dieser Zeit wurden sehr niedrige Abflüsse gemessen, bei den Geländebegehungen wurde ein starker Pflanzenwuchs innerhalb des Flussbettes beobachtet. Es war davon auszugehen, dass es unter diesen Bedingungen im Gerinne zu einer verstärkten biogen bedingten P-Freisetzung kam. Einen Hinweis darauf lieferten die in den Sommermonaten beobachtete Erhöhung der Konzentrationen des gelösten organischen Kohlenstoffes (DOC) (Abb. A7, Anhang).
ROYER und DAVID (2005) berichteten von einem Anstieg der DOC-Konzentrationen in den Vorflutern landwirtschaftlich genutzter Gebiete während der Sommerperiode mit Niedrigabfluss. Als DOC-Quelle in dieser Zeit benannten die Autoren das Gerinne selbst, bedingt durch Ausbreitung und Aktivität von Algen. In der übrigen Zeit wurde allochthones DOC aus dem Oberboden über die Drainagen in den Vorfluter eingetragen.

Die Drainagen „3" und „4", die im Rahmen des regelmäßigen zweiwöchigen Messprogramms 2003 und 2004 beprobt wurden, zeichneten sich durch unterschiedliche Abflussregime aus. Die Drainage „3" war 2003 Ende Juni und 2004 Ende Mai trockengefallen. An der Drainage „4" wurde 2003 bis Mitte September Abfluss registriert, 2004 war sie bereits Ende März trockengefallen. Die Drainage „3" zeichnete sich durch eine signifikant höhere Schüttung und niedrigere Stoffkonzentrationen aus (Tab. 4.6).

Der durchschnittliche TP-Austrag lag 2003 für die Drainage „3" bei 128 g (davon 76 % als DP) und für die Drainage „4" bei 77 g (davon 53 % als DP). Im trockeneren Jahr 2004 wurden 94 g TP (davon 66 % als DP) durch die Drainage „3" und 22 g TP (davon 45 % als DP) durch die Drainage „4" ausgetragen.

Tab. 4.6: Statistische Kennwerte der Schüttung und Stoffkonzentrationen der Drainagen 3 und 4 im Untersuchungsgebiet Schäfertal; *angegeben sind Mittelwerte (Fettschrift) sowie Minimum- und Maximumwerte (in Klammern)*

Drainage	Anzahl der Messungen	Q [l/s]	DOC [mg/l]	TP [mg/l]	DP [mg/l]
„3"	20	**0,485** (0,004 - 1,000)	**2,79** (1,30 – 8,00)	**0,015** (0,007 - 0,038)	**0,010** (0,006 - 0,022)
„4"	18	**0,128** (0,006 - 0,500)	**3,35** (1,50 - 6,50)	**0,036** (0,007 - 0,087)	**0,018** (0,006 - 0,028)

Eine Abschätzung des Beitrages der Drainagen an der P-Gesamtfracht des Schäferbaches wurde exemplarisch für März 2003 durchgeführt. Dieser Zeitraum repräsentierte eine vom Hochwasser unbeeinflusste Abflusssituation mit einem mittleren Durchfluss von 11,6 l/s. Die Berechnung wurde unter der Annahme der Kongruenz aller sich im Untersuchungsgebiet befindenden Drainagen hinsichtlich der Schüttung und Stofffrachten durchgeführt. Als Repräsentativwerte wurden die arithmetischen Mittel der Durchflüsse und Frachten der Drainagen „3" und „4" verwendet.

Im März 2003 lag die durchschnittliche TP-Fracht, gemessen am Gebietsauslass, bei 1,18 kg. Der geschätzte TP-Eintrag durch die Drainagen betrug 0,34 kg oder rund 30 % des Gesamtaustrages aus dem Untersuchungsgebiet. Der am Gebietsauslass ermittelte DP-Austrag lag bei 0,30 kg, davon wurden ca. 73 % (0,21 kg) durch die Drainagen eingetragen. Ein Vergleich der Abflusshöhen, gemessen am Gebietsauslass und ermittelt für die Drainagen, bestätigte die Verlässlichkeit der getroffenen Annahmen. Am Gebietsauslass wurden 21,6 mm Abfluss gemessen, die durch die Drainagen beigesteuerte Abflussmenge wurde auf 16,9 mm geschätzt.

Diese Werte bestätigten die Aussage von BORCHARDT (1982a) über die Relevanz des Zwischenabflusses als die wichtigste Abflusskomponente. Die Unterschiede in den TP-Frachten ließen auf die Transportprozesse im Gerinne schließen. Während sich 73 % des DP-Austrages aus dem Schäfertal sich durch den Eintrag über die Drainagen erklären ließ, hatten 70 % des TP das Gerinne als Herkunftsquelle. Die Ursache hierfür war das mittransportierte Sediment aus dem Bachbett.

Im Jahr 2003 wurden aus dem Untersuchungsgebiet 2,20 kg TP (25 %) bei Hochwasser und 6,73 kg TP (75 %) bei Normal- und Niedrigabfluss ausgetragen. 2004 lag der Anteil der TP-Austräge bei Hochwasser an der TP-Jahresfracht bei 54 %.
Während der Hochwasserereignisse erfolgte der Austrag von P überwiegend in partikulärer Form. Bei Normal- und Niedrigabflüssen dominierte im Jahr 2003 der Austrag von PP; im Jahr 2004 hingegen der Austrag von DP (Abb. 4.11).

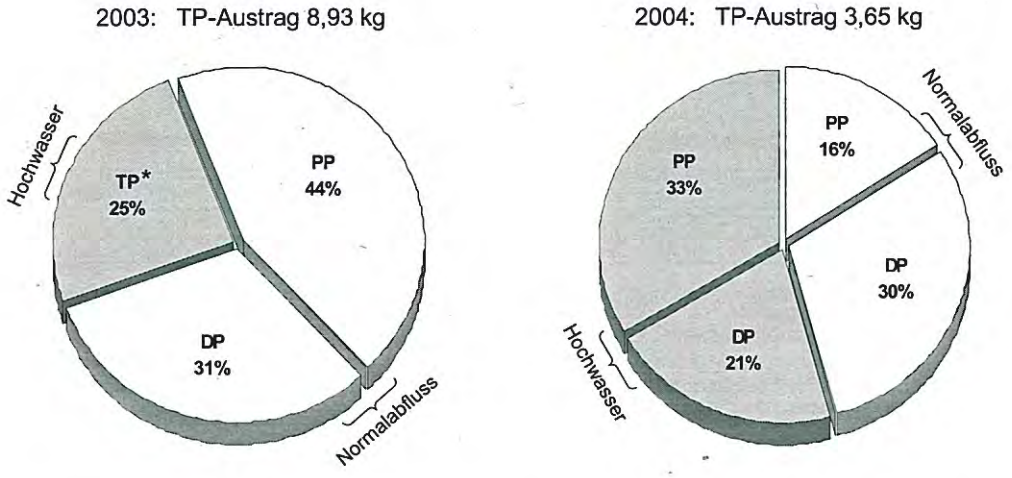


Abb. 4.11: Verhältnis der PP- und DP-Austräge bei Hochwasser und Normalabfluss sowie deren Anteil an der TP-Jahresfracht für die Jahre 2003 und 2004 *(* aufgrund fehlender DP-Messwerte beim Hochwasser vom 02.01.03 ist nur der TP-Anteil angegeben)*

4.2 Modellierung auf der Feldskala (Untersuchungsgebiet Scheyern)

4.2.1 Modellierung des Wasserhaushaltes

4.2.1.1 Diskretisierung und Parametrisierung des Modellsystems

Das Modellsystem (Bodenprofil) wurde anhand der Ergebnisse der Bodeninventur parametrisiert, die 1992 in Scheyern durchgeführt wurde. Entsprechend der an 17 Probenahmepunkten im Kleineinzugsgebiet E3 erhobenen Bodenparametern wurde ein Bodenprofil mit statistisch durchschnittlichen Horizontmächtigkeiten und bodenphysikalischen bzw. -chemischen Eigenschaften charakterisiert (Tab. 4.7).
Anschließend erfolgte die Segmentierung der Bodenhorizonte in weitere Kompartimente mit unterschiedlicher Schichtdicke (Tab. B4, Anhang). Entsprechend den Empfehlungen von KROES et al. (2002) wurden die oberen Kompartimente mit einer Schichtdicke von 1 cm definiert, um eine präzise Kalkulation der Wasserflüsse zu erzielen. Als untere Randbedingung wurde ein freier vertikaler Wasserfluss aus dem untersten Kompartiment des Bodenprofils angenommen.

Tab. 4.7: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften des in SWAP als Modellsystem definierten Bodenprofils im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

	Horizont	Untergrenze [cm u. GOK]	Schluff [kg/kg]	Ton [kg/kg]	d_B [g/cm³]	C_{org} [Gew.-%]
Oberboden	1	25	0,578	0,208	1,387	1,54
	2	35	0,549	0,256	1,515	1,06
Unterboden	3	65	0,557	0,266	1,508	0,42
	4	125	0,548	0,256	1,581	0,26

Anhand der Bodentextur, der Lagerungsdichte und des Gehaltes des Bodens an organischer Substanz (Tab. 4.7) wurden für jeden Horizont mit Hilfe der im Modell integrierten Pedotransferfunktionen die bodenhydraulischen Parameter abgeleitet (Tab. 4.8).

Tab. 4.8: Abgeleitete bodenhydraulische Parameter

Horizont	residualer Wassergehalt	gesättigter Wassergehalt	gesättigte Wasserleitfähigkeit	van Genuchten-Parameter			
				α_d	*exp*	*n*	α_w
	T_r [cm³/cm³]	T_s [cm³/cm³]	k_s [cm/d]	[1/cm]	[-]	[-]	[1/cm]
1	0,0100	0,4371	13,8752	0,0228	-2,7369	1,1900	0,0228
2	0,0100	0,4025	11,4662	0,0201	-3,4572	1,1632	0,0201
3	0,0100	0,4184	15,5453	0,0204	-2,9022	1,1465	0,0204
4	0,0100	0,3958	12,8696	0,0184	-2,6478	1,1466	0,0184

Zur Erstellung der meteorologischen Eingabedateien wurden die Messreihen der Wetterstation 20601 verwendet, die sich in unmittelbarer Nähe des Kleineinzugsgebietes E3 befand.
Die Ableitung der Parameter des Pflanzenwachstums (Blattflächenindex, Pflanzenhöhe, Wurzellänge) erfolgte anhand der Messwerte, die im Kleineinzugsgebiet E3 erhoben und in der FAM-Datenbank bereitgehalten wurden. Bei nicht ausreichender Quantität der Messreihen wurden die Beispielswerte aus den vorliegenden SWAP-Eingangsdateien übernommen. Einen Überblick über die Fruchtfolgen, Aussaat- und Erntetermine im Kleineinzugsgebiet E3 innerhalb des Simulationszeitraumes gibt die Tabelle B5 (Anhang).

4.2.1.2 Sensitivitätsanalysen

Die Sensitivitätsanalysen wurden mit dem Ziel durchgeführt, den Einfluss einzelner Modellparameter auf das Modellergebnis zu prüfen. Als Zielgröße der Modellierung fungierte die volumetrische Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe. Den Sensitivitätsanalysen wurden die bodenhydraulischen und pflanzenphysiologischen Parameter unterzogen, die, wie bereits dargestellt, anhand der vorliegenden Messwerte abgeleitet wurden.

Bei der Auswahl geeigneter Modellparameter waren die bodenhydraulischen Parameter für die Sensitivitätsanalyse prädestiniert, da diese unmittelbar in die Berechnung der Wasserflüsse eingingen. Da die Ableitung der pflanzenphysiologischen Parameter aufgrund der teilweise lückenhaften Messreihen gewisse Unsicherheiten in sich barg, wurden auch diese Parameter auf ihre Sensitivität geprüft.

Die Sensitivitätsanalysen wurden nach dem im Kapitel 3.3.3 beschriebenen Verfahren durchgeführt. Die Sensitivitätsanalyse für die bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes belegte hohe Sensitivität der Parameter T_s und n (Abb. 4.12). Relativ geringe Sensitivitäten wurden für die Parameter T_r und α_d festgestellt, während die Parameter k_s, exp und α_w einen sehr geringen bis keinen Einfluss auf das Modellergebnis nahmen (Abb. 4.12).

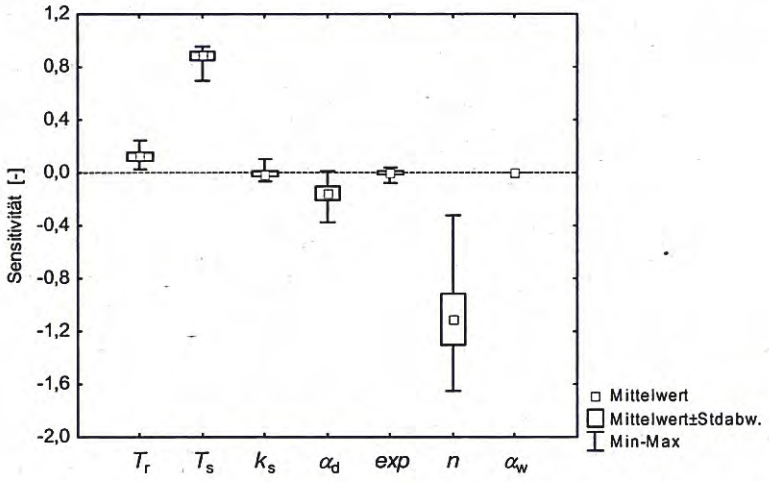


Abb. 4.12: Sensitivität der bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte

Der Parameter T_s, mit dem der volumetrische Wassergehalt einer Bodenschicht bei Sättigung definiert wird, zeigte eine Sensitivität von durchschnittlich 0,88 gegenüber der Zielgröße der Modellierung, der volumetrischen Bodenfeuchte. Dieses Ergebnis bestätigte das korrekte Verhalten des Modells; bei höherem Sättigungswassergehalt kann ein größeres Wasservolumen gespeichert werden, dies spiegelt sich wiederum in höherer Bodenfeuchte wider.

Der van Genuchten-Parameter n quantifiziert die Porengrößenverteilung und beeinflusst somit den Verlauf der Retentionskurve. Der Parameter n zeigte eine Sensitivität von durchschnittlich –1,11 gegenüber der Bodenfeuchte, d.h. eine Erhöhung des n-Wertes bewirkte eine Verringerung des Bodenwassergehaltes. Dieser Effekt war dadurch zu erklären, dass der n-Wert einen direkten Einfluss auf die Wasserleitfähigkeit und somit auf die Bodenfeuchte nahm. Bei Erhöhung des n-Wertes wurde ein größeres Porenvolumen definiert und daraus resultierend eine höhere Wasserleitfähigkeit und eine geringere Bodenfeuchte.

Die Sensitivität des Parameters n unterlag einer zeitlichen Dynamik, deren Verlauf sich umgekehrt proportional zur Entwicklung der Bodenfeuchte verhielt (Abb. A8, Anhang). Der Parameter n reagierte weniger sensitiv in Zeiträumen mit relativ hoher Bodefeuchte, dagegen stieg seine Sensitivität bei abnehmender Bodenfeuchte. Einen ähnlichen Verlauf zeigten die Sensitivitäten der Parameter T_r und α_d (Abb. 4.13). Die Abnahme der Sensitivität der Parameter n, T_r und α_d mit zunehmender Bodenfeuchte war darauf zurückzuführen, dass diese Parameter primär die Prozesse bei Entwässerung des Bodenraumes quantifizierten.

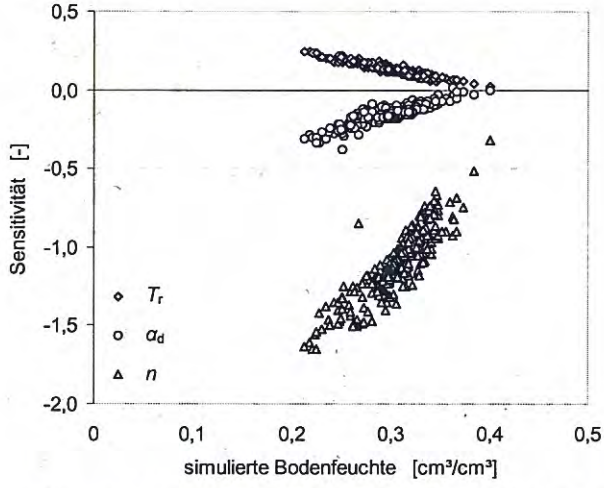


Abb. 4.13: Zusammenhang zwischen der zeitbezogenen Sensitivität der Parameter T_r, α_d, n und der simulierten Bodenfeuchte

Die bodenhydraulischen Parameter der Horizonte des Unterbodens zeigten keine Sensitivität gegenüber der Zielgröße der Modellierung. Der Grund dafür lag in relativ geringen Unterschieden der bodenhydraulischen Parameter des Ober- und Unterbodens (vgl. Tab. 4.8).

Die pflanzenphysiologischen Parameter wiesen insgesamt eine relativ geringe Sensitivität gegenüber der Bodenfeuchte auf. Die Pflanzenhöhe hatte keinen Einfluss auf das Modellergebnis. Für die Parameter des Blattflächenindexes und der Wurzellänge wurde eine durchschnittliche Sensitivität von -0,02 bzw. 0,01 festgestellt. Im Zeitraum mit relativ niedriger Bodenfeuchte zeigten beide Parameter jedoch eine erhöhte Sensitivität gegenüber der Bodenfeuchte (Abb. A9, Anhang).

4.2.1.3 Kalibrierung

Zur Kalibrierung des Modells wurden die Werte der volumetrischen Bodenfeuchte verwendet, die 1995 an den bodenhydrologischen Intensivmesspunkten „Kuppe" und „Tal" in 10 cm Tiefe gemessen wurden (vgl. Abb. 2.2).

Ein Vergleich der beiden Messreihen zeigte, dass die Intensivmesspunkte Standorte mit unterschiedlichen bodenhydraulischen Eigenschaften repräsentierten. Die Messreihen unterlagen einer ähnlichen zeitlichen Dynamik, jedoch waren in manchen Zeiträumen Unterschiede der gemessenen Bodenfeuchtewerte zu verzeichnen (Abb. 4.14).
Bei der Kalibrierung sollte eine optimale Übereinstimmung der simulierten Bodenfeuchte mit den beiden Messreihen erzielt werden. In Zeiträumen, in denen die Messreihen divergierten, wurde eine statistisch durchschnittliche Bodenfeuchte als Zielgröße der Kalibrierung definiert.

Ein erster Simulationslauf mit einem unkalibrierten Parametersatz brachte kein zufriedenstellendes Ergebnis. Die zeitliche Dynamik der gemessenen Bodenfeuchtewerte konnte annähernd abgebildet werden, jedoch wurde eine eindeutige Überschätzung der Messwerte konstatiert (Abb. 4.14).

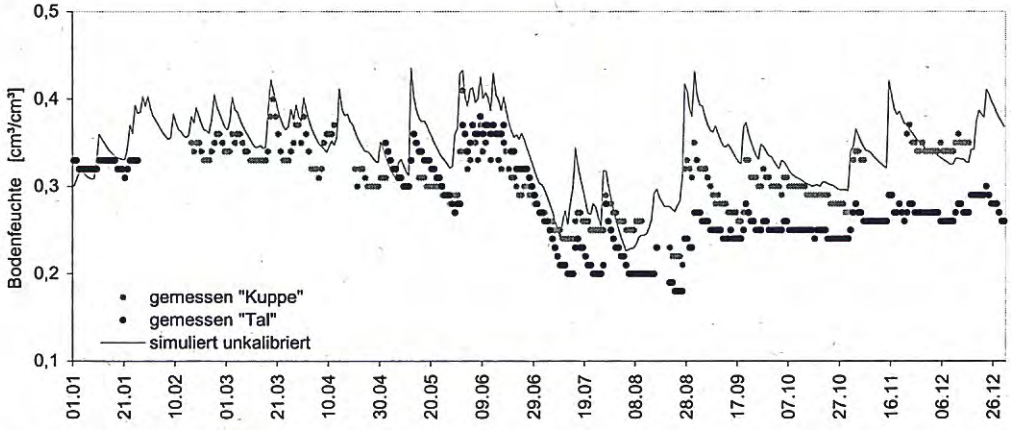


Abb. 4.14: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit einem unkalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995)

Entsprechend den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen wurde das Modell durch die Anpassung der bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes kalibriert (Tab. 4.9).
Die Parameter wurden einzeln in der Reihenfolge abnehmender Sensitivität schrittweise variiert, bis eine optimale Übereinstimmung der simulierten Bodenfeuchte mit den Messreihen erreicht wurde. Der Anpassungsgrad wurde fortwährend durch visuellen Abgleich der simulierten und gemessenen Werte überprüft (Abb. A10, Anhang).

Tab. 4.9: Übersicht über die kalibrierten bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes

Parameter		Sensitivität	unkalibriert	kalibriert
n	[-]	-1,11	1,1900	1,3000
T_s	[cm³/cm³]	0,88	0,4371	0,3771
α_d	[-]	-0,15	0,0228	0,0120
T_r	[cm³/cm³]	0,12	0,0100	0,0500

Die Kalibrierung der bodenhydraulischen Parameter führte zu einer deutlichen Verbesserung der Anpassung des Modellergebnisses an die gemessenen Werte (Abb. 4.15).
Die Abweichungen am Anfang der Simulationsperiode im Januar 1995 konnten durch die Einstellung des Systemsgleichgewichts im Modell erklärt werden. Für den Zeitraum Februar bis April lagen nur die Messwerte des Intensivmesspunktes „Kuppe" vor. Die Anpassung des Modellergebnisses für diese Zeitspanne wurde unter der Annahme durchgeführt, dass die Bodenfeuchtewerte von „Kuppe" stets höher waren als die Bodenfeuchtewerte von „Tal". Diese Annahme wurde aufgrund der Beobachtungen im übrigen Zeitraum getroffen.

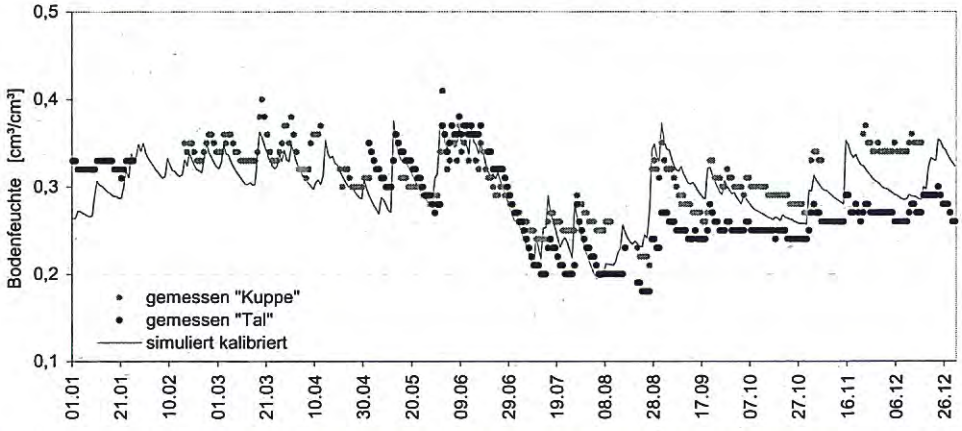


Abb. 4.15: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Kalibrierung ausgewählter bodenhydraulischer Parameter (Simulationszeitraum 1995)

Zur Überprüfung der Güte der Modellierung wurde für die Zeiträume, in denen die Messwerte beider Intensivmesspunkte vorlagen, eine durchschnittliche Bodenfeuchte abgeleitet. Anschließend wurde mittels statistischer Verfahren die Regression der gemessenen und simulierten Bodenfeuchte ermittelt (Abb. 4.16).

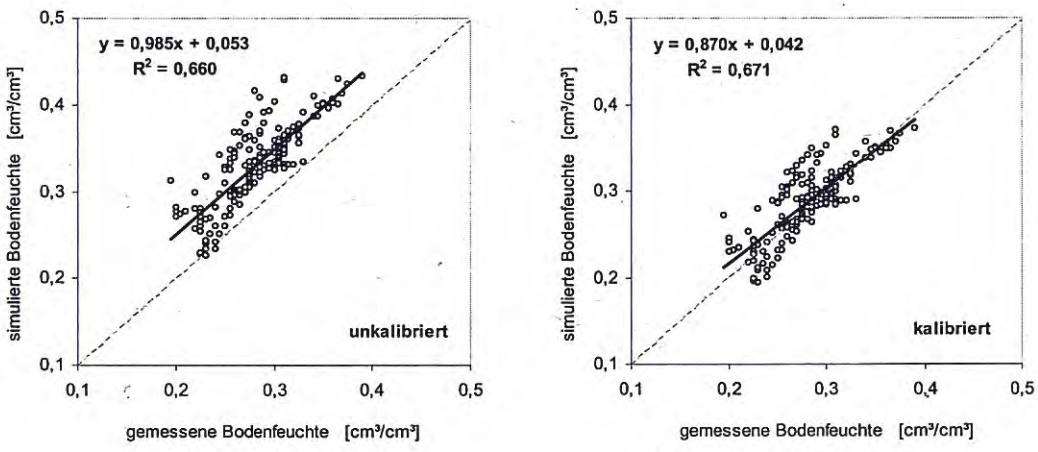


Abb. 4.16: Vergleich der Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit einem unkalibrierten und einem kalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995)

Die Simulation mit dem kalibrierten Parametersatz zeigte eine bessere Übereinstimmung zwischen den Messwerten und dem Modellergebnis. Die Überschätzung der Messwerte konnte nach der Kalibrierung deutlich reduziert werden. Ein Beleg dafür war die Verringerung des Wertes des Y-Achsenabschnittes der Regressionsgleichung von 0,053 auf 0,042 (Abb. 4.16).

4.2.1.4 Validierung

Zur Validierung des Modells wurden die Werte der volumetrischen Bodenfeuchte verwendet, die 1996 und 1997 an den bodenhydrologischen Intensivmesspunkten „Kuppe" und „Tal" in 10 cm Tiefe gemessen wurden.
Ein Simulationslauf mit dem im Verlauf der Kalibrierung ermittelten Parametersatz zeigte keine hinreichende Übereinstimmung des Modellergebnisses mit den Messwerten (Abb. 4.17).

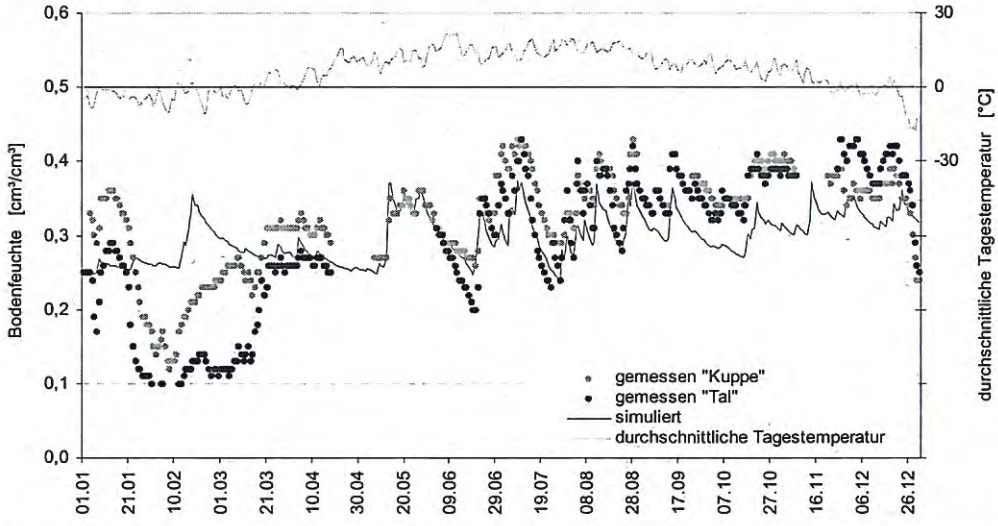


Abb. 4.17: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit dem kalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1996)

Im Zeitraum vom 01.01.96 bis 21.03.96 wurden deutliche Diskrepanzen zwischen den gemessenen und simulierten Werten verzeichnet. Weder die Größenordnung noch die zeitliche Dynamik der gemessenen Bodenfeuchtewerte konnten mit dem Modell abgebildet werden. Die Ursache hierfür war die Unfähigkeit des Modells, die Prozesse der Schneeakkumulation und -schmelze zu simulieren. Das Modell verfügte über kein Schnee-Modul und betrachtete den Niederschlag nur in Form von Regen. Im betreffenden Zeitraum blieb die durchschnittliche Lufttemperatur nahezu konstant unter 0°C (Abb. 4.17). Es war davon auszugehen, dass es zur Bildung einer Schneedecke kam, die zum 21.03.96 abgetaut war. Nach der Schneeschmelze stimmten die simulierten Werte gut mit den gemessenen Werten überein.

Ab dem 29.06.96 wurde eine systematische Unterschätzung der gemessenen Bodenfeuchtewerte durch das Modell festgestellt. Auffallend war, dass ab diesem Zeitpunkt generell höhere Bodenfeuchtewerte mit einem Maximum von durchschnittlich 0,43 cm^3/cm^3 gemessen wurden. Im Vergleich dazu wurden 1995 Bodenfeuchtewerte mit einem Maximum von durchschnittlich 0,37 cm^3/cm^3 registriert (vgl. Abb. 4.15). Die Niederschlagssummen der beiden Jahre waren hingegen vergleichbar: 765 mm (1995) und 726 mm (1996).

FAMIGLIETTI et al. (1998) sowie HUPET und VANCLOOSTER (2002) berichteten, dass die Art der Vegetation einen maßgeblichen Einfluss auf die Dynamik der Bodenfeuchte nahm. So beeinflusste beispielsweise die Beschattung der Bodenoberfläche durch Pflanzentriebe die Evapotranspirationsrate. Die zeitlich dynamische Wurzelentwicklung bewirkte die Änderung der bodenhydraulischen Eigenschaften des durchwurzelten Raumes.

In diesem Zusammenhang konnte die Erhöhung der Bodenfeuchte im Jahr 1996 mit dem Wechsel der Anbaukultur erklärt werden. Im Kleineinzugsgebiet E3 wurden 1995 Winterweizen und 1996 Körnermais angebaut (Tab. B5, Anhang). KOVÁČ et al. (2005) konstatierten während eines 3-jährigen Experimentes signifikant höhere Bodenfeuchtewerte in Versuchsflächen unter einem Maisbestand im Vergleich zu einer Getreidefruchtfolge.

Der Anstieg der Bodenfeuchtewerte ab dem 29.06.96 korrespondierte zeitlich mit dem Beginn der Hauptentwicklungsphase der Maispflanzen (Abb. 4.18). Es war anzunehmen, dass durch die verstärkte Wurzelentwicklung die Wasseraufnahmefähigkeit des Bodens erhöht wurde, dies führte wiederum zu höheren Bodenfeuchtewerten.

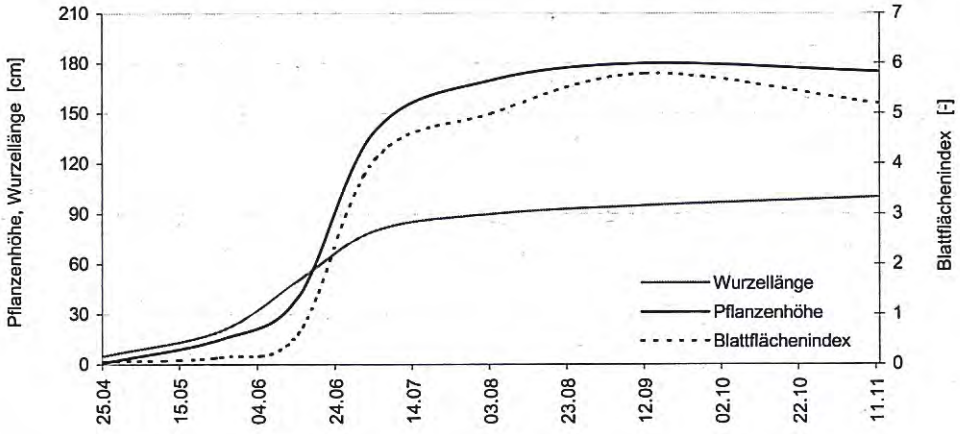


Abb. 4.18: Zeitliche Dynamik der pflanzenphysiologischen Parameter der Anbaukultur Mais im Simulationsjahr 1996; *nach KROES und VAN DAMM (2003)*

Die simulierte Bodenfeuchte überstieg im Jahr 1996 nicht den Grenzwert von 0,37 cm^3/cm^3, da dieser als Sättigungswassergehalt bei der Kalibrierung definiert wurde (vgl. Tab. 4.9). Die Erhöhung des Parameters auf 0,41 cm^3/cm^3 für die Dauer der Vegetationsperiode von Mais führte zu einer eindeutigen Verbesserung des Modellergebnisses (Abb. 4.19).

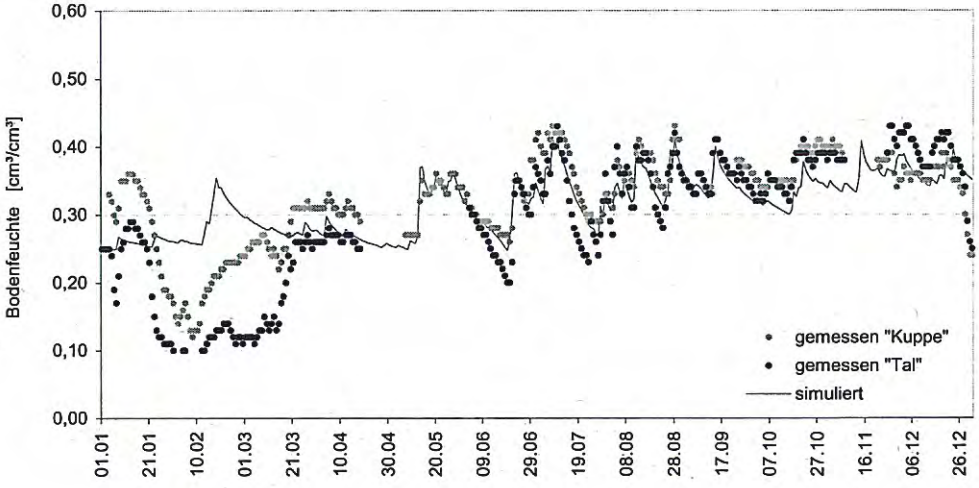


Abb. 4.19: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Anpassung des Parameters Sättigungswassergehalt T_s für die Vegetationsperiode der Anbaukultur Mais (Simulationszeitraum 1996)

Zur weiteren Überprüfung der Güte der Modellierung wurde anhand der Messreihen der Intensivmesspunkte „Kuppe" und „Tal" eine statistisch durchschnittliche Bodenfeuchte ermittelt und einer Korrelationsanalyse mit dem Modellergebnis unterzogen. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der Regression der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte lag für den Validierungszeitraum 1996, ausgenommen die Schneeperiode, bei 0,733 (Abb. 4.20).

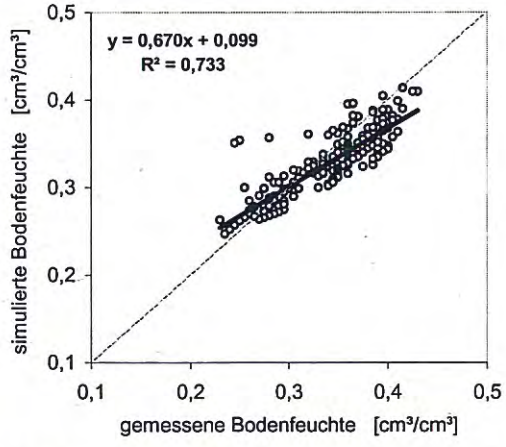


Abb. 4.20: Korrelation der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte im Validierungsjahr 1996 *(ausgenommen die Schneeperiode 01.01.96 - 21.03.96)*

Zur Validierung des Modells im Jahr 1997 standen nur wenige Messwerte zur Verfügung. Im Vergleich zu den Jahren 1995 und 1996 wurden am Intensivmesspunkt „Tal" 1997 stets höhere Bodenfeuchtewerte gemessen als am Intensivmesspunkt „Kuppe" (Abb. 4.21).

Die Änderung der Bodenfeuchtedynamik am Intensivmesspunkt „Tal" trat bereits im Dezember 1996 auf, im Zeitraum zwischen der Ernte von Mais und der Aussaat von Winterweizen (vgl. Abb. 4.19). Offenbar wurden die hydraulischen Eigenschaften des Oberbodens durch die mechanische Einwirkung beim Ernte- bzw. Aussaatvorgang beeinflusst. Dieser Effekt konnte jedoch am Intensivmesspunkt „Kuppe" nicht beobachtet werden.

Ein Simulationslauf mit dem kalibrierten Parametersatz zeigte eine gute Übereinstimmung des Modellergebnisses mit der Messreihe „Kuppe" (Abb. 4.21, graue Linie). Die Bodenfeuchtewerte am Intensivmesspunkt „Tal" wurden durch das Modell hingegen unterschätzt. Demzufolge konnte im Jahr 1997 mit dem für die Jahre 1995 und 1996 kalibrierten Parametersatz keine hinreichende Anpassung des Modells an die Messreihe „Tal" erreicht werden. Dies bestätigte die Annahme, dass die bodenhydraulischen Eigenschaften am Intensivmesspunkt "Tal" sich 1997 im Vergleich zu den Jahren 1995 und 1996 geändert haben. Eine Erhöhung des Parameters T_s (Sättigungswassergehalt) auf 0,45 cm³/cm³ führte zur einer Verbesserung der Anpassung des Modellergebnisses an die beiden Messreihen (Abb. 4.21, schwarze Linie).

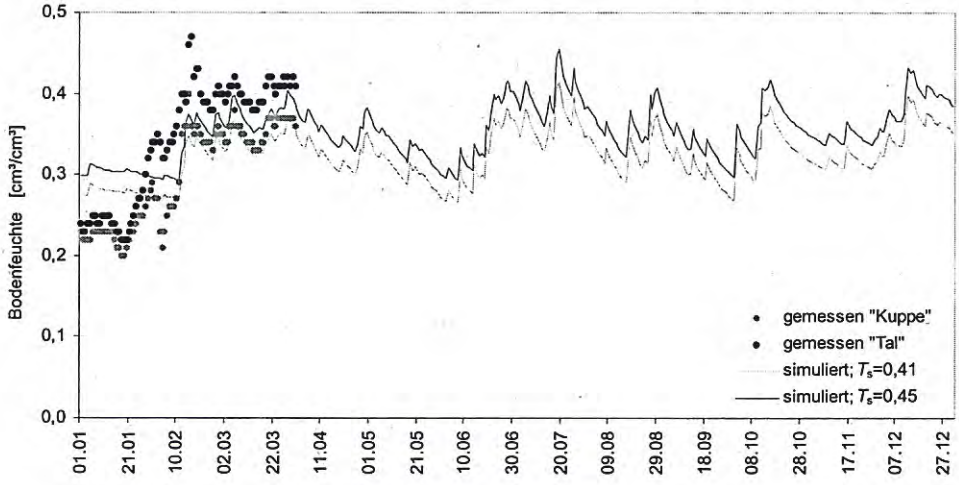


Abb. 4.21: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Anpassung des Parameters Sättigungswassergehalt T_s (Simulationszeitraum 1997)

Bei der Validierung des Modells in den Jahren 1996 und 1997 erwies sich der für das Jahr 1995 kalibrierte Parametersatz als nicht allgemein gültig. Aufgrund der sich in den Jahren 1996 und 1997 geänderten Rahmenbedingungen war eine weitere Anpassung des Parameters T_s notwendig, um eine optimale Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Bodenfeuchtewerte zu erzielen. Der für das Jahr 1995 definierte Wert des Parameters T_s von 0,37 cm³/cm³ wurde im Jahr 1996 partiell auf 0,41 cm³/cm³ und im Jahr 1997 auf 0,45 cm³/cm³ erhöht. Somit wurde im Simulationszeitraum eine kontinuierliche Erhöhung des Sättigungswassergehaltes und daraus resultierend eine Erhöhung der Bodenfeuchte im Modellsystem definiert. Diese Annahme stimmte mit den Ergebnissen der Bodenfeuchtemessungen an beiden Intensivmesspunkten überein.

Im Zeitraum Januar 1995 bis April 1997 wurde ein stetiger Anstieg der Bodenfeuchte an beiden Intensivmesspunkten verzeichnet (Abb. A11, Anhang). Ein Grund hierfür war, wie bereits dargestellt, die Änderung der bodenhydraulischen Eigenschaften des durchwurzelten Raumes in Abhängigkeit von der Art der Anbaukultur oder infolge der mechanischen Einwirkung beim Ernte- bzw. Aussaatvorgang.

Als ein weiterer Grund für die Erhöhung der Bodenfeuchte im Untersuchungszeitraum könnte die Bewirtschaftungs- und Bodenbearbeitungsform angesehen werden. Das Kleineinzugsgebiet E3 wurde nach Vorgaben des integrierten Pflanzenbaus bewirtschaftet, die eine verminderte Bodenbearbeitung (ohne Pflug), Mulchsaatverfahren und Zwischenfruchtanbau vorsahen. In zahlreichen Studien wurden signifikant höhere Bodenfeuchtewerte bei verminderter Bodenbearbeitung im Vergleich zu konventioneller Bodenbearbeitung festgestellt (GREGORY et al., 2005; BHATT und KHERA, 2005; SINGH et al, 1998). Ebenfalls führte das Belassen der Ernterückstände auf dem Feld zur Erhöhung der Bodenfeuchtewerte (BØRRESSEN, 1999; RASMUSSEN, 1999).

4.2.2 Modellierung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss

4.2.2.1 Diskretisierung und Parametrisierung des Modellsystems

Die Anwendung von ANIMO setzte eine vertikale Diskretisierung des Modellsystems (Bodenprofil) voraus, die auch bei der Modellierung des Wasserhaushaltes mit dem Modell SWAP vorgenommen wurde. Dementsprechend wurde das Modellsystem als ein Bodenprofil mit vier Horizonten definiert, die in weitere Systemkompartimente aufgeteilt wurden (vgl. Tab. 4.7, Tab. B4 im Anhang).

Die Parameter zur Definition der bodenphysikalischen bzw. -chemischen Eigenschaften des Modellsystems wurden anhand der Ergebnisse der 1992 im Kleineinzugsgebiet E3 durchgeführten Bodeninventur und der Bodenprofilaufnahmen in den Profilgruben abgeleitet (Tab. 4.10).

Tab. 4.10: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften des in ANIMO als Modellsystem definierten Bodenprofils im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

	Horizont	Untergrenze [cm u. GOK]	pH [-]	TP [g/kg]	Al_{oxalat} [mmol/kg]	Fe_{oxalat} [mmol/kg]
Oberboden	1	25	6,14	0,973	41,90	66,60
	2	35	6,29	0,557	51,22	52,35
Unterboden	3	65	6,14	0,668	48,11	35,68
	4	125	5,96	0,668	32,56	19,70

Die pflanzenphysiologischen Parameter sind bereits bei der Modellierung des Wasserhaushaltes definiert worden und wurden bei der Anwendung von ANIMO unverändert übernommen.

Die übrigen Modellparameter, die aufgrund mangelnder Datenlage nicht eigenständig abgeleitet werden konnten, wurden aus den vorliegenden Beispielsdateien für die ANIMO-Anwendung in einem Untersuchungsgebiet in den Niederlanden übernommen.

4.2.2.2 Sensitivitätsanalysen

Mit Hilfe der Sensitivitätsanalysen wurde der Einfluss ausgewählter Modellparameter auf die Modellierungsgröße untersucht und quantifiziert. Die Analyse der zeitlichen Dynamik der Parametersensitivität erlaubte zudem einen Rückschluss auf die simulierten Prozesse, die Reaktion des Modells bei veränderten Rahmenbedingungen und die Plausibilität des Modellergebnisses.

Als Zielgröße der Modellierung und der Sensitivitätsanalysen galt die DP-Konzentration in der Bodenlösung der oberen 2 cm des Ap-Horizontes. In ANIMO wurde diese Konzentration als Summe der Konzentrationen des gelösten organischen Phosphors (P_{ORG}) und des gelösten anorganischen Phosphors (P_{PO4}) kalkuliert. Die Sensitivitätsanalysen wurden individuell für P_{ORG} und P_{PO4} nach dem im Kapitel 3.3.3 beschriebenen Verfahren durchgeführt. Den Sensitivitätsanalysen wurden die Modellparameter unterzogen, die in die Berechnung der Kreisläufe des organischen und anorganischen P im Boden eingingen.

Parametersensitivität gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG}

Bei der Betrachtung der zeitlichen Variabilität der Parametersensitivität war eine Beziehung zu der Dynamik der simulierten P_{ORG}-Konzentration feststellbar. Die simulierte P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung stand indessen in einem Zusammenhang mit der zeitlichen Entwicklung der Bodenfeuchte. Die simulierte P_{ORG}-Konzentration stieg in den Zeiträumen mit abnehmender Bodenfeuchte an und sank rapide beim Anstieg der Bodenfeuchte infolge von Niederschlagsereignissen ab (Abb. A12, Anhang).

Der Anstieg der simulierten P_{ORG}-Konzentration bei abnehmender Bodenfeuchte konnte mit Prozessen der Aufkonzentrierung von P-Verbindungen in der Bodenlösung erklärt werden. Hingegen traten bei einem Niederschlagsereignis, das mit einem Anstieg der Bodenfeuchte verbunden war, die Leaching- und Transportprozesse auf. Die P-Verbindungen wurden durch das infiltrierende Wasser in die tiefer liegenden Schichten verlagert, wodurch die Konzentration von P_{ORG} in den oberen Schichten abnahm.

Der Zusammenhang zwischen der simulierten P_{ORG}-Konzentration und der Bodenfeuchte im Simulationsjahr 1995 ist in der Abbildung 4.22 dargestellt. Die simulierte P_{ORG}-Konzentration stieg mit abnehmender Bodenfeuchte an, diese Beziehung galt ebenfalls für die Trockenperiode während der Monate Juli und August.

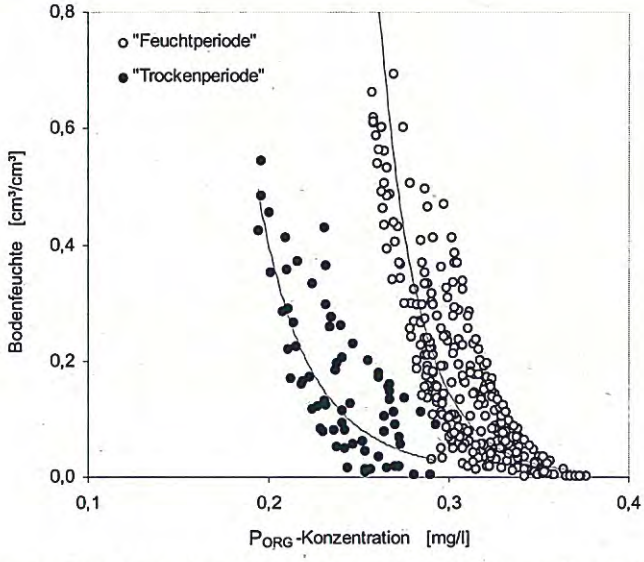


Abb. 4.22: Zusammenhang zwischen der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung und der Bodenfeuchte im Simulationsjahr 1995. *Die durchschnittliche Bodenfeuchte lag 1995 bei 0,30±0,04 cm³/cm³; als Trockenperiode wurde der Zeitraum 28.06.95 - 28.08.95 mit einer durchschnittlichen Bodenfeuchte von 0,24±0,03 cm³/cm³ betrachtet.*

Der Anfangsgehalt der organischen Bodensubstanz wird in ANIMO auf drei Hauptpools aufgeteilt: frische organische Substanz *ORGFSH*, Humus aus frischer organischer Substanz *HUMORG* und Humus aus Wurzelausscheidungen *HUMEXU*.

ORGFSH

Der Parameter *ORGFSH* (Anfangsgehalt an frischer organischer Substanz) zeigte gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung eine Sensitivität mit einem Durchschnitt von 0,34 (Abb. 4.23). Dementsprechend führte eine Vergrößerung des *ORGFSH*-Pools zu einer Erhöhung der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung. Dieses Ergebnis bestätigte das korrekte Verhalten des Modells, da der *ORGFSH*-Pool definitionsgemäß als Hauptlieferant für P_{ORG} in der Bodenlösung fungierte.

Im zeitlichen Verlauf wies die Sensitivität des Parameters *ORGFSH* lokale Maxima in den Zeiträumen mit rapide abnehmender P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung auf (Abb. A13, Anhang). Die Verringerung der P_{ORG}-Konzentration war, wie bereits oben beschrieben, auf Niederschlagsereignisse zurückzuführen und korrespondierte mit einem Anstieg der Bodenfeuchte. In diesen Situationen wurde im Modell der *ORGFSH*-Pool aktiviert, um die Nachlieferung von P_{ORG} in die Bodenlösung zu gewährleisten, wodurch sich der Anstieg der Sensitivität von *ORGFSH* erklären ließ. Generell wurde im gesamten Simulationszeitraum ein stetiger Anstieg der Sensitivität von *ORGFSH* in den Zeiten der Auffüllung des P_{ORG}-Pools beobachtet.

Die Sensitivität des Parameters *ORGFSH* war zudem an die zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte gekoppelt. Mit dem Beginn der Trockenperiode Ende Juni 1995 wurde ein rapider Rückgang der Sensitivität von *ORGFSH* verzeichnet (Abb. A13, Anhang). Dieser Umstand war darauf zurückzuführen, dass in ANIMO die Umwandlungsprozesse der organischen Bodensubstanz im direkten Zusammenhang mit der Bodenfeuchte stehen und durch diese gesteuert werden.

HUMORG / HUMEXU

Die Parameter *HUMORG* und *HUMEXU* (Anfangsgehalt an Humus aus frischer organischer Substanz bzw. Wurzelausscheidungen) zeigten gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung eine Sensitivität von durchschnittlich –0,06 (Abb. 4.23). Demzufolge bewirkte eine Vergrößerung des Pools von *HUMORG* bzw. *HUMEXU* eine Verringerung der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung. Dieses Ergebnis war plausibel, denn eine Vergrößerung des Pools von *HUMORG* bzw. *HUMEXU* ging mit einer Verringerung des Pools von *ORGFSH* einher. Dies wiederum führte zur Verringerung der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung.
Die Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* stieg bei abnehmender P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung an, d.h. bei zunehmender Bodenfeuchte infolge von Niederschlagsereignissen. Das Modell kalkulierte in diesen Zeiten einen Zuwachs von Humus, wie es in der Abbildung A14 (Anhang) ersichtlich wird. Zu diesen Zeitpunkten wurde der Humus-Pool aktiviert und es kam zu verstärkten Umwandlungs- bzw. Humifizierungsprozessen, wodurch sich die erhöhte Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* erklären ließ. Ebenfalls bestand ein Zusammenhang zwischen der Parametersensitivität und dem Stadium der Pflanzenentwicklung. Die Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* nahm während der Hauptentwicklungsphase der Pflanzen ab (Abb. A15, Anhang).

K_S

Der Parameter K_S, mit dem die Abbaurate der gelösten organischen Substanz definiert wurde, wies gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG} eine Sensitivität mit einem Durchschnitt von –0,62 auf (Abb. 4.23). Eine Erhöhung der Abbaurate führte zu verstärkten Mineralisierungs- und Humifizierungsprozessen mit der Folge, dass der Pool der gelösten organischen Substanz verkleinert wurde und die P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung sank.
Im zeitlichen Verlauf wies die Sensitivität des Parameters K_S lokale Minima zu den Zeitpunkten mit rapide ansteigender Bodenfeuchte auf (Abb. A16, Anhang). Dieser Effekt ließ sich dadurch erklären, dass zu diesen Zeitpunkten im Pool der gelösten organischen Substanz keine Abbauprozesse stattfanden, da er durch Verlagerungsprozesse geleert wurde.
Die Sensitivität des Parameters K_S stieg mit dem Beginn der Trockenperiode an (Abb. A16, Anhang). Dies verdeutlichte die Relevanz der Bodenfeuchte bei den Abbauprozessen der gelösten organischen Substanz.

K_{HU}

Der Parameter K_{HU}, mit dem die Abbaurate von Humus festgelegt wurde, wies eine Sensitivität von durchschnittlich –0,14 gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung auf (Abb. 4.23). Demzufolge führte eine Erhöhung der Abbaurate und somit eine Beschleunigung der Umwandlungsprozesse im Humus-Pool zur einer verstärkten Nachlieferung aus dem *ORGFSH*-Pool. Parallel bewirkte die Verkleinerung des *ORGFSH*-Pools die Verringerung der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung.

Die zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_{HU} korrespondierte mit dem Verlauf der Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* (Abb. A17, Anhang). Die Sensitivität von K_{HU} stieg in den Zeiträumen der Aktivierung des Humus-Pools, begleitet von verstärkten Umwandlungs- bzw. Humifizierungsprozessen.

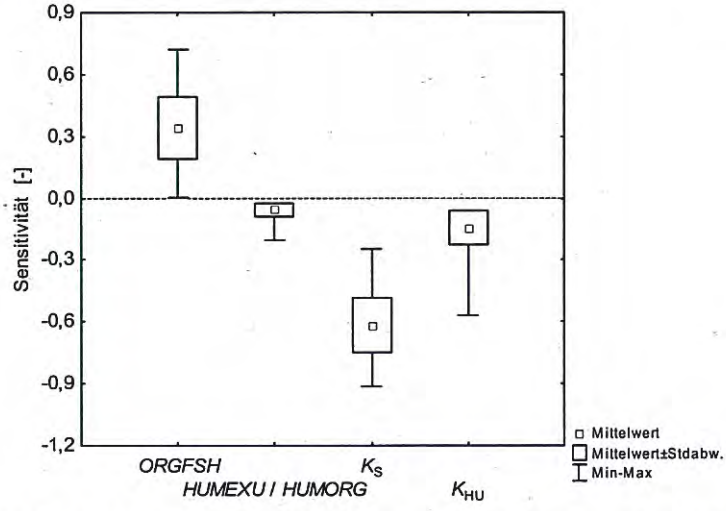


Abb. 4.23: Sensitivität der Parameter zur Definition der Größe der Pools und der Abbauraten der organischen Bodensubstanz gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung

Die Pflanze nimmt in ANIMO die Rolle des Lieferanten der organischen Substanz ein. Die Ernterückstände (Wurzeln, Stroh) werden am Ende der Vegetationsperiode dem *ORGFSH*-Pool zugeführt. Während der Vegetationsperiode findet eine kontinuierliche Produktion von Wurzelausscheidungen durch das Wurzelsystem statt.

Wurzelmasse

Die Wurzelmasse zeigte gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG} eine Sensitivität von durchschnittlich –0,32 (Abb. 4.24). Demzufolge nahm bei zunehmender Wurzelmasse die P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung ab. Zwischen dem Pool der Wurzelmasse und dem P_{ORG}-Pool bestand im Modellsystem keine direkte Verbindung (vgl. Abb. 3.3). Die Pools agierten miteinander über eine Rückkopplung zum P_{PO4}-Pool. Der P-Entzug durch Pflanzen erfolgte aus dem P_{PO4}-Pool, dem infolge von Abbauprozessen P aus dem P_{ORG}-Pool zugeführt wurde.

Bei zunehmendem Pflanzenwachstum, im Modell als Erhöhung der Wurzelmasse simuliert, wurde dem P_{PO4}-Pool verstärkt P entzogen. Dies war mit einer erhöhten Nachlieferung aus dem P_{ORG}-Pool verbunden, wodurch die P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung abnahm.
Erwartungsgemäß wurde ein Anstieg der Sensitivität der Wurzelmasse in der Hauptentwicklungsphase der Pflanzen beobachtet (Abb. A18, Anhang). Zudem wurden lokale Maxima der Sensitivität in den Zeiträumen mit der infolge von Niederschlagsereignissen abnehmenden P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung verzeichnet (Abb. A19, Anhang). Offensichtlich intensivierte sich die Wechselbeziehung der Pools von Wurzelmasse, P_{PO4} und P_{ORG} zu diesen Zeitpunkten. Nach einem Niederschlagsereignis war der P_{ORG}-Pool durch Verlagerungsprozesse partiell geleert, sodass die Nachlieferung in den P_{PO4}-Pool eingeschränkt war, aus dem unterdessen eine kontinuierliche P-Entnahme durch Pflanzen stattfand.

K_R

Der Parameter K_R, mit dem die Abbaurate der Wurzelmasse definiert wurde, wies gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG} eine Sensitivität von durchschnittlich 0,30 auf (Abb. 4.24). Eine Erhöhung der Abbaurate führte somit zu einem Anstieg der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung. Die absterbende Wurzelmasse wird in ANIMO dem *ORGFSH*-Pool zugeführt, dem Hauptlieferanten für den P_{ORG} in der Bodenlösung. Eine Erhöhung der Abbaurate und somit eine Beschleunigung der Zersetzungsprozesse der Wurzelmasse führte zur Vergrößerung des *ORGFSH*-Pools und zur Erhöhung der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung.
Der analoge Verlauf der zeitlichen Sensitivität der Parameter K_R und *ORGFSH* verdeutlichte nochmals den direkten Zusammenhang zwischen den beiden Größen (Abb. A20, Anhang).

K_{EXU}

Der Parameter K_{EXU}, mit dem die Abbaurate der Wurzelausscheidungen definiert wurde, zeigte gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG} eine Sensitivität von durchschnittlich –0,14 (Abb. 4.24). Die relativ niedrige durchschnittliche Sensitivität von K_{EXU} gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung war darauf zurückzuführen, dass der Pool der Wurzelausscheidungen im Modellsystem in keiner direkten Verbindung zu dem P_{ORG}-Pool stand (vgl. Abb. 3.3). Die Wurzelausscheidungen wurden infolge der Zersetzungs- und Umwandlungsprozesse dem Humus- bzw. P_{PO4}-Pool zugeführt.
Im zeitlichen Verlauf zeigte die Sensitivität des Parameters K_{EXU} keine Parallelität zu der Dynamik der simulierten Masse der Wurzelausscheidungen (Abb. A21, Anhang). Ein sprunghafter Anstieg der Sensitivität von K_{EXU} wurde inmitten der Hauptphase der Produktion von Wurzelausscheidungen verzeichnet. Dies deutete darauf hin, dass die Abbauprozesse nicht primär von der Menge der Wurzelausscheidungen abhingen bzw. parallel zur deren Produktion verliefen, sondern durch weitere Faktoren beeinflusst wurden. Die Bodenfeuchte spielte beim Abbau von Wurzelausscheidungen eine entscheidende Rolle, denn ein weiterer Anstieg der Sensitivität des Parameters K_{EXU} wurde zeitgleich mit dem Beginn der Trockenperiode registriert.

Im weiteren Verlauf entsprach die zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_{EXU} weitgehend der Dynamik der Bodenfeuchte (Abb. A21, Anhang).

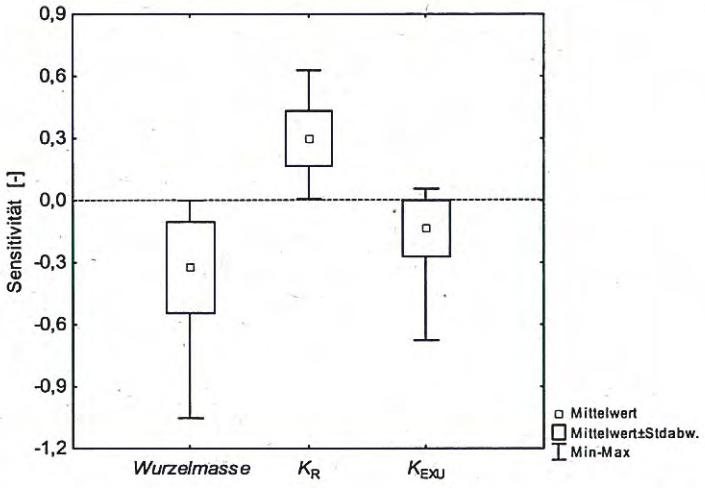


Abb. 4.24: Sensitivität der Parameter zur Definition des Wurzelsystems gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung

Der Ablauf der Abbau- und Umsatzprozesse zwischen den Pools der organischen Substanz wird in ANIMO in Abhängigkeit von der Bodentemperatur gesteuert. Die Bodentemperatur wird anhand von Temperaturparametern modellintern berechnet. Erwartungsgemäß zeigten die Temperaturparameter eine relativ hohe Sensitivität gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Abb. 4.25).

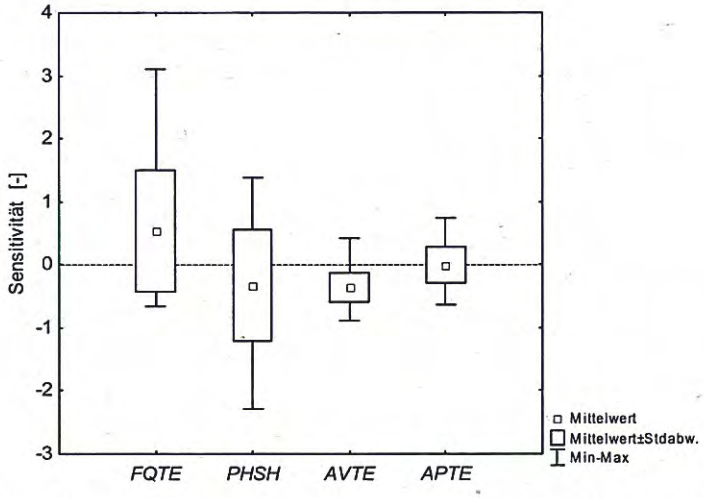


Abb. 4.25: Sensitivität der Temperaturparameter gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung; *FQTE (Frequenz der jährlichen Temperaturwelle), PHSH (Phasenverschiebung der Temperaturwelle), AVTE (durchschnittliche jährliche Temperatur an der Bodenoberfläche) und APTE (Amplitude der jährlichen Sinuswelle)*

Die Sensitivität der Parameter *FQTE* (Frequenz der jährlichen Temperaturwelle) und *PHSH* (Phasenverschiebung der Temperaturwelle) betrug im Durchschnitt 0,5 bzw. -0,3 und unterlag extremen Schwankungen (Abb. 4.25). Zwischen der zeitlichen Dynamik der Sensitivität und dem Stadium der Pflanzenentwicklung bestand ein Zusammenhang. Vor der Aussaat und nach der Ernte der Hauptanbaukultur zeigten die Temperaturparameter eine relativ hohe Sensitivität gegenüber der Modellierungsgröße P_{ORG}. Hingegen nahm die Sensitivität in der Hauptphase der Pflanzenentwicklung ab. Darüber hinaus war nach dem Erntetermin ein Richtungswechsel im Verlauf der errechneten Sensitivität zu verzeichnen (Abb. A22, Anhang). Eine vergleichbare zeitliche Dynamik zeigte auch die Sensitivität der bereits vorgestellten Parameter *HUMEXU*, *HUMORG* und K_{HU} (vgl. Abb. A15 und A17, Anhang). Demzufolge war die relativ hohe Sensitivität der Temperaturparameter außerhalb der Anbauperiode auf die Umwandlungs- bzw. Humifizierungsprozesse im Humus-Pool zurückzuführen.

Parametersensitivität gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4}

Die Parameter Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} (Gehalt des Oberbodens an oxalatlöslichem Al bzw. Fe) zeigten gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4} eine durchschnittliche Sensitivität von -1,38 (Abb. 4.26). Die negative Sensitivität der Parameter war plausibel. Die Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Verbindungen sind die wichtigsten Sorbenten für P im Boden. Je höher der Wert des Parameters Al_{oxalat} bzw. Fe_{oxalat} definiert wurde, desto größer war das P-Sorptionspotential des Oberbodens, wodurch weniger P in die Bodenlösung übergehen konnte.

Der Parameter *TP* (Gehalt des Oberbodens an Gesamtphosphor) zeigte hingegen eine positive Sensitivität von durchschnittlich 1,35 gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4} (Abb. 4.26). Dieses Ergebnis war ebenfalls plausibel. Die vordefinierte TP-Menge wurde zu Beginn der Simulation auf die P-Pools des Modells aufgeteilt. Je höher der Parameter *TP* definiert wurde, desto mehr P erhielt der P_{PO4}-Pool bzw. desto mehr P_{PO4} befand sich in der Bodenlösung.

Eine negative Sensitivität gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4} wiesen die Langmuir-Sorptionsparameter auf (Abb. 4.26). Die Parameter Q_m und K_L gingen in die Berechnung des P-Sorptionspotentials ein und standen in einem direkt proportionalen Zusammenhang zu der Menge des an der Bodenmatrix sorbierten P (vgl. Gl. 3.2). Dadurch erklärte sich die negative Sensitivität der Parameter; je höher das P-Sorptionspotential des Oberbodens definiert wurde, desto weniger P konnte in die Bodenlösung übergehen.

Die Freundlich-Sorptionsparameter zeigten eine sehr geringe bis keine Sensitivität gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4} (Abb. 4.26). Dies war darauf zurückzuführen, dass die schnellen Adsorptions- und Desorptionsprozesse in ANIMO auf der Basis der Langmuir-Gleichung modelliert werden. Die nahezu irreversible P-Sorption wird hingegen durch die Freundlich-Gleichung beschrieben. Demnach waren die Freundlich-Sorptionsparameter nicht an der Simulation der relativ schnell ablaufenden Prozesse des Übergangs von adsorbiertem P in die Bodenlösung beteiligt.

Die Sensitivität der Sorptionsparameter zeigte in ihrem zeitlichen Verlauf keine nennenswerte Dynamik. Dies ließ darauf schließen, dass in ANIMO die Sorptionsprozesse kontinuierlich verliefen bzw. durch keine Umweltfaktoren wie Bodenfeuchte oder Bodentemperatur maßgeblich beeinflusst wurden.

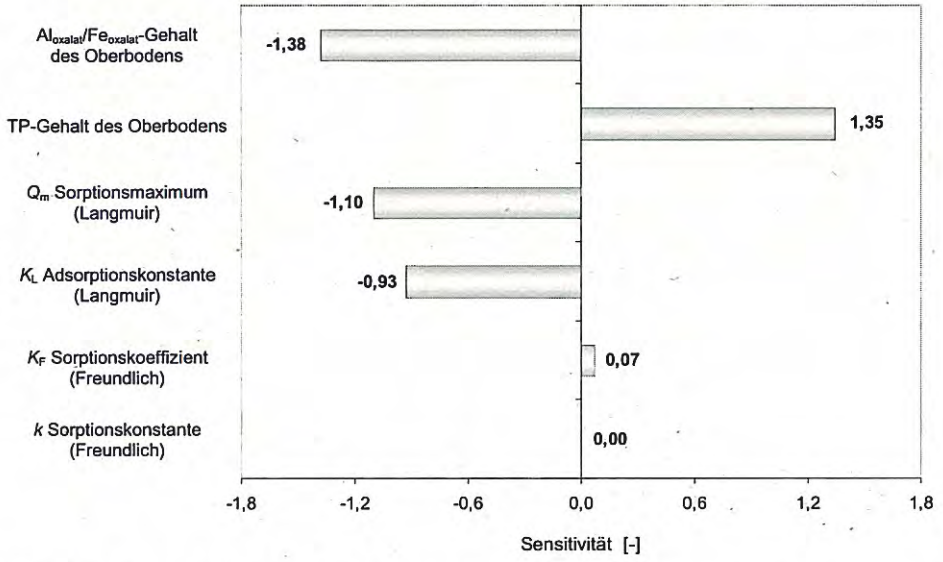


Abb. 4.26: Durchschnittliche Sensitivität der Parameter zur Definition des P-Sorptionspotentials des Bodens gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4}

4.2.2.3 Kalibrierung

Die Kalibrierung des Modells wurde zeitgleich an zwei unabhängigen Messgrößen durchgeführt.

Als ersten Kalibrierungsdatensatz wurden die Messwerte der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss verwendet, die 1995 bei insgesamt 17 Niederschlagsabflussereignissen[1] im Kleineinzugsgebiet E3 ermittelt wurden. Die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss, die die unmittelbare Zielgröße der Modellierung darstellte, wurde jedoch nicht direkt simuliert, sondern der simulierten DP-Konzentration in der Bodenlösung der oberen 2 cm des Ap-Horizontes (Kontaktzone) gleichgestellt (vgl. Kapitel 3.1).

Als zweiten Kalibrierungsdatensatz dienten die Messwerte der DP-Konzentration in der Bodenlösung des Ap-Horizontes, die 1995 am Dauerbeobachtungspunkt 270210 ermittelt wurden (vgl. Abb. 2.2).

Ein erster Simulationslauf mit einem Parametersatz, der bei der Anwendung von ANIMO im Untersuchungsgebiet Cranendonck (Niederlande) abgeleitet wurde, brachte kein zufriedenstellendes Ergebnis. Die gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss sowie in der Bodenlösung des Ap-Horizontes wurden von dem Modell erheblich überschätzt (Abb. 4.27).

[1] Bei einigen länger andauernden Abflussereignissen wurden mehrere Proben entnommen (vgl. Tab. 4.2).

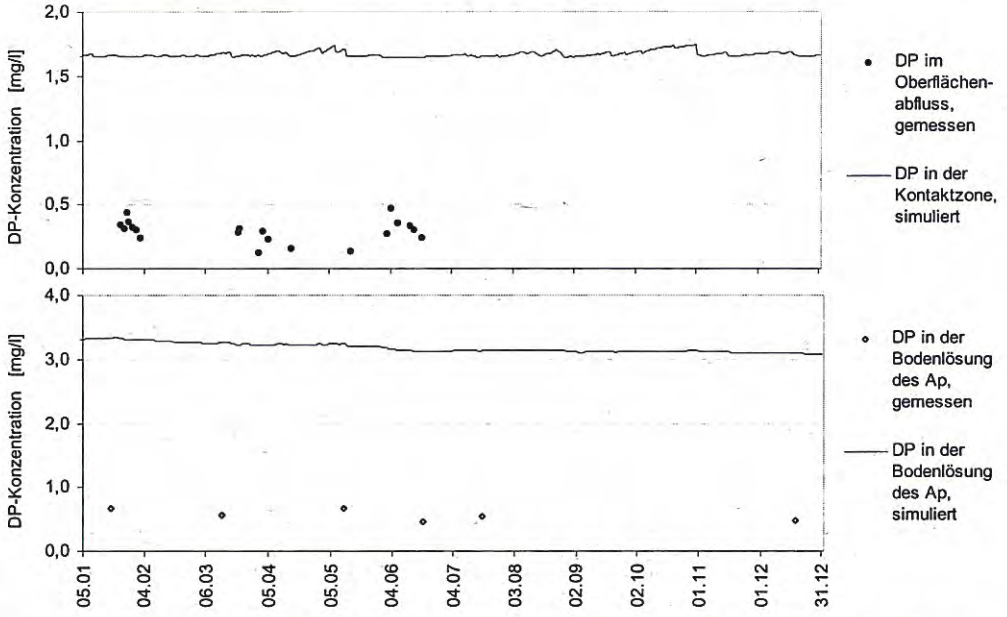


Abb. 4.27: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes mit einem bei der Anwendung von ANIMO im Untersuchungsgebiet Cranendonck abgeleiteten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995)

Die Überschätzung der gemessenen DP-Konzentrationen ließ darauf schließen, dass mit dem vorliegenden Parametersatz ein relativ niedriges P-Sorptionspotential des Bodens definiert wurde. Bei den Böden im Untersuchungsgebiet Cranendonck, für die der übernommene Parametersatz abgeleitet wurde, handelte es sich um Sandböden mit den im Vergleich zu Scheyern geringeren Gehalten an TP, Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} (Tab. 4.11). Demzufolge verfügten die Böden in Cranendonck über ein geringeres P-Sorptionspotential als die Böden in Scheyern. Dadurch ließ sich die Überschätzung der gemessenen DP-Konzentrationen erklären und eine eingeschränkte Eignung des Parametersatzes für die Anwendung in Scheyern bzw. die Notwendigkeit einer Kalibrierung belegen.

Die Sensitivitätsanalysen zeigten, dass in ANIMO das P-Sorptionspotential eines Bodens anhand des Gehaltes an TP, Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} sowie der Langmuir-Sorptionsparameter definiert wurde. Die TP-, Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Konzentrationen lagen für das Untersuchungsgebiet Scheyern vor und wurden daher unverändert übernommen bzw. keiner Kalibrierung unterzogen.
Die Ableitung der Sorptionsparameter nach Langmuir wurde anhand verfügbarer Literaturwerte durchgeführt. Hierzu wurden Sorptionsparameter ausgewählter Böden verwendet, die in ihren physikalischen bzw. chemischen Eigenschaften den Böden in Scheyern nahe kamen. Auf diese Weise wurde für den Parameter K_L (Adsorptionskonstante) eine Bandbreite von 3,39 - 7,10 l/mg und für den Parameter Q_m (Sorptionsmaximum) von 759 - 1161 mg/kg festgelegt (Tab. 4.11).

Tab. 4.11: Physikalische und chemische Eigenschaften sowie Sorptionsparameter ausgewählter Böden bzw. Untersuchungsgebiete

	TP [g/kg]	Al_{oxalat} [mmol/kg]	Fe_{oxalat} [mmol/kg]	C_{org} [Gew.-%]	K_L [l/mg]	Q_m [mg/kg]
Scheyern	0,973	41,9	66,6	1,5	-	-
Cranendonck[1]	0,700	35,0	35,0	1,7	1,13	362
Eden[2]	0,882	44,9	52,1	1,1	7,10	759
Lowell 1[2]	1,213	45,7	62,2	1,6	3,65	894
Lowell 2[2]	1,418	78,0	76,1	1,1	6,63	1161
Grenada 2[2]	1,102	42,3	71,6	0,8	3,39	777

[-] kein Messwert

Die Sorptionsparameter K_L und Q_m wurden schrittweise innerhalb der festgelegten Bandbreite variiert, bis eine möglichst optimale Übereinstimmung der Modellergebnisse mit den Messwerten erreicht wurde. Die bestmögliche Übereinstimmung wurde mit dem Wertepaar 5,03 mg/l für K_L und 961 mg/kg für Q_m erzielt. Die simulierten DP-Konzentrationen in der Kontaktzone und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes bewegten sich in gleicher Dimension wie auch die gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes. Die zeitliche Dynamik der gemessenen DP-Konzentrationen wurde jedoch nicht hinreichend abgebildet (Abb. 4.28).

Grundsätzlich konnte durch die Kalibrierung der Sorptionsparameter keine Erhöhung der zeitlichen Variabilität der simulierten DP-Konzentrationen erzielt werden. Diese Feststellung stimmte mit den Ergebnissen der Sensitivitätsanalysen überein. Die Sensitivität der Sorptionsparameter zeigte im zeitlichen Verlauf nur eine sehr geringe bis keine Dynamik.
Eine ausgeprägte zeitliche Dynamik wies die Sensitivität der Parameter zur Berechnung der Bodentemperatur sowie der Parameter zur Definition der Größe und der Abbauraten der Pools der organischen Bodensubstanz auf. Dies ließ darauf schließen, dass diese Parameter einen Einfluss auf die zeitliche Variabilität der simulierten DP-Konzentration nahmen.
Eine sinnvolle Kalibrierung der Parameter zur Definition der Abbauraten der organischen Bodensubstanz sowie der Parameter zur Berechnung der Bodentemperatur war aufgrund der unzureichenden Datenlage und der Parameterkomplexität nicht möglich. Aus diesem Grund wurde in den Kalibrierungsprozess einzig die Größe der Pools der organischen Bodensubstanz miteinbezogen, zudem der Pool der frischen organischen Substanz als Hauptlieferant für die P-Verbindungen in der Bodenlösung fungierte.

KROES und ROELSMA (1997) schlugen bei der Anwendung von ANIMO im Untersuchungsgebiet Cranendonck folgende Aufteilung der Gesamtmenge der organischen Bodensubstanz vor:

[1] KROES und ROELSMA (1997)
[2] D'ANGELO et al. (2000)

80 % Humus aus frischer organischer Substanz (*HUMORG*-Pool), 10 % Humus aus Wurzelausscheidungen (*HUMEXU*-Pool) und 10 % frische organische Substanz (*ORGFSH*-Pool).
Die Übertragung des Verhältnisses 80 % : 10 % : 10 % bei der Anwendung von ANIMO in Scheyern brachte kein zufriedenstellendes Resultat (Abb. 4.28). Es war anzunehmen, dass in Scheyern aufgrund anderer Rahmenbedingungen, wie z. B. Bodenbearbeitung oder Fruchtfolgen, ein abweichendes Verhältnis der Poolgrößen vorherrschte.

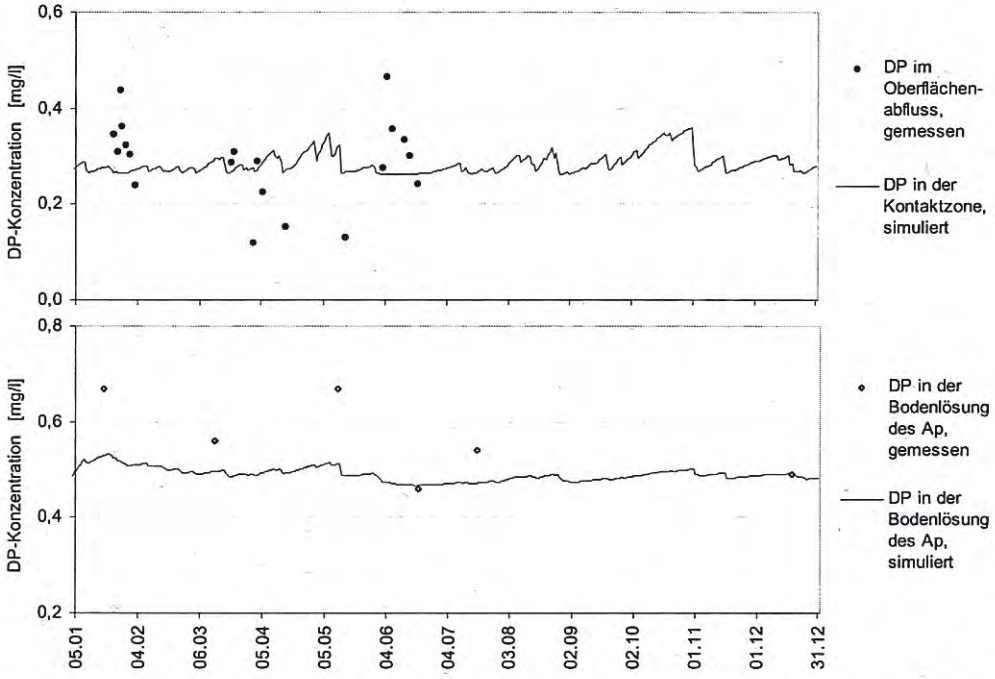


Abb. 4.28: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes nach der Kalibrierung der Sorptionsparameter K_L und Q_m (Simulationszeitraum 1995)

Die Zusammensetzung der organischen Bodensubstanz ist hoch komplex, eine klare Trennung zwischen den leicht und schwer abbaubaren Pools ist kaum möglich. Die Pools bestehen vielmehr in einer gleitenden Abfolge sich überlappender Verweilzeiten (CAPRIEL, 2003).
GREGORICH et al. (1994) berichteten, dass sich mehr als 75 % der organischen Bodensubstanz in „stabilen" Humus-Pools mit langen Verweil- bzw. Abbauzeiten befinden. Den Rest bilden die „aktiven" Pools der frischen organischen Bodensubstanz, die relativ schnell ablaufenden Abbauprozessen unterliegen.
Auf der Basis von Dauerfeldexperimenten schätzte CAPRIEL (2003) den Anteil der „aktiven" Pools an der Gesamtmenge der organischen Bodensubstanz mit 20-40 % ein. Im Vergleich hierzu lag der für Cranendonck angenommene Anteil von 10 % der frischen organischen Substanz bzw. der „aktiven" Pools an der Gesamtmenge der organischen Bodensubstanz auf einem relativ niedrigen Niveau.

Das Untersuchungsgebiet Scheyern wurde nach den Vorgaben des integrierten Pflanzenbaus bewirtschaftet, die eine verminderte Bodenbearbeitung (ohne Pflug), Mulchsaatverfahren und Zwischenfruchtanbau beinhalteten. Es war anzunehmen, dass im Vergleich zu Cranendonck der Anteil der frischen organischen Substanz an der Gesamtmenge der organischen Bodensubstanz in Scheyern deutlich höher lag. Zahlreiche Studien belegten, dass die konservierende Bodenbearbeitung inklusive Mulchsaatverfahren zu einer Steigerung des Gehaltes der organischen Bodensubstanz führte (HOLLAND, 2004; NYAKATAWA et al., 2001; PETERSON et al., 1998). Das Belassen bzw. das oberflächige Einarbeiten von Ernterückständen erhöhte nicht nur den Gehalt der organischen Bodensubstanz, sondern verschob auch die Qualität dieser in Richtung jüngerer und mehr labilerer Fraktionen (STENBERG et al., 2000). Zum gleichen Ergebnis sind auch GRAHAM et al. (2002) gekommen; die Zufuhr von frischen Pflanzenresten erhöhte die Größe der „aktiven" Pools der organischen Bodensubstanz.
Im Kalibrierungsprozess wurde der Anteil des *ORGFSH*-Pools an der Gesamtmenge der organischen Bodensubstanz schrittweise im Bereich von 10 % bis 40 % variiert. Die bestmögliche Übereinstimmung der Messwerte und der Modellergebnisse wurde bei einem *ORGFSH*-Anteil von 35 % erreicht. Das Verhältnis der Poolgrößen wurde demnach folgendermaßen definiert: *HUMORG* : *HUMEXU* : *ORGFSH* = 55 % : 10 % : 35 %.

Die DP-Konzentration in der Bodenlösung des Ap-Horizontes sowie deren zeitliche Dynamik konnte mit dem kalibrierten Parametersatz adäquat abgebildet werden (Abb. 4.29).

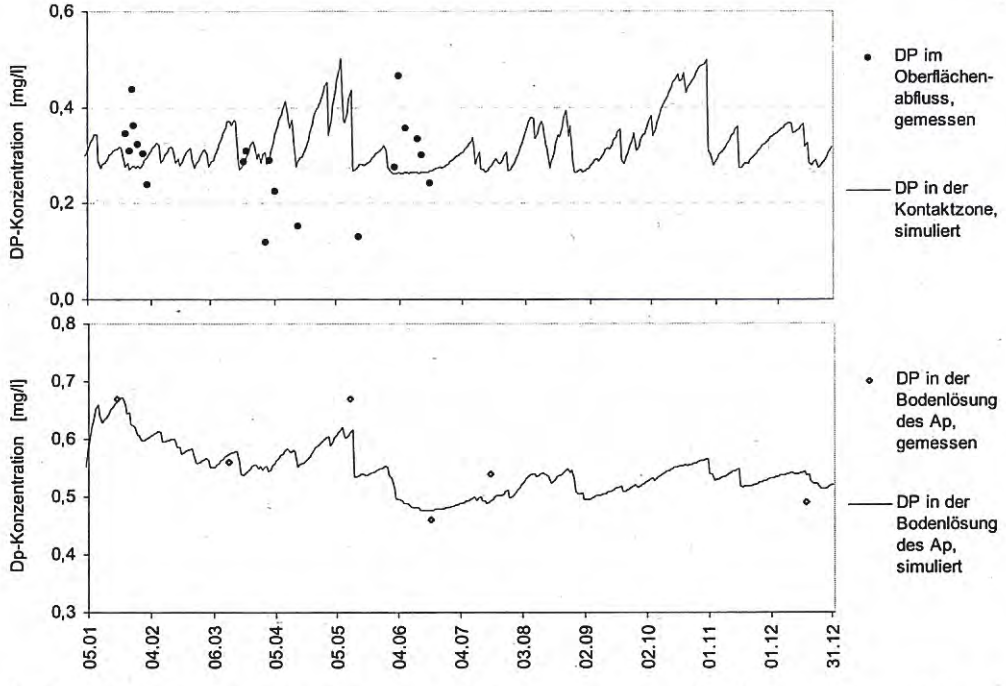


Abb. 4.29: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes nach der Kalibrierung des Verhältnisses der Größen der Pools der organischen Bodensubstanz (Simulationszeitraum 1995)

Die Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss brachte jedoch kein zufriedenstellendes Ergebnis. Die simulierte DP-Konzentration lag zwar im selben Wertebereich wie auch die gemessene DP-Konzentration, deren zeitliche Dynamik konnte jedoch nicht zutreffend abgebildet werden (Abb. 4.29).

Die Tatsache, dass ANIMO die DP-Konzentration in der Bodenlösung des Ap-Horizontes zuverlässig prognostizierte, ließ im Hinblick auf das unbefriedigende Ergebnis der Modellierung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss die Diskussion folgender Punkte als notwendig erscheinen:

1. Unvermögen des Modells in der Abbildung einzelner Prozesse
2. Existenz und Einfluss weiterer Prozesse, welche die Gültigkeit der Annahme „DP-Konzentration im Oberflächenabfluss = DP-Konzentration in der Kontaktzone" einschränken

Zum Punkt 1.

Die größten Abweichungen zwischen den gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und den simulierten DP-Konzentrationen in der Kontaktzone waren in den Zeiträumen mit intensiven Niederschlägen und mehreren aufeinanderfolgenden Abflussereignissen zu verzeichnen (Abb. 4.30).

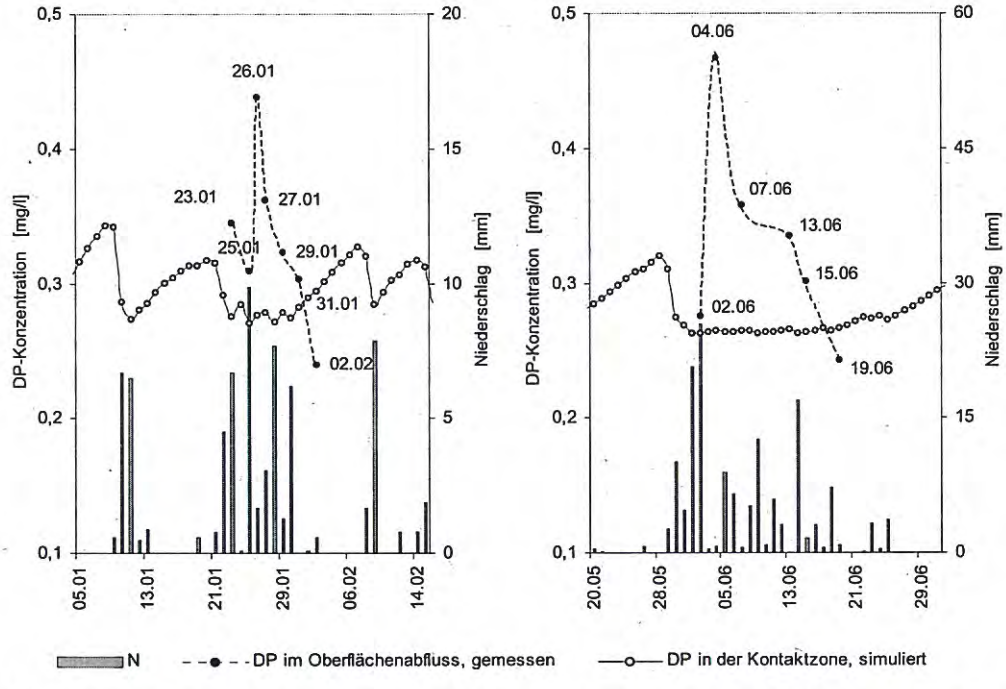


Abb. 4.30: Zeitliche Dynamik der Niederschläge, der gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und der simulierten DP-Konzentrationen in der Kontaktzone im Januar und Juni des Jahres 1995

Beim Einsetzen der Niederschläge simulierte das Modell eine rapide Abnahme der DP-Konzentration in der Kontaktzone, die über die gesamte Niederschlagsperiode andauerte und durch die simulierte DP-Verlagerung in die tiefer liegenden Schichten zu erklären war (Abb. 4.30). Im Gegensatz dazu zeigten die im Oberflächenabfluss gemessenen DP-Konzentrationen eine vollkommen andersartige zeitliche Dynamik.
In beiden Fällen, sowohl im Januar 1995 als auch im Juni 1995, lag die gemessene DP-Konzentration im Oberflächenabfluss des ersten Abflussereignisses bzw. der beiden ersten Abflussereignisse (02.06.95 bzw. 23/25.01.95) auf einem relativ niedrigen Niveau. Während der darauf folgenden Abflussereignisse wurde zuerst ein rasanter Anstieg und anschließend eine kontinuierliche Abnahme der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss gemessen (Abb. 4.30).

Zwischen den gemessenen DP-Konzentrationen, Niederschlags- und Abflussmengen sowie Sedimentgehalten der jeweiligen Abflussereignisse waren keine statistisch signifikanten Korrelationen feststellbar. Auffallend war jedoch, dass in beiden Fällen das Maximum der DP-Konzentration nach dem Tag mit der größten Niederschlagsmenge registriert wurde.
Als eine mögliche Erklärung für diesen Zusammenhang kann die Zerstörung von Bodenaggregaten betrachtet werden, die durch den starken Regenfall hervorgerufen wurde und eine Freisetzung der an den Innenflächen der Bodenaggregate adsorbierten P-Verbindungen verursachte. Einen ähnlichen Effekt beobachteten WANG et al. (2001) bei Experimenten mit Bodensäulen, die mit Bodenaggregaten unterschiedlicher Größen gefüllt und einem konstanten Wasserfluss ausgesetzt waren. Bei der Bodensäule mit relativ großen Bodenaggregaten wurde eine erhöhte P-Auswaschung festgestellt. Die Autoren führten diesen Effekt auf die gleichzeitig beobachtete Zerstörung von Bodenaggregaten zurück, die eine Freisetzung von P-Verbindungen aus dem Inneren der Bodenaggregate zur Folge hatte.
Das Modell ANIMO beinhaltete keine Option zur Simulation der P-Freisetzungsprozesse aus den zerstörten Bodenaggregaten. Dies war als eine mögliche Fehlerquelle zu betrachten.

Als eine weitere Erklärung für die Erhöhung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss während des zweiten bzw. dritten Abflussereignisses (04.06.95 bzw. 26.01.95, Abb. 4.30) könnten die zeitlich unterschiedlich wirkenden Freisetzungsprozesse von P aus der Bodenlösung bzw. Bodenmatrix betrachtet werden.
Mit Beginn der Niederschlagsperiode bzw. beim einsetzenden Oberflächenabfluss wurden zuerst die gelösten P-Verbindungen verlagert bzw. ausgetragen, die sich direkt in der Bodenlösung befanden. Infolgedessen stellte sich ein Ungleichgewicht zwischen der P-Konzentration in der Bodenlösung und der Bodenmatrix ein, das zu weiteren P-Freisetzungsprozessen führte. So wurden während der nachfolgenden Abflussereignisse sukzessiv die P-Verbindungen gelöst und verlagert, die schwach an den Oberflächen der Bodenbestandteile adsorbiert waren. Dies führte wiederum zu einem Anstieg der DP-Konzentration in der Bodenlösung und dementsprechend auch im Oberflächenabfluss. Die darauffolgende Abnahme der DP-Konzentration war mit der Entleerung des Pools der schwach adsorbierten P-Verbindungen zu erklären.

Somit wären die Schwankungen der gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss auf die Aktivierung mehrerer zeitlich unterschiedlich agierender P-Pools zurückzuführen.
Die Simulationsergebnisse zeigten, dass das Modell die komplexe Natur der P-Freisetzungsprozesse bei einer länger andauernden Niederschlagsperiode nicht adäquat abbildete. Während der Niederschlags- bzw. Abflussereignisse simulierte das Modell keine bzw. nur eine geringe P-Freisetzung aus der Bodenmatrix in die Bodenlösung. Eine sichtbare Wiederauffüllung des DP-Pools der Bodenlösung wurde erst nach dem Ende der Niederschlagsperiode simuliert (Abb. 4.30).

Zum Punkt 2.

Es war nicht auszuschließen, dass die DP-Verbindungen nach dem Übergang aus der Bodenlösung in den Oberflächenabfluss weiteren Transformationsprozessen unterlagen. Zum einen können Adsorptions- und Desorptionsprozesse zwischen DP und den im Oberflächenabfluss mitgeführten Bodenpartikeln auftreten (SHARPLEY et. al, 1995). Zum anderen sind dieselben Prozesse zwischen DP im Oberflächenabfluss und den sorptionsfähigen Bestandteilen des Oberbodens möglich (HEATHWAITE, 1997). Somit wäre die getroffene Annahme „DP-Konzentration im Oberflächenabfluss = DP-Konzentration in der Kontaktzone" nur eingeschränkt haltbar.
Die Gültigkeit der Annahme bei der Modellanwendung in Scheyern war jedoch aufgrund der geringen Größe des Kleineinzugsgebietes E3 und der kurzen Fließwege und -zeiten des Oberflächenabflusses als relativ hoch zu betrachten.

4.2.2.4 Validierung

Die Validierung des Modells erfolgte an den Messwerten der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss, die 1996 und 1997 während der insgesamt 13 erfassten Abflussereignisse im Kleineinzugsgebiet E3 ermittelt wurden. Mit Ausnahme des Abflussereignisses vom Juli 1996[1] repräsentierte jeder Messwert eine durchschnittliche ereignisbezogene DP-Konzentration, da deren Bestimmung in der Gesamtmenge des während des jeweiligen Ereignisses gesammelten Oberflächenabflusses erfolgte.

Im Validierungszeitraum wurde bei der Simulation der DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss mit dem kalibrierten Parametersatz eine gute Übereinstimmung der Messwerte und der Modellergebnisse erreicht. Die simulierten DP-Konzentrationen in der Kontaktzone bewegten sich im selben Wertebereich wie auch die gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss. Die zeitliche Dynamik der gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss wurde zufriedenstellend abgebildet (Abb. 4.31).

[1] Bei dem länger andauernden Abflussereignis im Juli 1996 (10.07.96 – 12.07.96) wurde jeweils täglich eine Probe entnommen und auf DP untersucht.

ANIMO simulierte zuverlässig die durch eine P-Düngung hervorgerufene Erhöhung der DP-Konzentration in der Bodenlösung im Juli 1996 (Abb. 4.31). Dementsprechend wurden auch die gemessenen hohen DP-Konzentrationen in dem unmittelbar nach der Düngerapplikation entstandenen Oberflächenabfluss durch das Modell adäquat wiedergegeben. Somit war zu konstatieren, dass ANIMO zuverlässige Prognosen für den Zeitraum lieferte, der im Hinblick auf den P-Austrag eine besondere Gefahr darstellte.

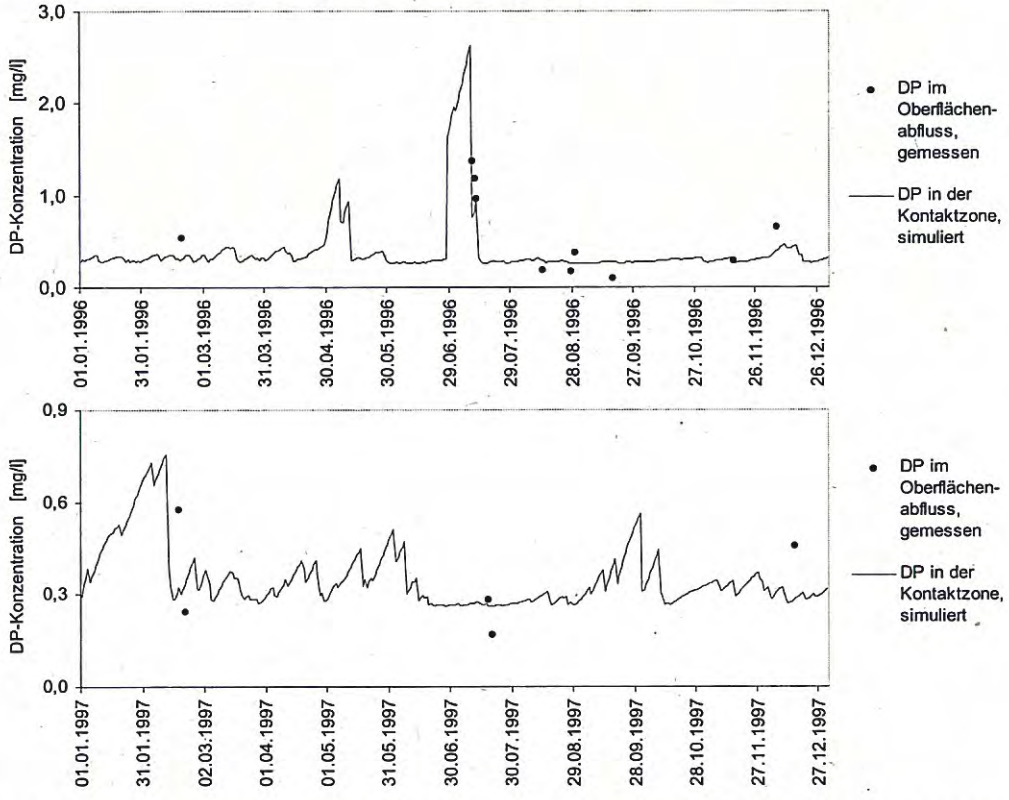


Abb. 4.31: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss im Validierungszeitraum 1996-1997

Zwischen gemessenen und simulierten DP-Konzentrationen bestand eine enge Korrelation; das Bestimmtheitsmaß R^2 lag bei 0,775 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,524 (Abb. 4.32). Dieses im Vergleich zum Kalibrierungszeitraum deutlich bessere Modellierungsergebnis war darauf zurückzuführen, dass im Validierungszeitraum die Abflussereignisse in längeren Abständen voneinander erfolgten. Dies verringerte die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Prozessen, die als mögliche Fehlerquellen bereits zuvor diskutiert wurden.

Als positiv zu bewerten war die Fähigkeit des Modells, die durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss über eine längere Zeitspanne sicher zu prognostizieren. Die Aussage über die zu erwartende durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss kann zur Einschätzung des von einem Einzugsgebiet ausgehenden Eutrophierungspotentials beitragen.

WEISSROTH (2000) prüfte die Eignung von sieben Modellen zur Vorhersage der durchschnittlichen DP-Konzentration im Oberflächenabfluss mehrerer Kleineinzugsgebiete der Versuchstation Scheyern. Als Ergebnis wurde feststellt, dass keines der Modelle sich zur Prognose der durchschnittlichen DP-Konzentration im Oberflächenabfluss eignete. Dementgegen konnte mit dem Modell ANIMO die durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss im Simulationszeitraum 1995-1997 zuverlässig vorhergesagt werden (Tab. 4.12). Der für diesen Zeitraum errechnete relative Prognosefehler[1] lag im Durchschnitt bei 5,5 %.

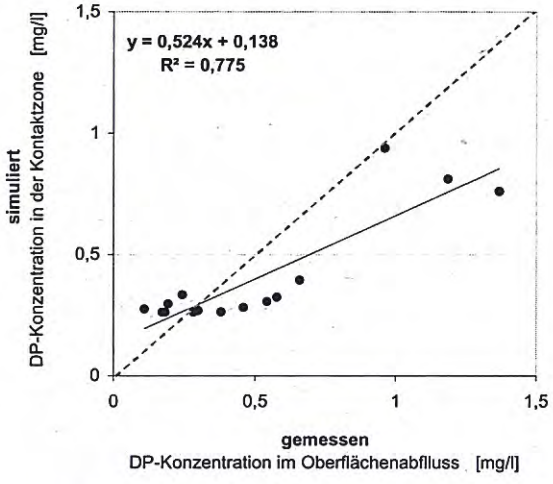


Abb. 4.32: Korrelation der gemessenen DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und der simulierten DP-Konzentration in der Kontaktzone während der Abflussereignisse im Validierungszeitraum 1996-1997

Tab. 4.12: Durchschnittliche gemessene bzw. simulierte DP-Konzentration im Oberflächenabfluss bzw. in der Kontaktzone der Jahre 1995-1997 (Kleineinzugsgebiet E3, Untersuchungsgebiet Scheyern)

Jahr	Durchschnittliche gemessene DP-Konzentration im Oberflächenabfluss [mg/l]	Durchschnittliche simulierte DP-Konzentration in der Kontaktzone [mg/l]
1995	0,347	0,350
1996	0,338[2]	0,331[2]
1997	0,292	0,323

[1] Relative Root Mean Square Error

[2] Von der Mittelwertbildung wurden die gemessenen und simulierten DP-Konzentrationen der Zeitspanne 01.07.96 - 15.07.96 ausgenommen. In diesem Zeitraum erfolgte die Ausbringung eines P-Düngers, wodurch eine kurzfristige, aber erhebliche Erhöhung der DP-Konzentrationen verursacht wurde, die jedoch für den Jahresdurchschnitt als nicht repräsentativ zu betrachten war.

4.3 Modellierung auf der Einzugsgebietsskala (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

4.3.1 Das P-Modul

Mit Hilfe des *P-Moduls* wurde die Umwandlung des Punkt-Modells ANIMO zu einem rasterbasierten Modell realisiert. Zur räumlichen Diskretisierung des Untersuchungsgebietes wurde ein Raster mit der Zellgröße 10×10 m gewählt, da die bereits vorliegenden hydrologischen Eingangsdaten auf dieser Rasterauflösung basierten. Im Folgenden werden die einzelnen Funktionen des *P-Moduls* dargestellt und erläutert. Der Quellcode des *P-Moduls* sowie eine ausführliche Darstellung der Modulabläufe als Flussdiagramm befinden sich im Anhang D.

Verknüpfung zum hydrologischen Modell WaSiM-ETH

Das Modell ANIMO benötigte hydrologische Eingangsdaten, die durch ein externes Modell zur Verfügung gestellt werden mussten. Im Untersuchungsgebiet Schäfertal wurde bereits das hydrologische Modell WaSiM-ETH erfolgreich zur Modellierung des Wasserhaushaltes eingesetzt, sodass die Modellierungsergebnisse für die ANIMO-Anwendung übernommen werden konnten (OLLESCH et al., 2005a; OLLESCH et al., 2005b; OLLESCH et al., 2006).

Zunächst bestand jedoch die Notwendigkeit der Konvertierung der Modellierungsergebnisse des hydrologischen Modells WaSiM-ETH in ein ANIMO-kompatibles Format. Grundsätzlich akzeptierte das Modell ANIMO zwei Formate der hydrologischen Eingangsdaten: das Format der Ausgabedatei des hydrologischen Modells SWAP oder des hydrologischen Modells WATBAL.

Das hydrologische Modell SWAP stellte als Ausgabedatei komplexe Wasserbilanzen für mehrere Systemkompartimente bzw. Bodenschichten zur Verfügung. Eine Konvertierung der WaSiM-ETH-Ergebnisse in das SWAP-Format war grundsätzlich nicht durchführbar, da WaSiM-ETH nicht alle dafür notwendigen Eingangsdaten bereitstellte.

Die Ausgabedatei des hydrologischen Modells WATBAL war in ihrem Aufbau bzw. Format weniger komplex, da in WATBAL das Modellsystem als eine zweischichtige Bodensäule definiert wurde. Das Modell kalkulierte und erstellte Wasserbilanzen für die Wurzelzone und den Bereich unterhalb dieser. In ANIMO erfolgte anschließend eine modellinterne Konvertierung der WATBAL-Wasserbilanzen für jedes definierte Systemkompartiment. Eine Ausgabedatei im WATBAL-Format enthielt für jeden Simulationszeitschritt Angaben zu den folgenden Wasserflüssen bzw. Komponenten des Bodenwasserhaushaltes:

- *Niederschlag*
- *Potentielle Evapotranspiration*
- *Aktuelle Evapotranspiration*
- *Oberflächenabfluss*
- *Versickerung*
- *Bodenfeuchte*
- *Grundwasserstand*

Das hydrologische Modell WaSiM-ETH stellte ebenfalls die aufgelisteten Größen des Bodenwasserhaushaltes zur Verfügung, sodass generell die Möglichkeit zur Konvertierung der WaSiM-Ergebnisse in das WATBAL-Format bestand.

Der Aufbau der Ausgabedateien des hydrologischen Modells WaSiM-ETH unterschied sich grundsätzlich von dem einer WATBAL-Datei. Die Angaben über die Wasserflüsse bzw. Komponenten des Wasserhaushaltes wurden von WaSiM-ETH für jeden Simulationszeitschritt in Form von Rasterdateien bereitgestellt. Hierbei wurde jeder Zelle im Untersuchungsgebiet ein Wert zugewiesen, der die Größe einer ausgewählten hydrologischen Komponente darstellte. So wurden z. B. die Angaben über den Oberflächenabfluss, der im Laufe eines Jahres im gesamten Untersuchungsgebiet entstand, in insgesamt 365 bzw. 366 Dateien bereitgehalten. Demgegenüber war das WATBAL-Format nicht rasterbasiert aufgebaut; hier erfolgte die Aufstellung der Wasserhaushaltsgrößen für die Bodensäule als Zeitreihe.

Die Anwendung des Modells ANIMO im Schäfertal erforderte die Erstellung von hydrologischen Eingabedateien im WATBAL-Format für jede der 14382 Rasterzellen des Untersuchungsgebietes. Diese Aufgabe war manuell nicht zu bewältigen, sodass ein spezielles Modul zur Konvertierung bzw. Erstellung von Eingabedateien im WATBAL-Format entwickelt und programmiert wurde.
Der Konvertierungsprozess im *P-Modul* verlief derart, dass zunächst für jede Rasterzelle die entsprechenden Werte der Wasserhaushaltsgrößen aus den WaSiM-Dateien extrahiert und als eine Zeitreihe, d.h. im WATBAL-Format gespeichert wurden. Im Anschluss daran erfolgte eine automatische Umwandlung der erstellten hydrologischen Eingabedateien in ein binäres Format, was eine weitere Anforderung des Modells ANIMO darstellte.
Die Konvertierung bzw. Erstellung der hydrologischen Eingabedateien im *P-Modul* wurde als ein von der eigentlichen ANIMO-Simulation entkoppelter Prozess programmiert und durchgeführt, um eine Verkürzung der Rechenzeit zu erzielen. Die erstellten hydrologischen Eingabedateien wurden in einem Dateiordner bereitgehalten, auf den das *P-Modul* bei den anschließenden ANIMO-Simulationen Zugriff hatte.

Automatisierung der zellenbezogenen Parametrisierung und des Simulationsprozesses

Für jede Rasterzelle im Untersuchungsgebiet sollte eine individuell parametrisierte ANIMO-Simulation durchgeführt werden. In Anbetracht der Gesamtanzahl der Rasterzellen erforderte dies eine Automatisierung des Parametrisierungsprozesses.

Einige Modellparameter mit Bezug zur Landnutzung oder zu Bodeneigenschaften waren für eine größere Anzahl der Rasterzellen gültig. So galt z. B. der Parameter *Pflanzenart* für alle Rasterzellen, die sich innerhalb eines Schlages befanden. Andere Modellparameter, wie z. B. *TP-Gehalt des Oberbodens*, besaßen einen zellenspezifischen Charakter und waren individuell für jede Rasterzelle zu definieren.

Die landnutzungs- und bodenspezifischen Parameter wurden innerhalb der Teilflächen definiert, die sich aus dem Verschnitt der Landnutzungs- und Bodentypenkarte des Untersuchungsgebietes Schäfertal ergaben (Abb. 4.33). Jeder Teilfläche wurde ein individueller Parametersatz zugeordnet. So repräsentierte z. B. die Teilfläche 1 die bodenspezifischen Parameter der Parabraunerde und die landnutzungs- bzw. pflanzenspezifischen Parameter der Ackerfläche Neue Äcker (NÄ) mit der Hauptanbaukultur Triticale. Die Ableitung der teilflächenbezogenen Modellparameter erfolgte teils aus den vorliegenden Literaturwerten, teils anhand der eigenen Erhebungen (Tab. 4.13).

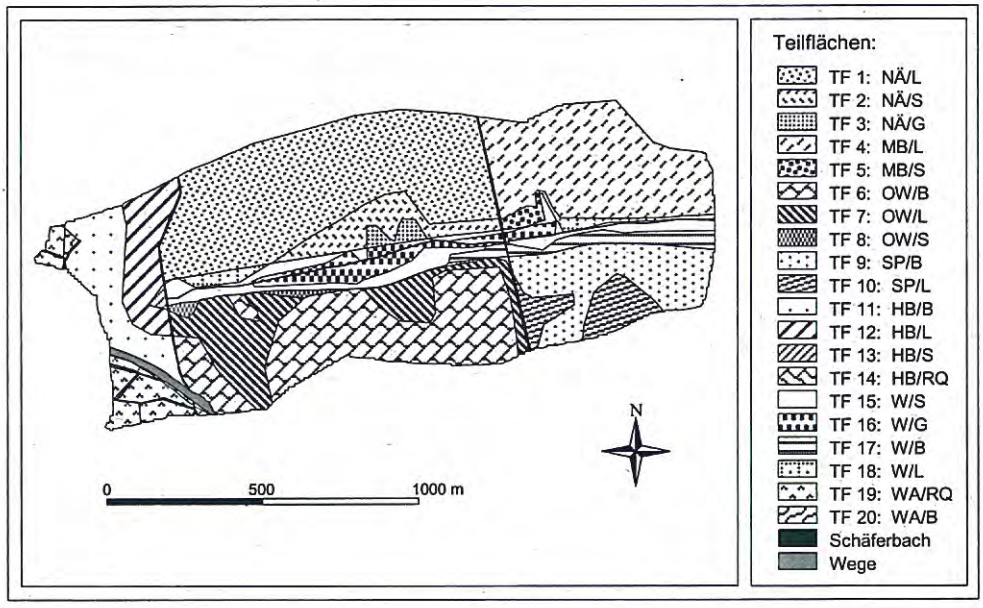


Abb. 4.33: Lage der aus dem Verschnitt der Landnutzungs- und Bodentypenkarte resultierenden Teilflächen im Untersuchungsgebiet Schäfertal. *Verwendete Abkürzungen: TF (Teilfläche); Landnutzung: NÄ, MB, OW, SP, HB (Ackerflächen), W (Wiese), WA (Wald); Bodentypen: B (Braunerde), L (Parabraunerde), G (Gley), S (Pseudogley), RQ (Regosol)*

Die zellenspezifischen Modellparameter wurden anhand der Ergebnisse der flächendeckenden Grundbeprobung des Oberbodens abgeleitet, die im März 2003 im Untersuchungsgebiet Schäfertal durchgeführt wurde (Tab. 4.13). Auf der Grundlage der 80 Probenahmepunkte wurden in ArcView™ GIS mittels Spline-Interpolationsverfahren flächendeckende Karten der TP-, Al_{oxalat}-, Fe_{oxalat}- Konzentrationen und des pH-Wertes des Oberbodens erstellt. Jede der erstellten Karten wurde in eine Rasterdatei mit der Zellgröße 10×10 m konvertiert, die anschließend in den Parametrisierungsprozess miteinbezogen wurde.

Das *P-Modul* steuerte die zellenbezogene Parametrisierung und die Durchführung der ANIMO-Simulation nach dem in der Abbildung 4.34 dargestellten Schema. Die Prozeduren wurden im automatischen Modus sukzessiv für alle Rasterzellen des Untersuchungsgebietes durchgeführt.

Tab. 4.13: Überblick über die teilflächen- und zellenbezogenen Modellparameter

Raumbezug	Modellparameter	Bezugsquelle der Parameterwerte
Teilfläche	Gesättigte Leitfähigkeit	ABDANK et al., 1998
	Lagerungsdichte	
	Kennwerte der pF-Kurve	
	Sorptionsparameter (Langmuir)	KROES und ROELSMA, 1997
	Wurzellänge/-masse	
	Pflanzenart	Eigene Erhebungen im Rahmen der Geländebeobachtungen
	Aussaat-/Erntetermin	
Rasterzelle	TP-Gehalt des Oberbodens	Eigene Erhebungen im Rahmen der flächendeckenden Grundbeprobung
	Al_{oxalat}-Gehalt des Oberbodens	
	Fe_{oxalat}-Gehalt des Oberbodens	
	pH-Wert des Oberbodens	

Konvertierung und Darstellung der Modellierungsergebnisse

Als Zielgröße der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal fungierte die P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes. Das Modell ANIMO stellte die simulierten P_w-Konzentrationen des gesamten Bodenprofils als eine Zeitreihe in einer Ausgabedatei zur Verfügung.

Die Kalibrierung bzw. Validierung des Modells sollte an den simulierten P_w-Konzentrationen ausgewählter Rasterzellen erfolgen. Das *P-Modul* hatte die Aufgabe, die P_w-Ausgabedateien für eine frei wählbare Anzahl der vordefinierten Rasterzellen im Laufe der Simulationen in einem gesonderten Dateiordner abzulegen. Somit bestand die Möglichkeit zur Darstellung und Analyse der zeitlichen Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen für ausgewählte Punkte des Untersuchungsgebietes (z. B. Dauerbeobachtungspunkte).

Eine weitere Funktion des *P-Moduls* beinhaltete die Erstellung von Karten der simulierten P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes des gesamten Untersuchungsgebietes zu einem beliebigen Zeitpunkt. Hierfür registrierte das *P-Modul* nach jedem Simulationslauf die simulierte P_w-Konzentration des oberen Systemkompartimentes, welches definitionsgemäß den oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes entsprach. Die registrierte P_w-Konzentration wurde in eine Rasterdatei geschrieben und zwar an die Stelle der Rasterzelle, für die der Simulationslauf durchgeführt wurde. Diese Prozedur wurde im Laufe der Simulationen für alle Rasterzellen durchgeführt, sodass am Ende eine Rasterdatei mit den simulierten P_w-Konzentrationen für das gesamte Untersuchungsgebiet vorlag. Die erstellte Rasterdatei konnte anschließend mit Hilfe einer gängigen GIS-Software zu einer Karte umgewandelt werden, welche die räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen wiedergab.

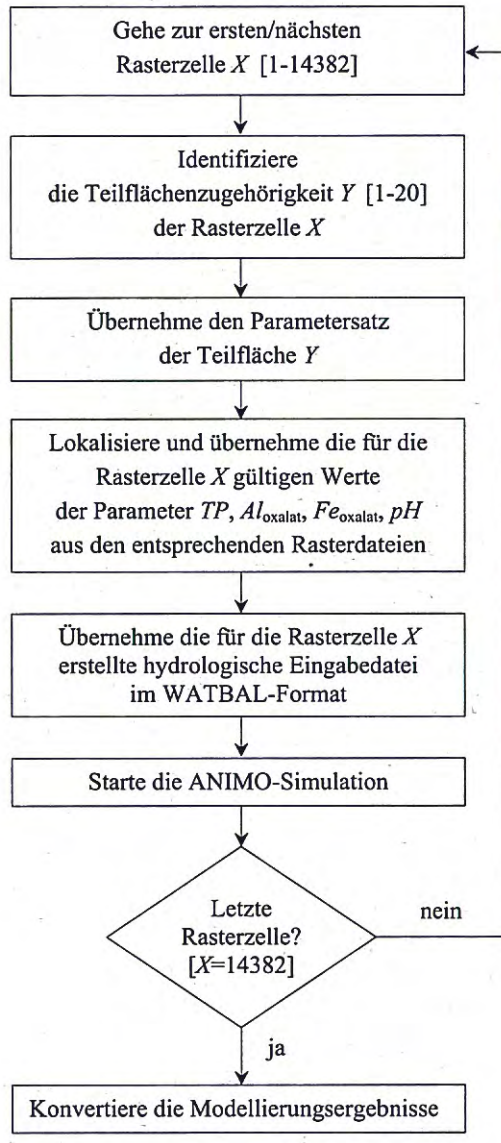


Abb. 4.34: Ablaufschema der von dem P-Modul gesteuerten Parametrisierung und Durchführung der ANIMO-Simulation

4.3.2 Modellierung der P_w-Konzentration des Bodens

4.3.2.1 Sensitivitätsanalysen

Als Zielgröße der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal galt die P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes. Mit Hilfe der Sensitivitätsanalyse wurde der Einfluss einzelner Modellparameter auf die simulierte P_w-Konzentration quantifiziert.

Den Sensitivitätsanalysen wurden die Modellparameter unterzogen, die entsprechend den Modellgleichungen in die Berechnung des P-Kreislaufes im Boden eingingen. Die Sensitivitätsanalysen wurden nach dem im Kapitel 3.3.3 beschriebenen Verfahren durchgeführt. Im Folgenden werden die sensitivsten Modellparameter vorgestellt und deren Einfluss auf die simulierte P_w-Konzentration erläutert.

Den größten Einfluss auf die simulierte P_w-Konzentration hatte das Langmuir-Sorptionsmaximum Q_m (Abb. 4.35). Die positive Sensitivität des Parameters Q_m von durchschnittlich 0,62 war plausibel, denn je höher das Sorptionsmaximum des Bodens definiert wurde, desto höher war die Menge des an der Bodenmatrix adsorbierten P.

Die Langmuir-Adsorptionskonstante K_L, mit der die Bindungsstärke von P an der Bodenmatrix definiert wurde, zeigte gegenüber der Modellierungsgröße P_w eine Sensitivität von durchschnittlich –0,28 (Abb. 4.35). Dementsprechend führte eine Erhöhung von K_L zu einer Verringerung der P_w-Konzentration im Boden. Dies war wie folgt zu erklären: Je höher die Bindungsstärke definiert wurde, desto stärker wurde P an der Bodenmatrix adsorbiert. Daraus resultierte die Abnahme der Fraktion bzw. Konzentration des schwach adsorbierten P_w im Boden.

Der Langmuir-Desorptionskoeffizient k_{des} wies gegenüber der Modellierungsgröße P_w eine Sensitivität von durchschnittlich 0,23 auf (Abb. 4.35). Im Modell ANIMO wird der Langmuir-Desorptionskoeffizient k_{des} in die Berechnung der Langmuir-Adsorptionskonstante K_L miteinbezogen. Zwischen den beiden Parametern besteht definitionsgemäß eine umgekehrt proportionale Beziehung. Dies spiegelte sich in den umgekehrten Vorzeichen der Sensitivitäten von K_L und k_{des} wider; je höher der Desorptionskoeffizient k_{des} definiert wurde, desto geringer war die Adsorptionskonstante K_L und desto höher die simulierte P_w-Konzentration des Bodens.

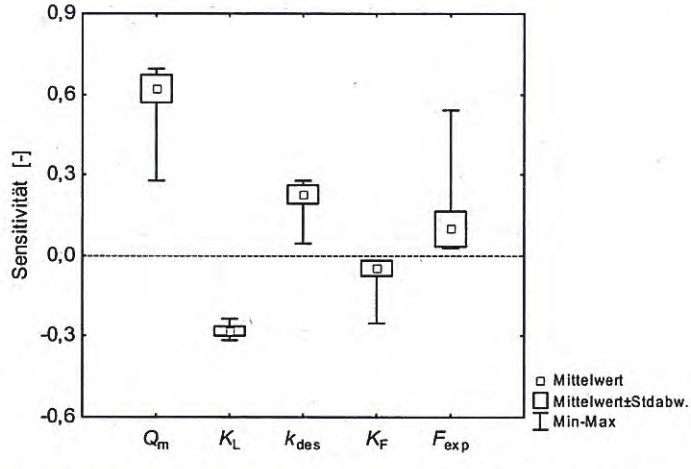


Abb. 4.35: Sensitivität der Sorptionsparameter nach Langmuir und Freundlich gegenüber der Modellierungsgröße P_w

Der Freundlich-Sorptionskoeffizient K_F und der Freundlich-Exponent F_{exp} zeigten im Vergleich zu den Langmuir-Sorptionsparametern im Durchschnitt deutlich geringere Sensitivitäten gegenüber der Modellierungsgröße P_w (Abb. 4.35).
Dies war darauf zurückzuführen, dass die schnellen Adsorptions- und Desorptionsprozesse im Modell ANIMO durch die Langmuir-Gleichung beschrieben werden. Die langsam ablaufende, nahezu irreversible P-Adsorption wird hingegen auf der Basis der Freundlich-Gleichung modelliert. Der P_w stellte eine leicht verfügbare, schwach adsorbierte Fraktion der Bodenphosphate dar, sodass an der Simulation der P_w-Umsatzprozesse vorrangig die Langmuir-Sorptionsparameter beteiligt wurden, wodurch sich die relativ geringe Sensitivität der Freundlich-Sorptionsparameter erklären ließ.

Die Parameter Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} zeigten gegenüber der Modellierungsgröße eine Sensitivität von durchschnittlich 0,19 (Abb. 4.36). Die positive Sensitivität der Parameter war folgendermaßen zu erklären: Je mehr Al_{oxalat}- bzw. Fe_{oxalat}-Verbindungen die Bodenschicht enthielt, desto mehr P wurde an der Bodenmatrix adsorbiert.

Die positive Sensitivität des Parameters *TP* von durchschnittlich 0,25 war plausibel (Abb. 4.36). Je höher der TP-Gehalt der Bodenschicht definiert wurde, desto größer war der Anteil der P_w-Fraktion.

Der Parameter *Wurzellänge* wies gegenüber der Modellierungsgröße P_w eine Sensitivität von durchschnittlich –0,25 auf (Abb. 4.36). Demzufolge hat das zunehmende Pflanzenwachstum, im Modell als Wachstum bzw. Verlängerung von Pflanzenwurzeln simuliert, eine Abnahme der P_w-Konzentration im Boden zur Folge. Dieser Zusammenhang war durch den P_w-Entzug durch Pflanzen zu erklären.

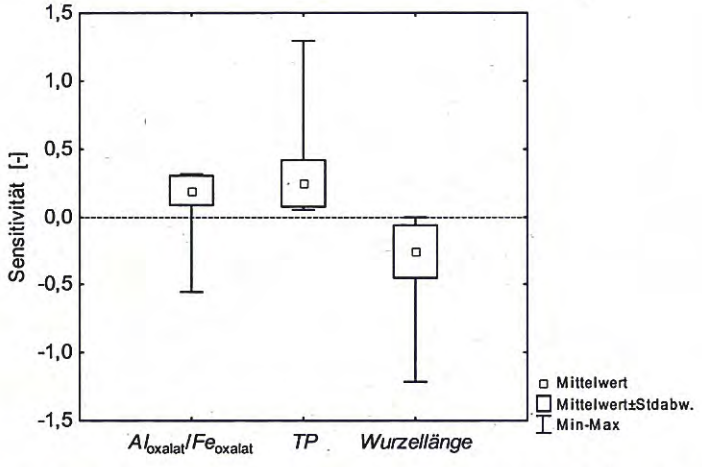
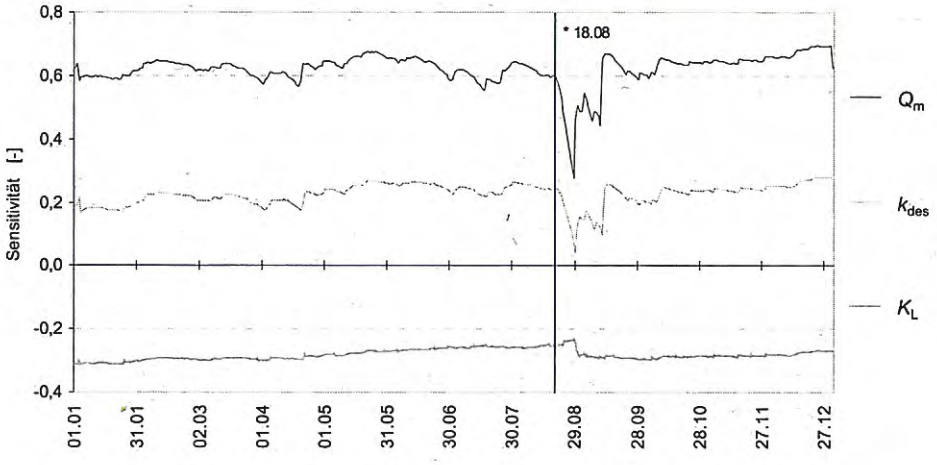


Abb. 4.36: Sensitivität der bodenchemischen und pflanzenphysiologischen Modellparameter gegenüber der Modellierungsgröße P_w

Bereits in den Abbildungen 4.35 und 4.36 war an der Streuung der Werte zu erkennen, dass die Sensitivitäten der Modellparameter einer zeitlichen Variabilität unterlagen. Bei einer detaillierten Betrachtung der Parametersensitivitäten war festzustellen, dass diese ab dem Erntetermin schlagartig zu- bzw. abnahmen.

Auffallend war, dass die Sensitivitäten der Langmuir-Sorptionsparameter und die Sensitivitäten der Freundlich-Sorptionsparameter einem entgegengesetzten Trend folgten. Die Sensitivitäten der Langmuir-Sorptionsparameter Q_m, K_L und k_{des} nahmen nach dem Erntetermin ab (Abb. 4.37a). Hingegen stiegen die Sensitivitäten der Freundlich-Sorptionsparameter K_F, F_{exp} und der Parameter *TP*, Al_{oxalat}, Fe_{oxalat}, *Wurzellänge* nach dem Erntetermin deutlich an (Abb. 4.37b).

a) Parameter, deren Sensitivität nach dem Erntetermin am 18.08 abnahm



b) Parameter, deren Sensitivität nach dem Erntetermin am 18.08 zunahm

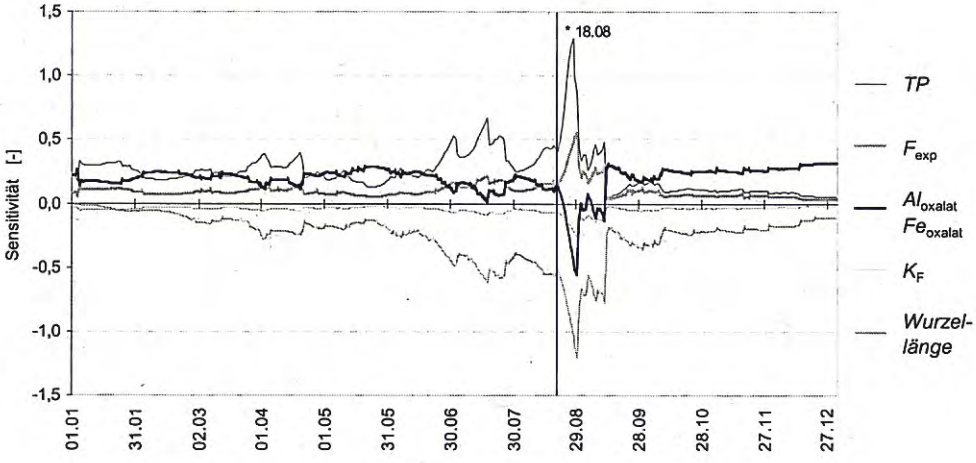


Abb. 4.37: Zeitliche Dynamik der Parametersensitivitäten am Beispiel des Simulationsjahres 2003

Aus diesen Beobachtungen konnte folgender Ablauf der Modellprozesse abgeleitet werden: Nach dem Erntetermin bestand kein weiterer Bedarf der Auffüllung des P_w-Pools zur Entnahme durch Pflanzen. Da dieser Prozess vorrangig unter Einbeziehung der Langmuir-Sorptionsparameter simuliert wurde, nahmen die Sensitivitäten dieser Parameter nach dem Erntetermin ab. Der entstandene Überschuss an P_w wurde an Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Verbindungen des Bodens dauerhaft adsorbiert; dies spiegelte sich in den zunehmenden Sensitivitäten der Freundlich-Sorptionsparameter und der Parameter Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} wider.

4.3.2.2 Kalibrierung

Die Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen zeigten, dass die Langmuir-Sorptionsparameter und der Gehalt an TP, Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} den größten Einfluss auf die simulierte P_w-Konzentration einer Bodenschicht nahmen (vgl. Kap. 4.3.2.1).

Im Rahmen der flächendeckenden Grundbeprobung des Oberbodens wurden die Konzentrationen an TP, Al_{oxalat} und Fe_{oxalat} bestimmt, sodass diese Werte unverändert übernommen bzw. keiner Kalibrierung unterzogen wurden.

In den Kalibrierungsprozess wurden nur die Langmuir-Sorptionsparameter miteinbezogen, die für jede Teilfläche definiert waren und daher individuell für jede Teilfläche kalibriert werden mussten. Pro Teilfläche wurde nach dem Zufallsprinzip ein Probenahmepunkt ausgewählt, für den die Kalibrierung der Langmuir-Sorptionsparameter durchgeführt wurde. Die übrigen Probenahmepunkte der betreffenden Teilfläche wurden anschließend zur Validierung des kalibrierten Parametersatzes verwendet (Abb. 4.38).

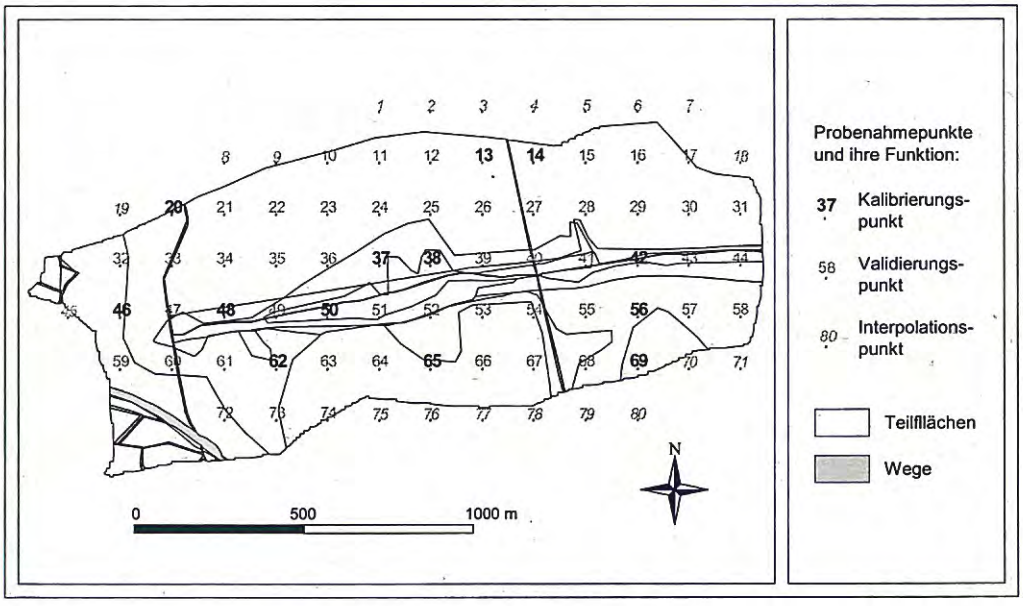


Abb. 4.38: Lage der teilflächenbezogenen Kalibrierungs- und Validierungspunkte im Untersuchungsgebiet Schäfertal

Die als Interpolationspunkte bezeichneten Probenahmepunkte (Abb. 4.38) lagen außerhalb des Untersuchungsgebietes und wurden wie auch die Kalibrierungs- und Validierungspunkte zur Erstellung der flächendeckenden Karten der TP, Al_{oxalat}, Fe_{oxalat}-Konzentrationen und des pH-Wertes des Oberbodens verwendet (vgl. Kap. 4.3.1). In den Kalibrierungs- bzw. Validierungsprozess wurden die Interpolationspunkte nicht miteinbezogen.

Innerhalb einiger kleinerer Teilflächen befanden sich keine Probenahmepunkte, sodass für 13 der insgesamt 20 Teilflächen jeweils ein Kalibrierungspunkt festgelegt wurde. Bei der anschließenden Modellierung wurden für die kleineren Teilflächen kalibrierte Parametersätze der benachbarten Teilflächen mit vergleichbaren Landnutzungs- bzw. Bodeneigenschaften übernommen.
Als Kalibrierungswerte wurden die P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes verwendet, die an den 13 ausgewählten Kalibrierungspunkten im März 2003 und August 2003 bestimmt wurden.

Ein erster Simulationslauf mit den Werten der Langmuir-Sorptionsparameter, die bei der ANIMO-Anwendung in einem niederländischen Untersuchungsgebiet abgeleitet wurden (VAN DER SALM und SCHOUMANS, 2000), brachte ein sehr mangelhaftes Ergebnis. Die gemessenen P_w-Konzentrationen wurden von dem Modell erheblich überschätzt, sodass die Notwendigkeit einer Kalibrierung bestand (Abb. 4.39).

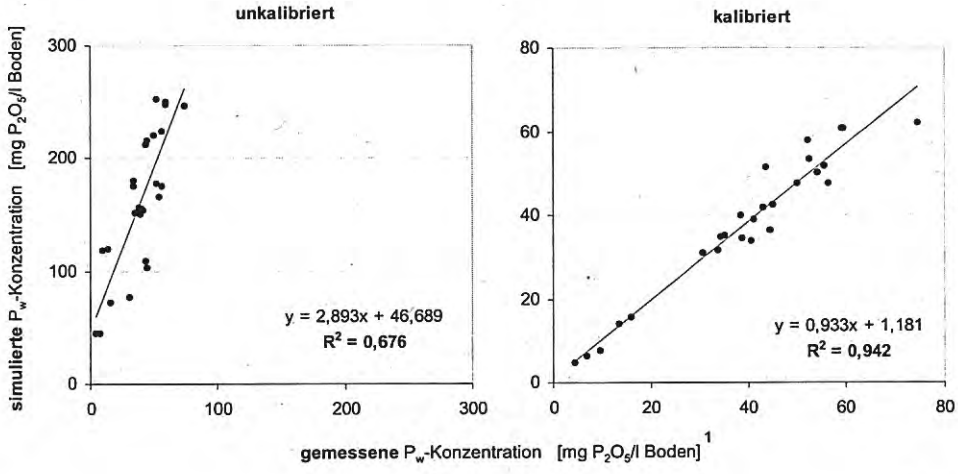


Abb. 4.39: Vergleich der Ergebnisse der Simulation der P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes mit unkalibrierten und kalibrierten Langmuir-Sorptionsparametern

Die deutliche Überschätzung der gemessenen P_w-Konzentrationen ließ darauf schließen, dass mit dem vorliegenden Parametersatz das P-Sorptionspotential des Bodens zu hoch definiert wurde.

[1] Die Messwerte lagen als P_w-Konzentration in mg P/kg Boden vor und wurden zum Vergleich mit den Modellergebnissen in mg P_2O_5/l Boden umgerechnet.

Um eine Verringerung des simulierten P-Sorptionspotentials zu erzielen, wurde beim Kalibrierungsprozess für die einzelnen Teilflächen das Sorptionsmaximum Q_m schrittweise verringert und die Adsorptionskonstante K_L schrittweise erhöht, bis eine möglichst optimale Übereinstimmung der Messwerte und der Modellergebnisse erreicht wurde.
Als Resultat der Kalibrierung konnte bei der Korrelation der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen ein Bestimmtheitsmaß R^2 von 0,942 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,933 erzielt werden (Abb. 4.39).

4.3.2.3 Validierung

Zur Validierung des kalibrierten Parametersatzes bzw. Modells standen folgende Messwerte zur Verfügung:

- P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah- Horizontes, die an 45 bzw. 58 Probenahmepunkten im Rahmen der saisonalen flächendeckenden Beprobungen 2003 bzw. 2004 im Untersuchungsgebiet Schäfertal ermittelt wurden.
- P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes, die monatlich im Zeitraum von April 2004 bis Dezember 2004 an den Dauerbeobachtungspunkten 27 und 54 gemessen wurden.

Die ANIMO-Simulation wurde auf der Basis eines Kalenderjahres durchgeführt. Im Folgenden werden die Validierungsergebnisse der Jahre 2003 und 2004 vorgestellt.

Validierungsjahr 2003

Im Jahr 2003 wurden von insgesamt 58 Probenahmepunkten, die im Untersuchungsgebiet lagen, 13 Probenahmepunkte zur Kalibrierung und 45 Probenahmepunkte zur Validierung verwendet. Das Ergebnis der Validierung ist in der Abbildung 4.40 als Korrelation bzw. Regression der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen dargestellt. Der errechnete Korrelationskoeffizient nach Pearson von 0,601 belegte einen starken Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen.
Generell tendierte das Modell zur Überschätzung der gemessenen P_w-Konzentrationen. Auffallend war, dass mehrere Messwerte der P_w-Konzentration, die um mehr als 50 % überschätzt wurden bzw. in der Abbildung 4.40 oberhalb der 1:1,5-Linie lagen, an den Wiesenstandorten (Probenahmepunkte 44, 47, 49, 51) bzw. im unmittelbaren Übergangsbereich Acker-Wiese (Probenahmepunkte 17, 39, 52) gemessen wurden.
Es ist bekannt, dass die organische Bodensubstanz neben den Al- und Fe-Verbindungen die Rolle eines wichtigen P-Sorbenten einnimmt (SHARPLEY und REKOLAINEN, 1997). Die für das Modell ANIMO durchgeführten Sensitivitätsanalysen belegten jedoch keinen direkten Zusammenhang zwischen dem Gehalt der organischen Bodensubstanz und der simulierten P_w-Konzentration. Es war daher anzunehmen, dass dieses Modelldefizit zu einer inadäquaten Abbildung der P_w-Konzentrationen an den Wiesenstandorten führte.

Als einen weiteren Grund für die Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen konnte die teilflächenbezogene Definition bzw. Kalibrierung der Sorptionsparameter angesehen werden. Die Sorptionsparameter nach Langmuir wurden pro Teilfläche definiert unter der Annahme, dass alle Punkte innerhalb einer Teilfläche aufgrund der Zugehörigkeit zu einem Bodentyp identische Eigenschaften hinsichtlich der P-Sorption besaßen. Diese Annahme wurde aufgrund der damit verbundenen erheblichen Zeitersparnis beim Kalibrierungsprozess getroffen. Des Weiteren konnte dadurch die Verwendbarkeit eines reduzierten Parametersatzes überprüft werden. Wenn mit einem reduzierten Parametersatz (d.h. die Sorptionsparameter werden pro Teilfläche definiert bzw. kalibriert) repräsentative Modellierungsergebnisse erzielt werden, ermöglicht dies auch eine erfolgreiche Anwendung des Modells in Gebieten mit limitierter Datenlage.

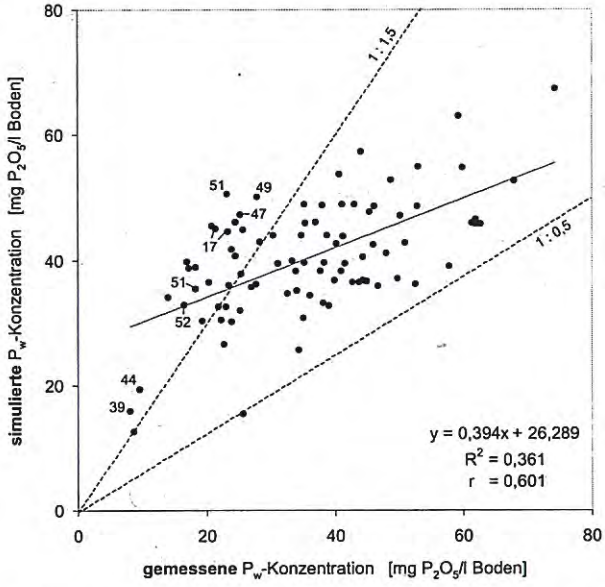


Abb. 4.40: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 45 Probenahmepunkten im Validierungsjahr 2003

Die Einschränkungen in der Verwendbarkeit eines reduzierten Parametersatzes werden am Beispiel der Teilflächen 1 und 6 aufgezeigt und diskutiert.

Bei der Teilfläche 1 handelte es sich um die größte definierte Teilfläche des Untersuchungsgebietes mit insgesamt 14 Probenahmepunkten. In der graphischen Darstellung der Korrelation der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der Teilfläche 1 lagen die Werte der Probenahmepunkte 24, 33 und 36 deutlich abseits der 1:1-Linie (Abb. 4.41). Daraus war zu schlussfolgern, dass der für die Teilfläche 1 definierte Parametersatz für die Probenahmepunkte 24, 33 und 36 nur eine eingeschränkte Gültigkeit besaß. Ursache dafür war die Randlage dieser Punkte innerhalb der Teilfläche 1.

Die Probenahmepunkte 24 und 36 lagen an der Grenze zur benachbarten Teilfläche 2, die einen anderen Bodentyp repräsentierte (vgl. Abb. 4.38, Abb. 4.33). Es war durchaus denkbar, dass die in der Bodentypenkarte dargestellte Abgrenzung der einzelnen Bodentypen von den realen Gegebenheiten vor Ort abwich, sodass die Probenahmepunkte 24 und 36 eher der Teilfläche 2 zuzuordnen waren. Ein Vergleich der an den Probenahmepunkten 24 und 36 und der innerhalb der Teilfläche 2 gemessenen P_w-Konzentrationen bestätigte diese Annahme. Die durchschnittliche P_w-Konzentration der Probenahmepunkte 24 und 36 lag bei 18,70 mg P_2O_5/l Boden, innerhalb der Teilfläche 2 wurden im Durchschnitt 14,2 mg P_2O_5/l Boden gemessen. Die durchschnittliche P_w-Konzentration innerhalb der Teilfläche 1, mit Ausnahme der Probenahmepunkte 24 und 36, lag dagegen mit 35,0 mg P_2O_5/l Boden deutlich höher. Bei der Simulation der P_w-Konzentrationen der Probenahmepunkte 24 und 36 mit dem Parametersatz der Teilfläche 2 war eine gute Übereinstimmung der simulierten und gemessenen Werte feststellbar.

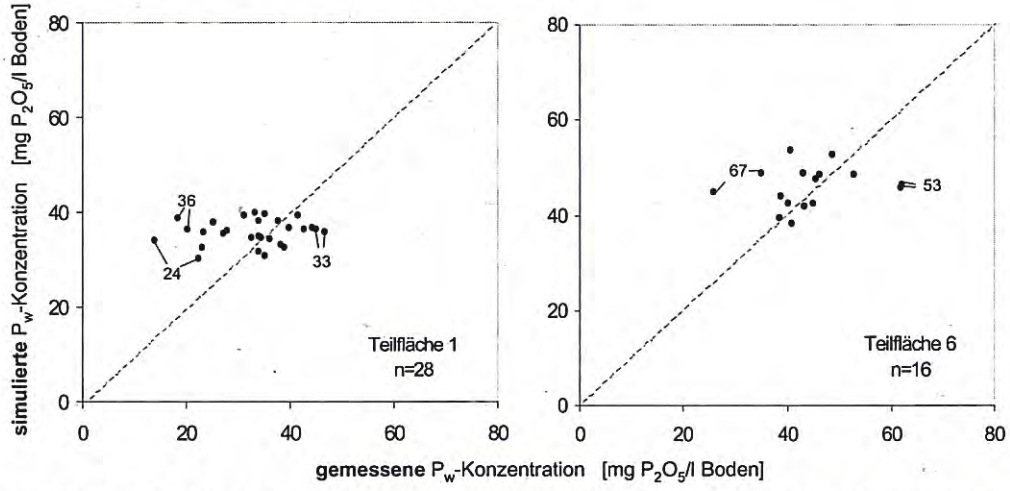


Abb. 4.41: Vergleich der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes an den Probenahmepunkten der Teilflächen 1 und 6 im Validierungsjahr 2003

Innerhalb der Teilfläche 6, die im Vergleich zur Teilfläche 1 eine geringere Größe besaß, lagen insgesamt 8 Probenahmepunkte. In der graphischen Darstellung der Korrelation der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen lagen die Werte der Teilfläche 6 deutlich näher an der 1:1-Linie als die Werte der Teilfläche 1 (Abb. 4.41). Dennoch hoben sich innerhalb der Teilfläche 6 zwei Probenahmepunkte (53, 67) hervor, für die mit dem Parametersatz der Teilfläche 6 keine hinreichende Anpassung der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen gelang. Es handelte sich dabei ebenfalls um Randpunkte, die an der Grenze zu einer benachbarten Teilfläche eines anderen Bodentyps lagen (vgl. Abb. 4.38, Abb. 4.33).

Somit waren die Abweichungen zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen auf die Ungenauigkeiten der Bodentypenkarte zurückzuführen. Generell gelang die Anpassung der Sorptionsparameter für kleinere Teilflächen besser, da die Wahrscheinlichkeit, dass alle Probenahmepunkte zu einem Bodentyp gehörten, für kleinere Teilflächen höher lag.

Insgesamt konnte im Simulationsjahr 2003 eine gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen erzielt werden; der errechnete Korrelationskoeffizient nach Pearson lag bei 0,719 (Abb. 4.42, Tab. 4.14).

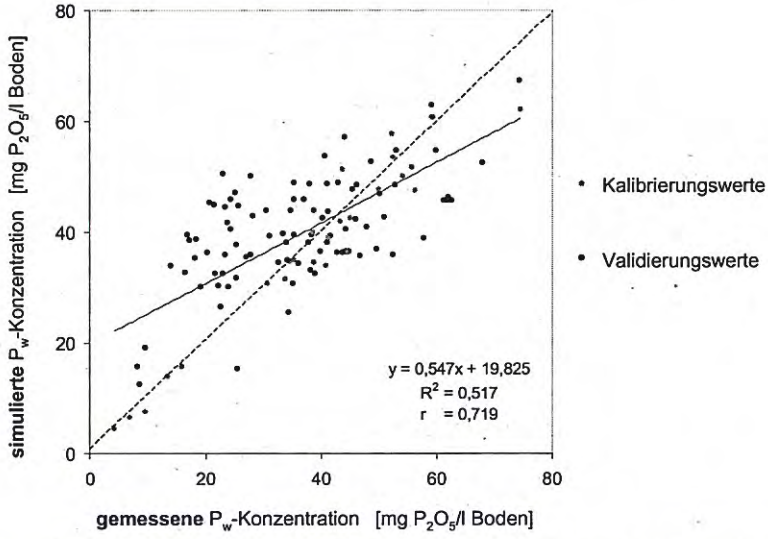


Abb. 4.42: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 58 Probenahmepunkten im Simulationsjahr 2003

Tab. 4.14: Korrelationskoeffizient, Bestimmtheitsmaß und Steigung der Regressionsgeraden der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen im Simulationsjahr 2003

	Anzahl der Probenahmepunkte	Anzahl der Messwerte[1]	r (Pearson)	R^2	Steigung der Regressionsgeraden
Kalibrierung	13	26	0,971	0,942	0,933
Validierung	45	90	0,601	0,361	0,394
Simulationsjahr insgesamt	58	116	0,719	0,517	0,547

Validierungsjahr 2004

Zur Validierung des kalibrierten Parametersatzes bzw. Modells wurden im Jahr 2004 insgesamt 58 Probenahmepunkte bzw. 116 Messwerte der P_w-Konzentration verwendet. Das Ergebnis der Validierung ist in der Abbildung 4.43 als Korrelation bzw. Regression der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen dargestellt.

[1] An jedem Probenahmepunkt wurde die P_w-Konzentration zweimal jährlich (2003: März, August; 2004: April, Oktober) im Rahmen der saisonalen flächendeckenden Beprobung bestimmt.

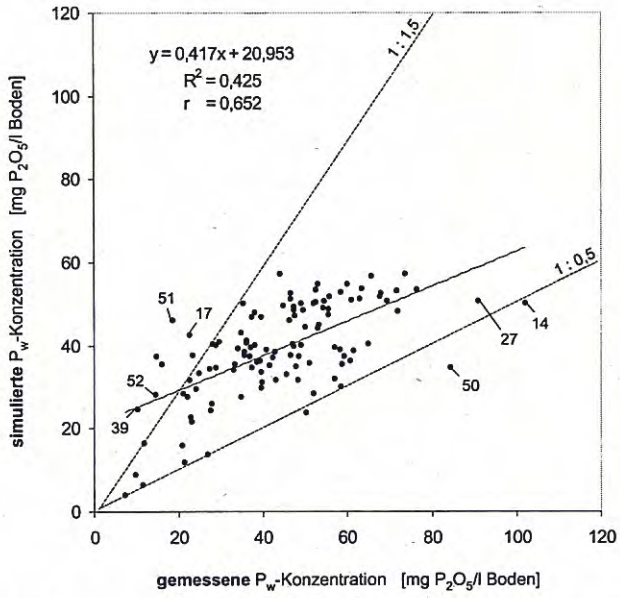


Abb. 4.43: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 58 Probenahmepunkten im Validierungsjahr 2004

Im Vergleich zum Validierungsjahr 2003 war im Validierungsjahr 2004 eine engere Korrelation der simulierten und gemessenen P_w-Konzentrationen zu verzeichnen; der errechnete Korrelationskoeffizient nach Pearson lag bei 0,652. Ebenfalls verringerte sich die Anzahl der vom Modell überschätzten Messwerte. Von insgesamt 116 Messwerten der P_w-Konzentration wurden im Validierungsjahr 2003 23 Messwerte und im Validierungsjahr 2004 10 Messwerte um mehr als 50 % über- bzw. unterschätzt.

Analog zum Validierungsjahr 2003 bestand im Validierungsjahr 2004 eine Tendenz zur Über- bzw. Unterschätzung von P_w-Konzentrationen, die an den einzelnen Wiesenstandorten (50, 51) bzw. im unmittelbaren Übergangsbereich Wiese-Acker (17, 39, 52) gemessen wurden (Abb. 4.43).

Außerdem war eine deutliche Unterschätzung der P_w-Konzentrationen auffällig, die im Oktober 2004 an den Probenahmepunkten 14 und 27 gemessen wurden (Abb. 4.43). Die Probenahmepunkte 14 und 27 lagen unmittelbar benachbart innerhalb der Teilfläche 4 bzw. des Schlages Mittelberg (vgl. Abb. 4.38, Abb. 4.33). Auf dem Schlag Mittelberg erfolgte im September 2004 die Ausbringung eines mineralischen P-Düngers, die zum Anstieg der P_w-Konzentration führte. Von insgesamt 9 Probenahmepunkten der Teilfläche 4 wurde lediglich an den Punkten 14 und 27 die Erhöhung der P_w-Konzentration vom Modell nicht adäquat wiedergegeben. Beim Probenahmepunkt 27 handelte es sich um einen Dauerbeobachtungspunkt, an dem im Validierungsjahr 2004 die P_w-Konzentration monatlich gemessen wurde. Dies ermöglichte die Ursachenfindung für die Unterschätzung der Messwerte, die im Folgenden im Detail dargestellt wird.

Dauerbeobachtungspunkte 27 und 54

Die zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen am Probenahmepunkt 27 ist in der Abbildung 4.44 dargestellt. Von insgesamt 11 Messwerten der P_w-Konzentration wurden 2 Messwerte (01.04.04, 7.10.04) bei der saisonalen flächendeckenden Rasterbeprobung und die übrigen Messwerte im Rahmen der Dauerbeobachtung erhoben.

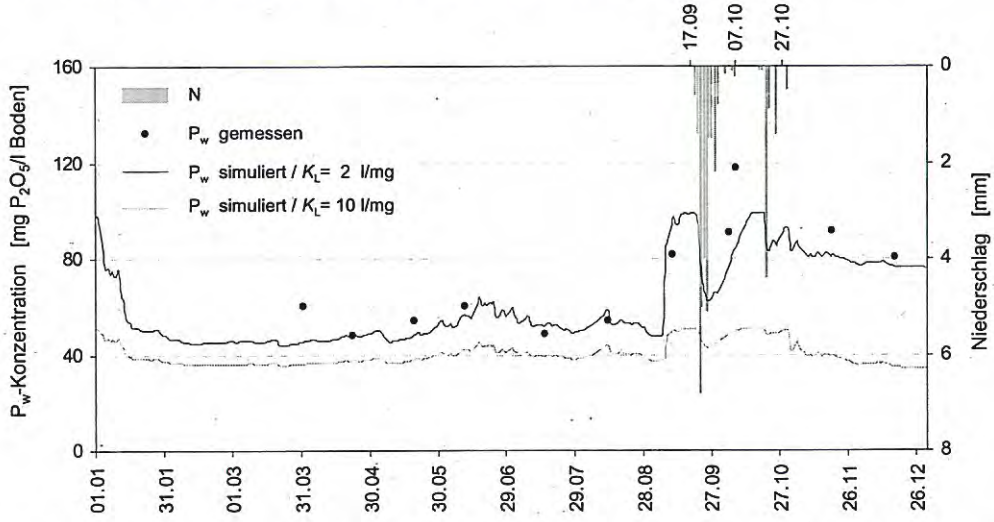


Abb. 4.44: Zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes am Dauerbeobachtungspunkt 27 im Validierungsjahr 2004

In der Abbildung 4.44 stellt die graue Linie das Ergebnis der Simulation mit dem für die Teilfläche 4 kalibrierten Parametersatz dar. Die gemessenen P_w-Konzentrationen wurden vom Modell generell unterschätzt; um ca. 25 % vor dem Zeitpunkt der P-Düngung (Anfang September) und ca. 50 % nach der P-Düngung. Auffallend war, dass nach der P-Düngung die simulierte P_w-Konzentration auf etwa 50 mg P_2O_5/l Boden anstieg und anschließend nahezu konstant auf diesem Niveau blieb. Eine Testsimulation, bei der dem Boden eine höhere Menge des P-Düngers zugeführt wurde, zeigte, dass die simulierte P_w-Konzentration den Grenzwert von 50 mg P_2O_5/l Boden nie überschritt. Dies ließ darauf schließen, dass mit dem für die Teilfläche 4 kalibrierten Parametersatz die P-Sorptionsfähigkeit bzw. -geschwindigkeit des Bodens am Probenahmepunkt 27 nicht zutreffend definiert wurde.

Die Langmuir-Adsorptionskonstante K_L ist ein Maß für die Bindungsstärke von P an den Oberflächen der Bodenpartikel. Je größer die Adsorptionskonstante K_L definiert wird, desto stärker ist die Bindungskraft und desto weniger adsorbierter P kann durch die Extraktion mit Wasser aus der Bodenmatrix wieder gelöst werden. Die Adsorptionskonstante für die Teilfläche 4 wurde im Kalibrierungsprozess mit 10 mg/l festgelegt. Das Simulationsergebnis zeigte, dass mit diesem Wert für den Probenahmepunkt 27 eine zu hohe Bindungsstärke definiert wurde. Eine Verringerung des Wertes auf 2 mg/l führte zu einer guten Übereinstimmung der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen (Abb. 4.44, schwarze Linie).

Ein zeitweiliger Rückgang der simulierten P_w-Konzentration war ab dem 20.09.04 zu verzeichnen und auf die anhaltenden Niederschläge zurückzuführen. In diesem Zeitraum simulierte das Modell eine Verlagerung von P in die tiefer liegenden Bodenschichten. Nach Ende der Niederschlagsereignisse war ein Wiederanstieg der simulierten P_w-Konzentration zu beobachten. Die gemessenen P_w-Konzentrationen wurden von dem Modell in diesem Zeitraum angemessen wiedergegeben (Abb. 4.44).
Der relativ schnelle Wiederanstieg der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen nach Ende der Niederschlagsereignisse zeugte davon, dass die P-Verbindungen des zuvor applizierten Düngers noch nicht vollständig bzw. nicht reversibel an die Bodenmatrix adsorbiert wurden.

Die zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen am Dauerbeobachtungspunkt 54 ist in der Abbildung 4.45 dargestellt. Die Messwerte wurden vom Modell präzise wiedergegeben.

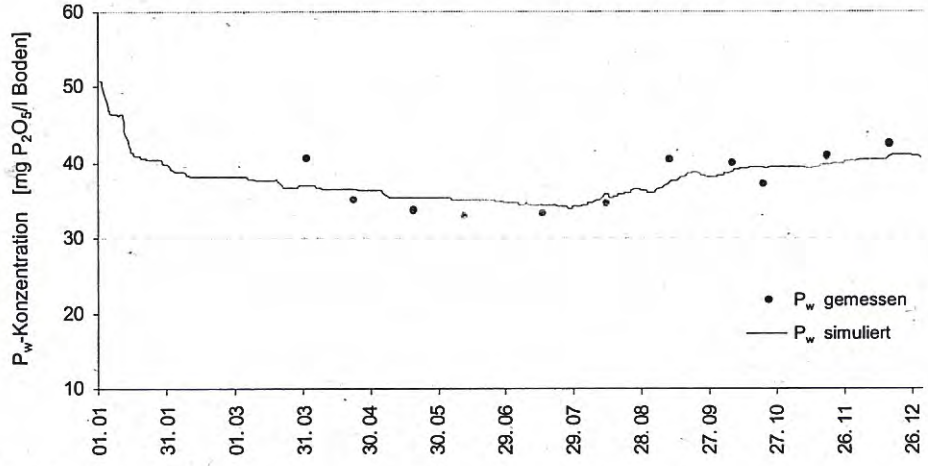


Abb. 4.45: Zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes am Dauerbeobachtungspunkt 54 im Validierungsjahr 2004

Zusammenfassend war festzustellen, dass das Modell ANIMO bei der Simulation der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentration an den Dauerbeobachtungspunkten gute Resultate lieferte. Im Falle des Dauerbeobachtungspunktes 27 war jedoch die Nachkalibrierung eines zuvor für die zugehörige Teilfläche 4 definierten Sorptionsparameters erforderlich. Hingegen gelang die Abbildung der P_w-Konzentration am Dauerbeobachtungspunkt 54 mit dem für die zugehörige Teilfläche 6 kalibrierten Parametersatz sehr gut. Hier zeigte sich der Nachteil der teilflächenbezogenen Definition bzw. Kalibrierung der Sorptionsparameter, denn für einzelne Probenahmepunkte besaß der für die zugehörige Teilfläche definierte Parametersatz nur eine eingeschränkte Gültigkeit.

4.3.2.4 Räumliche und zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen

Das *P-Modul* bot die Möglichkeit zur Darstellung der räumlichen Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen zu einem beliebigen Zeitpunkt innerhalb eines Simulationsjahres. Dies ermöglichte die Identifizierung von Zeiträumen mit hohem P-Austragspotential sowie die Lokalisierung von Flächen mit hoher P-Verfügbarkeit.

Die Abbildung 4.46 zeigt die Situation im Untersuchungsgebiet Schäfertal am 01.03.03, unmittelbar vor Beginn der Vegetationsperiode. Das Gebietsmittel der simulierten P_w-Konzentrationen lag bei 43,22 mg P_2O_5/l Boden. Innerhalb des Untersuchungsgebietes ließ sich eine ausgeprägte räumliche Variabilität der P_w-Konzentrationen erkennen. Die höchsten P_w-Konzentrationen von durchschnittlich 58 mg P_2O_5/l Boden wurden innerhalb der Teilflächen 11 und 12 simuliert und spiegelten die im Herbst 2002 stattgefundene P-Düngung des zugehörigen Schlages Heimberg wider.
Die niedrigsten P_w-Konzentrationen von durchschnittlich 18 mg P_2O_5/l Boden wurden innerhalb der Teilflächen 2 und 3 simuliert und korrespondierten mit den relativ niedrigen Messwerten der TP-Konzentration des Oberbodens. Die mittlere gemessene TP-Konzentration der Teilflächen 2 und 3 lag mit 0,648 mg P/kg deutlich unterhalb der für die übrigen Teilflächen ermittelten TP-Konzentration von 0,929 mg P/kg.

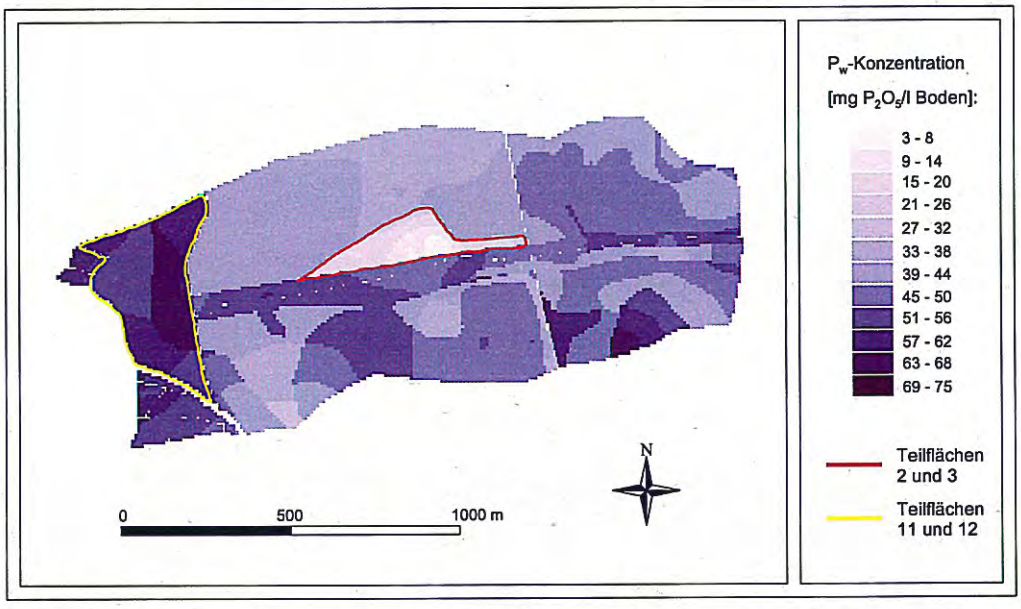
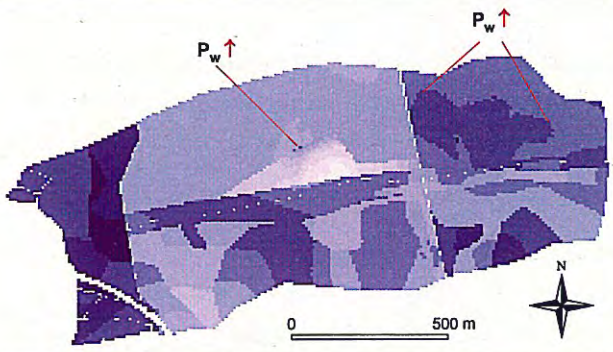


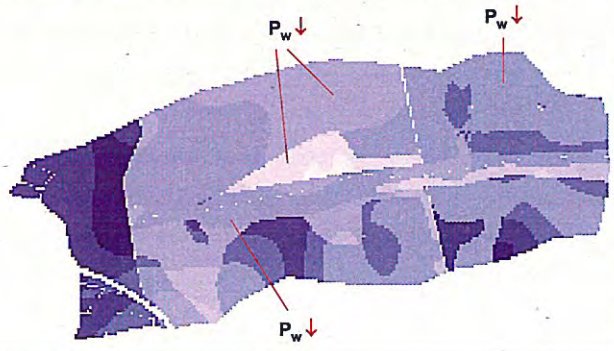
Abb. 4.46: Räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes im Untersuchungsgebiet Schäfertal am 01.03.03 (Tag 60)

Abbildung 4.47 stellt am Beispiel ausgewählter Tage des Jahres 2003 die Entwicklung der simulierten P_w-Konzentrationen im Untersuchungsgebiet Schäfertal dar und erläutert die Einflussfaktoren der räumlichen und zeitlichen Dynamik.



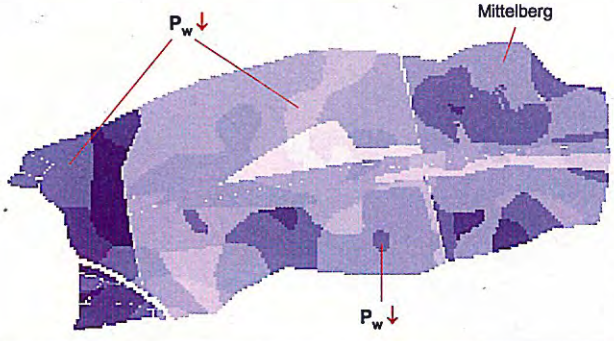
Tag 90

Seit dem Tag 60 (Abb. 4.46) war eine relativ geringe Niederschlagsmenge von insgesamt 13,05 mm gefallen. Dies führte zu einer Zunahme von P_w im Oberboden, sodass das Gebietsmittel der P_w-Konzentration auf **44,29** mg P_2O_5/l Boden anstieg. Besonders markante Veränderungen der P_w-Konzentrationen sind in der Abbildung mit Pfeilen gekennzeichnet.



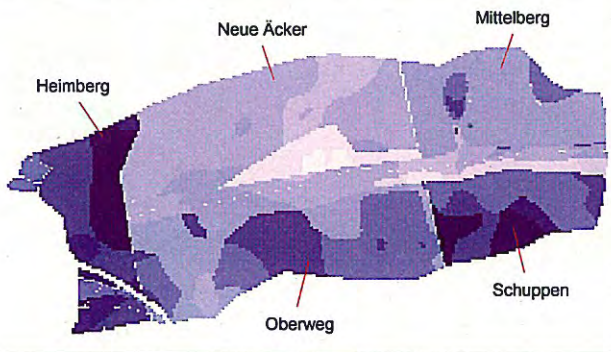
Tag 120

Ein Niederschlagsereignis von 16,5 mm (Tag 111) führte zur Verlagerung von P_w in die tiefer liegenden Bodenschichten und verursachte somit einen rapiden Rückgang des Gebietsmittels der P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes auf **39,72** mg P_2O_5/l Boden.



Tag 150

Mit Beginn der Vegetationsperiode verringerte sich das Gebietsmittel der P_w-Konzentration durch den Pflanzenentzug auf **38,33** mg P_2O_5/l Boden. Auf dem Schlag Mittelberg war keine Abnahme der P_w-Konzentration zu beobachten, da der Schlag brach lag. Die übrigen Schläge waren mit Wintergetreide bzw. Raps bestellt.



Tag 225

Die Ernte bzw. der fehlende Pflanzenentzug auf den Schlägen Heimberg, Oberweg und Schuppen bewirkte einen Anstieg des Gebietsmittels der P_w-Konzentration auf **41,17** mg P_2O_5/l Boden. Auf den noch bestellten Schlägen Neue Äcker und Mittelberg nahm die P_w-Konzentration weiterhin ab.

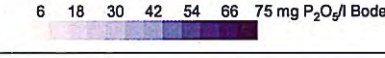
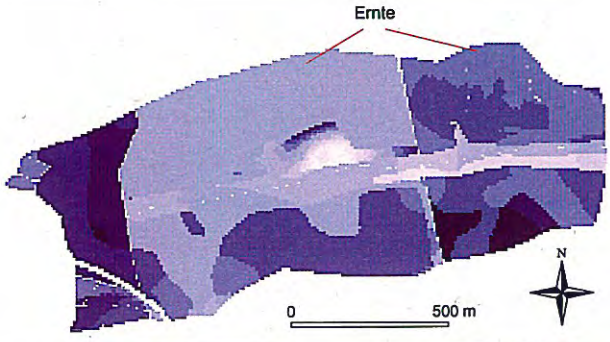
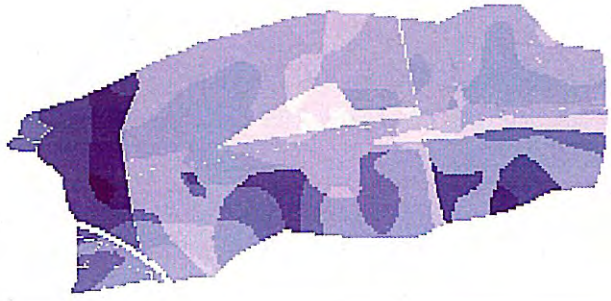


Abb. 4.47: Räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes im Untersuchungsgebiet Schäfertal an ausgewählten Tagen des Jahres 2003 *(Fortsetzung nächste Seite)*



Tag 240

Die Ernte bzw. der fehlende Pflanzenentzug auf den Schlägen Neue Äcker und Mittelberg führte zu einem weiteren Anstieg des Gebietsmittels der P_w-Konzentration auf **45,65** mg P_2O_5/l Boden.



Tag 255

Ein Niederschlagsereignis von 29,7 mm (Tag 254) verursachte einen rapiden Rückgang des Gebietsmittels der P_w-Konzentration auf **37,80** mg P_2O_5/l Boden.



Tag 270

Die Ausbringung eines Wirtschaftsdüngers auf dem Schlag Schuppen bewirkte eine Erhöhung der P_w-Konzentration. Die übrigen Schläge lagen zu diesem Zeitpunkt brach, sodass der fehlende Pflanzenentzug ebenfalls zu einem Anstieg der P_w-Konzentration führte. Das Gebietsmittel der P_w-Konzentration lag bei **40,25** mg P_2O_5/l Boden.



Tag 300

Der Entzug durch die Pflanzen der nächsten Fruchtfolge führte zu einer Verringerung des Gebietsmittels der P_w-Konzentration auf **38,48** mg P_2O_5/l Boden.

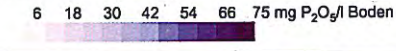


Abb. 4.47: *(Fortsetzung)* Räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes im Untersuchungsgebiet Schäfertal an ausgewählten Tagen des Jahres 2003

Bei der Analyse der räumlichen und zeitlichen Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen wurden folgende Zeiträume mit hoher P-Verfügbarkeit bzw. hohem P-Austragspotential identifiziert:

- *Zeiträume mit geringen Niederschlagsmengen*
  Da keine Verlagerung durch infiltrierendes Niederschlagswasser stattfand, kam es zu einem Anstieg der P_w-Konzentrationen in den oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes.
- *Zeiträume nach der Ernte einer Anbaukultur*
  Die P_w-Konzentrationen stiegen aufgrund des fehlenden Pflanzenentzuges an.
- *Zeiträume nach der Ausbringung eines Mineral- oder Wirtschaftsdüngers*
  Der P_w-Pool wurde unmittelbar durch die leicht verfügbare P-Verbindungen des applizierten Düngers aufgefüllt.

Als Flächen mit hohem P-Austragspotential können die Flächen charakterisiert werden, die hohe P_w-Konzentrationen aufweisen und nah am Gewässer liegen bzw. eine hydrologische Konnektivität zu diesem aufweisen.
Im Untersuchungsgebiet Schäfertal handelte es bei den unmittelbar an das Gewässer angrenzenden Flächen fast ausschließlich um Wiesenflächen. Innerhalb der Wiesenflächen wurden im Vergleich zu den Ackerflächen im Allgemeinen niedrigere P_w-Konzentrationen simuliert (Abb. 4.48). Demzufolge waren die Wiesenflächen als Flächen mit einer geringeren P-Verfügbarkeit einzustufen. Nicht zu vernachlässigen war jedoch die Tatsache, dass die Wiesenflächen über die Drainagen entwässert wurden, sodass hier ein kontinuierlicher P-Eintrag ins Gewässer stattfand. Die Ergebnisse der routinemäßigen Beprobungen am Gebietsauslass und an den Drainagen zeigten, dass die TP- und DP-Konzentrationen innerhalb der vom Hochwasser unbeeinflussten Abflusssituationen auf einem relativ niedrigen Niveau lagen (vgl. Kap. 4.1.2.2). Dadurch wurden die Ergebnisse der Simulation bestätigt. Die relativ geringe P-Verfügbarkeit innerhalb der Wiesenflächen spiegelte sich in den relativ geringen TP- und DP-Konzentrationen im Abfluss der Drainagen und am Gebietsauslass wider.

Eine weitere Bestätigung für die adäquate Abbildung der räumlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen ergab sich aus dem Vergleich der an den Drainagen 3 und 4 gemessenen TP- und DP-Konzentrationen und der simulierten P_w-Konzentrationen innerhalb der Einzugsgebiete der beiden Drainagen. An der Drainage 3 wurden signifikant niedrigere TP- und DP-Konzentrationen als an der Drainage 4 gemessen (vgl. Tab. 4.6). Diese Feststellung korrespondierte sehr gut mit dem Simulationsergebnis der räumlichen Variabilität der P_w-Konzentrationen. Im Einzugsgebiet der Drainage 3 wurden stets niedrigere P_w-Konzentrationen als im Einzugsgebiet der Drainage 4 simuliert (Abb. 4.48).

Ein hohes P-Austragspotential konnte im Bereich der Quellmulde des Schäferbaches identifiziert werden, die innerhalb des Schlages Heimberg lag und über eine Drainage entwässert wurde (Abb. 4.48). Der Schlag Heimberg wies im Vergleich zu den anderen Schlägen deutlich höhere

simulierte und gemessene P_w-Konzentrationen auf, die auf eine P-Düngung zurückzuführen waren. Die unmittelbare Anbindung des gedüngten Schlages Heimberg an das Gewässer stellte eine Gefahr für den erhöhten P-Austrag dar.

Weiterhin waren innerhalb des Untersuchungsgebietes einzelne Flächen zu identifizieren, die im Laufe eines Simulationsjahres permanent relativ hohe P_w-Konzentrationen aufwiesen und relativ nah am Gewässer lagen. In der Abbildung 4.48 sind die betreffenden Flächen bzw. Bereiche als *hotspots* gekennzeichnet.

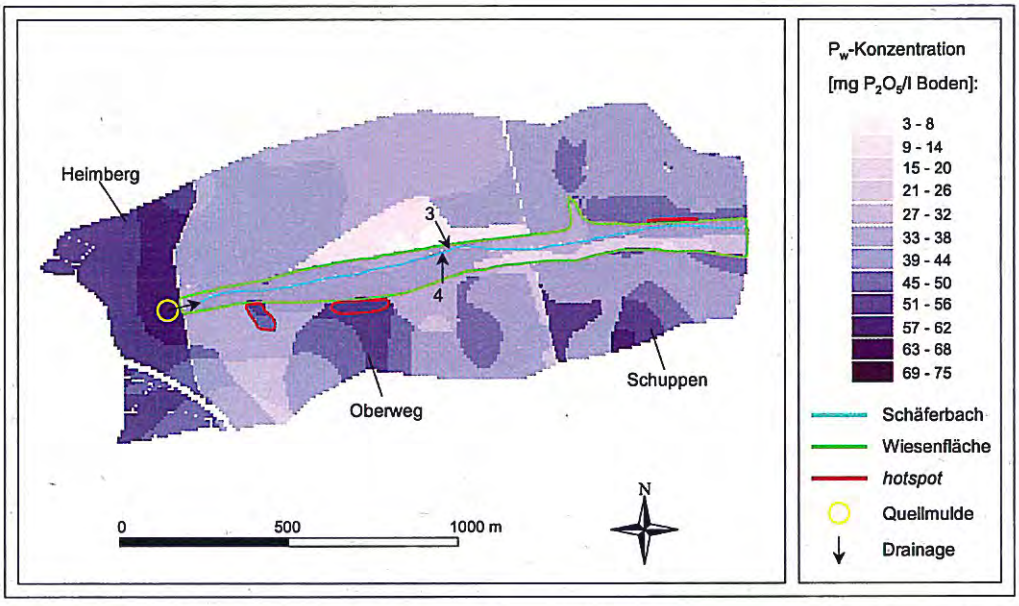


Abb. 4.48: Identifizierte Flächen mit hohem bzw. niedrigem P-Austragspotential innerhalb des Untersuchungsgebietes Schäfertal (Simulationsergebnis am Tag 120 des Jahres 2003)

Zusammenfassend war festzustellen, dass durch die Kombination der Merkmale „hohe P-Verfügbarkeit" und „Gewässernähe" einzelne Flächen mit hohem P-Austragspotential identifiziert werden konnten, die jedoch eine relativ geringe Ausdehnung aufwiesen.

Ein anderes Bild ergab sich bei der Betrachtung der Areale im Untersuchungsgebiet, auf denen es bevorzugt zur Entstehung des Oberflächenabflusses kam. In der Abbildung 4.49 ist die räumliche Differenzierung des Oberflächenabflusses als Simulationsergebnis des Modells WaSiM-ETH am Beispiel von zwei Hochwasserereignissen dargestellt. Die Simulationsergebnisse zeigten, dass im Untersuchungsgebiet der Oberflächenabfluss ausschließlich auf den Ackerflächen entstand. Dies wurde auch bei Geländebegehungen beobachtet und bestätigt (OLLESCH et al., 2005a, OLLESCH et al., 2005c). Besonders hohe Mengen des Oberflächenabflusses entstanden im Bereich der Oberhänge (Abb. 4.49). Diese wiesen im Falle der Schläge Heimberg, Oberweg und Schuppen ebenfalls relativ hohe simulierte P_w-Konzentrationen und somit eine relativ hohe P-Verfügbarkeit auf (vgl. Abb. 4.48). Während der Hochwasserereignisse waren diese Bereiche

über eine Vielzahl kleinerer, temporär entstandener Erosionsrillen mit dem Gewässer hydrologisch verbunden (OLLESCH et al., 2006). Damit trugen auch weiter entlegene Bereiche der Ackerflächen mit hoher P-Verfügbarkeit, auf denen es bevorzugt zur Entstehung des Oberflächenabflusses kam und die eine hydrologische Konnektivität zum Gewässer besaßen, ein erhöhtes P-Austragspotential in sich.

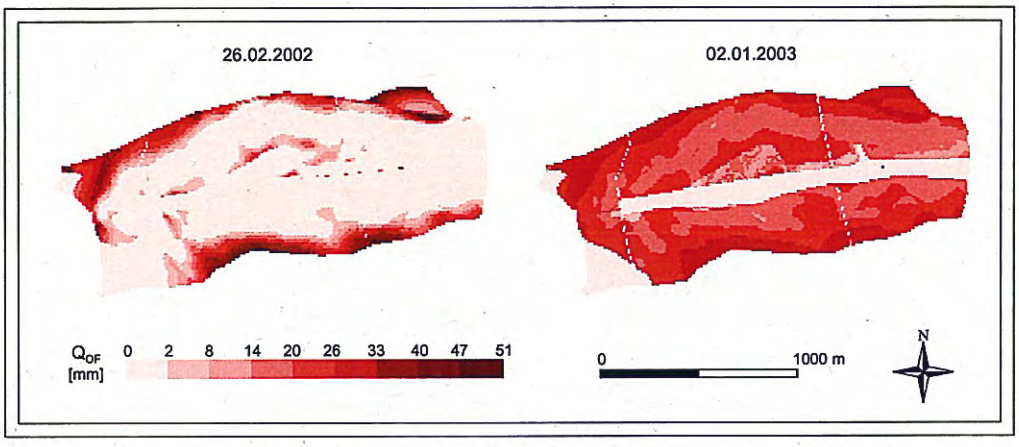


Abb. 4.49: Räumliche Differenzierung des Oberflächenabflusses (Q_{OF}) im Untersuchungsgebiet Schäfertal als Simulationsergebnis des Modells WaSiM-ETH am Beispiel von zwei Hochwasserereignissen

5. Zusammenfassende Diskussion

5.1 Untersuchungsgebiet Scheyern

Im Untersuchungsgebiet Scheyern bestand zwischen hohem P-Versorgungszustand der Böden und hohen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss ein direkter Zusammenhang.
Die intensive, seit mehreren Jahrhunderten bestehende Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes führte dazu, dass selbst im B-Horizont der Böden, in einer Tiefe von 65 cm unter der Geländeoberkante, TP-Gehalte von ca. 700 mg P/kg anzutreffen waren. Diese Feststellung gewann an Bedeutung und Brisanz, wenn man bedachte, dass es sich fast ausschließlich um schwere tonhaltige Lößböden mit meist relativ hohen P-Sorptionspotentialen handelte. Demzufolge waren die Böden in einem Zustand, der von einer hohen P-Übersättigung und einem hohen P-Austragspotential zeugte.
Bei Pseudogley-Kolluvisolen wurden im grundwasserbeeinflussten Go- bzw. Gr-Horizont, in Tiefenbereichen von 100-200 cm, P_{oxalat}-Gehalte von rund 400 mg P/kg festgestellt. Hier wurde besonders die Gefahr des P-Eintrages ins Grundwasser deutlich. Die Bedeutung dieses P-Eintragspfades wird im Allgemeinen unterschätzt, da man davon ausgeht, dass keine P-Anreicherung im Unterboden stattfindet. Im Untersuchungsgebiet Scheyern war die Gefahr des P-Eintrages ins Grundwasser aufgrund hoher P-Gehalte des Unterbodens, insbesondere in grundwasserbeeinflussten Bereichen des Bodenprofils, nicht zu vernachlässigen.
Im Kleineinzugsgebiet E3 der Versuchsstation Scheyern, auf das sich die Untersuchungen im Rahmen der vorliegenden Arbeit konzentrierten, wurden im Oberflächenabfluss im Durchschnitt 0,41 mg DP/l gemessen. Dieser Wert überschritt um ein Vielfaches die im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltende DP-Konzentration für Oberflächengewässer von 0,10 mg/l (LAWA, 1998). Überdies lag die maximal gemessene DP-Konzentration im Oberflächenabfluss bei 1,37 mg/l.

Die hohen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss des Untersuchungsgebietes Scheyern standen bereits im Mittelpunkt der Studie von WEISSROTH (2000). Die Autorin untersuchte die Steuergrößen für die Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP und unternahm den Versuch, die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss mit Hilfe mehrerer Modelle zu prognostizieren. Als relevante Steuergrößen wurden mittels Regressionsanalysen die Bodeneigenschaften Ton- und C_{org}-Gehalt sowie P-Gleichgewichtskonzentration der Bodenlösung identifiziert. Als Ergebnis der Modellierung wurde festgestellt, dass keines der Modelle die DP-Konzentration im Oberflächenabfluss zutreffend abbildete. Als Ursache hierfür wurde das vereinfachte Konzept und der empirische Charakter der Modelle diskutiert, die eine inadäquate Darstellung der Prozesse der P-Freisetzung aus dem Boden zur Folge hatten.
Diese Feststellung veranlasste auch dazu, in der vorliegenden Arbeit eine neuartige Herangehensweise an die Modellierung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss zu entwickeln und zu testen. Diese bestand in der Anwendung eines physikalisch basierten und prozessorientierten

Modells zur zeitlich dynamischen Simulation des P-Kreislaufes des Bodens bzw. der DP-Konzentration in der Bodenlösung.
Die zeitlich dynamische Simulation war eine Grundvoraussetzung, denn es wurde die Theorie aufgestellt, dass der P_{LAB}-Pool des Bodens, der die Hauptquelle für DP im Oberflächenabfluss darstellt, einer zeitlichen Dynamik unterliegt. Diese Annahme wurde aus der Überlegung getroffen, dass die möglicherweise vorhandene zeitliche Dynamik des P_{LAB}-Pools der Grund für das unbefriedigende Modellierungsergebnis der vorangegangenen Studie war. WEISSROTH (2000) nahm die zeitliche Konstanz der Größe des P_{LAB}-Pools an und setzte diese der P_{CAL}-Fraktion des Bodens gleich. Die neuesten Untersuchungen belegten jedoch, dass zwischen der wasserlöslichen P-Fraktion (P_w) des Bodens und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss ein stärkerer Zusammenhang besteht.

Das Modell ANIMO erfüllte am besten die gestellten Anforderungen hinsichtlich einer physikalisch basierten Prozessbeschreibung des P-Kreislaufs im Boden und wurde für die Anwendung im Untersuchungsgebiet Scheyern ausgewählt. ANIMO benötigte hydrologische Eingangsdaten, die durch ein externes Modell zur Verfügung gestellt werden mussten. Hierfür wurde das hydrologische Modell SWAP eingesetzt. Die für das Modell ANIMO durchgeführten Sensitivitätsanalysen zeigten, dass die Bodenfeuchte einen entscheidenden Einfluss auf die simulierte DP-Konzentration im Oberflächenabfluss ausübte.
Bei der Kalibrierung des Modells SWAP wurde ein Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte von 0,671 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,870 erzielt. Im Validierungszeitraum zeigte sich jedoch die eingeschränkte Gültigkeit des zuvor kalibrierten Parametersatzes. Der Wechsel der Anbaukultur bzw. die mechanische Einwirkung beim Ernte- und Aussaatvorgang hatten eine Veränderung des Bodenwasserhaushaltes zur Folge, die sich in einer Erhöhung des Sättigungswassergehaltes des Bodens widerspiegelte. Eine Anpassung des entsprechenden Modellparameters für die geänderten Rahmenbedingungen führte schließlich zu einem adäquaten Modellierungsergebnis. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte lag im Validierungszeitraum bei 0,733 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,670.
Zusammenfassend war festzustellen, dass ein zuverlässiges und nachvollziehbares Modellierungsergebnis nur bei einer genauen Kenntnis der Bewirtschaftungsmaßnahmen zu erreichen war. Die Übertragung des kalibrierten Parametersatzes auf einen Zeitraum, für den keine Validierungsmöglichkeit bestand oder keine Angaben zur Art der Anbaukultur und Bodenbearbeitung vorlagen, war stets mit einer nicht zu vernachlässigenden Unsicherheit verbunden. Generell war mit Hilfe des Modells SWAP eine zuverlässige Modellierung des Wasserhaushaltes möglich. Als ein Modelldefizit war das Fehlen eines Schneemoduls auszuweisen, das zu Diskrepanzen zwischen den Messwerten und dem Modellergebnis innerhalb der Winterperiode bei konstanten Lufttemperaturwerten unter 0 °C führte. Bei einer zukünftigen Anwendung des Modells würde diese Fehlerquelle jedoch nicht mehr bestehen, da demnächst eine neue SWAP-Version inklusive eines implementierten Schneemoduls erscheint (KROES und VAN DAM, 2003).

Einen unentbehrlichen Bestandteil des Modellierungsprozesses stellten die für das Modell ANIMO durchgeführten Sensitivitätsanalysen dar. Diese trugen maßgebend zum Verständnis der komplexen Prozessabläufe im Modell bei. Trotz der Komplexität des Modells war dessen Verhalten bei Änderungen der Rahmenbedingungen stets nachvollziehbar und plausibel. Dies sprach in erster Linie für das physikalisch basierte und prozessorientierte Modellkonzept. Bei einem empirischen Modell, dessen Parameter in ihrer Funktion teilweise nicht nachvollziehbar sind, wäre eine derartige Analyse des Modellverhaltens nicht möglich.
Die Durchführung der Sensitivitätsanalysen ermöglichte die Identifizierung und Quantifizierung der Faktoren, die Einfluss auf die Größe der im Modell definierten P-Pools nahmen. Zudem konnten die zwischen den einzelnen P-Pool ablaufenden Prozesse verfolgt und analysiert werden. Die gewonnenen Erkenntnisse über die Sensitivität der Modellparameter erleichterten und beschleunigten entscheidend die anschließend durchgeführte Kalibrierung des Modells. So wurden im Kalibrierungsprozess gezielt die Parameter verändert, die zuvor für den jeweiligen Modellprozess als sensitiv eingestuft wurden.

Als positiv zu bewerten war die Tatsache, dass die Kalibrierung von nur drei Modellparametern notwendig war, um ein zufriedenstellendes Modellierungsergebnis zu erzielen. Für das Untersuchungsgebiet Scheyern lagen aus den vorangegangenen Studien keine Angaben zur Dimension der Langmuir-Sorptionsparameter Q_m und K_L vor. In einer Literaturrecherche wurde ein den pedologischen Verhältnissen im Kleineinzugsgebiet E3 entsprechender Wertebereich für die Langmuir-Sorptionsparameter ermittelt. Die Kalibrierung der Langmuir-Sorptionsparameter verlief ausschließlich innerhalb des festgelegten Wertebereiches, sodass eine sinnvolle Parametrisierung des Modells gewährleistet werden konnte. Weiterhin wurde die Kalibrierung des Parameters *ORGFSH* für notwendig erachtet, der die Größe des Pools der frischen organischen Bodensubstanz definierte. Der Wert des Parameters *ORGFSH*, ermittelt bei einer früheren ANIMO-Anwendung in einem niederländischen Untersuchungsgebiet, spiegelte nicht die im Untersuchungsgebiet Scheyern vorliegenden Bodenverhältnisse wider und wurde aus diesem Grund in den Kalibrierungsprozess miteinbezogen.
Die Kalibrierung des Modells ANIMO erfolgte zeitgleich an zwei unterschiedlichen Messgrößen. Dies sollte eine besonders hohe Zuverlässigkeit der Modellierungsergebnisse gewährleisten. Die Wahrscheinlichkeit einer zuverlässigen Modellprognose steigt, wenn die Plausibilität der gewählten Parametrisierung an zwei unabhängigen Modellierungsgrößen überprüft wird.
Den ersten Kalibrierungsdatensatz stellten die Messwerte der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss dar. Das Ergebnis der Kalibrierung konnte nur eingeschränkt als befriedigend bezeichnet werden. Die simulierte DP-Konzentration lag im selben Wertebereich wie die gemessene DP-Konzentration, deren zeitliche Dynamik wurde jedoch nicht immer adäquat abgebildet. Dies betraf vor allem Zeiträume mit intensiven Niederschlägen, in denen es zur Entstehung mehrerer aufeinanderfolgender Abflussereignisse kam. In diesen Zeiträumen simulierte das Modell eine rapide Abnahme der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss, die auf eine DP-Verlagerung in die tiefer liegenden Schichten zurückzuführen war, jedoch im Vergleich zu den Messwerten

einem entgegengesetzten Trend folgte. Als eine mögliche Ursache für das inkorrekte Modellverhalten wurden die Prozesse der P-Freisetzung aus den infolge der starken Niederschläge zerstörten Bodenaggregaten diskutiert. Diese Prozesse, die bei Laborexperimenten von WANG et al. (2001) beobachtet wurden, wurden im Modell ANIMO nicht berücksichtigt. Als eine weitere Fehlerquelle wurden die unterschiedlichen Reaktionszeiten der P-Pools betrachtet, die an der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP teilnahmen und im Modell möglicherweise nicht realitätsnah dargestellt wurden. In beiden Fällen war die mögliche Fehlerquelle im Rahmen der vorliegenden Arbeit weder zu überprüfen noch zu beheben. Hierfür wäre eine Implementierung bzw. Änderung entsprechender Modellprozesse erforderlich.
Beim zweiten Kalibrierungsdatensatz handelte es sich um die DP-Konzentrationen, die in der Bodenlösung des Ap-Horizontes gemessen wurden. Als Ergebnis der Kalibrierung wurde eine sehr gute Übereinstimmung der Messwerte und des Modellergebnisses erreicht. Dies war als eine Bestätigung dafür zu betrachten, dass das Modell ANIMO generell in der Lage war, die P-Umsatzprozesse im Boden zutreffend abzubilden.

Zur Validierung des Modells standen die Messwerte der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss zur Verfügung. Bei der Validierung des kalibrierten Parametersatzes bzw. Modells wurde eine gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten DP-Konzentrationen verzeichnet; das Bestimmtheitsmaß R^2 lag bei 0,775 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,524. Dieses im Vergleich zum Kalibrierungszeitraum deutlich bessere Modellierungsergebnis war darauf zurückzuführen, dass im Validierungszeitraum die Abflussereignisse in längeren Abständen voneinander erfolgten. Dies verringerte die Wahrscheinlichkeit des Auftretens von Prozessen, die als mögliche Fehlerquellen bereits zuvor diskutiert wurden.
Erwiesenermaßen stellen die Zeiträume, in denen P-Dünger auf einer landwirtschaftlichen Fläche appliziert wird, im Hinblick auf den P-Austrag eine besondere Gefahr dar (EBELING et a., 2002; PREEDY et al., 2001). Im Validierungszeitraum wurde belegt, dass ANIMO eine durch P-Düngung hervorgerufene Erhöhung der DP-Konzentration in der Bodenlösung zuverlässig simulierte. Dementsprechend wurde auch die hohe gemessene DP-Konzentration in dem unmittelbar nach der Düngerapplikation entstandenen Oberflächenabfluss durch das Modell adäquat wiedergegeben.
Als positiv zu bewerten war ebenfalls die Fähigkeit des Modells, die durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss über einen längeren Zeitraum zu prognostizieren. Der relative Prognosefehler[1] lag für den Simulationszeitraum von drei Jahren im Durchschnitt bei 5,5 %. Die zu erwartende durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss einer Fläche kann zur Einschätzung des von der Fläche ausgehenden Eutrophierungspotentials beitragen.

[1] Relative Root Mean Square Error

5.2 Untersuchungsgebiet Schäfertal

Im Untersuchungsgebiet Schäfertal war eine ausgeprägte räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen in der beprobten Oberbodenschicht (obere 5cm des Ap bzw. Ah) feststellbar. Die P_w-Konzentrationen, die an 80 Probenahmepunkten im Rahmen einer flächendeckenden Grundbeprobung ermittelt wurden, variierten zwischen 2,31 und 37,60 mg P/kg.

Die räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen ließ sich durch die Schlagzugehörigkeit der Probenahmepunkte im Allgemeinen nicht erklären. Einzig im Falle des Schlages Heimberg wurden signifikant höhere P_w-Konzentrationen verzeichnet, die auf eine kürzlich durchgeführte P-Düngung zurückzuführen waren. Der durchschnittliche prozentuelle Anteil der P_w-Konzentrationen an den TP-Konzentrationen lag beim Schlag Heimberg mit 1,6 % nur geringfügig höher als bei den ungedüngten Schlägen. Dies deutete auf eine relativ hohe P-Sorptionsfähigkeit des Bodens hin, die zu einer schnellen Adsorption der leicht verfügbaren P-Verbindungen des frisch applizierten Düngers an die Bodenmatrix führte.
Somit war die P-Düngung als ein Einflussfaktor für die räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen im weitesten Sinne zu betrachten, dies war zu erwarten, erklärte jedoch nicht die schlaginterne P_w-Variabilität.

Einen weiterführenden Hinweis auf die Ursache der räumlichen P_w-Dynamik lieferte die Korrelationsanalyse der im Rahmen der Rasterbeprobung ermittelten Bodenparameter. Hoch signifikante Zusammenhänge wurden zwischen den Konzentrationen des Oberbodens an P_w und P_{oxalat} (r=0,733), P_w und TP (r=0,734) sowie P_w und C_{org} (r=0,508) festgestellt. Indessen war die räumliche Dynamik der P_{oxalat}-, TP- und C_{org}-Konzentrationen durch die Varianz der Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Konzentrationen zu erklären. Diese Ergebnisse bestätigten die Rolle der organischen Bodensubstanz sowie der Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Verbindungen als wichtigste Sorptionspartner für P im Boden.
Darüber hinaus waren hoch signifikante Unterschiede zwischen den süd- und nordexponierten Schlägen hinsichtlich der C_{org}-, P_{oxalat}- und Al_{oxalat}-Konzentrationen zu verzeichnen. Die südexponierten Schläge, die durch eine höhere Energiezufuhr trockener und wärmer waren und dadurch verstärkt den Abbauprozessen organischer Bodensubstanz unterlagen, wiesen geringere Konzentrationen an C_{org}, P_{oxalat} und Al_{oxalat} auf. Dies verdeutlichte den Einfluss von Temperatur und Wassergehalt des Bodens auf die Umsatzprozesse der organischen Bodensubstanz und den P-Kreislauf des Bodens.
Insgesamt war festzustellen, dass die räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen im Oberboden durch zahlreiche pedogene und klimatische Faktoren beeinflusst bzw. hervorgerufen wurde.

Die flächendeckenden Rasterbeprobungen des Oberbodens im Untersuchungsgebiet wurden fortgesetzt, um eine möglichst umfangreiche Datenmenge als Kalibrierungs- bzw. Validierungsbasis für eine spätere Modellanwendung zu erhalten. In den Untersuchungsjahren 2003 und 2004

wurden die flächendeckenden Rasterbeprobungen saisonal bzw. jeweils zweimal jährlich durchgeführt.
Die Saisonalität der Probenahmetermine sollte zur Klärung der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen beitragen. Die zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen wurde jeweils schlagbezogen betrachtet. Die Messwerte der P_w-Konzentrationen wurden schlagbezogen gemittelt und auf statistisch signifikante Unterschiede zwischen den einzelnen Probenahmeterminen untersucht. In den meisten Fällen lag keine Signifikanz der Mittelwertunterschiede vor. Eine Ausnahme bildeten die P_w-Konzentrationen des Schlages Heimberg, die einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik unterlagen. Der Grund dafür war eine zuvor stattgefundene P-Düngung des Schlages. Das P-Gleichgewicht im Boden stellte sich nur langsam ein und wurde durch die P-Aufnahme der Pflanzen immer wieder gestört.

Die Untersuchung der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen wurde durch das Einrichten von zwei Dauerbeobachtungspunkten intensiviert. Die Bodenbeprobung erfolgte hier monatlich und erlaubte eine detaillierte Betrachtung und Analyse der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens.
An beiden Dauerbeobachtungspunkten war eine ausgeprägte zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen zu beobachten, die sich als statistisch signifikant erwies. Somit wurde die aufgestellte Hypothese über die zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen bestätigt.
Die Untersuchungen an den Dauerbeobachtungspunkten zeigten, dass die P_w-Konzentration des Oberbodens sich gegenüber Veränderungen in der Umwelt dynamisch und empfindlich verhielt. So nahmen zahlreiche Faktoren wie Niederschlag, Vegetation, Bodenbearbeitung, Herbizid- bzw. Düngerapplikation Einfluss auf die P_w-Konzentration des Oberbodens und bedingten deren zeitliche Dynamik.
Die Untersuchungen an den Dauerbeobachtungspunkten gaben Aufschluss darüber, wieso bei den saisonalen Rasterbeprobungen im Allgemeinen keine zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen feststellbar war. Die saisonalen Rasterbeprobungen fanden jeweils unmittelbar vor Beginn der Vegetationsperiode und nach der Ernte statt. An den Dauerbeobachtungspunkten war zu beobachten, dass zu diesen Zeitpunkten die P_w-Konzentration des Oberbodens aufgrund des fehlenden P-Entzuges durch Pflanzen auf einem vergleichbaren Niveau lag.

Der für das Untersuchungsgebiet Schäfertal errechnete P-Sättigungsgrad DPS lag im Durchschnitt bei 32 %. Für sandige grundwassernahe Standorte gilt ein DPS von mehr als 25 % als Indikator für erhöhtes P-Austragspotential durch Auswaschung (KOOPMANS et al., 2003b). Die Gefahr eines erhöhten P-Austrages durch die Bodenpassage war für das Untersuchungsgebiet Schäfertal jedoch als relativ gering einzuschätzen, da es sich um lößhaltige Böden und einen grundwasserfernen Standort handelte. Dies bestätigten auch die Untersuchungen zur P-Dynamik am Gebietsauslass und an den Drainagen. Die durchschnittliche, am Gebietsauslass gemessene DP-Konzentration lag mit 0,03 mg/l deutlich unter dem im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltenden

Wert von 0,10 mg DP/l (LAWA, 1998). Die durchschnittlichen DP-Konzentrationen der beiden untersuchten Drainagen lagen auf einem vergleichbaren niedrigen Niveau.
Ein temporärer Anstieg der DP-Konzentration auf 0,27 mg/l wurde zu Beginn eines Hochwasserereignisses am Gebietsauslass registriert. Die Erhöhung der DP-Konzentration war auf einen „First-Flush-Effekt" bei der Aktivierung der Drainagen zurückzuführen, die zuvor über einen längeren Zeitraum trocken lagen.
Im Untersuchungszeitraum 2003-2004 wurden im Schäfertal drei Hochwasserereignisse registriert; bei einem davon kam es zur Entstehung von Oberflächenabfluss. Während der Hochwassersituationen dominierte der Austrag von P in partikulärer Form. Die geringe Anzahl der Hochwasserereignisse stellte keine ausreichende Datenbasis dar, um eine Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss durchzuführen.

Die zeitliche und räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens, deren Existenz durch experimentelle Untersuchungen belegt wurde, stellte das Ziel der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal dar.
Bei der Auswahl eines geeigneten Modells wurde die Einbeziehung von Faktoren in den Modellierungsprozess, die Einfluss auf die P_w-Dynamik im Oberboden nehmen und als solche bei experimentellen Untersuchungen identifiziert wurden, zum wichtigsten Auswahlkriterium erklärt. Das Modell ANIMO entsprach als einziges den gestellten Anforderungen und wurde für die Anwendung im Untersuchungsgebiet Schäfertal ausgewählt.
Die vorhandene räumliche Dynamik der P_w-Konzentrationen im Oberboden des Untersuchungsgebietes erforderte eine räumlich hochaufgelöste Modellierung. Diese Vorraussetzung wurde durch die Entwicklung eines *P-Moduls* erfüllt, der die Anwendung des Punkt-Modells ANIMO als ein rasterbasiertes Modell ermöglichte. Das Ziel war es, für jede vordefinierte Rasterzelle im Untersuchungsgebiet eine individuell parametrisierte ANIMO-Simulation durchzuführen. Das *P-Modul* steuerte die Kopplung zum hydrologischen Modell WaSiM-ETH, sodass bei ANIMO-Simulationen für jede Rasterzelle individuelle hydrologische Eingangsdaten wie Bodenfeuchte und Wasserflüsse zur Verfügung gestellt wurden.

Die Kalibrierung und Validierung des Modells ANIMO erfolgte an den Messwerten der P_w-Konzentration des Oberbodens, die im Rahmen der flächendeckenden Rasterbeprobungen im Untersuchungsgebiet ermittelt wurden.
In den Kalibrierungsprozess wurden die Langmuir-Sorptionsparameter Q_m und K_L miteinbezogen, die sich bei vorangegangenen Analysen am sensitivsten gegenüber der Modellierungsgröße P_w zeigten. Der Kalibrierungsprozess wurde bewusst auf die beiden Parameter beschränkt, um die Fähigkeit und Zuverlässigkeit des Modells bei der Prognose der P_w-Konzentrationen bei limitierter Datenlage zu überprüfen.
Das Untersuchungsgebiet wurde in Teilflächen unterteilt, die sich durch unterschiedliche Bodenarten und Landnutzungen auszeichneten. Die Kalibrierung der Sorptionsparameter erfolgte teilflächenbezogen; somit wurde eine bodenartspezifische Gültigkeit der Sorptionsparameter

angenommen. Diese Annahme wurde getroffen, um die Möglichkeiten einer Übertragung des Modells auf größere Untersuchungsgebiete zu testen, für die nur großmaßstäbige bzw. grobskalige bodenspezifische Informationen vorliegen. Aus diesem Grund wurde auch nur ein Probenahmepunkt pro Teilfläche als Kalibrierungspunkt definiert, die übrigen Probenahmepunkte dienten zur Validierung. Somit sollte die Repräsentativität des für einen Punkt der Teilfläche kalibrierten Parametersatzes an einer möglichst großen Anzahl von Validierungspunkten überprüft werden.
Als Kalibrierungsergebnis wurde eine sehr gute Übereinstimmung der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen erreicht. Das Bestimmtheitsmaß R^2 lag bei 0,942 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,933.

Im Validierungszeitraum, der insgesamt zwei Simulationsjahre umfasste, konnten die Modellergebnisse als zuverlässig eingestuft werden. Zwischen gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen bestand eine enge Korrelation. Der errechnete Korrelationskoeffizient nach Pearson lag bei 0,601 bzw. 0,652. Jedoch waren auch Einschränkungen in der Verwendbarkeit eines teilflächenbezogen kalibrierten Parametersatzes feststellbar. Die Prognosezuverlässigkeit nahm mit zunehmender Größe der Teilfläche ab, da die Wahrscheinlichkeit einer flächeninternen Homogenität der Sorptionsparameter mit zunehmender Größe der Teilfläche abnahm.
Die räumlich hoch differenzierte Modellierung erlaubte die Lokalisierung von Flächen im Untersuchungsgebiet, die eine hohe P-Verfügbarkeit und somit ein hohes P-Austragspotential aufwiesen. Die Zuverlässigkeit der Modellierungsergebnisse konnte beim Vergleich mit Ergebnissen experimenteller Untersuchungen belegt werden. So wurden z. B. Wiesenflächen, die nah am Gewässer lagen und durch Drainagen entwässert wurden, als Flächen mit relativ geringer P-Verfügbarkeit bzw. geringem P-Austragspotential ausgewiesen. Dieses Modellierungsergebnis korrespondierte sehr gut mit relativ niedrigen P-Konzentrationen, die am Gebietsauslass und an den Drainagen innerhalb der vom Hochwasser unbeeinflussten Abflusssituationen gemessen wurden.
Als Flächen mit relativ hohem P-Austragspotential wurden die Bereiche der Ackerflächen mit hoher P-Verfügbarkeit identifiziert, auf denen es bevorzugt zur Entstehung des Oberflächenabflusses kam und die eine hydrologische Konnektivität zum Gewässer besaßen.

Bei der Simulation der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen lieferte das Modell sehr gute Ergebnisse. Die an den Dauerbeobachtungspunkten monatlich gemessenen P_w-Konzentrationen wurden von ANIMO adäquat wiedergegeben. Die Zuverlässigkeit des Modells in der Abbildung der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen erlaubte die Identifizierung von Zeiträumen mit hohem P-Austragspotential. So bestand nach der Ernte ein erhöhtes P-Austragspotential im gesamten Untersuchungsgebiet, da fehlender P-Entzug durch Pflanzen zu einem deutlichen Anstieg der P-Verfügbarkeit im Boden führte. Darüber hinaus bargen Zeiträume mit geringen Niederschlagsmengen sowie Zeiträume nach der Ausbringung eines P-Düngers ein erhöhtes P-Austragspotential in sich.

6. Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Ergebnisse der Arbeit lassen die Ableitung folgender Schlussfolgerungen zu:

1. *Das Modell ANIMO stellt ein zuverlässiges Mittel zur Simulation der ereignisbezogenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss dar.*
   Die Anwendung des Modells auf der Feldskala (Untersuchungsgebiet Scheyern) belegt, dass im Gegensatz zu den empirischen Ansätzen von EPIC, CREAMS und SHARPLEY das physikalisch basierte Modell ANIMO in der Lage ist, die ereignisbezogenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss gut und die durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss sowie die DP-Konzentration in der Bodenlösung des Ap-Horizontes sehr gut abzubilden.

2. *Das entwickelte P-Modul ist ein effektives Instrument zur Abbildung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens auf der Einzugsgebietsskala.*
   Am Beispiel des Untersuchungsgebietes Schäfertal wurde demonstriert, dass die adäquate Abbildung der räumlichen und zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens die Identifizierung von Zeiträumen und die Lokalisierung von Flächen mit hoher P-Verfügbarkeit bzw. hohem P-Austragspotential ermöglicht. Somit erlaubt das *P-Modul* die Bewertung des von dem Untersuchungsgebiet ausgehenden Eutrophierungspotentials. Der entscheidende Fortschritt des *P-Moduls* gegenüber herkömmlichen P-Indexmethoden besteht in der zeitlich dynamischen und räumlich hoch aufgelösten Darstellung der Modellierungsergebnisse.

Die Entwicklung des *P-Moduls* kann als erster Schritt in Richtung einer einzugsgebietsbezogenen, physikalisch basierten Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss angesehen werden. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnte die Modellierung des DP-Austrages auf der Einzugsgebietsskala mit Hilfe des *P-Moduls* nicht vollständig umgesetzt werden, da für diese Fragestellung die Anzahl der im Untersuchungsgebiet Schäfertal registrierten Hochwasserereignisse als nicht ausreichend befunden wurde. Jedoch wurde das *P-Modul* derart konzipiert, dass neben der P_w-Konzentration des Oberbodens ebenfalls die DP-Konzentration in der Bodenlösung bzw. im Oberflächenabfluss pro definierte Rasterzelle des Untersuchungsgebietes modelliert werden kann. Damit ist gewährleistet, dass die Prozesse der DP-Freisetzung aus der Bodenmatrix in den Oberflächenabfluss im *P-Modul* Berücksichtigung finden.
Für eine künftige Anwendung des *P-Moduls* zur einzugsgebietsbezogenen Modellierung des DP-Austrages ist die Kopplung zum Routing-Modul eines Wasser- bzw. Stoffhaushaltsmodell notwendig. Dies ermöglicht die Quantifizierung der über den Oberflächenabfluss in das Fließgewässer eingetragenen DP-Menge. Zu diesem Zweck bietet sich die Möglichkeit der Implementierung des *P-Moduls* in das von OLLESCH et al. (2006) entwickelte Modellsystem IWAN (Integrated Winter Erosion Model) an. Dies wurde in der vorliegenden Arbeit bereits partiell realisiert. Das *P-Modul* erhält als hydrologische Eingangsdaten die Ergebnisse des Wasserhaushaltsmodells WaSiM-ETH, das einen Teil des Modellsystems IWAN darstellt.

Beim Einsatz des *P-Moduls* zur Simulation des DP-Austrages in größeren Einzugsgebieten ist die Notwendigkeit einer Modellierung des DP-Umsatzes im Gerinne kritisch zu überprüfen. Insbesondere bei längeren Fließstrecken bzw. -zeiten ist von einer Interaktion zwischen DP und dem mitgeführten Sediment auszugehen (MCDOWELL et al., 2001; BOWES et al., 2003).

Die Auffassung von LEWIS und MCGECHAN (2002), wonach eine Anwendung des Modells ANIMO aufgrund der hohen Parameteranzahl und der Unsicherheiten bei der Parameterfindung als problematisch zu bezeichnen wäre, konnte aus den Erfahrungen der vorliegenden Arbeit nicht geteilt werden. Zumindest für die Modellierung der P_w-Konzentration des Oberbodens oder auch der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss ist die Anzahl der notwendigen Parameter als begrenzt zu bezeichnen. Die Angaben zur C_{org}- und TP-Konzentration des Bodens gehören in der Regel zur Standardinformationen und liegen für zahlreiche Untersuchungsgebiete vor. Die Sorptionsparameter können anhand der Al_{oxalat}-/Fe_{oxalat}-Konzentrationen des Bodens oder der Bodenart abgeleitet werden. Die Entscheidungsträger wie Landesämter und Naturschutzbehörden arbeiten verstärkt mit komplexen Wasserhaushaltsmodellen, sodass auch auf dieser Ebene die Bereitstellung von hydrologischen Eingangsdaten unproblematisch erscheint. Die räumliche Auflösung der Modellierungsergebnisse ist von der Differenziertheit der Eingangsdaten abhängig. Für wissenschaftliche Zwecke ist die Anwendung des *P-Moduls* mit einer hohen räumlichen Auflösung sinnvoll. Bei der Ableitung von Empfehlungen für die landwirtschaftliche Praxis, so z. B. Maßnahmen zur Reduzierung des DP-Austrages, ist der Einsatz des *P-Moduls* mit einer niedrigeren räumlichen Auflösung vertretbar.

Um die Nutzung des *P-Moduls* für eine breite Anwendergruppe zu ermöglichen, wäre eine Modifizierung bzw. Simplifizierung der Struktur des Modells ANIMO erforderlich. Für ausgewählte Fragestellungen, wie z. B. Modellierung der P_w-Konzentration des Bodens, ist nur die Bereitstellung einer begrenzten Anzahl von Eingangsparametern bzw. -daten notwendig. Die Parametrisierung der übrigen Modellvariablen kann vernachlässigt werden. Die Entwicklung einer benutzerfreundlichen Oberfläche zur Eingabe der die jeweilige Fragestellung betreffenden Modellparameter wäre beispielsweise ein möglicher Lösungsweg. Ein weiterer Punkt wäre die Reduzierung der hydrologischen Eingangsdaten. Zur Modellierung der P_w-Konzentration des Oberbodens und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss ist nur die Wasserbilanz für die Wurzelzone bzw. den Ap-Horizont erforderlich. Derzeit benötigt das Modell komplexe Wasserbilanzen für mindestens die gesamte ungesättigte Bodenzone. Die Begrenzung der hydrologischen Eingangsdaten auf die Wurzelzone würde einen bedeutenden Gewinn an Zeit und Flexibilität bei der Modellanwendung bringen. Hierfür wäre jedoch eine aufwendige Modifizierung des Modells ANIMO notwendig.

Die empirischen Modelle sind in der Abbildung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss an ihre Grenzen gestoßen. Die physikalisch basierten und prozessorientierten Modelle wie z. B. ANIMO liefern wesentlich zuverlässigere Ergebnisse, auch wenn deren Anwendung mit einem gewissen zeitlichen Mehraufwand verbunden ist.

7. Zusammenfassung

Problemstellung und Zielsetzung

Die diffusen P-Einträge aus der Landwirtschaft tragen maßgeblich zur Eutrophierung von Fließgewässern bei. Den Haupteintragspfad stellt mit 40 % die Bodenerosion dar. Dem Eintrag von DP kommt dabei eine besondere Rolle zu, denn diese P-Verbindungen sind für die aquatische Biomasse direkt verfügbar. Als Hauptquelle für DP im Oberflächenabfluss fungieren leicht lösliche, schwach adsorbierte P-Verbindungen des Bodens, die als P_{LAB}-Pool bezeichnet werden.
In den 1980er-Jahren entstand eine Reihe von Modellen zur Simulation des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss und der Größe des P_{LAB}-Pools des Bodens. Es handelte sich meist um empirische Ansätze mit eingeschränkter Prognosefähigkeit bzw. -zuverlässigkeit. Einen der wenigen physikalisch basierten Ansätze stellte das Modell ANIMO dar, welches jedoch bisher für den genannten Verwendungszweck kaum Anwendung fand.

Ein Ziel der vorliegenden Arbeit bestand in der Überprüfung und Bewertung der Eignung des Modells ANIMO zur Simulation der ereignisbezogenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss. Die Prognosezuverlässigkeit des Modells wurde auf der Feldskala im Untersuchungsgebiet Scheyern getestet.
Als weiteres Ziel wurde die Modellierung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_{LAB}- bzw. P_w-Konzentrationen des Bodens auf der Einzugsgebietsskala definiert. Hierfür wurde das Punkt-Modell ANIMO mit Hilfe eines neu entwickelten *P-Moduls* zu einem rasterbasierten Einzugsgebietsmodell modifiziert. Die Anwendung des *P-Moduls* erfolgte im Untersuchungsgebiet Schäfertal.

Material und Methoden

Das Untersuchungsgebiet Scheyern liegt im Tertiären Hügelland, ca. 40 km nördlich von München. Die mittlere Jahresniederschlagssumme im Zeitraum 1993-2001 betrug 834 mm, die mittlere Jahrestemperatur lag bei 8,4 °C. Vorherrschender Bodentyp ist die Braunerde.
Die Grundlage für die ANIMO-Anwendung im Untersuchungsgebiet Scheyern bildeten Datensätze, die in den Jahren 1995-1997 im Rahmen der Studie von WEISSROTH (2000) erhoben wurden. Es handelte sich um DP-Konzentrationen, die bei insgesamt 30 Niederschlagsabflussereignissen im Oberflächenabfluss des Kleineinzugsgebietes E3 (4,2 ha) gemessen wurden.

Das Untersuchungsgebiet Schäfertal (1,44 km²) liegt im östlichen Unterharz, im Landkreis Quedlinburg. Im langjährigen Mittel betrug die Jahresniederschlagssumme 636 mm, die mittlere Jahrestemperatur lag bei 6,8 C. Vorherrschender Bodentyp ist die Parabraunerde.
Im Rahmen von flächendeckenden Rasterbeprobungen des Oberbodens im Untersuchungsgebiet erfolgte die Erfassung der räumlichen Dynamik der P-Fraktionen (P_w, P_{oxalat}, TP) und der wichtigsten P-Sorptionspartner (C_{org}, Al_{oxalat}, Fe_{oxalat}). Auf dieser Grundlage wurden mittels statistischer Analyseverfahren die Einflussfaktoren für die räumliche Dynamik der P_w-Konzentration des Oberbodens untersucht.

Die Untersuchung der zeitlichen Dynamik der P_w-Konzentration des Oberbodens erfolgte an zwei Dauerbeobachtungspunkten. Darüber hinaus wurden durch regelmäßige Probenahmen am Gebietsauslass und an zwei Drainagen die P-Dynamik im Vorfluter erfasst. Die experimentellen Untersuchungen dienten zum Aufbau einer umfangreichen Datenbasis für die spätere Modellanwendung.

Angesichts der erstmaligen Anwendung von ANIMO zur Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und der P_w-Konzentration des Oberbodens wurden umfassende Sensitivitätsanalysen durchgeführt, um den Einfluss der Modellparameter auf die Modellierungsgrößen zu quantifizieren.

Ergebnisse - Untersuchungsgebiet Scheyern

Im Kleineinzugsgebiet E3 wurden im Oberflächenabfluss durchschnittlich 0,41 mg DP/l gemessen. Dieser Wert lag deutlich über der im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltenden DP-Konzentration für Fließgewässer von 0,10 mg P/l. Die hohen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss waren auf relativ hohe P-Gehalte des Bodens zurückzuführen. Der Ap-Horizont wies im Durchschnitt 0,973 g TP/kg Boden, 0,564 g P_{oxalat}/kg Boden und 0,141 g P_{CAL}/kg Boden auf. Der B-Horizont enthielt selbst in einer Tiefe von 65 cm rund 0,670 mg TP/kg Boden. Die relativ hohe P-Anreicherung im Boden war durch intensive, seit mehreren Jahrhunderten bestehende Bewirtschaftung des Untersuchungsgebietes zu erklären.

Zur Simulation des Wasserhaushaltes und Bereitstellung der für die ANIMO-Anwendung erforderlichen hydrologischen Eingangsdaten wurde das Modell SWAP eingesetzt. Als Kalibrierungs- bzw. Validierungswerte galten die im Kleineinzugsgebiet E3 gemessenen Werte der volumetrischen Bodenfeuchte in 10 cm Tiefe. Bei der Kalibrierung wurde ein Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten Werte von 0,671 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,870 erzielt. Im Validierungszeitraum war eine Anpassung des kalibrierten Parametersatzes erforderlich, um die durch einen Wechsel der Anbaukultur geänderten Rahmenbedingungen adäquat abbilden zu können. Das Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte lag im Validierungszeitraum bei 0,733 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,670.

Die für das Modell ANIMO durchgeführten Sensitivitätsanalysen zeigten, dass die Abbaurate der frischen organischen Bodensubstanz, die Bodentemperaturparameter, die Langmuir-Sorptionsparameter sowie die TP-, Al_{oxalat}-, Fe_{oxalat}-Konzentrationen des Oberbodens den größten Einfluss auf die simulierte DP-Konzentration im Oberflächenabfluss ausübten.
Die Kalibrierung des Modells erfolgte zeitgleich an zwei unterschiedlichen Messgrößen. Beim ersten Kalibrierungsdatensatz handelte es sich um die Messwerte der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss. Als Ergebnis der Kalibrierung konnte eine befriedigende Übereinstimmung der Messwerte mit den Modellergebnissen erreicht werden. Einschränkungen bestanden in der

Abbildung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss bei mehreren aufeinanderfolgenden Niederschlagsabflussereignissen. Den zweiten Kalibrierungsdatensatz stellten die Messwerte der DP-Konzentration in der Bodenlösung des Ap-Horizontes dar. Hier konnte ein sehr gutes Kalibrierungsergebnis erzielt werden.
Im Validierungszeitraum lag das Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss bei 0,775 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,524. Die durchschnittliche DP-Konzentration im Oberflächenabfluss über einen längeren Zeitraum wurde von ANIMO mit einem relativen Prognosefehler von 5,5 % wiedergegeben.

Ergebnisse - Untersuchungsgebiet Schäfertal

Die P_w-Konzentrationen des Oberbodens variierten zwischen 2,31 und 36,70 mg P/kg. Signifikante Zusammenhänge bestanden zwischen den Konzentrationen des Oberbodens an P_w und P_{oxalat} (r=0,733), P_w und TP (r=0,734) sowie P_w und C_{org}(r=0,508). Die räumliche Dynamik der P_{oxalat}-, TP- und C_{org}-Konzentrationen ließ sich durch die Varianz der Al_{oxalat}- und Fe_{oxalat}-Konzentrationen erklären. Weiterhin waren signifikante Unterschiede zwischen den süd- und nordexponierten Schlägen hinsichtlich der P_{oxalat}-, Al_{oxalat}- und C_{org}-Konzentrationen feststellbar.
Im neunmonatigen Untersuchungszeitraum unterlagen die an den Dauerbeobachtungspunkten gemessenen P_w-Konzentrationen einer ausgeprägten zeitlichen Dynamik. Diese wurde durch zahlreiche Einflussfaktoren wie Niederschlag, Vegetation, Bodenbearbeitung, Herbizid- bzw. Düngerapplikation hervorgerufen.
Die Ergebnisse der Untersuchungen zur P-Dynamik im Vorfluter ließen die Gefahr eines erhöhten P-Austrages durch die Bodenpassage als relativ gering erscheinen. Die am Gebietsauslass bzw. an den Drainagen gemessenen DP-Konzentrationen lagen mit 0,03 bzw. 0,01 mg/l deutlich unterhalb der im Hinblick auf die Eutrophierungsgefahr als kritisch geltenden DP-Konzentration für Fließgewässer von 0,10 mg P/l. Die bei den Hochwasserereignissen am Gebietsauslass gemessenen DP-Konzentrationen lagen auf einem vergleichbar niedrigen Niveau.

Die Entwicklung des *P-Moduls* ermöglichte erstmals eine räumlich und zeitlich hoch aufgelöste Modellierung der P_w-Konzentrationen des Oberbodens auf der Einzugsgebietsskala. Das *P-Modul* führte für jede vordefinierte Rasterzelle des Untersuchungsgebietes eine individuell parametrisierte ANIMO-Simulation durch. Dies beinhaltete ebenfalls die Bereitstellung von individuellen hydrologischen Eingabedateien für jede Rasterzelle. Hierfür konvertierte das *P-Modul* die Simulationsergebnisse des hydrologischen Modells WaSiM-ETH. Die Ergebnisse der ANIMO-Simulationen wurden im *P-Modul* in Form von Karten und Zeitreihen visualisiert.
Die Kalibrierung des *P-Moduls* bzw. des Modells ANIMO wurde teilflächenbezogen durchgeführt. Jede ausgewiesene Teilfläche des Untersuchungsgebietes besaß homogene Eigenschaften hinsichtlich der Bodenart und der Landnutzung. Pro Teilfläche wurde ein Probenahmepunkt zur Kalibrierung verwendet, die übrigen Probenahmepunkte dienten zur Validierung. In den Kalibrierungsprozess wurden die Langmuir-Sorptionsparameter miteinbezogen, die bei vorangegangenen Analysen als sensitiv eingestuft wurden. Als Kalibrierungs-

ergebnis wurde ein Bestimmtheitsmaß R^2 der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen des Oberbodens von 0,942 bei einer Steigung der Regressionsgeraden von 0,933 erzielt. Die Modellierungsergebnisse der beiden Validierungszeiträume wurden bei einem Korrelationskoeffizienten r von 0,601 bzw. 0,652 als zuverlässig eingestuft. Die Prognosezuverlässigkeit war von der Genauigkeit der Bodentypenkarte bzw. der Teilflächengröße abhängig. Generell wurden für kleinere Teilflächen bessere Modellierungsergebnisse erzielt, da die Wahrscheinlichkeit einer flächeninternen Homogenität der Sorptionsparameter für kleinere Flächen höher lag.

Anhand der mit dem *P-Modul* erzielten räumlich hoch aufgelösten Modellierungsergebnisse wurden die Bereiche der Ackerflächen mit hoher P-Verfügbarkeit, auf denen es bevorzugt zur Entstehung des Oberflächenabflusses kam und die eine hydrologische Konnektivität zum Gewässer besaßen, als Flächen mit hohem P-Austragspotential ausgewiesen. Für die an das Gewässer angrenzenden Wiesenflächen wurde hingegen ein relativ geringes P-Austragspotential ermittelt. Dies wurde auch durch die Ergebnisse der experimentellen Untersuchungen bestätigt.

Die an den Dauerbeobachtungspunkten erfasste zeitliche Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens wurde von dem Modell adäquat wiedergegeben. Darüber hinaus wurden mit Hilfe des *P-Moduls* die Zeiträume identifiziert, in denen im Untersuchungsgebiet ein erhöhtes P-Austragspotential bestand. Die Ernte, die Ausbringung eines P-Düngers sowie geringe Niederschlagsmengen führten zu einem Anstieg der P-Verfügbarkeit und somit zur Erhöhung des P-Austragspotentials.

Schlussfolgerungen

Das Modell ANIMO liefert zuverlässige Ergebnisse bei der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss auf der Feldskala.

Das entwickelte *P-Modul* ermöglicht eine adäquate Darstellung der zeitlichen und räumlichen Dynamik der P_w-Konzentrationen des Oberbodens auf der Einzugsgebietsskala. Es erlaubt die Identifizierung von Zeiträumen und die Lokalisierung von Flächen mit hoher P-Verfügbarkeit bzw. hohem P-Austragspotential. Das *P-Modul* eröffnet die Möglichkeit einer einzugsgebietsbezogenen, physikalisch basierten Modellierung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss.

Literaturverzeichnis

ABDANK, H., STEININGER, M. (1996): Charakteristik des Einzugsgebietes Schäferbach (Schäfergrund). In: MEISSNER, R., GUHR, H., KRÖNERT, R., Zusammenfassung der vom UFZ sowie von Partnereinrichtungen durchgeführten Untersuchungen in repräsentativen Kleineinzugsgebieten der Elbe. UFZ-Bericht Nr. 21/1996.

ABDANK, H., ZIMMERLING, B., STEININGER, M., MEISSNER, R. (1997): Tracerversuche zur Aufklärung der Migrationspfade von Nitrat auf Berglöß-Standorten des Harzes. *Mittelungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 85, 1365-1368.

ABDANK, H., ZIMMERLING, B., STEININGER, M. (1998): Ermittlung von Sickergeschwindigkeiten und Sickerwassermengen auf Berglöß-Standorten des Harzes. 3. Zwischenbericht, Institut für Agrartechnik und Landeskultur, MLU Halle-Wittenberg.

ABDANK, H., STEININGER, M., ZIMMERLING, B., MEISSNER, R. (2003): Tracerversuche zum Nachweis von Wasser- und Stofftransportpfaden in mehrlagigen Böden. *Landnutzung und Landentwicklung* 44 (2), 70-76.

AGBENIN, J. O. (2003): Extractable iron and aluminum effects on phosphate sorption in a savanna alfisol. *Soil Science Society of America Journal* 67, 589-595.

ALTERMANN, M., PRETZSCHEL, M. (1977): Zur Kennzeichnung der quartären Deckschichten im Unterharz. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 2/77, 95-110.

ALTERMANN, M. (1985): Standortkennzeichnung landwirtschaftlich genutzter Gebiete des östlichen Harzes. Habilitationsschrift, Universität Rostock.

ALTERMANN, M. (1989): Pedologisch-hydrologische Kennzeichnung landwirtschaftlich genutzter Standorte des Unterharzes. *Abhandlungen der Sächsischen Akademie der Wissenschaft zu Leipzig*, Band 56 (4), 93-102.

ALTERMANN, M., STEININGER, M. (1994): Böden, Landnutzung, Natur- und Gewässerschutz im östlichen Harz. *Mittelungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 77, 155-205.

ANDERSEN, H. E., KRONVANG, B., LARSEN, S. E. (2005): Development, validation and application of Danish empirical phosphorus models. *Journal of Hydrology* 304 (1-4), 355-365.

ANDERSSON, A., ERIKSSON, J., MATSSON, L. (2000): Phosphorus accumulation in Swedish agricultural soils. Swedish Environmental Protection Agency (SEPA). Report 5110, 1-33.

ARAÚJO, M. S. B., SCHAEFER, C. E. R., SAMPAIO, E. V. S. B. (2004): Soil phosphorus fractions from toposequences of semi-arid Latosols and Luvisols in northeastern Brazil. *Geoderma* 119 (3-4), 309-321.

ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R., GRIGGS, R. H., SAMMONS, N. B. (1991): SWRRBWQ - A Basin Model for Assessing Management Impacts on Water Quality. Draft. USDA. ARS, Grassland, Soil, and Water Research Laboratory, Temple, TX.

ARNOLD, J. G., WILLIAMS, J. R., SRINIVASAN, R., KING, K. W., GRIGGS, R. H. (1995): SWAT - Soil and Water Assessment Tool: Draft Users Manual, USDA-ARS, Temple, TX.

BEAUCHEMIN, S., SIMARD, R. R. (2000): Phosphorus Status of Intensively Cropped Soils of the St. Lawrence Lowlands. *Soil Science Society of America Journal* 64, 659-670.

BECHMANN, M. E., STÅLNACKE, P., KVÆRNØ, S. H. (2006): Testing the Norwegian phosphorus index at the field and subcatchment scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, In Press, Corrected Proof.

BELMANS, C., WESSELING, J. G., FEDDES, R. A. (1983): Simulation of the water balance of a cropped soil: SWATRE. *Journal of Hydrology* 63, 271-286.

BHATT, R., KHERA, K. L. (2005): Effect of tillage and mode of straw mulch application on soil erosion in the submontaneous tract of Punjab, India. *Soil and Tillage Research* 88 (1-2), 107-115.

BOOGAARD, H. L., KROES, J. G. (1998): Leaching of nitrogen and phosphorus from rural areas to surface waters in the Netherlands. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 50, 321-324.

BORCHARDT, D. (1982a): Geoökologische Erkundung und hydrologische Analyse von Kleineinzugsgebieten des unteren Mittelgebirgsbereiches, dargestellt am Beispiel von Experimentalgebieten der oberen Selke/Harz. *Petermanns Geographische Mitteilungen* 4/82, 251-262.

BORCHARDT, D. (1982b): Untersuchungen zur Variabilität von Abflussbildungsprozessen in Hochwasserentstehungsgebieten des unteren Mittelgebirges. *Wasserwirtschaft-Wassertechnik* 11, 382-385.

BORCHARDT, D. (1983): Zur Charakterisierung des unterirdischen Abflusses im Lockermaterial des Mittelgebirges, dargestellt am Beispiel hydrologischer Versuchsgebiete der oberen Selke (Harz). *Archiv für Acker- und Pflanzenbau und Bodenkunde* 28 (2), 107-120.

BØRRESEN, T. (1999): The effect of straw management and reduced tillage on soil properties and crop yields of spring-sown cereals on two loam soils in Norway. *Soil and Tillage Research* 51 (1-2), 91-102.

BOURAOUI, F. (1995): Development of a continuous, physically-based, distributed parameter, nonpoint source model. Dissertation. Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, VA.

BOURAOUI, F., DILLAHA, T. A. (2000): ANSWERS-2000: Non-Point-Source Nutrient Planning Model. *Journal of Environmental Engineering* 126 (11), 1045-1055.

BOWES, M. J., HOUSE, W. A., HODGKINSON, R. A. (2003): Phosphorus dynamics along a river continuum. *The Science of The Total Environment* 313 (1-3), 199-212.

BRADY, N. C. (1974): The Nature and Properties of Soils. 8th Edition, McMillian Publishing Co., New York.

BROOKES, P. C., HECKRATH, G., DE SMET, J., HOFMAN, G., VANDERDEELEN, J. (1997): Losses of phosphorus in drainage water. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, New York. 253-271.

BUNDY, L. G., ANDRASKI, T. W., POWELL, J. M. (2001): Management practice effects on phosphorus losses in runoff in corn production systems. *Journal of Environmental Quality* 30, 1822-1828.

CAPRIEL, P. (2003): Humusversorgung der Böden. In: Grundsätze der guten fachlichen Praxis in der landwirtschaftlichen Bodennutzung. Bericht der Landesanstalt für Landwirtschaft, Institut für Agrarökologie, Freising.

CHADWICK, D. R., CHEN, S. (2002): Manures. In: HAYGARTH, P. M., JARVIS, S. C. (eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality*. CAB International, New York. 57-82.

CHARDON, W. J., SCHOUMANS, O. F. (2002): Solubilization of phosphorus: Concepts and process description of chemical mechanisms. In: CHARDON, W. J., SCHOUMANS, O. F. (eds.), *Phosphorus losses from agricultural soils: Processes at the field scale.* COST Action 832. Alterra, Wageningen. 44-52.

COLE, C. V., INNIS, G. S., STEWART, J. W. B. (1977): Simulation of phosphorus cycling in semiarid grasslands. *Ecology* 58, 1-15.

CROSS, A. F., SCHLESINGER, W. H. (1995): A literature review and evaluation of the Hedley fractionation: Applications to the biogeochemical cycle of soil phosphorus in natural ecosystems. *Geoderma* 64 (3-4), 197-214.

D'ANGELO, E. M., SIKORA, F. J., THOM, W. O., CRUTCHFIELD, J. D. (2000): Phosphorus behavior in soils and potential impacts on water quality. Final report 2000-2001, College of Agriculture, University of Kentucky.

DANIEL, T. C., EDWARDS, D. R., SHARPLEY, A. N. (1993): Effect of extractable soil phosphorus on runoff water quality. *American Society of Agricultural Engineers* 36 (4), 1079-1085.

DAVEREDE, I. C., KRAVCHENKO, A. N., HOEFT, R. G., NAFZIGER, E. D., BULLOCK, D. G., WARREN, J. J., GONZINI, L. G. (2003): Phosphorus runoff: Effect of tillage and soil phosphorus levels. *Journal of Environmental Quality* 32, 1436-1444.

DICK, W. A., TABATABAI, M. A. (1977): An alkaline oxidation method for determination of total phosphorus in Soils. *Soil Science Society of America Journal* 41, 511-514.

DIJKSTA, J. P., HACK-TEN BROEKE, M. J. D. (1995): Simulation of different management options within integrated arable farming affecting nitrate leaching. In SCHOUTE, J. F. T. et al.: Scenario studies for the rural environment; selected and edited proceedings of the symposium. Wageningen.

DIN 38409 (H2): Bestimmung der abfiltrierbaren Stoffe und des Glührückstandes. Ausgabe 1987.

DIN EN 1189 (D 11): Wasserbeschaffenheit: Bestimmung von Phosphor - Photometrisches Verfahren mittels Ammoniummolybdat. Ausgabe 1996.

DIN EN 1484: Wasseranalytik: Anleitungen zur Bestimmung des gesamten organischen Kohlenstoffs (TOC) und des gelösten organischen Kohlenstoffs (DOC). Ausgabe 1997.

DIN ISO 10390: Bodenbeschaffenheit: Bestimmung des pH-Wertes. Ausgabe 1997.

DIN ISO 10694: Bodenbeschaffenheit: Bestimmung von organischem Kohlenstoff und Gesamtkohlenstoff nach trockener Verbrennung (Elementaranalyse). Ausgabe 1996.

DJODJIC, F., ULÉN, B., BERGSTRÖM, L. (2000): Temporal and spatial variations of phosphorus losses and drainage in a structured clay soil. *Water Research* 34 (5), 1687-1695.

DJODJIC, F., BERGSTRÖM, L. (2005): Conditional phosphorus index as an educational tool for risk assessment and phosphorus management. *Ambio* 34 (4-5), 296-300.

EBELING, A. M., BUNDY, L. G., POWELL, J. M. ANDRASKI, T. W. (2002): Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from land-applied manure. *Soil Science Society of America Journal* 66, 284-291.

EGHBALL, B., BINFORD, G. D., BALTENSPERGER, D. D. (1996): Phosphorus movement and adsorption in a soil receiving long-term manure and fertilizer application. *Journal of Environmental Quality* 25 (6), 1339-1343.

EITZINGER, J., TRNKA, M., HÖSCH, J., ŽALUD, Z., DUBROVSKÝ, M. (2004): Comparison of CERES, WOFOST and SWAP models in simulating soil water content during growing season under different soil conditions. *Ecological Modelling* 171 (3), 223-246.

EKHOLM, P., KALLIO, K., TURTOLA, E., REKOLAINEN, S., PUUSTINEN, M. (1999): Simulation of dissolved phosphorus from cropped and grassed clayey soils in southern Finland. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 72 (3), 271-283.

EKHOLM, P., TURTOLA, E., GRÖNROOS, J., SEURI, P., YLIVAINIO, K. (2005): Phosphorus loss from different farming systems estimated from soil surface phosphorus balance. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110 (3-4), 266-278.

FAMIGLIETTI, J. S., RUDNICKI, J. W., RODELL, M. (1998): Variability in surface moisture content along a hillslope transect: Rattlesnake Hill, Texas. *Journal of Hydrology* 210, 259-281.

FEDDES, R. A., KOWALIK, P. J., ZARADNY, H. (1978): Simulation of field water use and crop yield. Simulation Monographs. Pudoc. Wageningen.

FIENER, P., AUERSWALD, K., WEIGAND, S. (2005): Managing erosion and water quality in agricultural watersheds by small detention ponds. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 110, 132-142.

FROSSARD, E., BROSSARD, M., HEDLEX, M. J., METHERELL, A. (1995): Reactions controlling the cycling of P in soils. In: TIESSEN, H. (ed.), *Phosphorus in the Global Environment*. SCOPE 54. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 107-137.

GODLINSKI, F., LEINWEBER, P., MEISSNER, R., SEEGER, J. (2004): Phosphorus status of soil and leaching losses: results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, 47-57.

GRAHAM, M. H., HAYNES, R. J., MEYER, J. H. (2002): Soil organic matter content and quality: effects of fertilizer applications, burning and trash retention on a long-term sugarcane experiment in South Africa. *Soil Biology & Biochemistry* 34, 93-102.

GREEN, R., MCDONALD, B. C. T., MELVILLE, M. D., WAITE, T. D. (2005): Hydrochemistry of episodic drainage waters discharged from an acid sulfate soil affected catchment. *Journal of Hydrology* 325 (1-4), 356-375.

GREGORICH, E. G., CARTER, M. R., ANGERS, D. A., MONREAL, C. M., ELLERT, B. H. (1994): Towards a minimum data set to access soil organic matter quality in agricultural soils. *Canadian Journal of Soil Science* 74, 367-385.

GREGORY, M. M., SHEA, K. L., BAKKO, E. B. (2005): Comparing agroecosystems: Effects of cropping and tillage patterns on soil, water, energy use and productivity. *Renewable Agriculture and Food Systems* 20 (2), 81-90.

GRIFFIN, T. S., HONEYCUTT, C. W., HE, Z. (2003): Changes in soil phosphorus from manure application. *Soil Science Society of America Journal* 67 (2), 645-653.

GROEN, K. P. (1997): Pesticide leaching in polders: field and model studies on cracked clays and loamy sand. PhD thesis, Wageningen Agricultural University.

GROENENBERG, J. E., REINDS, G. J., BREEWSMA, A. (1996): Simulation of phosphate leaching in catchments with phosphate-saturated soils in the Netherlands. Report 116, SC-DLO, Wageningen.

GROENENDIJK, P., KROES, J. G. (1999): Modelling the nitrogen and phosphorus leaching to groundwater and surface water with ANIMO 3.5. Alterra-Report 144, Wageningen.

GRUNWALD, S. (1997): GIS-gestützte Modellierung des Landschaftswasser- und Stoffhaushaltes mit dem Modell AGNPS. *Boden und Landschaft - Schriftenreihe zur Bodenkunde, Landeskultur und Landschaftsökologie* 14.

HANSEN, N. C., GUPTA, S. C., MONCRIEF, J. F. (2000): Snowmelt runoff, sediment, and phosphorus losses under three different tillage systems. *Soil and Tillage Research* 57 (1-2), 93-100.

HARENZ, H., KÖSTER, W., MERKEL, D. (1992): Stickstoff-, Phosphor- und Kaliumbilanzen der Landwirtschaft der Bundesrepublik Deutschland und der ehemaligen DDR von 1950 bis 1988. *Agribiological Research* 45 (4), 285-293.

HART, M. R., QUIN, B. F., NGUYEN, M. L. (2004): Phosphorus runoff from agricultural land and direct fertilizer effects: A review. *Journal of Environmental Quality* 33, 1954-1972.

HEATHWAITE, A. L. (1997): Sources und pathways of phosphorus loss from agriculture. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, New York. 205-223.

HEATHWAITE, A. L., FRASER, A. I., JOHNES, P. J., HUTCHINS, M., LORD, E., BUTTERFIELD, D. (2003): The phosphorus indicators tool: A simple model of diffuse P loss from agricultural land to water. *Soil Use and Management* 19 (1), 1-11.

HEATHWAITE, A. L., BURKE, S. P., BOLTON, L. (2006): Field drains as a route of rapid nutrient export from agricultural land receiving biosolids. *Science of The Total Environment* 365 (1-3), 33-46.

HEDLEY, M. J., MORTVEDT, J. J., BOLAN, N.S., SYERS, J. K. (1995): Phosphorus Fertility Management in Agroecosystems. In: TIESSEN, H. (ed.), *Phosphorus in the Global Environment*. SCOPE 54. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 59-92.

HEILMANN, E., LEINWEBER, P., OLLESCH, G., MEISSNER, R. (2005): Spatial variability of sequentially extracted P fractions in a silty loam. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 168 (3), 307-315.

HOLLAND, J. M. (2004): The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 103 (1), 1-25.

HONISCH, M., HELLMEIER, C., WEISS, K. (2002): Response of surface water quality to land use changes. *Geoderma* 105, 277-298.

HUPET, F., VANCLOOSTER, M. (2002): Intraseasonal dynamics of soil moisture variability within a small agricultural maize cropped field. *Journal of Hydrology* 261, 86-101.

HUTCHINS, M. G., ANTHONY, S. G., HODGKINSON, R. A., WITHERS, P. J. A. (2002): Modularised process-based modelling of phosphorus loss at farm and catchment scale. *Hydrology and Earth System Sciences* 6 (6), 1017-1030.

HUYGEN, J., VAN DAM, J. C., KROES, J. G. (2000): SWAP graphical user interface. User manual. Alterra, Wageningen.

INES, A. V. M., HONDA, K., DAS GUPTA, A., DROOGERS, P., CLEMENTE, R. S. (2006): Combining remote sensing-simulation modeling and genetic algorithm optimization to explore water management options in irrigated agriculture. *Agricultural Water Management* 83 (3), 221-232.

ISERMANN, K. (1994): Nährstoffbilanzen und aktuelle Nährstoffversorgung der Böden. In: *Berichte über Landwirtschaf* 207, Sonderheft: Bodennutzung und Bodenfruchtbarkeit, Band 5: Nährstoffhaushalt. Paul Parey, Hamburg/Berlin, 15-54.

JARVIE, H. P., NEAL, C., WITHERS, P. J. A. (2006): Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of The Total Environment* 360 (1-3), 246-253.

JOHNSON, G. V., RAUN, W. R., ZHANG, H., HATTEY, J. (2000): Oklahoma Soil Fertility Handbook. 5. Edition, Oklahoma State University.

KARPINETS, T. V., GREENWOOD, D. J., AMMONS, J. T. (2004): Predictive mechanistic model of soil phosphorus dynamics with readily available inputs. *Soil Science Society of America Journal* 68, 644-653.

KERSCHBERGER, M., HEGE, U., JUNGK, A. (1997): Phosphordüngung nach Bodenuntersuchung und Pflanzenbedarf. VDLUFA-Standpunkt, Darmstadt.

KLEINMAN, P. J. A., SHARPLEY, A. N., MOYER, B. G., ELWINGER G. F. (2002): Effect of mineral and manure phosphorus sources on runoff phosphorus. *Journal of Environmental Quality* 31, 2026-2033.

KNISEL, W. G. ed. (1980): CREAMS: A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion From Agricultural Management Systems. U.S. Department of Agriculture, Conservation Report No. 26.

KOOPMANS, G. F., CHARDON, W. J., DOLFING, J., OENEMA, O., VAN DER MEER, P., VAN RIEMSDIJK, W. H. (2003a): Wet chemical and phosphorus-31 nuclear magnetic resonance analysis of phosphorus speciation in a sandy soil receiving long-term fertilizer or animal manure applications. *Journal of Environmental Quality* 32, 287-295.

KOOPMANS, G. F., SCHOUMANS, O. F., CHARDON, W. J. (2003b): The use of indicators for the identification of phosphorus transfer from agricultural land to surface waters. Alterra-Rapport 793, Alterra Green World Research, Wageningen.

KOOPMANS, G. F., CHARDON, W. J., EHLERT, P. A. I., DOLFING, J., SUURS, R. A. A., OENEMA, O., VAN RIEMSDIJK, W. H. (2004): Phosphorus availability for plant uptake in a phosphorus-enriched noncalcareous sandy soil. *Journal of Environmental Quality* 33, 965-975.

KOVÁČ, K., MACÁK, M., ŠVANČÁRKOVÁ, M. (2005): The effect of soil conservation tillage on soil moisture dynamics under single cropping and crop rotation. *Plant Soil Environment* 51 (3), 124-130.

KROES, J. G., GROOT, W. J. M., PANKOW, J., VAN DEN TOORN, A. (1996): Kwantificering van de nitraatuitspoeling bij landbouwgronden. Rapport 440, SC-DLO, Wageningen.

KROES, J. G., ROELSMA, J. (1997): User's guide for the ANIMO version 3.5 nutrient leaching model. Technical Document 46. DLO-Staring Centrum Wageningen.

KROES, J. G., WESSELING, J. G., VAN DAM, J. C. (2000): Integrated modelling of the soil-water-atmosphere-plant system using the model SWAP 2.0 an overview of theory and an application. *Hydrological Processes* 14, 1993-2002.

KROES, J. G., VAN DAM, J. C., HUYGEN, J., VERVOORT, R. W. (2002): User's Guide of SWAP version 2.0. Simulation of water flow, solute transport and plant growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant environment. Alterra-report 610, Wageningen.

KROES, J. G., VAN DAM, J. C. (2003): Reference manual SWAP version 3.0.3. Alterra-report 773. Wageningen.

KRONVANG, B., BECHMANN, M., PEDERSEN, M. L., FLYNN, N. (2003): Phosphorus dynamics and export in streams draining micro-catchments: Development of empirical models. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166 (4), 469-474.

KRYSANOVA, V., MÜLLER-WOHLFEIL, D. I., BECKER, A. (1998): Development and test of a spatially distributed hydrological water quality model for mesoscale watersheds. *Ecological Modelling* 106 (1-2), 261-289.

KRYSANOVA, V., WECHSUNG, F. (2000): SWIM (Soil and Water Integrated Model). User Manual. PIK-Report Nr. 69. Potsdam Institute for Climate Impact Research (PIK).

KYLLMAR, K., CARLSSON, C., GUSTAFSON, A., ULEN, B., JOHNSSON, H. (2006): Nutrient discharge from small agricultural catchments in Sweden characterisation and trends. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 115 (1-4), 15-26.

LAUBEL, A., JACOBSEN, O. H., KRONVANG, B., GRANT, R. (1996): Transport of sediment and phosphorus in the arable Gelbæk catchment, Denmark: 1. Transport through the soil in irrigated plots. In: KRONVANG, B., SVENDSEN, L. M., SIBESSEN, E. (eds.), *Sediment and Phosphorus. Erosion and delivery, transport and fate of sediments and sediment-associated nutrients in watersheds.* Proceedings from an international workshop in Silkeborg, Denmark. NERI Technical Report 178. 67-70.

LAWA (1998): Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland – Chemische Gewässergüteklassifikation. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser. Berlin.

LEINWEBER, P. (1997): The concentrations and forms of phosphorus in manures and soils from the densely populated livestock area in North-West Germany. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water.* CAB International, New York. 425-427.

LEINWEBER, P., TURNER, B. L., MEISSNER, R. (2002): Phosphorus. In: HAYGARTH, P. M., JARVIS, S. C. (eds.), *Agriculture, Hydrology and Water Quality.* CAB International, New York. 29-56.

LEMUNYON, J. L., GILBERT, R. G. (1993): The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture* 6 (4), 483-486.

LEONARD, R. A., KNISEL, W., G., STILL, D. A. (1987): GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 30, 1403-1418.

LEWIS, D. R., MCGECHAN, M. B. (2002): A review of field scale phosphorus dynamics models. *Biosystems Engineering* 82 (4), 359-380.

LI, K. Y., DE JONG, R., BOSVERT, J. B. (2001): An exponential root-water-uptake with water stress compensation. *Journal of Hydrology* 252, 189-204.

LINDENSCHMIDT, K.-E., OLLESCH, G., RODE, M. (2004): Physically-based hydrological modelling for non-point dissolved phosphorus transport in small and medium-sized river basins. *Journal of Hydrological Science* 49, 495-510.

MARINOV, D., QUERNER, E., ROELSMA, J. (2005): Simulation of water flow and nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. *Journal of Contaminant Hydrology* 77 (3), 145-164.

MATTHEWS, R. B. (1998): Modelling phosphorus dynamics in cropping systems - the EPIC approach. Report, Agroforestry Modelling Project, Cranfield University.

MCCUEN, R. H. (1973): The role of sensitivity analysis in hydrological modelling. *Journal of Hydrology* 18, 37-53.

MCDOWELL, R. W., SHARPLEY, A. N. (2002): The effect of antecedent moisture conditions on sediment and phosphorus loss during overland flow: Mahantango Creek catchment, Pennsylvania, USA. *Hydrological Processes* 16 (15), 3037-3050.

MCDOWELL, R. W., SHARPLEY, A. N., FOLMAR, G. (2002): Phosphorus export from a agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal of Environmental Quality* 30, 1587-1595.

MCDOWELL, R. W., SHARPLEY, A. N. (2003): Phosphorus solubility and release kinetics as a function of soil test P concentration. *Geoderma* 112 (1-2), 143-154.

MCDOWELL, R. W., KOOPMANS, G. F. (2006): Assessing the bioavailability of dissolved organic phosphorus in pasture and cultivated soils treated with different rates of nitrogen fertiliser. *Soil Biology and Biochemistry* 38 (1), 61-70.

MEHLICH, A. (1960): Charge characterization of soils. 7th International Congress of Soil Science, Transactions, Vol. II, 292-302. Madison, USA.

MITCHELL, G., GRIGGS, R. H., BENSON, V., WILLIAMS, J., DAGITZ, S. (1997): EPIC-Documentation. USDA, Temple TX.

MULQUEEN, J., RODGERS, M., SCALLY, P. (2004): Phosphorus transfer from soil to surface waters. *Agricultural Water Management* 68 (1), 91-105.

NEITSCH, S. L., ARNOLD, J. G., KINIRY, J. R., WILLIAMS, J. R., KING, K. W. (2002): Soil and Water Assessment Tool. Theoretical Documentation. Version 2000. TWRI Report TR-191, Texas Water Resources Institute, TX.

NWOKE, O. C., VANLAUWE, B., DIELS, J., SANGINGA, N., OSONUBI, O., MERCKX, R. (2003): Assessment of labile phosphorus fractions and adsorption characteristics in relation to soil properties of West African savanna soils. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 100 (2-3), 285-294.

NYAKATAWA, E. Z., REDDY, K. C., SISTANI, K. R. (2001): Tillage, cover cropping, and poultry litter effects on selected soil chemical properties. *Soil and Tillage Research* 58, Issues 1-2, 69-79.

OLLESCH, G., SUKHANOVSKI, Y., KISTNER, I., RODE, M., MEISSNER, R. (2005a): Characterization and modelling of the spatial heterogeneity of snowmelt erosion. *Earth Surface Processes and Landforms* 30 (2), 197-211.

OLLESCH, G., KISTNER, I., SUKHANOVSKI, Y., RODE, M. (2005b): Dynamic and modelling of sediment associated nutrients in a low mountain environment. In: Sediment Budgets II (Proceedings of symposium S1 held during the Seventh IAHS Scientific Assembly at Foz do Iguaçu, Brazil, April 2005). IAHS Publication 292.

OLLESCH, G., KISTNER, I., WENK, G., MEISSNER, R. (2005c): Bedeutung unterschiedlicher Quellen und Eintragssituationen für den Gesamtstoffaustrag aus einem Kleineinzugsgebiet im Harz. *Geoöko* 26, 35-52.

OLLESCH, G., KISTNER, I., MEISSNER, R., LINDENSCHMIDT, K.-E. (2006): Modelling of snowmelt erosion and sediment yield in a small low-mountain catchment in Germany. *Catena* 68 (2-3), 161-176.

PARTON, W. J., STEWART, J. W. B., COLE, C. V. (1988): Dynamics of C, N, P and S in grassland soils: a model. *Biogeochemistry* 5, 318-322.

PAUTLER, M. C., SIMS, J. T. (2000): Relationships between soil test phosphorus, soluble phosphorus, and phosphorus Saturation in Delaware soils. *Soil Science Society of America Journal* 64, 765-773.

PETERSON, G. A., HALVORSON, A. D., HAVLIN, J. L., JONES, O. R., LYON, D. J., TANAKA, D. L. (1998): Reduced tillage and increasing cropping intensity in the Great Plains conserves soil C. *Soil and Tillage Research* 47 (2-3), 207-218.

PIERSON, S. T., CABRERA, M. L., EVANYLO, G. K., SCHROEDER, P. D., RADCLIFFE, D. E., KUYKENDALL, H. A., BENSON, V. W., WILLIAMS, J. R., HOVELAND, C. S., MCCANN, M. A. (2001): Phosphorus Losses from Grasslands Fertilized with Broiler Litter: EPIC Simulations. *Journal of Environmental Quality* 30, 1790-1795.

POTE, D. H., DANIEL, T. C., SHARPLEY, A. N., MOORE, J. P. A., EDWARDS, D. R., NICHOLS, D. J. (1996): Relating extractable phosphorus to phosphorus losses in runoff. *Soil Science Society of America Journal* 60 (3), 855-859.

POTE, D. H., DANIEL, T. C., NICHOLS, D. J., MOORE, J. P. A., MILLER, D. M., EDWARDS, D. R. (1999): Seasonal and soil-drying effects on runoff phosphorus relationships to soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal* 63, 1006-1012.

PREEDY, N., MCTIERNAN, K. B., MATTHEWS, R., HEATHWAITE, A. L., HAYGARTH, P. M. (2001): Rapid incidental phosphorus transfers from grassland. *Journal of Environmental Quality* 30 (6), 2105-2112.

RADCLIFFE, D., NELSON, N. (2005): Predicting phosphorus losses. In G. MULLINS et al.: *SEPA-17*. Phosphorus management and policy workgroup: Position papers on key scientific issues.

RASMUSSEN, K. J. (1999): Impact of ploughless soil tillage on yield and soil quality: A Scandinavian review. *Soil and Tillage Research* 53 (1), 3-14.

REDDY, D. D., RAO, A. S., TAKKAR, P. N. (1999): Effects of repeated manure and fertilizer phosphorus additions on soil phosphorus dynamics under a soybean-wheat rotation. *Biology and Fertility of Soils* 28 (2), 150-155.

REKOLAINEN, S., EKHOLM, P., ULÉN, B., GUSTAFSON, A. (1997): Phosphorus losses from agriculture to surface waters in the Nordic countries. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, New York. 77-93.

ROELSMA, J. (2001): Vergelijkende modelsttudie naar de belasting van het groundwater met nitraat voor het intrekgebied 't Klooster. Alterra-Rapport, Wageningen.

RODE, M., FREDE, H.-G. (1997): Modification of AGNPS for agricultural land and climate conditions in Central Germany. *Journal of Environmental Quality* 26 (1), 165-172.

ROYER, T. V., DAVID, M. B. (2005): Export of dissolved organic carbon from agricultural streams in Illinois, USA. *Aquatic Sciences* 67 (4), 465-471.

SANFORD, R. L. (2002): Phosphorus availability changes seasonally in eolian dust inputs and in surface soils. Denver Annual Meeting. Session 28: Geology, Biogeochemistry and Ecology: A New Synthesis for Arid Landscape Processes.

SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H., SCHWERTMANN, U. (1984): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 11. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

SCHACHTSCHABEL, P., BLUME, H.-P., BRÜMMER, G., HARTGE, K.-H., SCHWERTMANN, U. (1992): Scheffer/Schachtschabel: Lehrbuch der Bodenkunde. 13. Auflage, Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

SCHEINOST, A. (1995): Pedotransfer-Funktionen zum Wasser- und Stoffhaushalt einer Bodenlandschaft. Dissertation, Technische Universität München.

SCHOUMANS, O. F., KRUIJNE, R. (1995): Voorspelling van de fosfaatuitspoeling naar het oppervlaktewater in het stroomgebied van de Schuitenbeek. Rapport 386, SC-DLO, Wageningen.

SCHOUMANS, O. F., GROENENDIJK, P. (2000): Modeling soil phosphorus levels and phosphorus leaching from agricultural land in the Netherlands. *Journal of Environmental Quality* 29 (1), 111-116.

SCHRÖDER, P., HUBER, B., OLAZABAL, U., KÄMMERER, A., MUNCH, J. C. (2002): Land use and sustainability: FAM Research Network on Agroecosystems. *Geoderma* 105, 155-166.

SCHROEDER, P. D., RADCLIFFE, D. E., CABRERA, M. L., BELEW, C. D. (2004): Relationship between soil test phosphorus and phosphorus in runoff: Effects of soil series variability. *Journal of Environmental Quality* 33, 1452-1463.

SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. Dissertation, ETH Zürich.

SHARPLEY, A. N., AHUJA, L. R., MENZEL, R. G. (1981): The release of soil phosphorus to runoff in relation to the kinetics of desorption. *Journal of Environmental Quality* 10, 386-391.

SHARPLEY, A. N., JONES, C. A., GRAY, C., COLE, C. V. (1984): A simplified soil and plant phosphorus model: II. Prediction of labile, organic, and sorbed phosphorus. *Soil Science Society of America Journal* 48, 805–809.

SHARPLEY, A. N. (1985): Depth of surface soil-runoff interaction as affected by rainfall, soil slope, and management. *Soil Science Society of America Journal* 49, 1010-1015.

SHARPLEY, A. N., SMITH, S. J., BERG, W. A., WILLIAMS, J. R. (1985): Nutrient runoff losses as predicted by annual and monthly soil sampling. *Journal of Environmental Quality* 14, 354-360.

SHARPLEY, A. N., WILLIAMS, J. R. (eds.) et al. (1990): EPIC - Erosion/Productivity Impact Calculator I: Model Documentation. Technical Bulletin 1768. USDA.

SHARPLEY, A. N., HEDLEY, M. J., SIBBESEN, E., HILLBRICHT-ILKOWSKA, A., HOUSE, W. A., RYSZKOWSKI, L. (1995): Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN, H. (ed.), *Phosphorus in the Global Environment.* SCOPE 54. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 171-199.

SHARPLEY, A. N., REKOLAINEN, S. (1997): Phosphorus in agriculture and its environmental implications. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water.* CAB International, New York. 1-53.

SHARPLEY, A. N., MCDOWELL, R. W., WELD, J. L., KLEINMAN, P. J. A. (2001): Assessing site vulnerability to phosphorus loss in an agricultural watershed. *Journal of Environmental Quality* 30 (6), 2026-2036.

SIBBESEN, E., RUNGE-METZGER, A. (1995): Phosphorus balance in European agriculture - status and policy options. In: TIESSEN, H. (ed.), *Phosphorus in the Global Environment.* SCOPE 54. John Wiley & Sons Ltd., Chichester. 43-57.

SIMARD, R. R., CLUIS, D., GANGBAZO, G., BEAUCHEMIN, S. (1995): Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density. *Journal of Environmental Quality* 24 (5), 1010-1017.

SIMS, J. T., SIMARD, R. R., JOERN, B. C. (1998): Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality* 29 (1), 60-71.

SINGH, B., CHANASYK, D. S., MCGILL, W. B. (1998): Soil water regime under barley with long-term tillage-residue systems. *Soil and Tillage Research* 45 (1-2), 59-74.

SINGH, B. R., KROGSTAD, T., SHIVAY, Y. S., SHIVAKUMAR, B. G., BAKKEGARD, M. (2005): Phosphorus fractionation and sorption in P-enriched soils of Norway. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 73, 245-256.

SINGH, R., VAN DAM, J. C., FEDDES, R. A. (2006): Water productivity analysis of irrigated crops in Sirsa district, India. *Agricultural Water Management* 82 (3), 253-278.

SMECK, N. E. (1985): Phosphorus dynamics in soils and landscapes. *Geoderma* 36 (3-4), 185-199.

SMITH, R., FERREIRA, V. (1992): Opus: an integrated simulation model for transport of nonpoint-source pollutants at the field scale. USDA-ARS publication, ARS-98, Ft. Collins, Colorado.

SPARKS, D. L. (ed) (1996): Methods of soil analysis: Chemical methods. SSSA Book Series 5, Part 3.

STEINIGER, M., ABDANK, H., MEISSNER, R. (1997): Untersuchungen zum diffusen Nitrataustrag aus einem landwirtschaftlich genutzten Kleineinzugsgebiet des Unterharzes. *Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung* 38, 82-86.

STENBERG, M., STENBERG, B., RYDBERG, T. (2000): Effects of reduced tillage and liming on microbial activity and soil properties in a weakly-structured soil. *Applied Soil Ecology* 14, 135-145.

STORM, D. E., DILLAHA, T. A., MOSTAGHIMI, S., SHANHOLTZ, V. O. (1988): Modeling phosphorus transport in surface runoff. *Transactions of the ASAE* 31 (1), 117-127.

STORM, D. E., WHITE, M. J. (2003): Lake Eucha Basin SWAT 2000 model simulations using new row crop/small grains soil test data. Report. Oklahoma State University.

TORBERT, H. A., DANIEL, T. C., LEMUNYON, J. L., JONES, R. M. (2002): Relationship of soil test phosphorus and sampling depth to runoff phosphorus in calcareous and noncalcareous soils. *Journal of Environmental Quality* 31, 1380-1387.

TRABADA-CRENDE, F., VINTEN, A. J. A. (1998): Assessing the effects of land management and catchment hydrology on well water quality in a designated nitrate vulnerable zone. *Agricultural Systems* 57, 523–540.

TUHKANEN, H. R., UUSITALO, R., YLI-HALLA, M. J. (2001): Modification of phosphorus index for Finland. ASA-CSSA-SSSA Annual Meetings, 21–25 October 2001, Charlotte, NC.

TUNNEY, H., BREEUWSMA, A., WITHERS, P. J. A., EHLERT, P. A. I. (1997): Phosphorus fertilizer strategies: Present und future. In: TUNNEY, H., CARTON, O. T., BROOKES, P. C., JOHNSTON, A. E. (eds.), *Phosphorus Loss from Soil to Water*. CAB International, New York. 177-203.

TURTOLA, E., YLI-HALLA, M. (1999): Fate of phosphorus applied in slurry and mineral fertilizer: accumulation in soil and release into surface runoff water. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 55 (2), 165-174.

ULÉN, B., JAKOBSSON, C. (2005): Critical evaluation of measures to mitigate phosphorus losses from agricultural land to surface waters in Sweden. *Science of The Total Environment* 344 (1-3), 37-50.

UMWELTBUNDESAMT (2002): Umweltdaten Deutschland 2002. Umweltbundesamt, Berlin.

UUSITALO, R., TURTOLA, E., LILJA, T. (2001): Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. *Journal of Environmental Quality* 30 (2), 589-595.

VADAS, P. A., KROGSTAD, T., SHARPLEY, A. N. (2006): Modeling phosphorus transfer between labile and nonlabile soil pools: Updating the EPIC model. *Soil Science Society of America Journal* 70 (3), 736-743.

VAN DAM, J. C., FEDDES, R. A. (2000): Numerical simulation of infiltration, evaporation and shallow groundwater levels with the Richards equation. *Journal of Hydrology* 233, 72-85.

VAN DER SALM, C., BREEUWSMA, A. (1996): Fosfaatverliezen in kalkloze zandgronden; vergelijking van modelberekeningen met meetgegevens voor gras- en moasland. Rapport 404, SC-DLO, Wageningen.

VAN DER SALM, C., SCHOUMANS, O. F. (2000): Phosphate losses on four grassland plots used for daily farming. Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. Alterra-rapport 83. Wageningen.

VAN DER ZEE, S. E. A. T. M., VAN RIEMSDIJK, W. H. (1988): Model for long-term phosphate reaction kinetics in soil. *Journal of Environmental Quality* 17, 35-41.

VDLUFA Methodenbuch (1991): Band I: Die Untersuchung von Böden. VDLUFA-Verlag, Darmstadt.

VELTHOF, G. L., BANNINK, A., OENEMA, O., VAN DER MEER, H. G., SPOELSTRA, S. F. (2000): Relationships between animal nutrition and manure quality. A literature review on C, N, P and S compounds. Alterra-Report 63. Wageningen.

WANG, X., YOST, R. S., LINQUIST, B. A. (2001): Soil aggregate size affects phosphorus desorption from highly weathered soils and plant growth. *Soil Science Society of America Journal* 65, 139-146.

WEISSROTH, M. (2000): Ökosystemanalyse zur Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand langjähriger Freilandmessungen. Dissertation, Technische Universität München.

WELD, J. L., SHARPLEY, A. N., BEEGLE, D. B., GBUREK, W. J. (2001): Identifying critical sources of phosphorus export from agricultural watersheds. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 59, 29-38.

WENK, G., BUCHHOLZ, K., SENST, M., JOHN, H. (1998): Differenzierte Untersuchung des Abflusskomponentenregimes hydrologischer Untersuchungsgebiete unter der Bedingung von Bergbaufolgemaßnahmen und Bewertung geoökologischer Auswirkungen als Beitrag zum Hochwasserschutz und zur Sicherung der Wassergüte der Selke. Unveröffentlichter Abschlussbericht, Band I/II, IWM Institut für Wasserwirtschaft GmbH, Fachhochschule Magdeburg-Stendal.

WILLIAMS, J. R., DYKE, P. T., JONES, C. A. (1983): EPIC: a model for assessing the effects of erosion on soil productivity. In W. K. LAURENROTH et al.: *Analysis of Ecological Systems: State-of-the-Art in Ecological Modeling*. Elsevier, Amsterdam, 553-572.

WIRIYAKITNATEEKUL, W., SUDDHIPRAKARN, A., KHEURUENROMNE, I., GILKES, R. J. (2005): Extractable iron and aluminum predict the P sorption capacity of Thai soils. *Australian Journal of Soil Research* 43 (6), 757-766.

WOLF, J., RÖTTER, R., OENEMA, O. (2005a): Nutrient emission models in environmental policy evaluation at different scales - experience from the Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (1-2), 291-306.

WOLF, J., HACK-TEN BROEKE, M. J. D., RÖTTER, R. (2005b): Simulation of nitrogen leaching in sandy soils in The Netherlands with the ANIMO model and the integrated modelling system STONE. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105 (3), 523-540.

WRIGHT, C. J., COLEMAN, D. C. (1999): The effects of disturbance events on labile phosphorus fractions and total organic phosphorus in the Southern Appalachians. *Soil Science* 164 (6), 391-402.

YOUNG, R., ONSTAD, C. A., BOSCH, D. D., ANDERSON, W. P. (1987): AGNPS: Agricultural Non-Point Source Pollution Model: a watershed analysis tool. USDA-Agricultural Research Service. Conservation Research Report 35. USDA, Washington.

YUAN, Y., BINGNER, R. L., THEURER, F. D., MOORE, P. A., REBLICH, R. A. (2005): Phosphorus component in AnnAGNPS. *Transactions of the ASAE* 48 (6), 2145-2154.

ZHANG, H., SCHRODER, J. L., FUHRMAN, J. K., BASTA, N. T., STORM, D. E., PAYTON, M. E. (2005): Path and multiple regression analyses of phosphorus sorption capacity. *Soil Science Society of America Journal* 69, 96-106.

Abkürzungsverzeichnis

ADIS	Agrarökologisches Dateninformationssystem
Al_{oxalat}	mit Oxalatlösung extrahierbares Aluminium
ANIMO	Agricultural Nutrient Model
ANOVA	Varianzanalyse (engl. Analysis of Variance)
C_{org}	organischer Kohlenstoff
CA	Celluloseacetat
CAL	Calcium-Acetat-Lactat
d_B	Lagerungsdichte des Bodens
DIN	Deutsches Institut für Normung e. V.
DL	Doppellactat
DLO	Landwirtschaftlicher Forschungsdienst (ndrl. Dienst Landbouwkundig Onderzoek)
DOC	gelöster organischer Kohlenstoff (engl. dissolved organic carbon)
DP	gelöster Phosphor (engl. dissolved phosphorus)
DPS	Phosphorsättigungsgrad (engl. degree of phosphorus saturation)
DWD	Deutscher Wetterdienst
EZG	Einzugsgebiet
FAM	Forschungsverbund Agrarökosysteme München
Fe_{oxalat}	mit Oxalatlösung extrahierbares Eisen
GIS	Geographische Informationssysteme
GOK	Geländeoberkante
GPS	Globales Positionssystem (engl. Global Positioning System)
HB	Heimberg
HW	Hochwasser
ICP-OES	Optische Emissionsspektroskopie mit induktiv gekoppeltem Plasma (engl. Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectroscopy)
IR	Infrarot
KAK	Kationenaustauschkapazität
K_{CAL}	mit Calcium-Acetat-Lactat extrahierbares Kalium
LAWA	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
MB	Mittelberg
N	Niederschlag
NÄ	Neue Äcker
OW	Oberweg
P	Phosphor
P_{CAL}	mit Calcium-Acetat-Lactat extrahierbarer Phosphor
P_{LAB}	labiler Phosphor
P_{oxalat}	mit Oxalatlösung extrahierbarer Phosphor

P_{ORG}	gelöster organischer Phosphor
P_{PO4}	gelöster anorganischer Phosphor
P_w	wasserlöslicher Phosphor
PP	partikulärer Phosphor
Q	Abfluss
SP	Schuppen
STZ	Steinbeis-Transferzentrum Soil Biotechnology
TDR	Zeitbereichsreflektometrie (engl. Time Domain Reflectometry)
TP	Gesamtphosphor
UFZ	Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH
USDA	Landwirtschaftsministerium der Vereinigten Staaten (engl. United States Department of Agriculture)
VDLUFA	Verband Deutscher Landwirtschaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten
W	Wiese

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1: Herkunft der P-Einträge in die Fließgewässer Deutschlands 2

Abb. 2.1: Lage und Topographie des Untersuchungsgebietes Scheyern 14

Abb. 2.2: Lage und messtechnische Ausstattung des Kleineinzugsgebietes E3 im Untersuchungsgebiet Scheyern 16

Abb. 2.3: Lage, Topographie und Landnutzung des Untersuchungsgebietes Schäfertal 17

Abb. 2.4: Monatsmittel der Lufttemperatur und des Niederschlages der DWD-Station Harzgerode 18

Abb. 2.5: Bodentypen des Untersuchungsgebietes Schäfertal 19

Abb. 2.6: Lage der Probenahmepunkte und Messstellen im Untersuchungsgebiet Schäfertal 20

Abb. 2.7: Vorgehensweise bei der Auswahl eines geeigneten Verfahrens des Mittelwertvergleiches 22

Abb. 3.1: Ablaufschema der Modellierung im Untersuchungsgebiet Scheyern 26

Abb. 3.2: Ablaufschema der Modellierung im Untersuchungsgebiet Schäfertal 27

Abb. 3.3: P-Kreislauf im Modell ANIMO 31

Abb. 4.1: Horizontabhängiger Verlauf der TP- bzw. P_{oxalat}-Konzentrationen am Beispiel zweier Bodenprofile im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 36

Abb. 4.2: Box-Whisker-Plots der Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit 39

Abb. 4.3: Prozentualer Anteil des durchschnittlichen P_w-Gehaltes an dem mittleren TP-Gehalt im Untersuchungsgebiet Schäfertal, schlagbezogen 41

Abb. 4.4: Korrelationsmatrix und Korrelationskoeffizienten (Spearman) für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal 42

Abb. 4.5: Box-Whisker-Plots ausgewählter Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal sowie Ergebnisse der Varianzanalyse (ANOVA), gruppiert nach Zugehörigkeit zu einem süd- bzw. nordexponierten Schlag 44

Abb. 4.6: P_w-Konzentrationen der saisonalen flächendeckenden Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit 46

Abb. 4.7: Aufgenommenes Bodenprofil (Braunerde) und die tiefenabhängige Verteilung der TP- und C_{org}-Konzentrationen, Untersuchungsgebiet Schäfertal 47

Abb. 4.8: P_w-Konzentrationen der an den Dauerbeobachtungspunkten 27 und 54 im Jahr 2004 entnommenen Bodenproben, Untersuchungsgebiet Schäfertal 48

Abb. 4.9: Mittelwertvergleich (Kruskal-Wallis-Test) der P_w-Konzentrationen des Dauerbeobachtungspunktes 54, gruppiert nach Bepflanzungszustand 50

Abb. 4.10: Verhältnis der Konzentrationen an Sediment, partikulär gebundenem Phosphor (PP) und gelöstem Phosphor (DP) während des Hochwasserereignisses vom 16.01.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 53

Abb. 4.11: Verhältnis der PP- und DP-Austräge bei Hochwasser und Normalabfluss sowie deren Anteil an der TP-Jahresfracht für die Jahre 2003 und 2004 56

Abb. 4.12: Sensitivität der bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte 58
Abb. 4.13: Zusammenhang zwischen der zeitbezogenen Sensitivität der Parameter T_r, α_d, n und der simulierten Bodenfeuchte 59
Abb. 4.14: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit einem unkalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995) 60
Abb. 4.15: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Kalibrierung ausgewählter bodenhydraulischer Parameter (Simulationszeitraum 1995) 61
Abb. 4.16: Vergleich der Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit einem unkalibrierten und einem kalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995) 61
Abb. 4.17: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte mit dem kalibrierten Parametersatz (Simulationszeitraum 1996) 62
Abb. 4.18: Zeitliche Dynamik der pflanzenphysiologischen Parameter der Anbaukultur Mais im Simulationsjahr 1996 63
Abb. 4.19: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Anpassung des Parameters Sättigungswassergehalt T_s für die Vegetationsperiode der Anbaukultur Mais (Simulationszeitraum 1996) 64
Abb. 4.20: Korrelation der gemessenen und simulierten Bodenfeuchtewerte im Validierungsjahr 1996 64
Abb. 4.21: Ergebnisse der Simulation der Bodenfeuchte nach der Anpassung des Parameters Sättigungswassergehalt T_s (Simulationszeitraum 1997) 65
Abb. 4.22: Zusammenhang zwischen der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung und der Bodenfeuchte im Simulationsjahr 1995 68
Abb. 4.23: Sensitivität der Parameter zur Definition der Größe der Pools und der Abbauraten der organischen Bodensubstanz gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung 70
Abb. 4.24: Sensitivität der Parameter zur Definition des Wurzelsystems gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung 72
Abb. 4.25: Sensitivität der Temperaturparameter gegenüber der P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung 72
Abb. 4.26: Durchschnittliche Sensitivität der Parameter zur Definition des P-Sorptionspotentials des Bodens gegenüber der Modellierungsgröße P_{PO4} 74
Abb. 4.27: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes mit einem bei der Anwendung von ANIMO im Untersuchungsgebiet Cranendonck abgeleiteten Parametersatz (Simulationszeitraum 1995) 75
Abb. 4.28: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes nach der Kalibrierung der Sorptionsparameter K_L und Q_m (Simulationszeitraum 1995) 77
Abb. 4.29: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und in der Bodenlösung des Ap-Horizontes nach der Kalibrierung des Verhältnisses der Größen der Pools der organischen Bodensubstanz (Simulationszeitraum 1995) 78
Abb. 4.30: Zeitliche Dynamik der Niederschläge, der gemessenen DP-Konzentrationen im Oberflächenabfluss und der simulierten DP-Konzentrationen in der Kontaktzone im Januar und Juni des Jahres 1995 79

Abb. 4.31: Ergebnisse der Simulation der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss im Validierungszeitraum 1996-1997 82
Abb. 4.32: Korrelation der gemessenen DP-Konzentration im Oberflächenabfluss und der simulierten DP-Konzentration in der Kontaktzone während der Abflussereignisse im Validierungszeitraum 1996-1997 83
Abb. 4.33: Lage der aus dem Verschnitt der Landnutzungs- und Bodentypenkarte resultierenden Teilflächen im Untersuchungsgebiet Schäfertal 86
Abb. 4.34: Ablaufschema der von dem P-Modul gesteuerten Parametrisierung und Durchführung der ANIMO-Simulation 88
Abb. 4.35: Sensitivität der Sorptionsparameter nach Langmuir und Freundlich gegenüber der Modellierungsgröße P_w 89
Abb. 4.36: Sensitivität der bodenchemischen und pflanzenphysiologischen Modellparameter gegenüber der Modellierungsgröße P_w 90
Abb. 4.37: Zeitliche Dynamik der Parametersensitivitäten am Beispiel des Simulationsjahres 2003 91
Abb. 4.38: Lage der teilflächenbezogenen Kalibrierungs- und Validierungspunkte im Untersuchungsgebiet Schäfertal 92
Abb. 4.39: Vergleich der Ergebnisse der Simulation der P_w-Konzentration der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes mit unkalibrierten und kalibrierten Langmuir-Sorptionsparametern 93
Abb. 4.40: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 45 Probenahmepunkten im Validierungsjahr 2003 95
Abb. 4.41: Vergleich der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes an den Probenahmepunkten der Teilflächen 1 und 6 im Validierungsjahr 2003 96
Abb. 4.42: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 58 Probenahmepunkten im Simulationsjahr 2003 97
Abb. 4.43: Zusammenhang zwischen den gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes an 58 Probenahmepunkten im Validierungsjahr 2004 98
Abb. 4.44: Zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes am Dauerbeobachtungspunkt 27 im Validierungsjahr 2004 99
Abb. 4.45: Zeitliche Dynamik der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap-Horizontes am Dauerbeobachtungspunkt 54 im Validierungsjahr 2004 100
Abb. 4.46: Räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes im Untersuchungsgebiet Schäfertal am 01.03.03 (Tag 60) 101
Abb. 4.47: Räumliche Dynamik der simulierten P_w-Konzentrationen der oberen 5 cm des Ap- bzw. Ah-Horizontes im Untersuchungsgebiet Schäfertal an ausgewählten Tagen des Jahres 2003 102
Abb. 4.48: Identifizierte Flächen mit hohem bzw. niedrigem P-Austragspotential innerhalb des Untersuchungsgebietes Schäfertal (Simulationsergebnis am Tag 120 des Jahres 2003) 105

Abb. 4.49: Räumliche Differenzierung des Oberflächenabflusses (O_{OF}) im Untersuchungsgebiet Schäfertal als Simulationsergebnis des Modells WaSiM-ETH am Beispiel von zwei Hochwasserereignissen 106

Abb. A1: P-Kreislauf in Modell EPIC 145

Abb. A2: Häufigkeitsverteilungen der Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal sowie Ergebnisse des Shapiro-Wilks-Tests 146

Abb. A3: Niederschlags- und Abflussentwicklung im Untersuchungsgebiet Schäfertal in den Jahren 2003-2004 147

Abb. A4: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 02.01.03 (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 147

Abb. A5: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 16.01.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 148

Abb. A6: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 01.02.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 149

Abb. A7: Zeitliche Dynamik der Stoffkonzentrationen, gemessen am Gebietsauslass bei regulären zweiwöchigen Beprobungen (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 150

Abb. A8: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der bodenhydraulischen Parameter gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995) 151

Abb. A9: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der pflanzenphysiologischen Parameter (Blattflächenindex, Wurzellänge) gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995) 152

Abb. A10: Schrittweise Kalibrierung der bodenhydraulischen Parameter im Simulationsjahr 1995 153

Abb. A11: Zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte an den Intensivmesspunkten „Kuppe" und „Tal" im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) im Zeitraum Januar 1995-April 1997 155

Abb. A12: Zeitliche Dynamik der Niederschläge, der volumetrischen Bodenfeuchte und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995) 156

Abb. A13: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *ORGFSH* und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995) 156

Abb. A14: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG*, der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung und des simulierten Zuwachses von Humus (Simulationszeitraum 1995) 157

Abb. A15: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* in Abhängigkeit von dem Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995 157

Abb. A16: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_S und der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995) 158

Abb. A17: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter K_{HU}, *HUMEXU* / *HUMORG* und des simulierten Zuwachses von Humus (Simulationszeitraum 1995) 158

Abb. A18: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *Wurzelmasse* in Abhängigkeit vom Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995 159

Abb. A19: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *Wurzelmasse* und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995) 159

Abb. A20: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter K_R und *ORGFSH* (Simulationszeitraum 1995) 160

Abb. A21: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_{EXU}, der volumetrischen Bodenfeuchte und der simulierten Masse der Wurzelausscheidungen (Simulationszeitraum 1995) 160

Abb. A22: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Temperaturparameter in Abhängigkeit von dem Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995 161

Abb. D1: Quellcode des Programms *Grids2Asci* zur Umwandlung binärer Dateien in ASCII-Format 171

Abb. D2: Ablaufschema der Erstellung von hydrologischen Eingabedateien im Programm *WatbalX* 173

Abb. D3: Quellcode des Programms *Convert* zur Umwandlung von erstellten WATBAL-Dateien in ein binäres Format 174

Abb. D4: Ablaufschema der automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse im Programm *PhosphorCont* 176

Abb. D5: Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse 178

Tabellen- und -Gleichungsverzeichnis

Tab. 2.1: Übersicht über die analysierten Bodenparameter und die verwendeten Bestimmungsmethoden der flächendeckenden Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal 21

Tab. 2.2: Übersicht über die analysierten Bodenparameter und die verwendeten Bestimmungsmethoden der punktuellen Beprobungen im Untersuchungsgebiet Schäfertal 24

Tab. 2.3: Übersicht über die Parameter und Analysenmethoden der Probenahmen am Gebietsauslass und an den Drainagen im Untersuchungsgebiet Schäfertal 24

Tab. 4.1: Übersicht über die bodenphysikalischen und -chemischen Eigenschaften des Ap-Horizontes im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 35

Tab. 4.2: Statistische Kennwerte der DP-Konzentrationen des im Kleineinzugsgebiet E3 erfassten Oberflächenabflusses (Untersuchungsgebiet Scheyern) 37

Tab. 4.3: Bodenparameter und statistische Kennwerte der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal 37

Tab. 4.4: Vergleich der an den Dauerbeobachtungspunkten 27 und 54 gemessenen Stoffkonzentrationen des Oberbodens (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 50

Tab. 4.5: Charakteristik der Hochwasserereignisse im Untersuchungszeitraum 2003-2004 (Untersuchungsgebiet Schäfertal) 52

Tab. 4.6: Statistische Kennwerte der Schüttung und Stoffkonzentrationen der Drainagen 3 und 4 im Untersuchungsgebiet Schäfertal 55

Tab. 4.7: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften des in SWAP als Modellsystem definierten Bodenprofils im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 57

Tab. 4.8: Abgeleitete bodenhydraulische Parameter 57

Tab. 4.9: Übersicht über die kalibrierten bodenhydraulischen Parameter des 1. Bodenhorizontes 60

Tab. 4.10: Bodenphysikalische und -chemische Eigenschaften des in ANIMO als Modellsystem definierten Bodenprofils im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 66

Tab. 4.11: Physikalische und chemische Eigenschaften sowie Sorptionsparameter ausgewählter Böden bzw. Untersuchungsgebiete 76

Tab. 4.12: Durchschnittliche gemessene bzw. simulierte DP-Konzentration im Oberflächenabfluss bzw. in der Kontaktzone der Jahre 1995-1997 (Kleineinzugsgebiet E3, Untersuchungsgebiet Scheyern) 83

Tab. 4.13: Überblick über die teilflächen- und zellenbezogenen Modellparameter 87

Tab. 4.14: Korrelationskoeffizient, Bestimmtheitsmaß und Steigung der Regressionsgeraden der gemessenen und simulierten P_w-Konzentrationen im Simulationsjahr 2003 97

Tab. B1: Bodenphysikalische und bodenchemische Charakterisierung der Grubenprofile im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 162

Tab. B2: Wahrscheinlichkeiten der Varianzanalysen für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit 163

Tab. B3: Tiefenabhängige Verteilung der Stoffkonzentrationen und Bodenparameter des untersuchten Bodenprofils (Braunerde), Untersuchungsgebiet Schäfertal 166
Tab. B4: Vertikale Diskretisierung des als Modellsystem definierten Bodenprofils, Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 167
Tab. B5: Fruchtfolgen, Aussaat- und Erntetermine im Kleineinzugsgebiet E3 in den Jahren 1995-1997 (Untersuchungsgebiet Scheyern) 167

Gl. 1.1: Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss im Modell EPIC 4
Gl. 2.1: Berechnung des P-Sättigungsgrades DPS 23
Gl. 3.1: Transport- und Erhaltungsgleichung im Modell ANIMO 31
Gl. 3.2: Berechnung der reversiblen P-Adsorption (Langmuir) im Modell ANIMO 32
Gl. 3.3: Berechnung der irreversiblen P-Fixierung (Freundlich) im Modell ANIMO 33
Gl. 3.4: Berechnung der Sensitivität der Modellparameter 34
Gl. C1: Berechnung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss in SWRRBWQ und SWIM 168
Gl. C2: Berechnung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss in SWAT 168
Gl. C3: Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss in CREAMS 168
Gl. C4: Berechnung der DP-Konzentration in der Bodenlösung vor Beginn des Abflussereignisses in CREAMS 168
Gl. C5: Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss nach SHARPLEY 169

Anhang A: Abbildungen

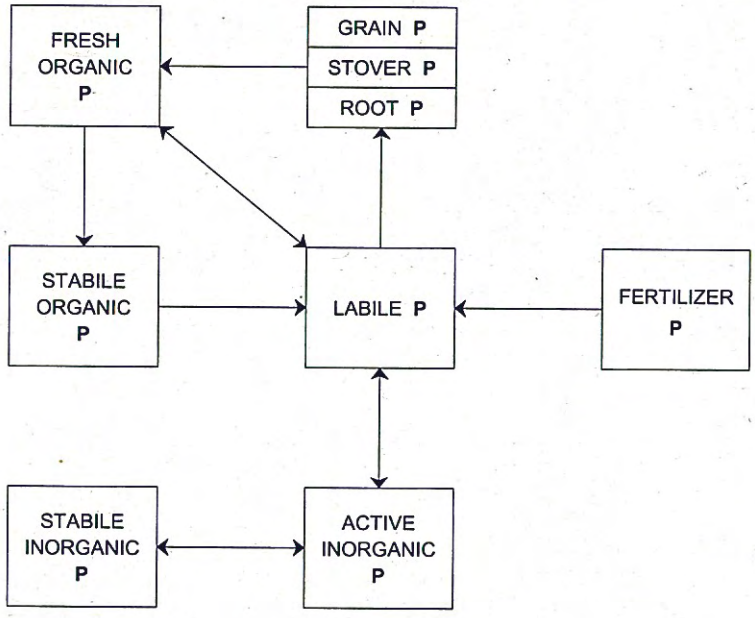
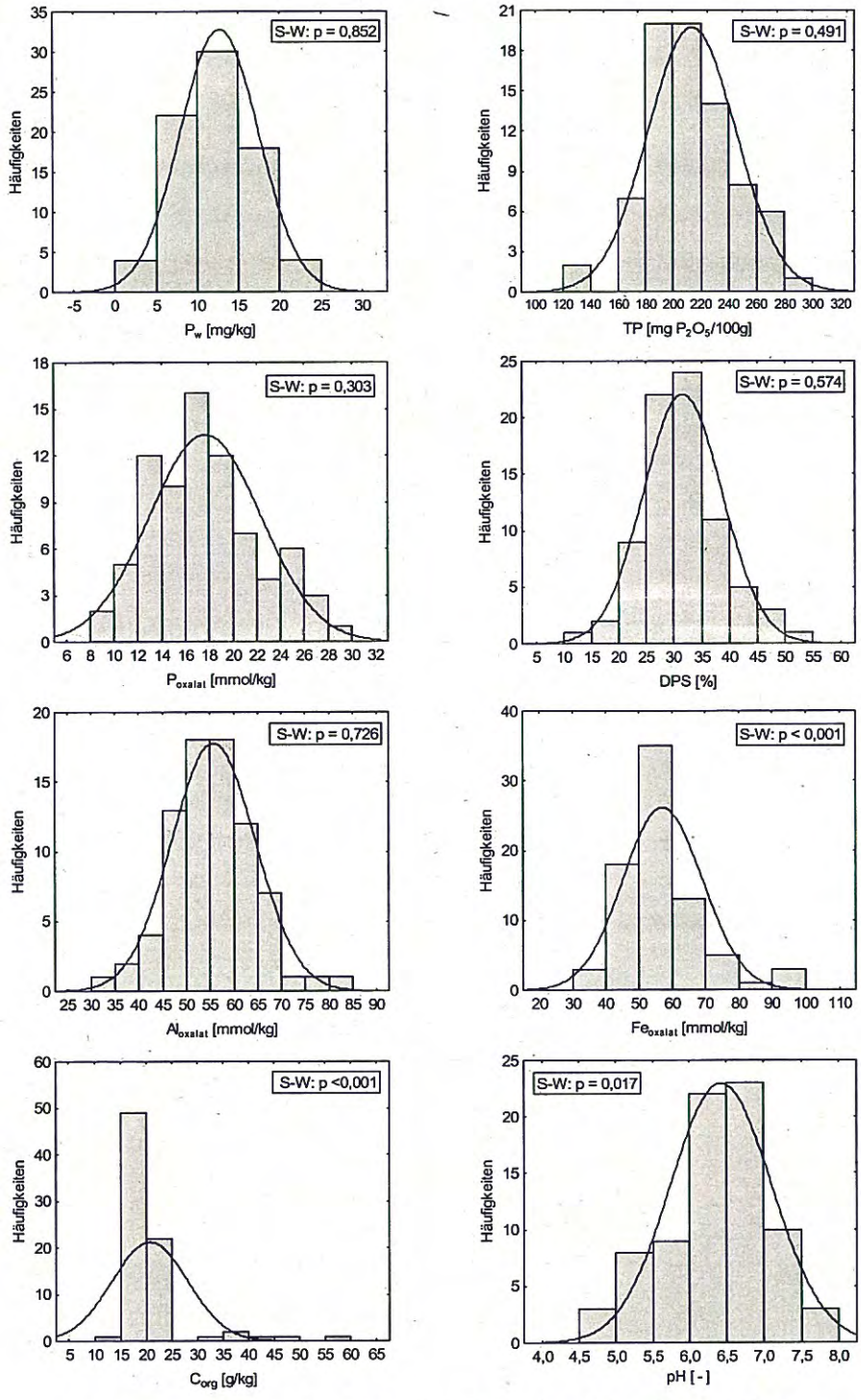


Abb. A1: P-Kreislauf im Modell EPIC[1]

[1] MATTHEWS (1998)



S-W: Wahrscheinlichkeiten des Shapiro-Wilks-Tests auf Normalität der Verteilung

Abb. A2: Häufigkeitsverteilungen der Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal sowie Ergebnisse des Shapiro-Wilks-Tests

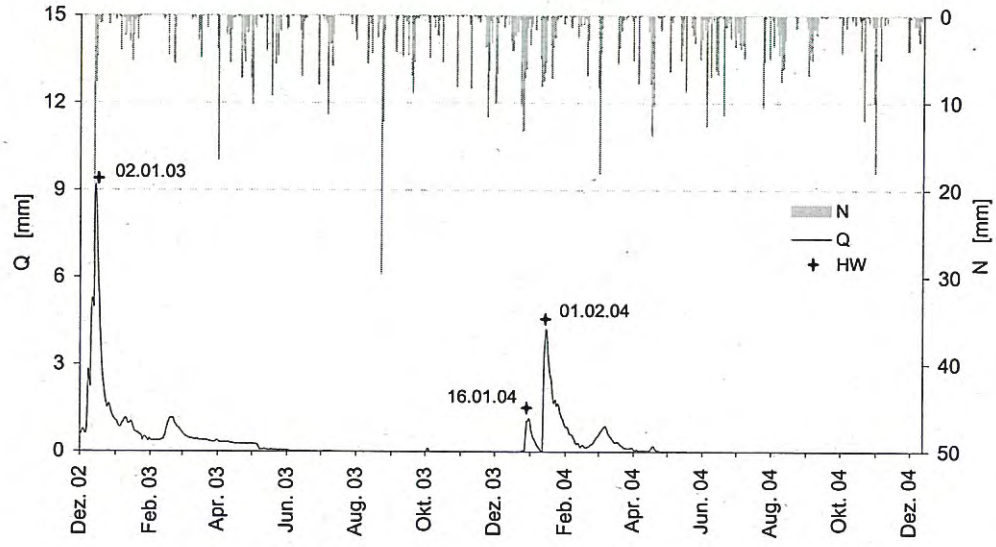


Abb. A3: Niederschlags- und Abflussentwicklung im Untersuchungsgebiet Schäfertal in den Jahren 2003-2004

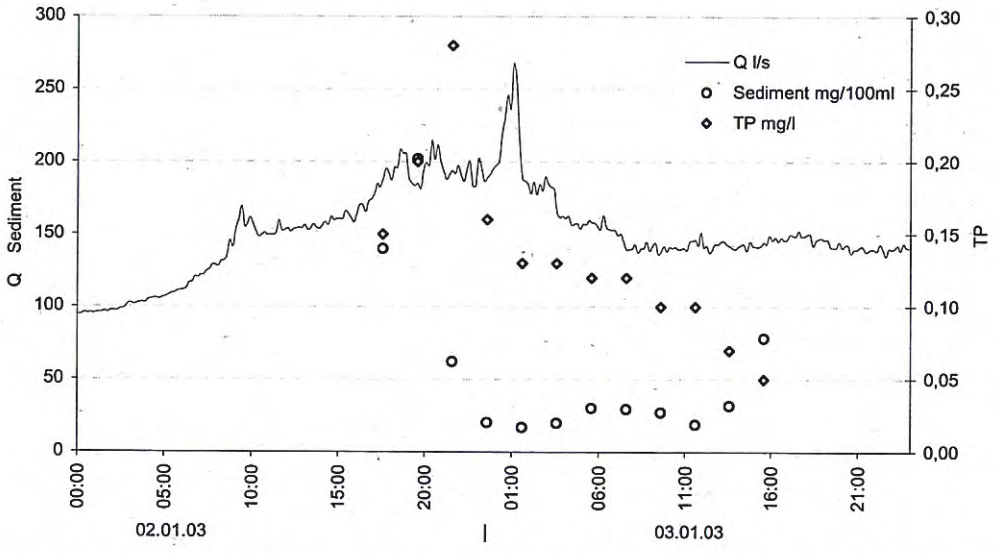


Abb. A4: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 02.01.03 (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

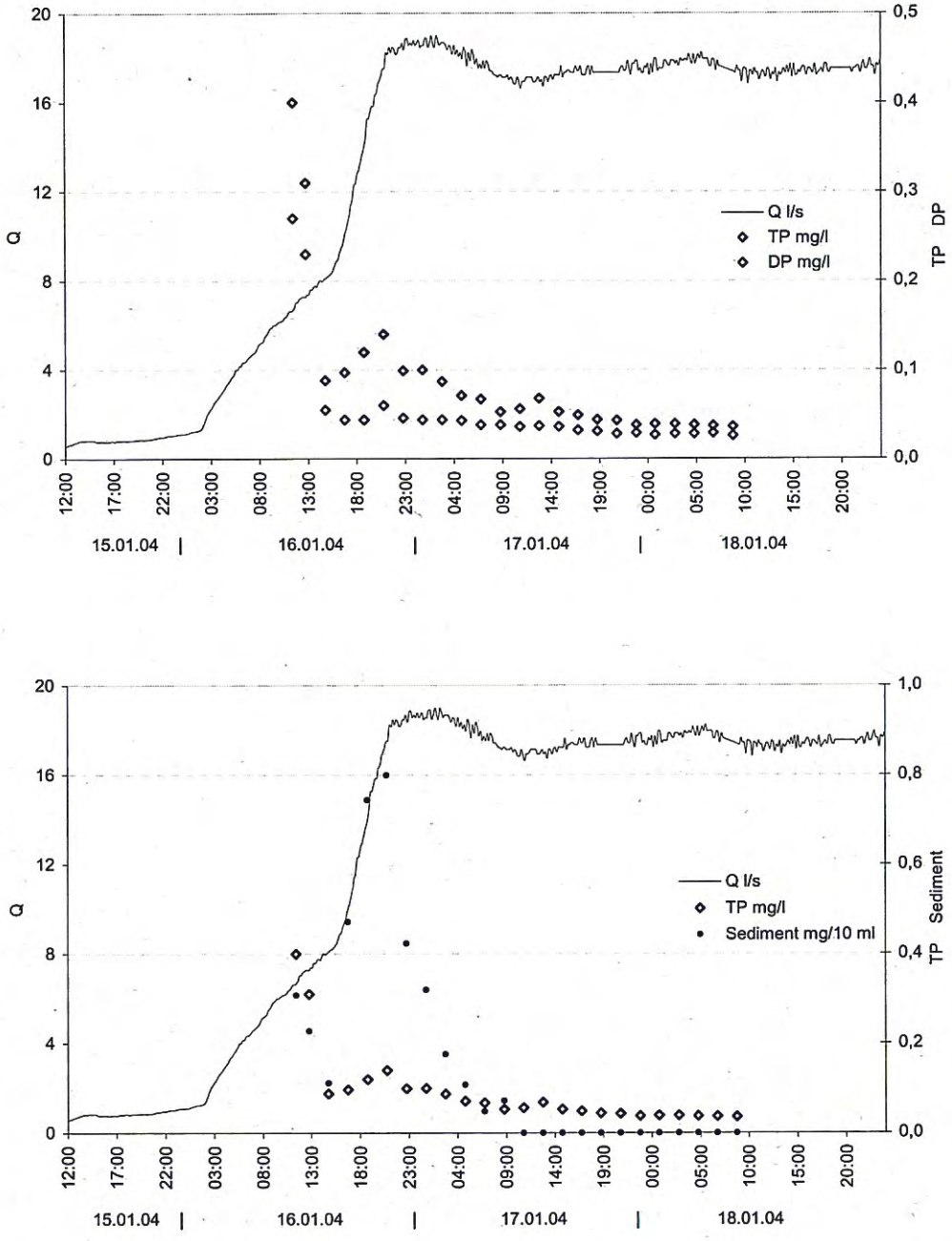


Abb. A5: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 16.01.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

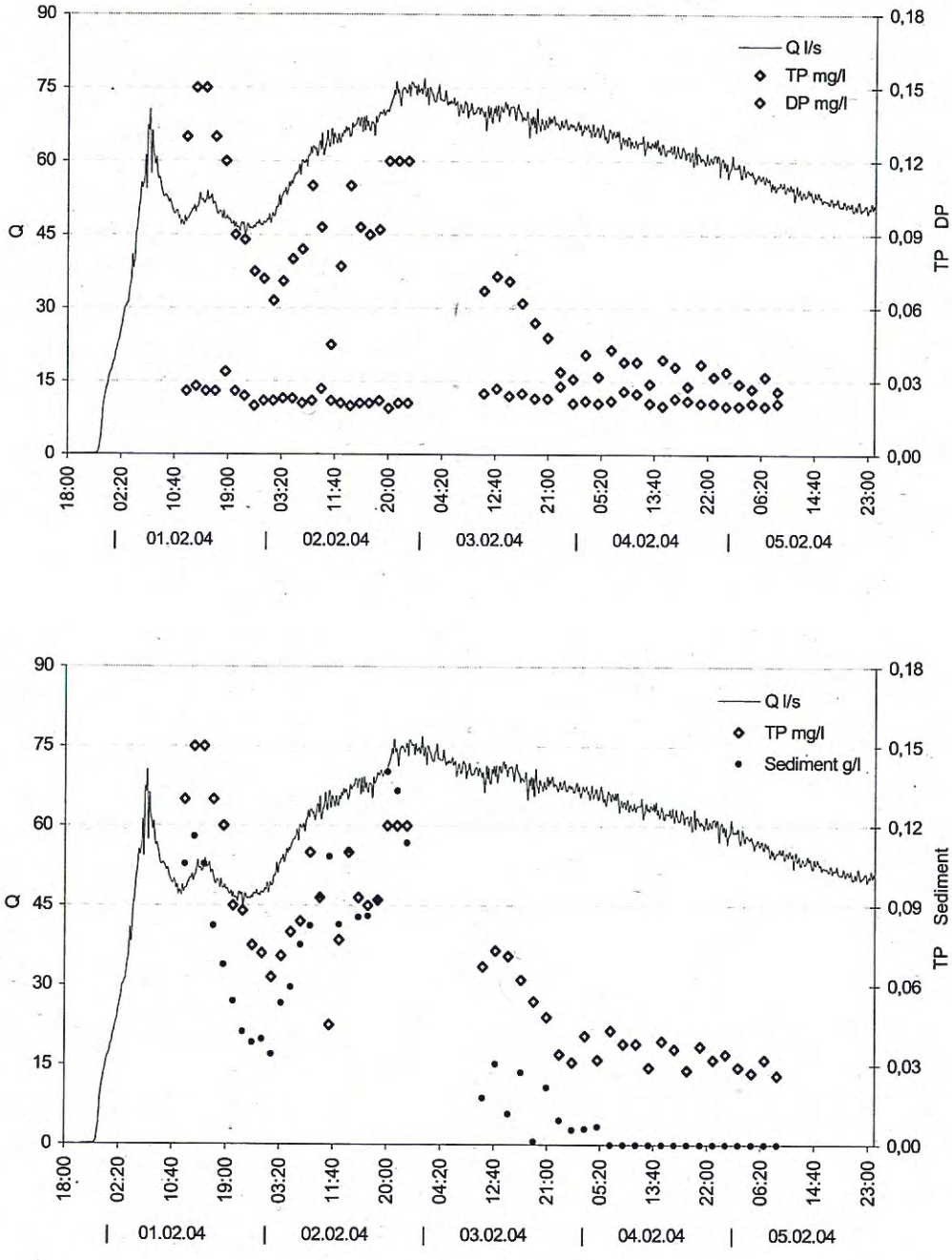


Abb. A6: Abflussentwicklung und gemessene Stoffkonzentrationen während des Hochwasserereignisses vom 01.02.04 (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

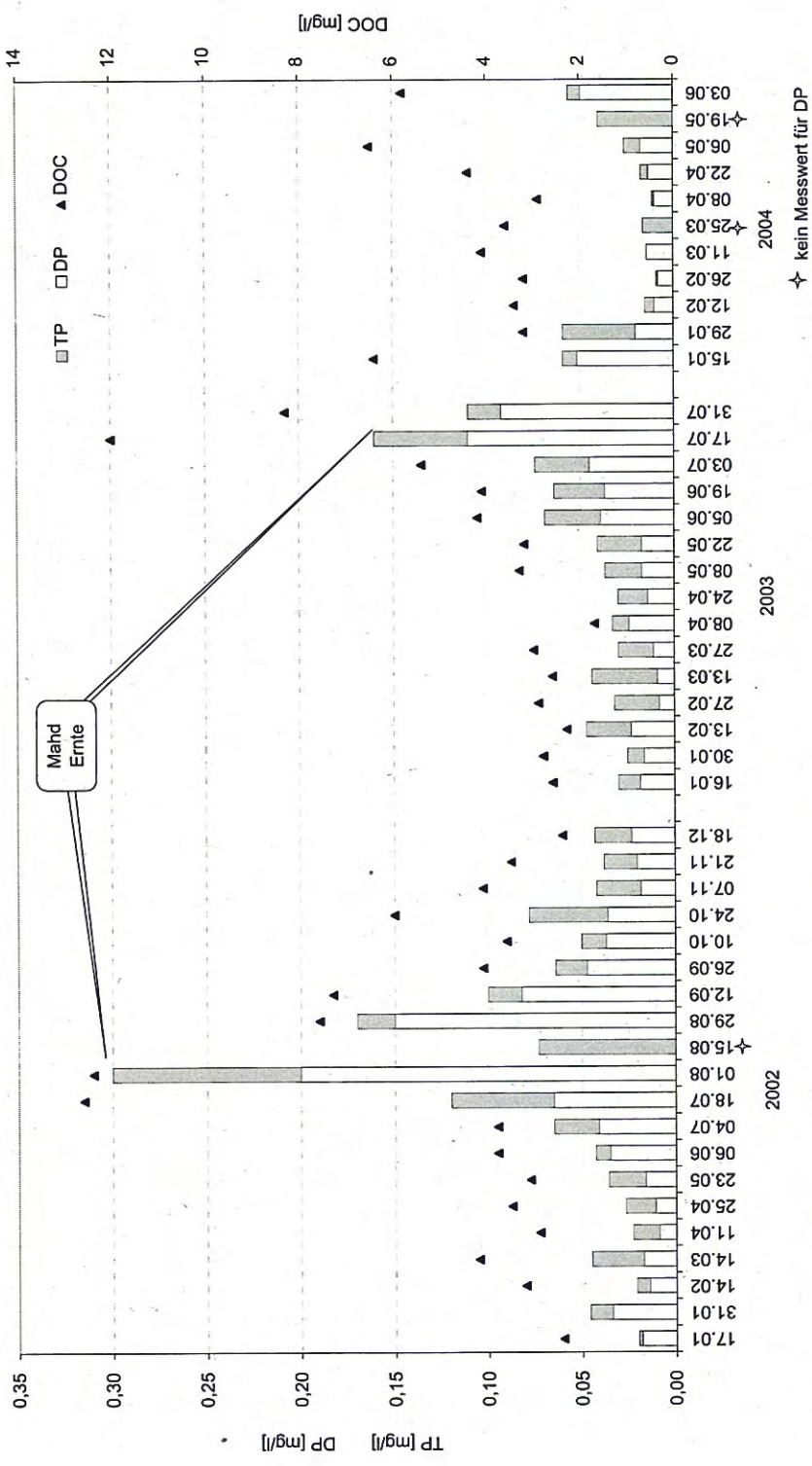


Abb. A7: Zeitliche Dynamik der Stoffkonzentrationen, gemessen am Gebietsauslass bei regulären zweiwöchigen Beprobungen (Untersuchungsgebiet Schäfertal)

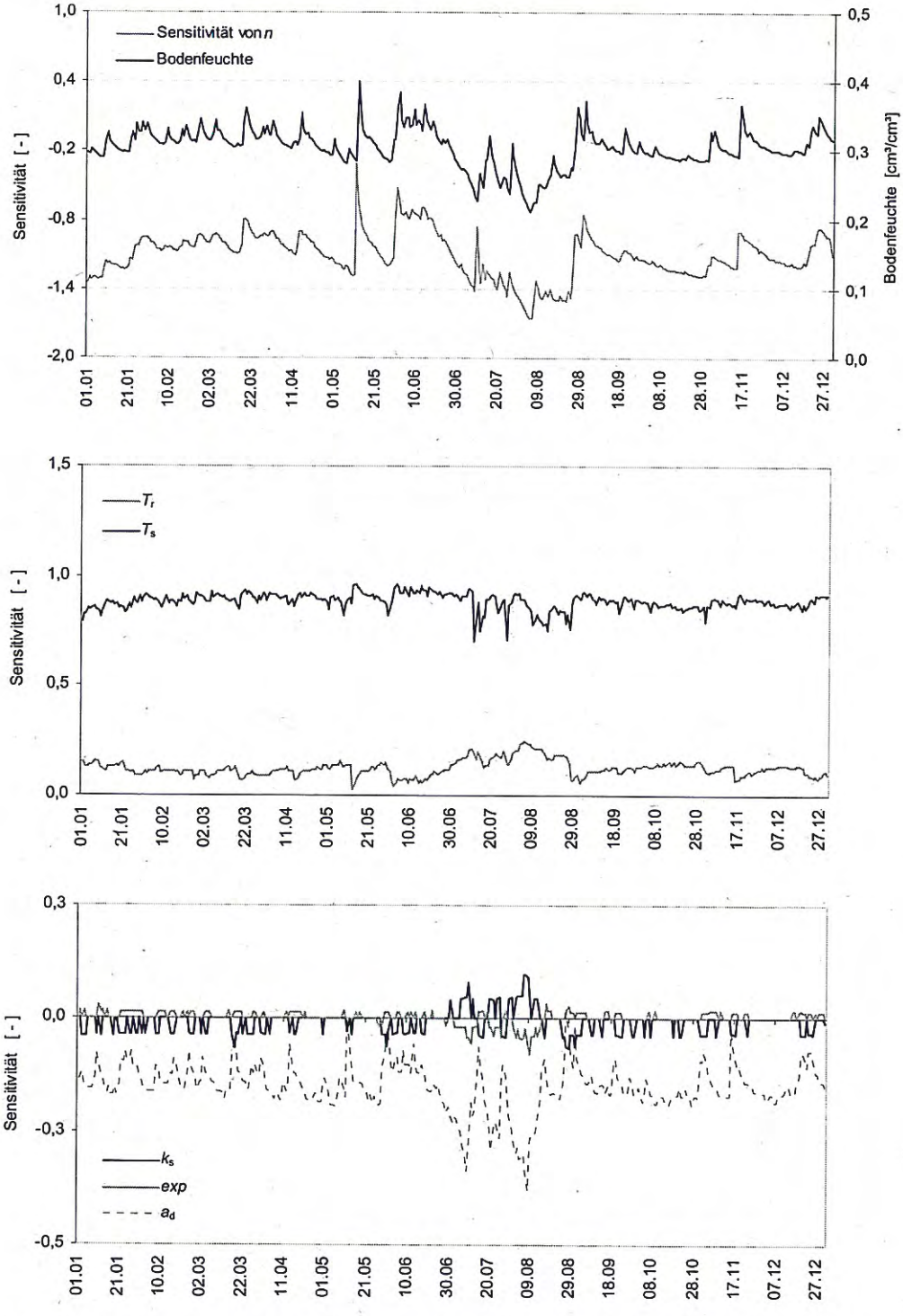


Abb. A8: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der bodenhydraulischen Parameter gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995)

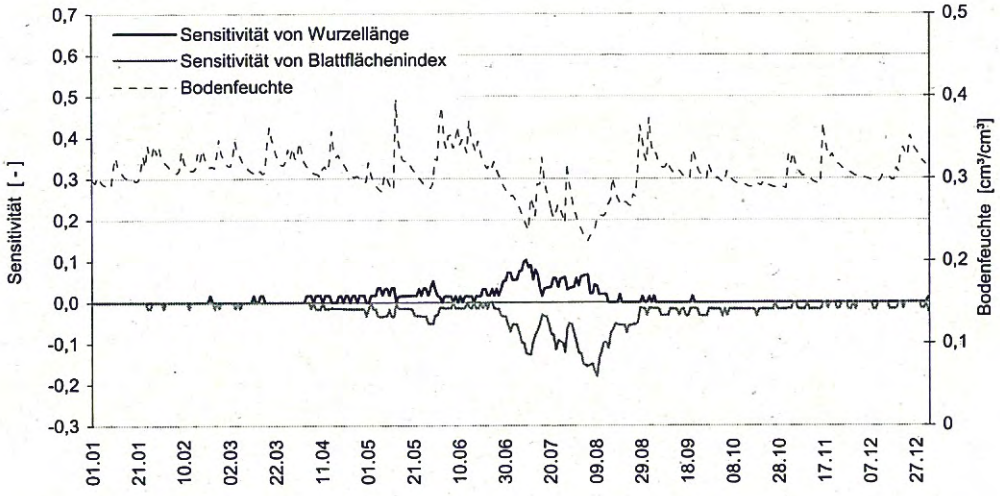
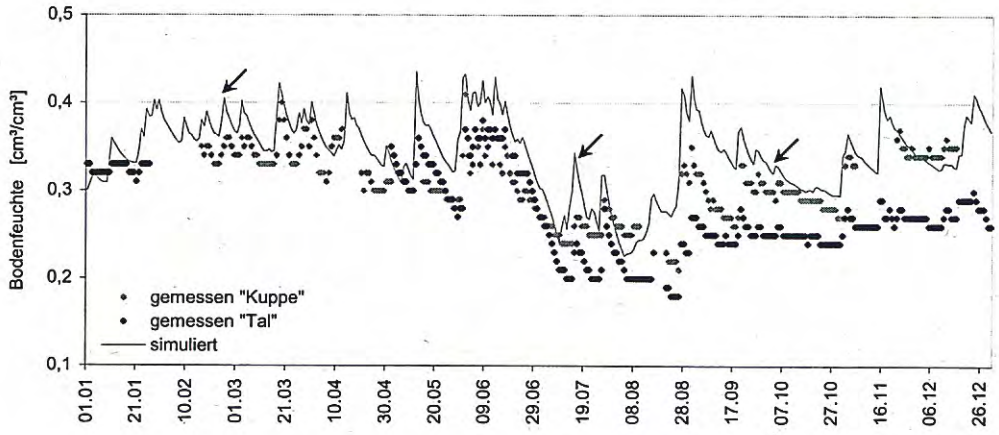
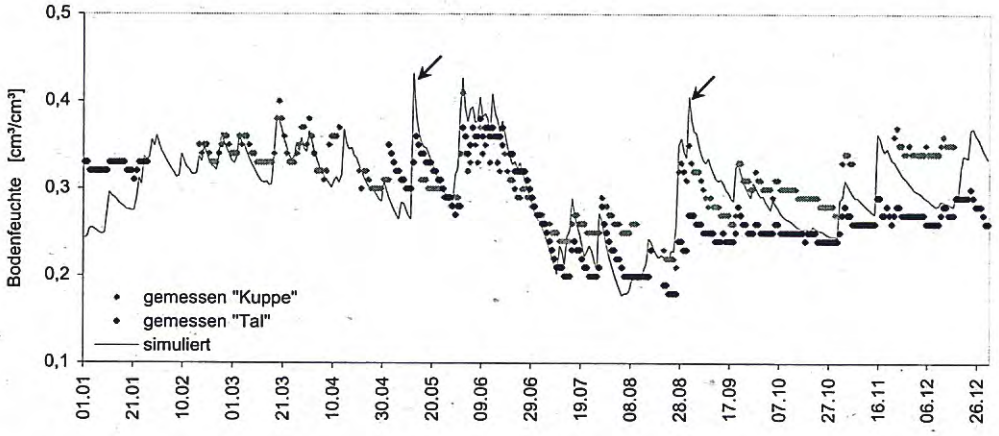


Abb. A9: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der pflanzenphysiologischen Parameter (Blattflächenindex, Wurzellänge) gegenüber der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995)

a) Simulationsergebnis mit unkalibrierten bodenhydraulischen Parametern



b) Simulationsergebnis nach der Kalibrierung des Parameters *n*



c) Simulationsergebnis nach der Kalibrierung des Parameters T_s

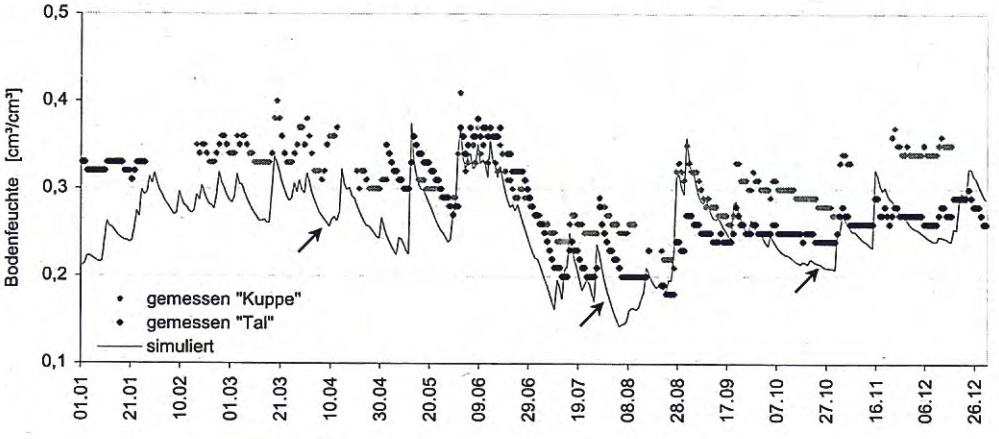
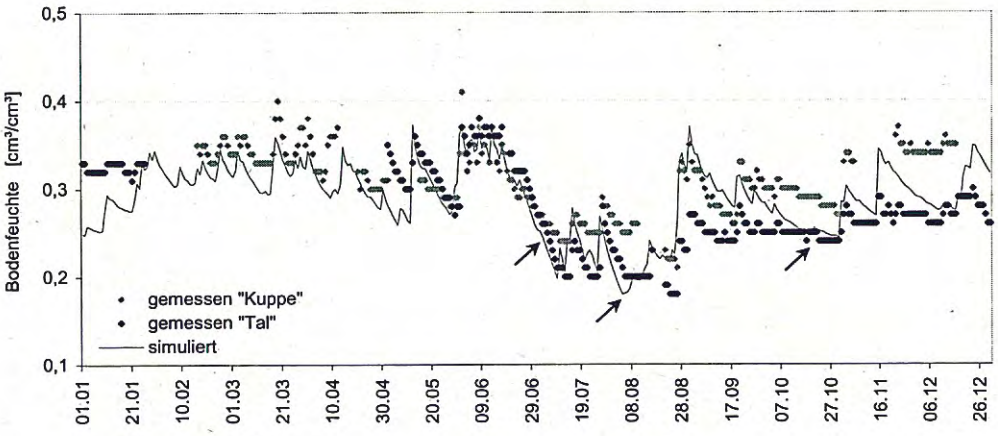


Abb. A10: Schrittweise Kalibrierung der bodenhydraulischen Parameter im Simulationsjahr 1995 (*Fortsetzung nächste Seite*); *Pfeile markieren die Stellen, für die jeweils beim nächsten Kalibrierungsschritt die Anpassung vorgenommen wurde*

d) Simulationsergebnis nach der Kalibrierung des Parameters α_d



e) Simulationsergebnis nach der Kalibrierung des Parameters T_r

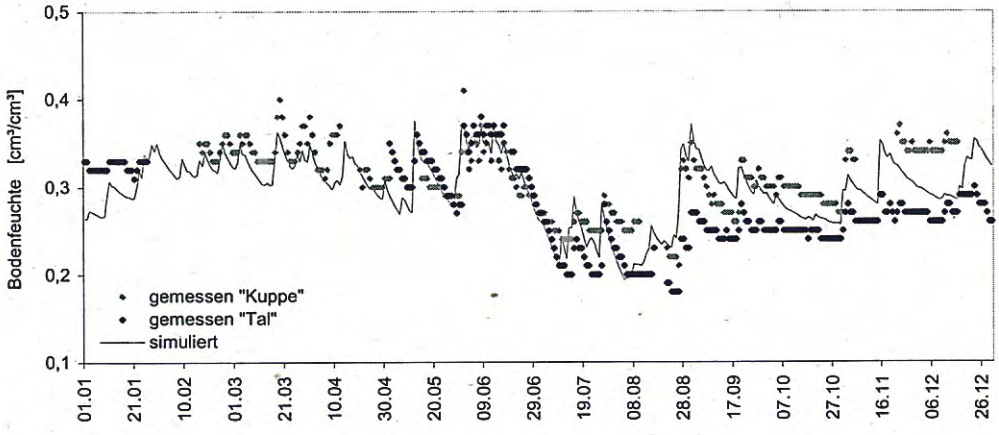


Abb. A10: (*Fortsetzung*) Schrittweise Kalibrierung der bodenhydraulischen Parameter im Simulationsjahr 1995; *Pfeile markieren die Stellen, für die jeweils beim nächsten Kalibrierungsschritt die Anpassung vorgenommen wurde*

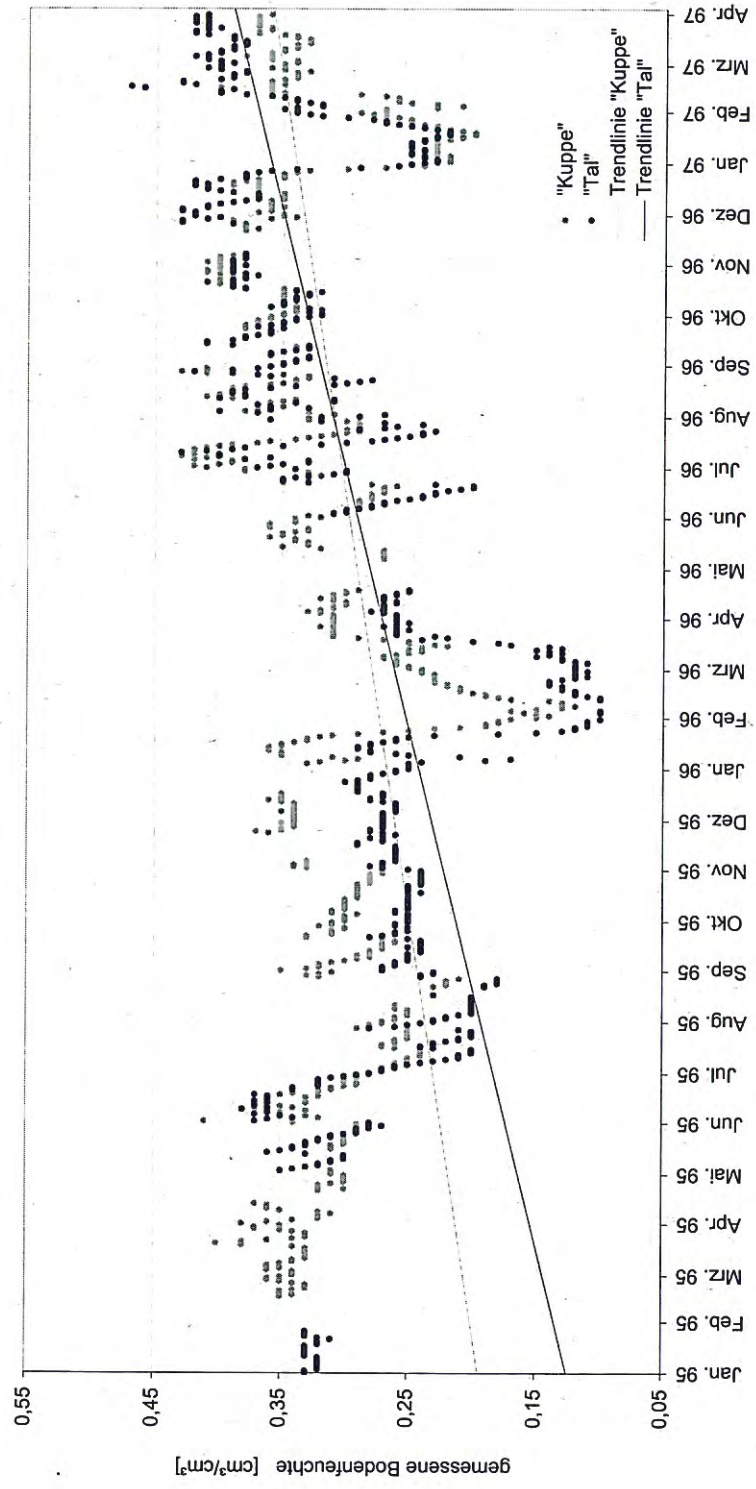


Abb. A11: Zeitliche Dynamik der Bodenfeuchte an den Intensivmesspunkten „Kuppe“ und „Tal“ im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern) im Zeitraum Januar 1995-April 1997

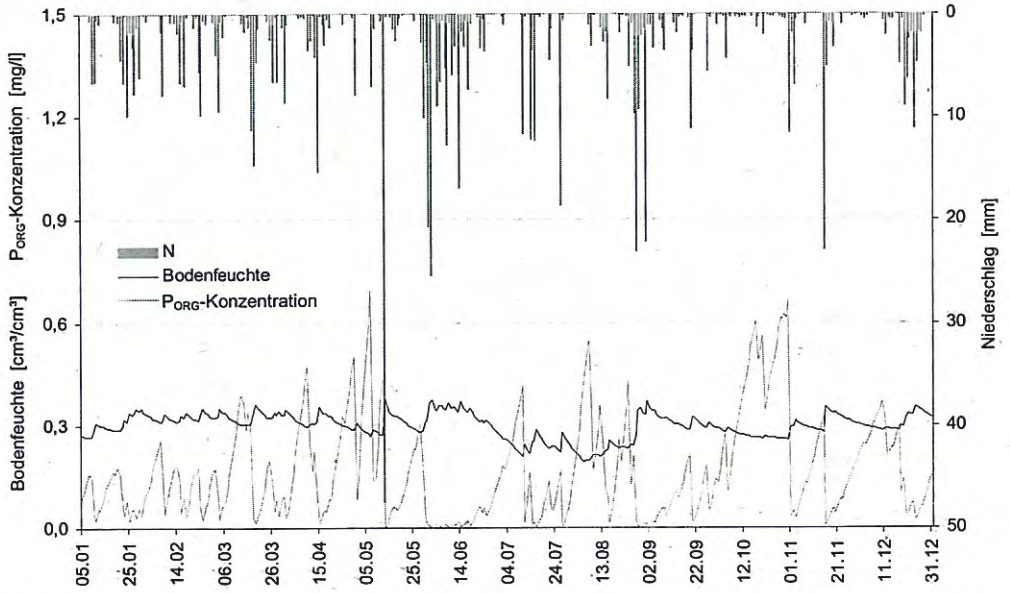


Abb. A12: Zeitliche Dynamik der Niederschläge, der volumetrischen Bodenfeuchte und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995)

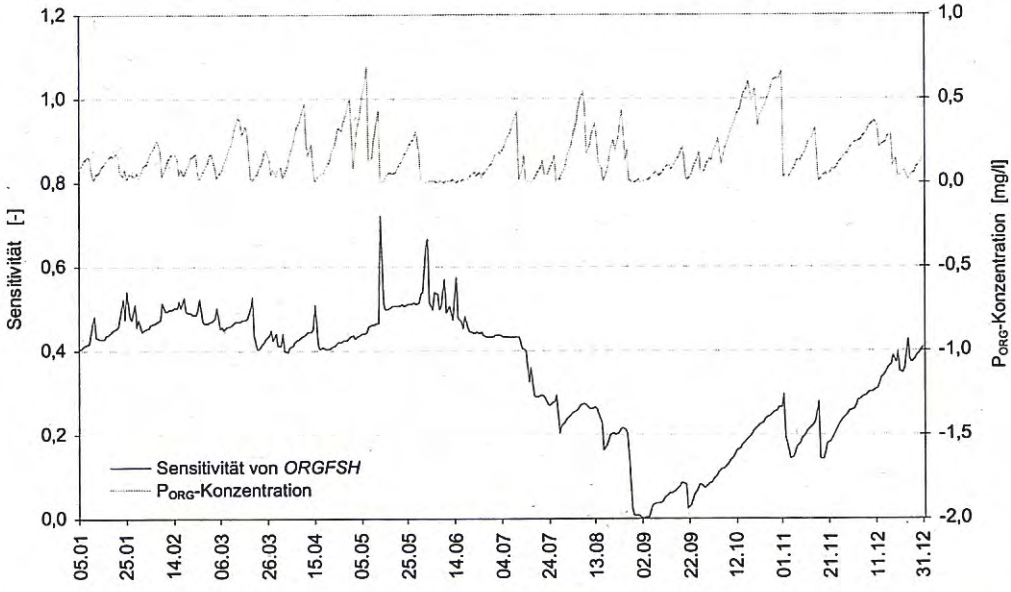


Abb. A13: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *ORGFSH* und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995)[1]

[1] Parameterbezeichnung vgl. Kapitel 4.2.2.2

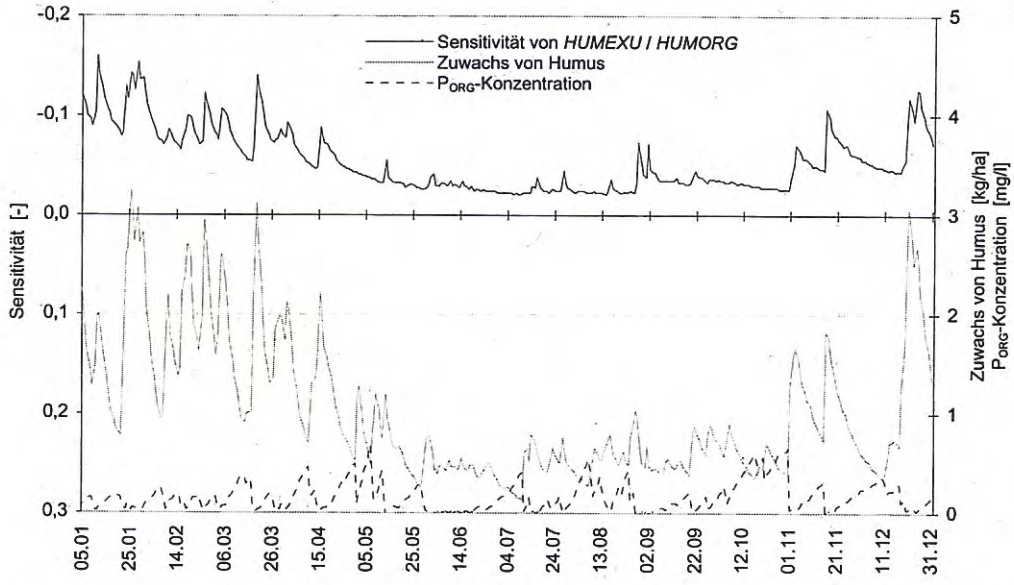


Abb. A14: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG*, der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung und des simulierten Zuwachses von Humus (Simulationszeitraum 1995)[1]

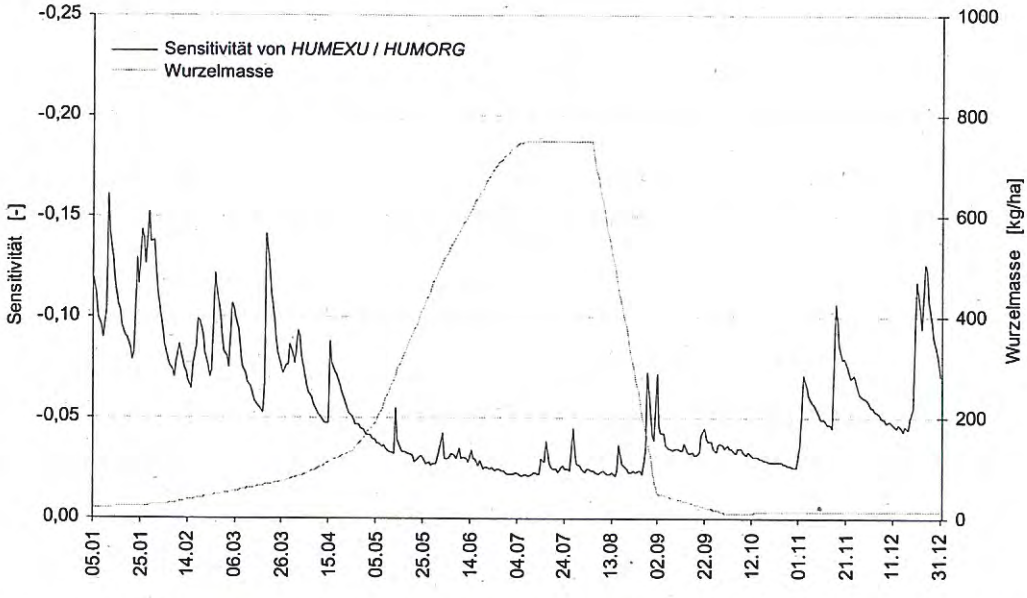


Abb. A15: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter *HUMEXU* und *HUMORG* in Abhängigkeit von dem Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995[1]

[1] Parameterbezeichnung vgl. Kapitel 4.2.2.2

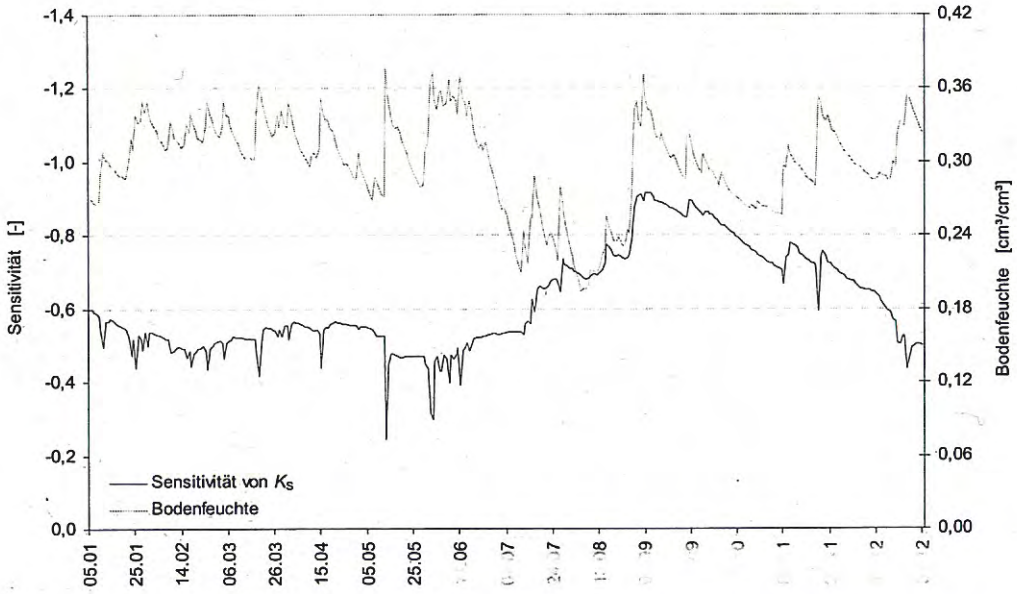


Abb. A16: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_S und der volumetrischen Bodenfeuchte (Simulationszeitraum 1995)[1]

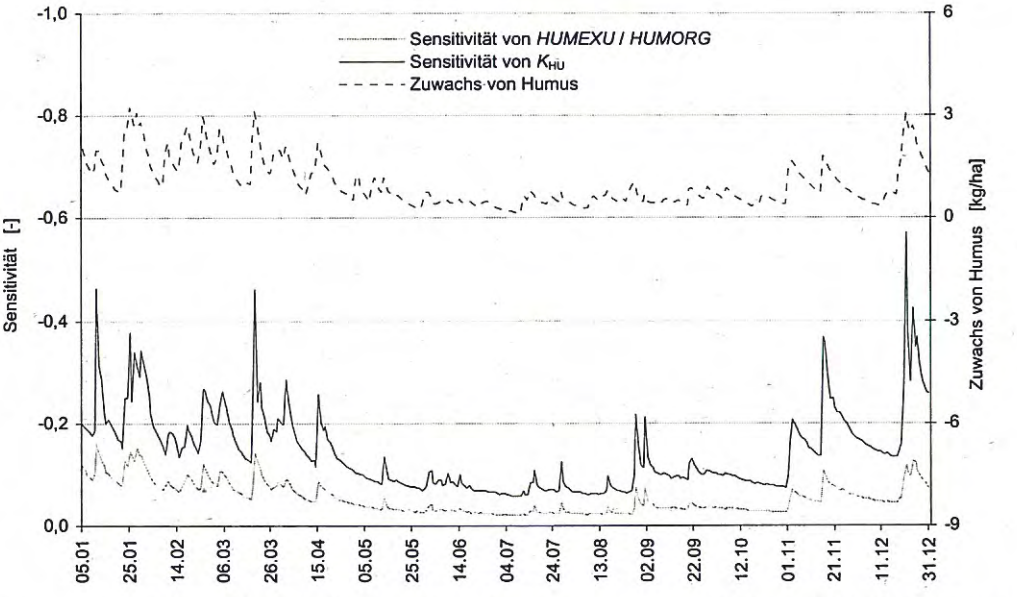


Abb. A17: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter K_{HU}, *HUMEXU / HUMORG* und des simulierten Zuwachses von Humus (Simulationszeitraum 1995)[1]

[1] Parameterbezeichnung vgl. Kapitel 4.2.2.2

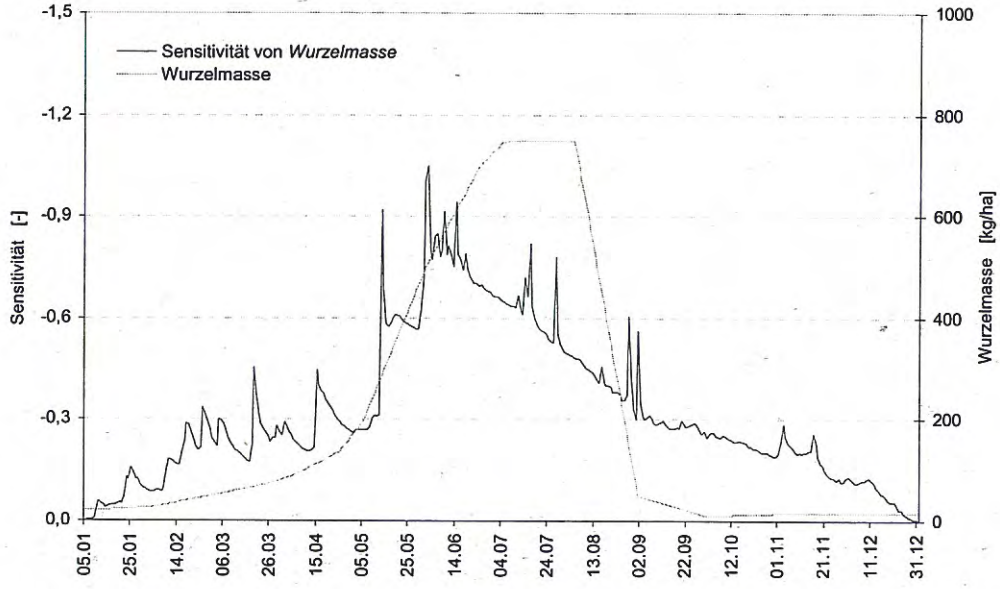


Abb. A18: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *Wurzelmasse* in Abhängigkeit vom Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995

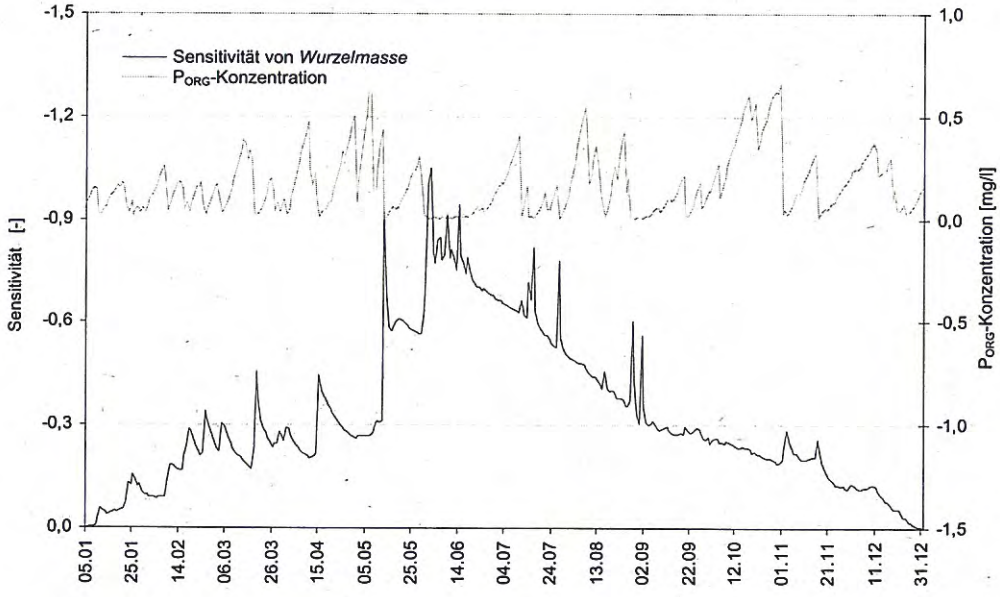


Abb. A19: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters *Wurzelmasse* und der simulierten P_{ORG}-Konzentration in der Bodenlösung (Simulationszeitraum 1995)

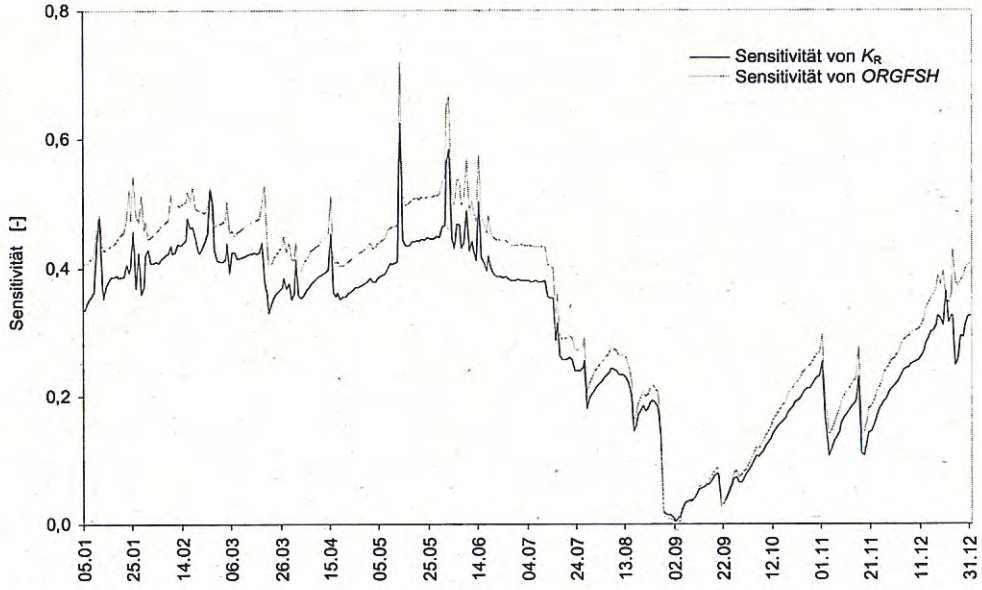


Abb. A20: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Parameter K_R und *ORGFSH* (Simulationszeitraum 1995)[1]

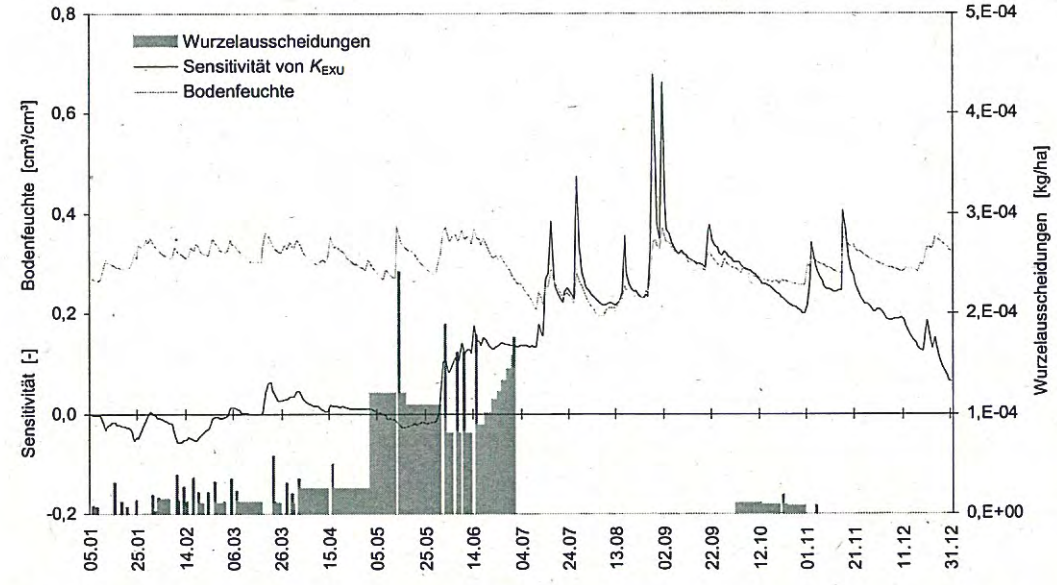


Abb. A21: Zeitliche Dynamik der Sensitivität des Parameters K_{EXU}, der volumetrischen Bodenfeuchte und der simulierten Masse der Wurzelausscheidungen (Simulationszeitraum 1995)[1]

[1] Parameterbezeichnung vgl. Kapitel 4.2.2.2

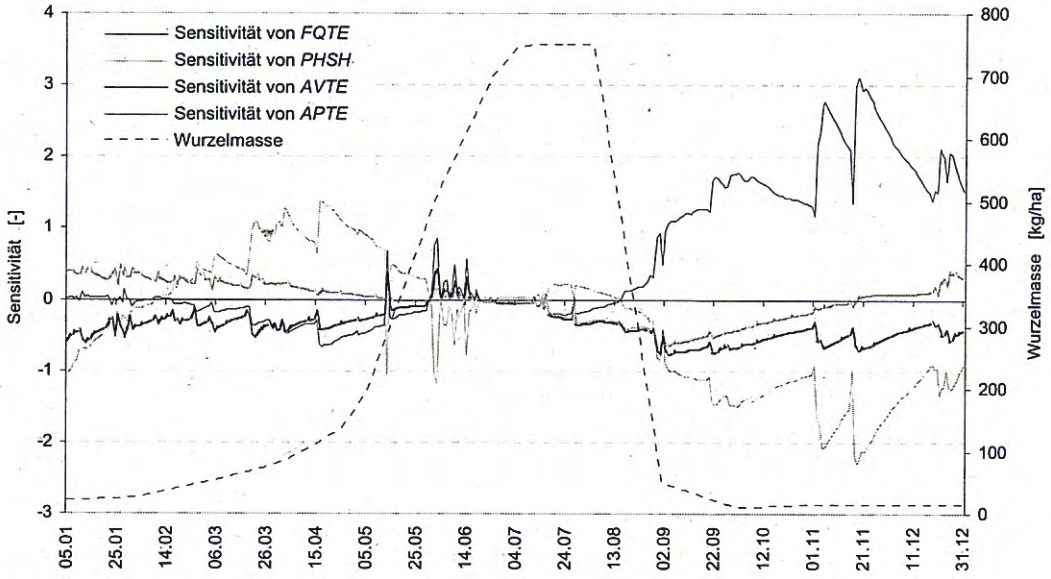


Abb. A22: Zeitliche Dynamik der Sensitivität der Temperaturparameter in Abhängigkeit von dem Stadium der Pflanzenentwicklung (dargestellt als Wurzelmasse) im Simulationszeitraum 1995; *FQTE (Frequenz der jährlichen Temperaturwelle), PHSH (Phasenverschiebung der Temperaturwelle), AVTE (Durchschnittliche jährliche Temperatur an der Bodenoberfläche) und APTE (Amplitude der jährlichen Sinuswelle)*

Tab. B1: Bodenphysikalische und bodenchemische Charakterisierung der Grubenprofile im Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

Profil-grube-Nr.	Boden-typ	Horizont-abfolge	untere Grenze [cm]	Bodenart	TRD [g/cm³]	C_{org} [g/kg]	Al_{oxalat} [mmol/kg]	Fe_{oxalat} [mmol/kg]	P_{oxalat} [mmol/kg]	DPS [%]	TP [g/kg]
300000002	Parabraunerde	Ap	34	Lu	1,45	15,35	37,2	70,8	20,1	37,3	1,011
		xBt	44	Ltu	1,48	5,18	52,8	47,8	9,1	18,0	0,567
		Bt	67	Ltu	1,36	4,41	43,4	38,8	8,6	20,9	0,709
		ICv	140	Ul3	1,53	3,32	24,8	17,3	6,1	28,8	-
		IICv	180	Ut3	1,57	3,61	27,9	12,4	5,3	26,4	-
300000003	Pseudogley-Kolluvisol	Ap	29	Lu	1,28	14,91	43,4	72,8	20,3	34,9	-
		IxM	40	Lu	1,50	14,60	46,6	88,8	21,9	32,4	-
		IM	63	Lu	1,52	12,23	43,4	81,9	16,5	26,3	-
		IM	85	Lu	1,41	12,14	46,6	87,4	15,8	23,5	-
		GoM	123	Lu	1,37	8,46	46,6	95,8	12,8	18,0	-
		YGr	200	Sl4	1,35	5,97	43,4	86,7	13,1	20,2	-
300000006	Parabraunerde	Ap	24	Lu	1,33	12,87	46,6	62,4	20,0	36,8	0,935
		IBv	39	Ltu	1,52	3,76	49,7	56,9	8,7	16,4	0,546
		IIBv	70	Ltu	1,47	2,82	52,8	32,6	8,6	20,2	0,626
		ICvBv	100	Lu	1,48	3,22	40,3	22,1	8,4	27,0	-
		IICvBv	128	Ul3	1,51	5,11	34,1	14,5	6,0	24,8	-
		BvCv	175	Ul3	-	4,71	27,9	12,4	6,0	29,6	-
300000019	Braunerde	Ap	25	Lu	1,29	19,43	37,7	71,3	12,3	22,5	-
		Bv	35	Ltu	1,59	3,12	45,8	64,7	3,2	5,7	-
		SgBv	60	Ltu	1,60	1,91	50,7	66,0	1,9	3,3	-
		IBvSg	90	Ltu	1,56	2,28	50,7	63,3	2,1	3,6	-
		IIBvSg	120	Ltu	-	2,00	42,6	50,3	2,4	5,1	-

[-] kein Messwert

Tab. B2: Wahrscheinlichkeiten der Varianzanalysen für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit *(Fortsetzung nächste Seite)*

Parameter: P_w Methode: Post hoc (Bonferroni)[1] Levene[2]: p=0,594

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	1,000	1,000	0,059	1,000
NÄ	1,000		1,000	0,424	0,002**	0,555
SP	1,000	1,000		1,000	0,081	1,000
OW	1,000	0,424	1,000		0,296	1,000
HB	0,059	0,002**	0,081	0,296		0,939
W	1,000	0,555	1,000	1,000	0,938	

Parameter: TP Methode: Post hoc (Bonferroni)[1] Levene[2]: p=0,143

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		0,157	1,000	1,000	0,022**	1,000
NÄ	0,157		1,000	0,012**	<0,001***	1,000
SP	1,000	1,000		1,000	0,002**	1,000
OW	1,000	0,012**	1,000		0,059	1,000
HB	0,022**	<0,001***	0,002**	0,059		0,015**
W	1,000	1,000	1,000	1,000	0,015**	

Parameter: P_{oxalat} Methode: Post hoc (Bonferroni)[1] Levene[2]: p=0,762

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	0,412	0,008**	<0,001***	0,564
NÄ	1,000		0,424	0,004**	<0,001***	0,606
SP	0,412	0,424		1,000	0,018*	1,000
OW	0,008**	0,004**	1,000		0,092	1,000
HB	<0,001***	<0,001***	0,018*	0,092		0,019*
W	0,564	0,606	1,000	1,000	0,019*	

[1] Post hoc (Bonferroni) bei Normalverteilung und Varianzhomogenität
[2] Levene-Test auf Varianzhomogenität
MB, NÄ, SP, OW, HB, W – Schlagbezeichnung (vgl. Abkürzungsverzeichnis)

Tab. B2: *(Fortsetzung)* Wahrscheinlichkeiten der Varianzanalysen für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit *(Fortsetzung nächste Seite)*

Parameter: DPS Methode: Post hoc (Bonferroni)[1] Levene[2]: p=0,600

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	1,000	0,137	<0,001***	1,000
NÄ	1,000		0,157	0,003**	<0,001***	1,000
SP	1,000	0,157		1,000	0,050	0,126
OW	0,137	0,003**	1,000		0,112	0,007**
HB	<0,001***	<0,001***	0,050	0,112		<0,001***
W	1,000	1,000	0,126	0,007**	<0,001***	

Parameter: Al_{oxalat} Methode: Post hoc (Bonferroni)[1] Levene[2]: p=0,190

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	0,828	0,203	0,094	<0,001***
NÄ	1,000		1,000	1,000	0,640	0,003**
SP	0,828	1,000		1,000	1,000	0,192
OW	0,203	1,000	1,000		1,000	0,183
HB	0,094	0,640	1,000	1,000		1,000
W	<0,001***	0,003**	0,192	0,183	1,000	

Parameter: Fe_{oxalat} Methode: Kruskal-Wallis[3]

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	1,000	1,000	0,845	0,002**
NÄ	1,000		1,000	1,000	1,000	0,041*
SP	1,000	1,000		1,000	1,000	0,016*
OW	1,000	1,000	1,000		1,000	0,106
HB	0,845	1,000	1,000	1,000		1,000
W	0,002**	0,041*	0,016*	0,106	1,000	

[1] Post hoc (Bonferroni) bei Normalverteilung und Varianzhomogenität
[2] Levene-Test auf Varianzhomogenität
[3] Kruskal-Wallis bei negativem Shapiro-Wilks
MB, NÄ, SP, OW, HB, W – Schlagbezeichnung (vgl. Abkürzungsverzeichnis)

Tab. B2: *(Fortsetzung)* Wahrscheinlichkeiten der Varianzanalysen für Bodenparameter der flächendeckenden Grundbeprobung im Untersuchungsgebiet Schäfertal, gruppiert nach Landnutzung bzw. Schlagzugehörigkeit

Parameter: C_{org} Methode: Kruskal-Wallis[1]

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	1,000	1,000	0,430	0,002**
NÄ	1,000		0,446	0,229	0,009**	<0,001***
SP	1,000	0,446		1,000	1,000	0,030*
OW	1,000	0,229	1,000		1,000	0,006**
HB	0,430	0,009**	1,000	1,000		1,000
W	0,002**	<0,001***	0,030*	0,006**	1,000	

Parameter: pH Methode: Kruskal-Wallis[1]

	MB	NÄ	SP	OW	HB	W
MB		1,000	0,731	0,442	<0,001***	0,004**
NÄ	1,000		0,053	0,012*	<0,001***	<0,001***
SP	0,731	0,053		1,000	0,184	1,000
OW	0,442	0,012*	1,000		0,075	0,882
HB	<0,001***	<0,001***	0,184	0,075		1,000
W	0,004**	<0,001***	1,000	0,882	1,000	

[1] Kruskal-Wallis bei negativem Shapiro-Wilks
MB, NÄ, SP, OW, HB, W – Schlagbezeichnung (vgl. Abkürzungsverzeichnis)

Tab. B3: Tiefenabhängige Verteilung der Stoffkonzentrationen und Bodenparameter des untersuchten Bodenprofils (Braunerde), Untersuchungsgebiet Schäfertal

Boden-horizont	Schicht-untergrenze [cm u. GOK]	K [mg/100g]	Na [mg/100g]	Ca [mg/100g]	Mg [mg/100g]	KAK [mmol/kg]	Basen-sättigung [%]	pH [-]	TP [mg/kg]	C_{org} [%]
Ap	10	19,65	1,03	221,03	22,79	195,5	35,9	5,8	738,0	2,8
	20	25,52	nn	223,42	20,46	201,0	35,1	5,9	793,5	2,8
	25	23,09	0,25	221,45	20,54	202,8	34,4	5,9	801,0	2,8
	30	17,09	0,25	172,85	20,42	168,4	33,3	5,9	537,0	1,9
Bv	40	8,06	1,53	105,73	17,42	114,9	31,6	4,3	195,3	0,6
	50	4,47	2,08	93,59	19,68	110,5	30,3	5,7	165,0	0,4
	60	3,93	3,74	85,08	22,01	102,6	32,1	5,6	164,3	0,2
lCv	70	4,68	1,04	78,31	25,76	103,8	30,6	5,4	193,1	0,2
	80	3,98	1,27	82,45	28,90	108,8	31,3	3,9	245,9	0,2

nn: nicht nachweisbar

Tab. B4: Vertikale Diskretisierung des als Modellsystem definierten Bodenprofils, Kleineinzugsgebiet E3 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

	Horizont	Mächtigkeit	Anzahl der Kompartimente	Mächtigkeit der Kompartimente	Tiefe im Profil u. GOK
Oberboden	1	25 cm	13	5 Kompartimente je 1 cm	0 - 5 cm
				8 Kompartimente je 2,5 cm	5 - 25 cm
Unterboden	2	10 cm	4	2,5 cm	25 - 35 cm
	3	30 cm	6	5 cm	35 - 65 cm
	4	60 cm	6	10 cm	65 - 125 cm

Tab. B5: Fruchtfolgen, Aussaat- und Erntetermine im Kleineinzugsgebiet E3 in den Jahren 1995-1997 (Untersuchungsgebiet Scheyern)

Jahr	Pflanzenart	Aussaat	Ernte
1995	Winterweizen	13.10.94	05.08.95
	Senf	16.08.95	Zwischenfrucht
1996	Körnermais	25.04.96	11.11.96
1997	Winterweizen	05.12.96	22.08.97
	Senf	26.08.97	Zwischenfrucht

Anhang C: Gleichungen

Berechnung des DP-Austrages über den Oberflächenabfluss in:

SWRRBWQ[1], SWIM[2]

$$DP = \frac{0{,}01 \cdot P_{LAB} \cdot Q_{OF}}{\alpha} \qquad \text{(Gl. C1)}$$

mit:

DP	Austrag von gelöstem Phosphor über den Oberflächenabfluss	[kg/ha]
P_{LAB}	Konzentration des labilen Phosphors im Oberboden	[g/t]
Q_{OF}	Höhe des Oberflächenabflusses	[mm]
α	P-Freisetzungskoeffizient; Quotient aus der P_{LAB}-Konzentration im Oberboden und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss; konstant = 175	[m³/t]

SWAT[3]

$$DP = \frac{P_{LAB} \cdot Q_{OF}}{d_B \cdot I \cdot \alpha} \qquad \text{(Gl. C2)}$$

mit:

DP	Austrag von gelöstem Phosphor über den Oberflächenabfluss	[kg/ha]
P_{LAB}	Menge des labilen Phosphors im Oberboden	[kg/ha]
Q_{OF}	Höhe des Oberflächenabflusses	[mm]
d_B	Lagerungsdichte des Oberbodens	[t/m³]
I	„Interaktionszone"; Tiefe des Oberbodens, der an der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP teilnimmt	[mm]
α	P-Freisetzungskoeffizient; Quotient aus der P_{LAB}-Konzentration im Oberboden und der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss; konstant = 175	[m³/t]

Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss in:

CREAMS[4]

$$DP = \frac{(C_I - C_B)}{k_2 \cdot Q_{OF}} \cdot (1 - \exp(-k_2 \cdot Q_{OF})) + C_B \qquad \text{(Gl. C3)}$$

$$C_I = (C_o - C_B) \cdot \exp(-k_1 \cdot F) + C_B \qquad \text{(Gl. C4)}$$

mit:

DP	DP-Konzentration im Oberflächenabfluss	[mg/l]
C_0	DP-Ausgangskonzentration der Bodenlösung	[mg/l]
C_I	DP-Konzentration in der Bodenlösung vor Beginn des Abflussereignisses	[mg/l]
C_B	DP-Basiskonzentration der Bodenlösung ohne Einfluss von Dünger	[mg/l]
F	Infiltrierender Niederschlag	[mm]
Q_{OF}	Höhe des Oberflächenabflusses	[mm]
k_1	Konstante für die DP-Freisetzung in den infiltrierenden Niederschlag	[-]
k_2	Konstante für die DP-Freisetzung in den Oberflächenabfluss	[-]

[1] ARNOLD et al. (1991)
[2] KRYSANOVA und WECHSUNG (2000)
[3] NEITSCH et al. (2002)
[4] KNISEL ed. (1980)

Berechnung der DP-Konzentration im Oberflächenabfluss nach SHARPLEY[5]:

$$DP = \frac{K \cdot P_{LAB} \cdot I \cdot d_B \cdot t^{\alpha} \cdot W^{\beta}}{Q_{OF}} \qquad \text{(Gl. C5)}$$

mit:

DP	DP-Konzentration im Oberflächenabfluss	[mg/l]
K	Fähigkeit zur P-Desorption	[-]
P_{LAB}	Konzentration des labilen Phosphors im Oberboden	[mg/kg]
I	„Interaktionszone"; Tiefe des Oberbodens, der an der Befrachtung des Oberflächenabflusses mit DP teilnimmt	[mm]
d_B	Lagerungsdichte des Bodens	[t/m³]
t	Dauer des Abflussereignisses	[min]
α	P-Desorptionsrate	[-]
W	Verhältnis von Abflussvolumen zur Masse des interagierenden Bodens	[l/kg]
β	P-Pufferfähigkeit	[-]
Q_{OF}	Höhe des Oberflächenabflusses	[mm]

Die empirischen Parameter K, α und β sind vom Ton- und C_{org}-Gehalt des Bodens abhängig und werden wie folgt berechnet:

$$K = 0{,}630 \cdot \left(\frac{Ton}{C_{org}}\right)^{-0{,}698}$$

$$\alpha = 0{,}815 \cdot \left(\frac{Ton}{C_{org}}\right)^{-0{,}540}$$

$$\beta = 0{,}141 \cdot \left(\frac{Ton}{C_{org}}\right)^{0{,}429}$$

[5] DANIEL et al. (1993)

Anhang D: Das P-Modul

Das *P-Modul* besteht aus folgenden Komponenten:

1. Das Programm *Grids2Asci* zur Umwandlung von binären Dateien in ASCII-Format:
   Die hydrologischen Eingangsdaten wurden von dem Modell WaSiM-ETH in einem binären Format bereitgestellt. Zur Konvertierung der Eingangsdaten in das WATBAL-Format wurden diese zuerst in ASCII-Format überführt. Der Quellcode von *Grids2Asci* ist in der Abbildung D1 dargestellt.

2. Das Programm *WatbalX* zur Erstellung von hydrologischen Eingangsdateien im WATBAL-Format:
   WatbalX konvertierte die WaSiM-ETH-Ergebnisse in das WATBAL-Format und erstellte für jede vordefinierte Rasterzelle eine individuelle hydrologische Eingangsdatei nach dem in der Abbildung D2 dargestellten Ablaufschema. Auf die Beifügung des Quellcodes von *WatbalX* wurde aufgrund dessen Umfanges verzichtet.

3. Das Programm *Convert* zur Umwandlung von erstellten hydrologischen Eingangsdateien in ein binäres Format:
   Die Umwandlung der erstellten WATBAL-Dateien in ein binäres Format war erforderlich, um diese bei den ANIMO-Simulationen verwenden zu können. Der Quellcode von *Convert* ist in der Abbildung D3 dargestellt.

4. Das Programm *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse:
   PhosphorCont steuerte die ANIMO-Simulationen sowie das Pre- und Postprocessing nach dem in der Abbildung D4 dargestellten Ablaufschema. Abbildung D5 enthält den zugehörigen Quellcode.

```
import java.io.BufferedReader;
import java.io.BufferedWriter;
import java.io.File;
import java.io.FileWriter;
import java.io.FileInputStream;
import java.io.InputStreamReader;
import java.io.IOException;
import com.mindprod.ledatastream.*;

public class Grids2Asci {

    private int ncols;                      // Anzahl Spalten
    private int nrows;                      // Anzahl Zeilen
    private float xllcorner;
    private float yllcorner;
    private int cellsize;
    private float nodata_value;
    private int cell_count;                 // Anzahl Werte pro Zelle


    /*
    * Konstruktor
    *
    * param fname_in      Name des Verzeichnisses
    */
   public Grids2Asci(String dir) {

        File[] files = (new File(dir)).listFiles();

        if (files != null && files.length != 0) {

                String filename;
                File asci_dir = new File("Asci");
                File sub_dir = new File("Asci/"+dir);

                if (!asci_dir.exists()) {
                        asci_dir.mkdir();
                        sub_dir.mkdir();
                }
                else if (!sub_dir.exists())
                        sub_dir.mkdir();

                // Schleife zur Bearbeitung aller Dateien in dem Verzeichnis
                for (int i=0; i<files.length; i++) {
                        filename = files[i].getName();
                        Grid2Asci(files[i], "Asci/"+dir+"/"+filename.substring(0, filename.indexOf('.'))
                                                                                        +".asc");
                }
        }
        else
                System.out.println("Das angegebene Verzeichnis ist kein Verzeichnis oder es ist leer!");
   }


   public void Grid2Asci(File fname_in, String fname_out) {

        try {
                // Erzeugen eines FileInputStreams durch Öffnen einer Verbindung zur
                // angegebenen Datei
                // LEDataInputStream wird benutzt, um aus dem Eingabestrom Daten in
                // Little-Endian Reihenfolge zu lesen
                FileInputStream fis = new FileInputStream(fname_in);
                LEDataInputStream ledis = new LEDataInputStream(fis);

                BufferedWriter bw = new BufferedWriter(new FileWriter(fname_out));

                // Auslesen der ersten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                ncols = (int)ledis.readFloat();
                bw.write("ncols         " + ncols + "\n");

                // Auslesen der naechsten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                nrows = (int)ledis.readFloat();
                bw.write("nrows         " + nrows + "\n");

                // Auslesen der naechsten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                xllcorner = ledis.readFloat();
                bw.write("xllcorner     " + xllcorner + "\n");

                // Auslesen der naechsten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                yllcorner = ledis.readFloat();
                bw.write("yllcorner     " + yllcorner + "\n");
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D1: Quellcode des Programms *Grids2Asci* zur Umwandlung binärer Dateien in ASCII-Format (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
                // Auslesen der naechsten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                cellsize = (int)ledis.readFloat();
                bw.write("cellsize     " + cellsize + "\n");

                // Auslesen der naechsten 4 Bytes und schreiben in Ausgabedatei
                nodata_value = ledis.readFloat();
                bw.write("nodata_value " + nodata_value + "\n");

                // Ueberspringen der naechsten 20 Bytes
                ledis.skipBytes(20);

                // Auslesen der naechsten 4 Bytes (Anzahl Werte pro Zelle -1)
                cell_count = ((int)ledis.readFloat()) + 1;


                String line = "";

                // für Dateien mit mehr als einem Wert pro Zelle
                if (cell_count > 1) {

                        // Gesamtanzahl der Zeilen, die ausgegeben werden: Zeilen x Spalten, da
                        // pro Zeile die "32" Werte jeder Zelle ausgegeben werden
                        int rows = nrows*ncols;

                        for (int j=0; j<rows; j++) {

                                for (int i=0; i<cell_count; i++) {

                                        // Schleife
                                        // was jeweils ein Wert ausgelesen und zur Zeile hinzugefuegt
                                        line += ledis.readFloat() + "\t";
                                }

                                // Schreiben der Zeile in die Ausgabedatei
                                bw.write(line);
                                // Zeilenumbruch
                                bw.newLine();
                                line = "";
                        }
                }
                // für Dateien mit nur einem Wert pro Zelle
                else {
                        for (int j=0; j<nrows; j++) {

                                for (int i=0; i<ncols; i++) {

                                        line += ledis.readFloat() + "\t";
                                }

                                bw.write(line);
                                bw.newLine();
                                line = "";
                        }
                }
                // Schliessen des Ausgabestroms
                bw.close();

        }
        catch (IOException e) {
                System.err.println(e.toString());
        }
    }

    public static void main (String[] args) {

        System.out.println("Umwandlung aller binaeren Griddateien innerhalb eines Verzeichnisses");
        System.out.println("in Ascii-Grids\n");
        System.out.print("Verzeichnis mit binaeren Eingabedateien: ");

        BufferedReader in = new BufferedReader (new InputStreamReader (System.in));

        try{
                // Einlesen des Namens des Eingabeordners
                String dir = in.readLine();

                // Aufruf des Konstruktors
                Grids2Asci ga = new Grids2Asci(dir);
        }
        catch (IOException e) {
                System.err.println(e.toString());
        }
    }
}
```

Abb. D1: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *Grids2Asci* zur Umwandlung binärer Dateien in ASCII-Format

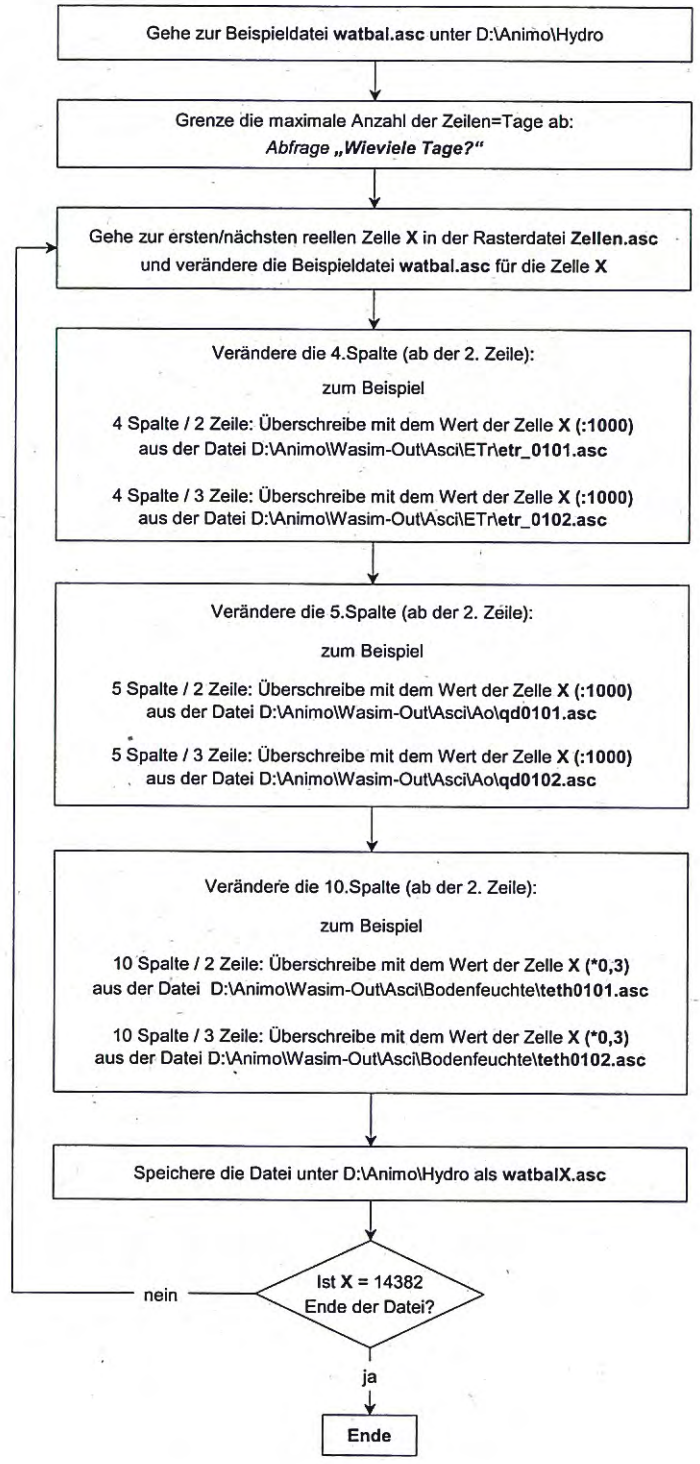


Abb. D2: Ablaufschema der Erstellung von hydrologischen Eingabedateien im Programm *WatbalX*

```
import java.io.BufferedOutputStream;
import java.io.DataInputStream;
import java.io.File;
import java.io.FileInputStream;
import java.io.FileOutputStream;
import java.io.IOException;
import java.util.StringTokenizer;

public class Convert {

        public static void convert(File inputFile, File outputFile) {

                final int[] headerChunks =  { 3 };
                final int[] chunks =  { 11 };

                try {
                        FileInputStream fin = new FileInputStream(inputFile);
                        DataInputStream in = new DataInputStream(fin);
                        FileOutputStream fout = new FileOutputStream(outputFile);
                        BufferedOutputStream out = new BufferedOutputStream(fout);
                        // Startbyte
                        out.write(0x4B);
                        // Anfangslänge 44 bytes
                        out.write(0x03*4);

                        int chunkPointer = 0;
                        int dwordPointer = 0;
                        int oldChunkValue = 75;
                        boolean isHeader = true;

                        String str = null;
                        while ((str=in.readLine())!=null) {
                                StringTokenizer tok = new StringTokenizer(str,"    ");
                                while(tok.hasMoreTokens()) {
                                        String strTok=tok.nextToken();

                                        int intBits;

                                        if (strTok.indexOf(".")!=-1) {
                                                intBits = Float.floatToRawIntBits(new
                                                                Float(strTok).floatValue());
                                        } else {
                                                intBits = new Integer(strTok).intValue();
                                        }

                                        if (isHeader) {
                                                if (dwordPointer>=headerChunks[chunkPointer]) {
                                                        oldChunkValue=headerChunks[chunkPointer];
                                                        if (chunkPointer<headerChunks.length-1) {
                                                                chunkPointer++;
                                                                out.write(oldChunkValue*4);
                                                                out.write(headerChunks[chunkPointer]*4);
                                                        } else {
                                                                isHeader=false;
                                                                chunkPointer=0;
                                                                out.write(oldChunkValue*4);
                                                                out.write(chunks[chunkPointer]*4);
                                                        }
                                                        dwordPointer=0;

                                                }

                                        } else {

                                                if (dwordPointer>=chunks[chunkPointer]) {
                                                        oldChunkValue=chunks[chunkPointer];
                                                        if (chunkPointer<chunks.length-1) {
                                                                chunkPointer++;
                                                        } else {
                                                                chunkPointer=0;
                                                        }
                                                        dwordPointer=0;
                                                        out.write(oldChunkValue*4);
                                                        out.write(chunks[chunkPointer]*4);

                                                }

                                        }
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D3: Quellcode des Programms *Convert* zur Umwandlung von erstellten WATBAL-Dateien in ein binäres Format (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
                                    // Zahlen nach IEEE in Datei schreiben
                                    out.write((intBits & 0xff));
                                    out.write((intBits >> 8) & 0xff);
                                    out.write((intBits >> 16) & 0xff);
                                    out.write((intBits >> 24) & 0xff);
                                    out.flush();
                                    dwordPointer++;
                                }

                        }

                        // letzte Laenge schreiben
                        out.write(chunks[chunkPointer]*4);
                        // Abschlussbyte
                        out.write(0x82);
                        out.flush();


                        fout.close();
                        fin.close();

                        System.out.println(" end of file "+inputFile);
                        System.out.println("     encountered");
                        System.out.println("Stop - Program terminated.");


                } catch (IOException e) {
                        e.printStackTrace();
                }

        }
}
```

Abb. D3: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *Convert* zur Umwandlung von erstellten WATBAL-Dateien in ein binäres Format

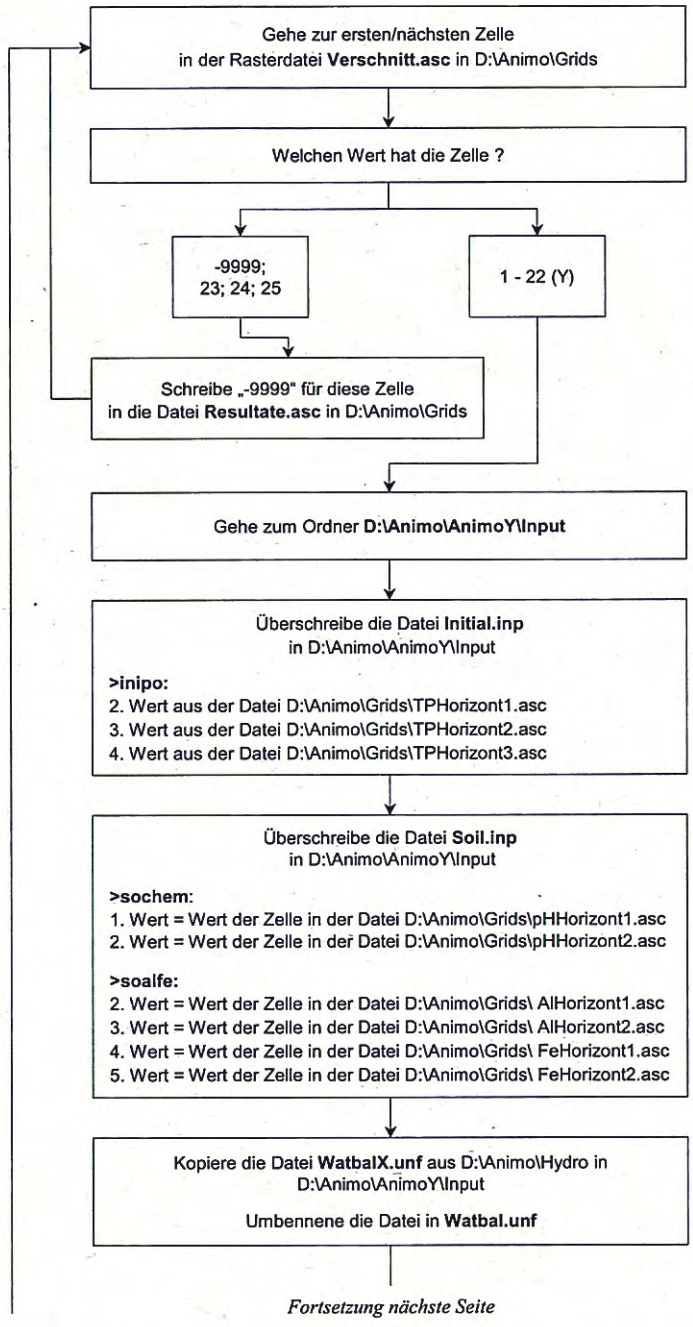


Abb. D4: Ablaufschema der automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse im Programm *PhosphorCont* (*Fortsetzung nächste Seite*)

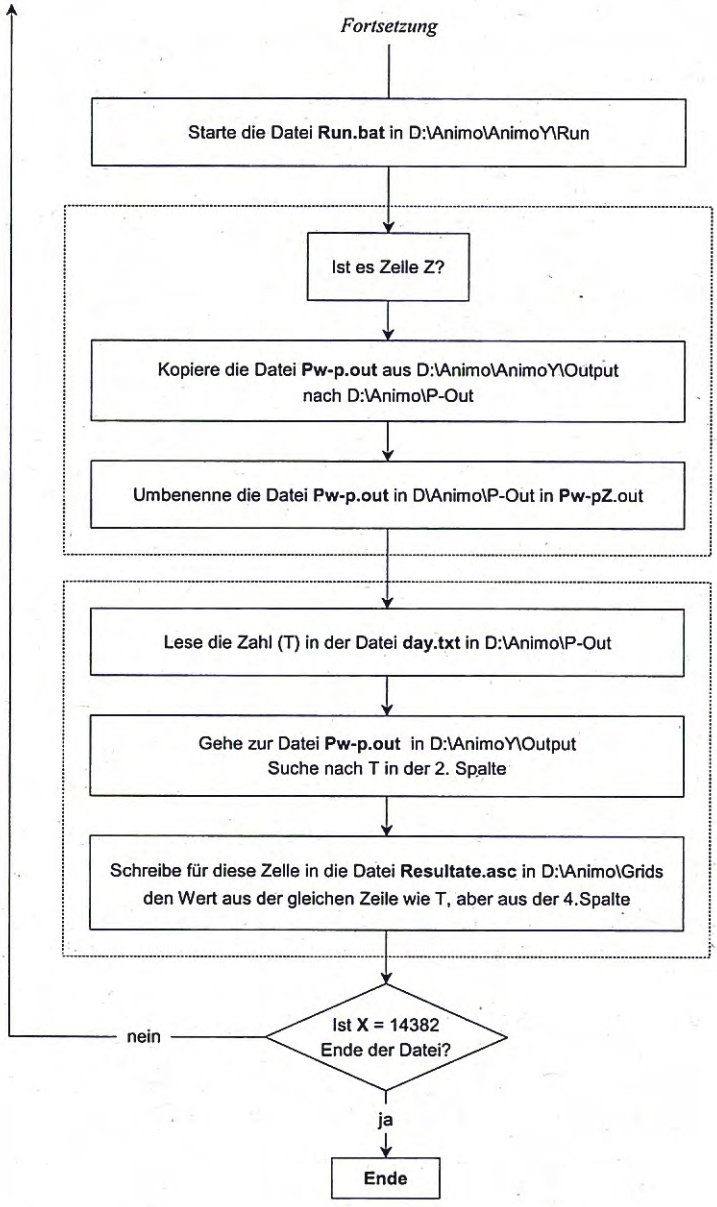


Abb. D4: (*Fortsetzung*) Ablaufschema der automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse im Programm *PhosphorCont*

```
import java.io.BufferedReader;
import java.io.BufferedWriter;
import java.io.File;
import java.io.FileInputStream;
import java.io.FileReader;
import java.io.FileWriter;
import java.io.IOException;
import java.io.InputStreamReader;
import java.util.ArrayList;
import java.util.Arrays;

public class PhosphorCont {

	// Hauptverzeichnis von Animo
	public static final String rootPath = "E:/";

	// Arrays zur Speicherung der Gridfiles
	private String[][] gf_verschnitt = new String[103][215];
	private String[][] gf_ph1 = new String[103][215];
	private String[][] gf_ph2 = new String[103][215];
	private String[][] gf_Al1 = new String[103][215];
	private String[][] gf_Al2 = new String[103][215];
	private String[][] gf_Fe1 = new String[103][215];
	private String[][] gf_Fe2 = new String[103][215];
	private String[][] gf_TP1 = new String[103][215];
	private String[][] gf_TP2 = new String[103][215];
	private String[][] gf_TP3 = new String[103][215];
	//	private String[][] gf_result = new String[103][215];
	private String[][] gf_zellen = new String[103][215];

	// Tage, die betrachtet werden
	private Object[] days;

	// der aktuelle Tag
	private int day;

	// results für jeden Tag
	private Object[] gf_results;

	// Zellen, für die die gesamte Ausgabedatei gespeichert wird
	private int[] zellen =
		{
			786,
			3001,
			5205,
			9485,
			13680 };
	/*
	 * Konstruktor
	 * @param day - zu betrachtender Tag
	 */
	//	public PhosphorCont(int day) throws NumberFormatException {
	public PhosphorCont() throws NumberFormatException {

		// -1, da die Arrays schon bei Index=0 anfangen zu zählen
		//			this.day = day-1;

		String value;

		// Einlesen aller benötigter Gridfiles
		initGridFiles();

		try {
			// Öffnen der Datei in Animo/P-Out/day.txt
			System.out.println(
				"Öffne die Datei "
					+ PhosphorCont.rootPath
					+ "Animo/P-Out/day.txt ...");
			FileInputStream fin =
				new FileInputStream(
					PhosphorCont.rootPath + "Animo/P-Out/day.txt");
			BufferedReader in = new BufferedReader(new InputStreamReader(fin));

			String line = null;

			// Liste der Tage
			ArrayList daysArray = new ArrayList();

			// Lese alle Tage nacheinander ein - ohne Beschränkung der Anzahl der Tage
			while ((line = in.readLine()) != null) {

				// Einlesen des Tages
				day = Integer.parseInt(line);

				System.out.println(
					"Starte die Verarbeitung fuer den " + day + ". Tag ...");

				// -1, da die Arrays schon bei Index=0 anfangen zu zählen
				day--;
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D5: Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
                        // alle Tage hinteinander in Liste hinzfügen
                        daysArray.add(new Integer(day));
                }
                // Liste in Array umwandeln
                days = daysArray.toArray();
                // intialisiere  für alle Tage die Liste der Grid Resultate
                gf_results = new Object[days.length];
                // initialisiere jedes einzelne Grid Resultate
                for (int di = 0; di < days.length; di++) {
                        gf_results[di] = new String[103][215];
                }
                // äußere Schleife - durchläuft zeilenweise das Grid der Datei Verschnitt.asc
                for (int i = 0; i < gf_verschnitt.length; i++) {
                        // innere Schleife - durchläuft jede Zeile des Grids spaltenweise
                        for (int j = 0; j < gf_verschnitt[i].length; j++) {
                                // Wert in Zeile i, Spalte j
                                value = gf_verschnitt[i][j];
                                // Vergleich - wenn Wert = -9999, 23, 24 oder 25,
                                // dann wird an diese Stelle im Ergebnisgrid -9999 geschrieben
                                // (Reihenfolge d. Vgls. nach Häufigkeit sortiert)
                                if (value.equals("-9999")
                                        || value.equals("24")
                                        || value.equals("25")
                                        || value.equals("23")) {
                                        for (int di = 0; di < days.length; di++) {
                                                ((String[][]) (gf_results[di]))[i][j] = "-9999";
                                        }
                                }
                                // ansonsten:
                                else {
                                        // Verändern der entsprechenden Werte
                                        // in der Datei Soil.inp
                                        changeSoil(value, i, j);
                                        // Verändern der entsprechenden Werte
                                        // in der Datei Initial.inp
                                        changeInitial(value, i, j);
                                        // Kopiere die Datei WatbalX.unf
                                        copyWatbal(value, Integer.parseInt(gf_zellen[i][j]));
                                        // Starten der Datei Run.bat in Animo
                                        startAnimo(value);
                                        // Kopieren/Sichern der Datei Pw-p.out
                                        // für die entsprechenden Zellen
                                        moveOutput(value, Integer.parseInt(gf_zellen[i][j]));
                                        // Schreiben des Ergebniswertes in Grid-Array Resultate
                                        getResult(value, i, j);
                                }
                        }
                }
                // schreibe alle Tage des Grids Resultate in die Datei ResultateX.asc
                for (int di = 0; di < days.length; di++) {
                        // initialisiere den aktuellen Tag
                        day = ((Integer)days[di]).intValue();
                        // Zurückschreiben des Grids Resultate in die Datei ResultateX.asc
                        writeResult(((String[][]) (gf_results[di])));
                }
        } catch (NumberFormatException nfe) {
                System.out.println("Kein Integer-Wert eingegeben!");
        } catch (IOException e) {
                System.err.println(e.toString());
        }
}
/*
 * Einlesen aller benötigten Gridfiles
 */
public void initGridFiles() {
        gf_verschnitt =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/Verschnitt.asc");
        gf_ph1 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/phHorizont1.asc");
        gf_ph2 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/phHorizont2.asc");
        gf_Al1 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/AlHorizont1.asc");
        gf_Al2 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/AlHorizont2.asc");
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D5: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
        gf_Fe1 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/FeHorizont1.asc");
        gf_Fe2 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/FeHorizont2.asc");
        gf_TP1 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/TPHorizont1.asc");
        gf_TP2 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/TPHorizont2.asc");
        gf_TP3 =
                Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/TPHorizont3.asc");
        gf_zellen = Utilities.getGridFile(rootPath + "Animo/Grids/zellen.asc");
}
/*
 * Verändern der entsprechenden Werte in der Datei Soil.inp
 *
 * @param num - Wert der Zelle (Zahl zwischen 1 und 22)
 * @param row - Nummer der Zeile
 * @param col - Nummer der Spalte
 */
public void changeSoil(String num, int row, int col) {
        BufferedReader br;
        String[] f_array = new String[35];
        String line;
        // relativer Pfad der Datei Soil.inp
        String filename = rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Input/Soil.inp";
        int counter = 0;
        try {
                br = new BufferedReader(new FileReader(filename));
                // zeilenweises Lesen der Datei und Abändern der Zeilen 27, 32 und 33
                while ((line = br.readLine()) != null) {
                        switch (counter) {
                                case 27 :
                                        line =
                                                " "
                                                        + gf_ph1[row][col]
                                                        + "    "
                                                        + gf_ph2[row][col];
                                        f_array[27] = line;
                                        break;
                                case 32 :
                                        line =
                                                "  "
                                                        + gf_Al1[row][col]
                                                        + "    "
                                                        + gf_Al2[row][col];
                                        f_array[32] = line;
                                        break;
                                case 33 :
                                        line =
                                        "  " + gf_Fe1[row][col] + "    " + gf_Fe2[row][col];
                                        f_array[33] = line;
                                        break;
                                default :
                                        f_array[counter] = line;
                        }
                        counter++;
                }
                br.close();
                // Zurückschreiben der veränderten Datei
                writeLines2File(f_array, filename);
        } catch (IOException e) {
                System.out.println("Fehler beim Lesen der Datei");
        }
}
/*
 * Verändern der entsprechenden Werte in der Datei Initial.inp
 *
 * @param num - Wert der Zelle (Zahl zwischen 1 und 22)
 * @param row - Nummer der Zeile
 * @param col - Nummer der Spalte
 */
public void changeInitial(String num, int row, int col) {
        BufferedReader br;
        String[] f_array = new String[52];
        String line;
        // relativer Pfad der Datei Initial.inp
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D5: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
        String filename =
                rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Input/Initial.inp";
        int counter = 0;
        try {
                br = new BufferedReader(new FileReader(filename));
                // zeilenweises Lesen der Datei und Abändern der Zeilen 4 und 25
                while ((line = br.readLine()) != null) {
                        switch (counter) {

                                case 48 :
                                        line =
                                                " 0  "
                                                        + gf_TP1[row][col]
                                                        + "  "
                                                        + gf_TP2[row][col]
                                                        + "  "
                                                        + gf_TP3[row][col]
                                                        + "  0.8  0.6  0.4  0.2  0  0  0  0  0";
                                        f_array[48] = line;
                                        break;
                                default :
                                        f_array[counter] = line;
                        }
                        counter++;
                }
                br.close();
                // Zurückschreiben der veränderten Datei
                writeLines2File(f_array, filename);
        } catch (IOException e) {
                System.out.println("Fehler beim Lesen der Datei");
        }
}
public void copyWatbal(String num, int zellenPos) {
        String sourceFile = rootPath + "Animo/Hydro_unf/Watbal" + zellenPos + ".unf";
        String targetFile = rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Input/Watbal.unf";
        Utilities.copy(new File(sourceFile), new File(targetFile));
}
/*
 * Starten der Datei Run.bat
 * @param num - Wert der Zelle (Zahl zwischen 1 und 22)
 */
public void startAnimo(String num) {
        String filename = rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Run/Run.bat";
        // Ausführen der angegebenen Batch-Datei
        try {
                System.out.println("start " + filename);
                Process p = Runtime.getRuntime().exec(filename);
                int ch = 0;
                while ((ch = p.getInputStream().read()) != -1) {
                        System.out.print((char) ch);
                }
                p.waitFor();
                System.out.println("stop " + filename);
        } catch (Exception e) {
                System.err.println(e.toString());
        }
}
/*
 * Kopieren/Sichern der Datei Pw-p.out für die entsprechenden Zellen (in Array zellen)
 *
 * @param num - Wert der Zelle (Zahl zwischen 1 und 22)
 * @param zellenPos - zugehöriger Wert in der Datei zellen.asc (Durchnummerierung
                                                                der belegten Zellen)
 */
public void moveOutput(String num, int zellenPos) {
        // Vergleich, ob untersuchte Zelle im Array 'zellen' enthalten
        if (Arrays.binarySearch(zellen, zellenPos) >= 0) {
                //System.out.println(zellenPos);
                // Pfad zur Originaldatei
                String source =
                        rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Output/Pw-p.out";
                // Pfad zur Kopie
                String dest = rootPath + "Animo/P-out/Pw-p" + zellenPos + ".out";
                // Kopieren der Datei source nach dest
                Utilities.copy(new File(source), new File(dest));
        }
}
```

Fortsetzung nächste Seite

Abb. D5: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse (*Fortsetzung nächste Seite*)

```
        /*
         * Schreiben des Ergebniswertes in Grid-Array Resultate für den ausgewählten Tag
         *
         * @param num - Wert der Zelle (Zahl zwischen 1 und 22)
         * @param row - Nummer der Zeile
         * @param col - Nummer der Spalte
         */
        public void getResult(String num, int row, int col) {
                String filename = rootPath + "Animo/Animo" + num + "/Output/Pw-p.out";
                // Einlesen der 4. Spalte der Datei Pw-p.out in Array
                String[] pOut = Utilities.readPOut(filename);
                for (int i = 0; i < days.length; i++) {
                        ((String[][]) (gf_results[i]))[row][col] =
                                pOut[((Integer)days[i]).intValue()];
                }
        }
        /*
         * Schreiben eines Arrays in die angegebene Datei
         *
         * @param lines - Array von Zeilen, die in die Datei geschrieben werden
         * @param filename - Datei, in die geschrieben wird
         */
        public void writeLines2File(String[] lines, String filename) {
                BufferedWriter bw;
                //                              System.out.println(filename);
                try {
                        bw = new BufferedWriter(new FileWriter(filename));
                        for (int i = 0; i < lines.length; i++) {
                                bw.write(lines[i]);
                                bw.newLine();
                        }
                        bw.close();
                } catch (IOException e) {
                        System.out.println("Fehler beim Schreiben der Datei ");
                }
        }
        /*
         * Zurückschreiben des Grids Resultate in die Datei Resultate.asc
         *
         * @param result - Ergebnis-Grid
         */
        public void writeResult(String[][] result) {
                BufferedReader br;
                String[] f_array = new String[109];
                String line = "";
                String filename = rootPath + "Animo/Grids/Resultate.asc";
                int counter = 6;
                try {
                        br = new BufferedReader(new FileReader(filename));
                        // Auslesen der ersten 6 Zeilen und Zwischenspeichern in f_array
                        for (int i = 0; i < 6; i++) {
                                f_array[i] = br.readLine();
                        }
                        br.close();
                } catch (IOException e) {
                        System.out.println("Fehler beim Lesen der Datei");
                }
                // +1, da die Arrays schon bei Index=0 anfangen zu zählen -> korrigieren
                filename = rootPath + "Animo/Grids/Resultate" + (day + 1) + ".asc";
                // zeilenweises Speichern des Ergebnis-Grids in f_array
                for (int i = 0; i < result.length; i++) {
                        for (int j = 0; j < result[i].length; j++) {
                                line += result[i][j] + " ";
                        }
                        f_array[counter] = line;
                        line = "";
                        counter++;
                }
                // Schreiben von f_array in Datei Resultate.asc
                writeLines2File(f_array, filename);
        }
        // Start-Methode der Klasse
        public static void main(String[] args) {
                PhosphorCont pc = new PhosphorCont();
        }
}
```

Abb. D5: (*Fortsetzung*) Quellcode des Programms *PhosphorCont* zur automatischen Parametrisierung, Simulationsdurchführung und Konvertierung der Modellierungsergebnisse

Erklärung

Hiermit erkläre ich eidesstattlich, dass ich die vorliegende Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst und keine anderen als die angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt habe. Die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen habe ich als solche kenntlich gemacht.

Magdeburg, den 23.10.06

Irina Kistner

Lebenslauf

Persönliche Daten

Name	Irina Kistner
Geburtsdatum	13. August 1976
Geburtsort	Komsomolskij, Russland

Schulausbildung

Sep. 1982 – Jun. 1990	Mittelschule in Surgut, Russland
Sep. 1990 – Nov. 1992	Technische Schule in Surgut, Russland
Aug. 1994 – Jun. 1996	Berufliches Gymnasium in Hanau Abschluss: Allgemeine Hochschulreife

Hochschulstudium

Okt. 1996 – Jan. 2002	Studium der Geoökologie Technische Universität Braunschweig Abschluss: Diplom

Berufliche Tätigkeit

Mai 2002 – Jun. 2006	Doktorandin Department Hydrologische Modellierung UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH

Helmholtz-Zentrum
für Umweltforschung GmbH – UFZ
Permoserstraße 15, 04318 Leipzig
Internet: www.ufz.de