

Dissertation 02/2016

Simulation des Austrags von gelöstem organischen Kohlenstoff aus landwirtschaftlich genutzten Mineralböden

Andrea Ackermann

**Simulation des Austrags von gelöstem organischen Kohlenstoff
aus landwirtschaftlich genutzten Mineralböden**

Dissertation
zur Erlangung des
Doktorgrades der Agrarwissenschaften (Dr. agr.)
an der
Naturwissenschaftlichen Fakultät III
Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik
Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

vorgelegt von:
Andrea Ackermann
geb. am 13. Oktober 1981 in Erfurt

vorgelegt am:
26. Juni 2015



MARTIN-LUTHER-UNIVERSITÄT
HALLE-WITTENBERG

Gutachten und Disputation

Gutachter

Prof. Dr. Ralph Meißner

Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Naturwissenschaftliche Fakultät III - Agrar- und Ernährungswissenschaften,
Geowissenschaften und Informatik

Institut für Agrar- und Ernährungswissenschaften

Prof. Dr. Georg Guggenberger

Leibniz Universität Hannover

Naturwissenschaftliche Fakultät

Institut für Bodenkunde

Disputation

14. Dezember 2015 / Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg

Kurzfassung

Der gelöste organische Kohlenstoff (DOC) ist ein Bestandteil der gelösten organischen Substanz (DOM) im Boden und stellt eine Kohlenstoffquelle mit hoher Bioverfügbarkeit und Austragsgefährdung dar. Wird DOC in aquatische Systeme eingetragen, fungiert er als eine wichtige allochthone Kohlenstoffquelle für Mikroorganismen und kann die Wasserqualität, vor allem die Nutzung als Trinkwasser, beeinträchtigen. Der Austrag von DOC aus dem Boden trägt zur Verminderung der Kohlenstoffspeicherung bei. Bisherige Forschungsarbeiten konzentrierten sich vor allem auf die Untersuchung des Austrags von DOC aus Moor-, Grünland- und Waldböden.

Ziel der vorliegenden Arbeit war es, den DOC-Austrag landwirtschaftlich genutzter Mineralböden zu untersuchen und zu modellieren. Im Fokus lagen insbesondere Ackerfruchtfolgen und Landnutzungsänderungen. Um die Austragsdynamik und -trends zu ermitteln sowie steuernde Faktoren zu identifizieren, wurden neue Lysimeterversuche angelegt und langjährig vorliegende Datenreihen ausgewertet. Anhand von Plot-Experimenten in einem kleinen landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebiet im Harz, dem Schäfertal, wurden DOC-Konzentrationen in Tiefenprofilen erfasst. Damit war es möglich, sowohl kurzfristige Einflüsse, als auch langfristige Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen und weiteren Einflussfaktoren in situ zu ermitteln. Aufbauend auf den experimentellen Ergebnissen wurden zunächst Simulationen des DOC-Austrags mit dem vorhandenen prozessorientierten Modell ANIMO vorgenommen. Da die Ergebnisse nicht zufriedenstellend waren, wurde die neue Modellversion entwickelt. Mit ANIMO 4.1 können Eintrag, Umsatz, Sorption und Austrag einer labilen und stabilen DOC-Fraktion in landwirtschaftlich genutzten Böden simuliert werden. Damit war es möglich für unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzungsformen die DOC-Konzentrationen im Bodenprofil und den DOC-Austrag mit dem Sickerwasser plausibel und mit zufriedenstellender Güte abzubilden.

Die DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung der untersuchten Mineralböden waren abhängig vom Standort und der jeweiligen landwirtschaftlichen Nutzung. Es wurden abnehmende mittlere Konzentrationen in der Rangfolge extensive Weide < Acker und Wiesen < Schwarzbrache nachgewiesen. Nach Nutzungsumwandlungen stiegen die Konzentrationen kurzfristig an. Die langjährige Schwarzbrache zeigte zudem einen langfristigen Trend abnehmender Konzentrationen.

Bei den Lysimetern mit Vegetation und hohen Humusgehalten waren die DOC-Konzentrationen und der -Austrag vorrangig von der Sickerwassermenge abhängig. Unter Schwarzbrache hingegen bestimmte, bei hohen Sickerwasserraten, vorrangig der mobilisierbare Kohlenstoff im Boden die Höhe des Austrags. Den klimatischen Faktoren nachgeordnet, hatten die Landnutzungshistorie und die aktuelle Bewirtschaftung Einfluss auf die DOC-Konzentrationen im Ablauf der Lysimeter. Beim Anbau von Winterraps und Möhren waren die Konzentrationen im Sickerwasser erhöht, ebenso wenn Zwischenfrüchte angebaut oder organische Düngemittel eingesetzt wurden. Beim Anbau von Getreide oder Hackfrüchten waren die Konzentrationen hingegen geringer.

Ein weiterer Schwerpunkt der Arbeit war die Bewertung unterschiedlicher Methoden zur Gewinnung von gelöstem organischem Kohlenstoff in landwirtschaftlich genutzten Böden. Zur direkten Bestimmung des DOC-Austrags und der -Konzentrationen in der Bodenlösung sind auch bei landwirtschaftlicher Nutzung Lysimeter oder Saugplatten einzusetzen. Ist dies nicht möglich können für Messpunkte durch die Zentrifugation von Stechproben repräsentative Proben gewonnen werden. Der wasserextrahierbare Kohlenstoff sollte hingegen eingesetzt werden um die standortspezifischen Austragspotenziale abzuschätzen, z. B. für skalenübergreifende Analysen und Modellierungen.

Abstract

Dissolved Organic Carbon (DOC) is part of Dissolved Organic Matter (DOM) in soils and a carbon source characterised by high bioavailability and leaching risks. When discharged into aquatic ecosystems DOC represents an allochthonous carbon source of high importance for microorganisms, but DOC can also adversely affect the quality of water and its usability as drinking water. DOC leaching further contributes to the reduction of soil carbon stocks. So far, DOC research has been focused on wetlands, grassland and forest soils.

The objective of this thesis is to assess and simulate DOC leaching in mineral soils under agricultural land use. The focus is on arable soils and land use change. Lysimeter experiments and long-term time series data are evaluated to determine discharge patterns and trends and also to identify controlling factors. In a small agricultural catchment in the Harz mountains in Germany plot experiments are conducted to analyse DOC concentration changes in soil depth. Thereby it is possible to do in-situ analyses of short- and long-term effects of agricultural land use and other factors. The experimental results provide the foundation for simulating DOC leaching with the process-oriented model ANIMO. Initially the model results were not satisfactory, therefore a new ANIMO version was developed. The new ANIMO 4.1 can simulate DOC input, transformation, sorption and leaching of a labile and stable DOC fraction in agricultural soils. Thereby a satisfactory simulation of DOC concentration changes with soil depth and DOC leaching of different agricultural practices is achieved.

DOC concentrations in soil solution are site specific and depend on the agricultural management. Mean DOC concentrations can be ranked in descending order for extensive pasture, arable land, meadows and bare fallow. A temporary increase of DOC concentrations occurred after land use change. DOC concentrations of long-term bare fallow also showed a downward trend.

The DOC concentrations in the leachate of lysimeters covered with vegetation (all-year or at least part of the year) and containing a high soil carbon content are primarily controlled by discharge. Whereas under bare fallow the leachable carbon content in soil determines the DOC concentrations and losses, due to high leaching rates. Secondary to climate also land use history and recent land use management have influence on DOC concentrations in the seepage water of the lysimeters. For example, when winter rape or carrots are cultivated on the lysimeters DOC concentrations tended to increase. The same occurred when inter-crops are cultivated or when organic fertiliser is applied. Contrary to this cultivating cereals or root and tuber crops diminished DOC concentrations in the leachate.

Another point of focus is the evaluation of different methods to obtain DOC or extract leachable carbon from agricultural soils. To obtain DOC in soil solution lysimeters or suction plates should also be used in agricultural soils. When this isn't possible centrifugation is a viable alternative to take representative samples on measurement plots. However, the Water Extractable Organic Carbon content (WEOC) should only be used to estimate site specific leaching potentials, for example in scale-independent studies and modeling.

Inhaltsverzeichnis

Gutachten und Disputation	i
Kurzfassung	iii
Abstract	v
Abkürzungsverzeichnis	xxiii
Formelverzeichnis	xxvii
1 Stand der Forschung	1
1.1 Vorkommen und Bedeutung	1
1.2 Definition, Gewinnung und Messung	1
1.3 Räumliche und zeitliche Untersuchungsskalen	3
1.4 Ökosystemare und landnutzungsbezogene Fokussierung	4
1.5 Einflussfaktoren und Prozesse	4
1.6 Modellierung	7
1.7 Bestehende Forschungsdefizite	9
1.8 Zielstellung der Arbeit	9
2 Materialien und experimentelle Methoden	13
2.1 Untersuchungsstandorte	13
2.1.1 Lysimeterstation Falkenberg	13
2.1.1.1 Auswahl	13
2.1.1.2 Naturräumliche Einordnung	13
2.1.1.3 Lysimetraufbau und Nutzung	14
2.1.1.4 Datensatz für die Analyse der landnutzungsspezifischen DOC-Konzentrationen und -Austräge	15
2.1.1.5 Datensatz für die Simulation der landnutzungsspezifischen DOC-Konzentrationen und -Austräge	16
2.1.1.6 Datensatz für die Analyse und Simulation der basalen DOC-Konzentration und des -Austrags	18
2.1.2 Untersuchungsgebiet Schäfertal	18
2.1.2.1 Auswahl	18
2.1.2.2 Naturräumliche Einordnung	18
2.1.2.3 Bodenmessfelder	20
2.1.2.4 Methodik der temporären Probennahmen	20
2.1.2.5 DOC-Probennahme	21
2.2 Probenvorbereitung und Analytik	23

2.2.1	Probenvorbereitung und -Gewinnung	23
2.2.1.1	Gewinnung der Bodenlösung durch Zentrifugation	23
2.2.1.2	Gewinnung von WEOC durch Boden-Wasser-Extraktion	24
2.2.1.3	Extraktion der organischen Düngemittel	26
2.2.2	Laboranalytik	26
2.2.2.1	Messung der Kohlenstoffkonzentrationen	26
2.2.2.2	Bestimmung weiterer physiko-chemischer Parameter	26
2.3	Datenreihenkonsistenz	26
2.3.1	Allgemeine Vorgehensweise	26
2.3.2	Konsistenzprüfung und Korrektur der Lysimeterzeitreihen	27
3	Ergebnisse und Diskussion der experimentellen Untersuchungen	31
3.1	DOC-Austräge der Lysimeter in Falkenberg	31
3.1.1	Langjährigen Nutzungsvarianten von 1994 bis 2007	31
3.1.1.1	Charakterisierung des Untersuchungszeitraums	31
3.1.1.2	Jahresdynamik im Untersuchungszeitraum	32
3.1.1.3	Jahreszeitliche Dynamik im Untersuchungszeitraum	34
3.1.1.4	Natürliche und anthropogene Faktoren	35
3.1.2	DOC-Austrag der Schwarzbrache mit Sandauflage von 2000 bis 2010	40
3.1.3	Nutzungsumwandlungen von 2007 bis 2010	42
3.1.4	Zusammenfassung	45
3.2	DOC-Tiefenprofile der Bodenmessfelder im Schäfertal	46
3.2.1	Bodenfeuchtedynamik im Tiefenprofil und Jahresverlauf	46
3.2.2	DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil und Jahresverlauf	47
3.2.3	Ereignisbezogene Veränderungen der DOC-Konzentrationen	50
3.2.4	Korrelationen der chemischen Parameter	53
3.2.5	Zusammenfassung	54
3.3	Vergleich der untersuchten Methoden im Schäfertal	55
3.3.1	Mit Zentrifugation ermittelte DOC-Konzentrationen	56
3.3.2	Mit Boden-Wasser-Extraktion ermittelte WEOC-Konzentrationen	57
3.3.3	Vergleich der DOC- und WEOC-Konzentrationen der Messfelder	59
3.3.4	Zusammenfassung	61
3.4	Organische Düngemittel	62
3.4.1	Wasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff der organischen Düngemittel	62
3.4.2	Zusammenfassung	64
3.5	Schlussfolgerungen für die DOC-Modellierung	64
4	Auswahl, Analyse und Anwendung eines DOC-Modells	67
4.1	Modellvergleich und Auswahl des DOC-Modells	67
4.1.1	Modellvergleich und -Auswahl	67
4.1.2	DOM- und SOM-Modell ANIMO Version 4.0	69
4.1.3	Bodenwasserhaushaltsmodell SWAP	70
4.2	Vorgehensweise bei der Modellanwendung	71
4.2.1	Simulation des Bodenwasserhaushalts mit SWAP	71

4.2.2	Parametrisierung der DOM-Simulation in ANIMO	72
4.2.3	Sensitivitätsanalyse der DOM-Simulation in ANIMO	73
4.2.3.1	Softwareentwicklung und Vorgehen	73
4.2.3.2	Simulationszeitraum und Datensätze	73
4.2.3.3	Lokale Sensitivitätsanalyse nach McCuen	74
4.2.3.4	Globale Sensitivitätsanalyse nach Hornberger-Spear-Young . .	74
4.2.4	Kalibrierung der DOM-Simulationen in ANIMO	75
4.2.4.1	Kalibrierung der DOC-Austräge der Lysimeter	75
4.2.4.2	Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile der Messfelder	76
4.3	Entwicklung der ANIMO-Version 4.1 und des 2-Pool DOM-Moduls	77
4.3.1	Vorgehensweise	77
4.3.2	Weiterentwicklung der Simulation von Grünland	77
4.3.3	Weiterentwicklung der Simulation von Ackerfruchtfolgen	78
4.3.4	Das 1-Pool DOM-Simulationsschema	79
4.3.5	Entwicklung des neuen 2-Pool DOM-Moduls in ANIMO 4.1	80
4.3.6	Zusammenfassung	82
4.4	Auswertung der Sensitivitätsanalysen von ANIMO 4.1 mit 2-Pool DOM-Modul .	83
4.4.1	Lokale Sensitivitäten bei Grünlandnutzung	83
4.4.2	Lokale Sensitivitäten des Feldfruchtmoduls	84
4.4.3	Globale Sensitivitäten bei Grünlandnutzung	84
4.4.4	Zusammenfassung	86
4.5	Auswertung der Kalibrierung	87
4.5.1	Ergebnisse der Kalibrierung der Lysimeter in Falkenberg	87
4.5.2	Ergebnisse der Kalibrierung der Messfelder im Schäfertal	89
4.5.3	Zusammenfassung	92
5	Ergebnisse und Diskussion der Modellierungen	95
5.1	Modellierung des Bodenwasserhaushalts mit SWAP	95
5.1.1	Simulation der Sickerwasserbildung der Lysimeter	95
5.1.2	Simulation der Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder	99
5.1.3	Zusammenfassung	101
5.2	Modellierung der DOC-Konzentrationen mit ANIMO 4.1	101
5.2.1	Simulation der DOC-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter . .	101
5.2.1.1	Umwandlung von Grünland zu Schwarzbrache mit Sandauflage	101
5.2.1.2	Extensive Grünlandnutzung und Umwandlung zu Ackerbau - LP 4	103
5.2.1.3	Extensiver Ackerbau mit Gründüngung und reduzierter Boden- bearbeitung bis 2007 und nachfolgend weitere Extensivierung - LP 11	106
5.2.1.4	Extensiver Ackerbau mit Gründüngung bei regulärer Boden- bearbeitung bis 2007, nachfolgend weitere Extensivierung und Umwandlung zu Grünland 2009 - LP 12	108
5.2.1.5	Ackerfruchtfolge mit Öl- und Zwischenfrüchten und Umwand- lung zu Grünland 2008 - LP 42	109

5.2.1.6	Fortführung ackerbaulichen Bewirtschaftung - LP 34	111
5.2.2	Simulierte DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder	112
5.2.2.1	Simulation der DOC-Konzentrationen des Messfelds 1	112
5.2.2.2	Simulation der DOC-Konzentrationen des Messfelds 2	113
5.2.3	Zusammenfassung und Ausblick	115
6	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	119
	Literatur	125
A	Anhang	147
A.1	Ergänzende Tabellen und Abbildungen	147
A.1.1	Lysimeterdatensätze	147
A.1.2	Bodenmessfelder	150
A.1.3	Messverfahren	153
A.1.4	Analyse der Lysimeterdatensätze	155
A.1.5	Auswertung der Messungen der Bodenmessfelder	156
A.1.6	Modelle und Modellentwicklung	166
A.1.7	Sensitivitätsanalysen	170
A.1.8	Simulation des Bodenwasserhaushalts	171
A.1.9	Simulation der DOC-Konzentrationen	173
A.2	Methodische Analysen der Probenvorbereitungsverfahren	175
A.2.1	DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung	175
A.2.2	WEOC- und WSOC-Konzentrationen der Boden-Wasser-Extrakte	176
A.2.3	Vergleich der Zentrifugation und der Boden-Wasser-Extraktion	180
A.2.4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen	180

Abbildungsverzeichnis

1.1	DOM-Fraktionen und wasserlöslicher organischer Kohlenstoff (Zsolnay (1996) ergänzt)	2
2.1	Lysimeterstation Falkenberg	14
2.2	Bauweise der Lysimeter (Godlinski, 2005)	14
2.3	Untersuchungsgebiet Schäfertal	19
2.4	Schäfertal Landnutzung und Böden	20
2.5	Schäfertal schematischer Aufbau der Bodenmessfelder 1 und 2	21
2.6	Bauweise des Zentrifugationssystems	24
2.7	DOC-Konzentrationen vor der Korrektur (li. Zeitreihe, re. nach Messperioden)	27
2.8	Wiederholungsmessungen und Korrekturfunktion	28
2.9	DOC-Konzentrationen nach der Korrektur (Zeitreihe ((li.) und nach Messperioden (re.))	28
3.1	Klimatische Wasserbilanz in Falkenberg	31
3.2	Mittlere gewichtete DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare	32
3.3	Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten der Lysimeterjahre	33
3.4	Monatliche Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten der Lysimeterpaare	34
3.5	Temporäre Dynamik der Korrelationen der DOC-Frachten mit den Sickerwassermengen und DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare	35
3.6	Korrelationsdiagramme der untersuchten Faktoren	37
3.7	Spezifische DOC-Konzentrationen unter Ackerkulturen und Grünland	39
3.8	Effekte von Nutzungsstrategien und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOC-Konzentrationen der Lysimeter	40
3.9	XY-Plots der Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten des Brachelysimeters	41
3.10	Temporäre Dynamik der Korrelationen der DOC-Frachten mit den Sickerwassermengen (SW-Menge) und DOC-Konzentrationen (DOC-Konz.) des Brachelysimeters	41
3.11	Wöchentliche DOC-Konzentrationen der Nutzungsumwandlungen im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar	43
3.12	Wöchentliche Differenzen der DOC-Frachten der Nutzungsumwandlungen im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar sowie klimatische Wasserbilanz (KWB)	43
3.13	Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder (ohne Ausreißer)	46
3.14	DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder	47
3.15	DOC-Konzentrationen der Messfelder im hydrologischen Winter- (Wi) und Sommerhalbjahr (So)	48
3.16	DOC-Konzentrationen des Messfelds 1 in der Hauptphase (HP) und Zwischenphase (ZP)	50
3.17	DOC-Konzentrationen des Messfeldes 2 in der Phase 1 (P1) und Phase 2 (P2)	51

3.18	Elektrische Leitfähigkeit und Nitrat-N-Konzentrationen des Messfeldes 2 in der Phase 1 (P1) und Phase 2 (P2)	51
3.19	Vergleich der DOC Konzentrationen der Zentrifugation und Saugplatten des Messfelds 1 (li.) sowie der Messfelder 2 und 3 (re.)	56
3.20	Vergleich der gelösten organischen Konzentrationen der Boden-Wasser-Extrakt und Saugplatten des Messfelds 1 (li.) sowie der Messfelder 2 und 3 (re.)	58
3.21	Vergleich der ermittelten DOC-Konzentrationen der Messfelder (ohne Ausreißer) . .	59
3.22	DOC-Konzentrationen der Teilprobenareale der Messfelder (Zentrifugation)	60
3.23	WEOC-Gehalte der sukzessiven Extraktion der Erntereste Falkenberg (li.) und Schäfertal (re.) (ff - feldfrisch, sonst luftgetrocknet)	63
4.1	Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 4 in 100 cm uGOK mit ANIMO 4.0	78
4.2	Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 100 cm uGOK mit ANIMO 4.0	79
4.3	Das in ANIMO 4.0 implementierte 1-Pool DOM-Simulationsschema	80
4.4	Das in ANIMO 4.1 implementierte neue 2-Pool DOM-Modul	81
4.5	Kalibrierungsparameterwerte der Lysimeter	87
4.6	Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 1	90
4.7	Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 2	90
4.8	XY-Plots der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 1 (oben) und Messfelds 2 (unten) . .	91
5.1	Simulation der Sickerwassermengen des Brachelysimeters	95
5.2	Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 4, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)	96
5.3	Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 11 mit reduzierter Bodenbearbeitung, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)	96
5.4	Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 12 mit regulärer Bodenbearbeitung, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)	97
5.5	Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 34 mit einer Zwischenfrucht, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)	97
5.6	Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 42 mit zwei Zwischenfrüchten, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)	97
5.7	Simulation der Saugspannungen im Messfeld 1 in 20, 40 und 80 cm uGOK (oben, Mitte, unten)	100
5.8	Simulation der Saugspannungen im Messfeld 2 in 25, 50 und 80 cm uGOK (oben, Mitte, unten)	100
5.9	Simulierte DOC-Konzentrationen des Brachelysimeters in 100 cm uGOK	102
5.10	Simulierte DOC-Konzentrationen des Brachelysimeters in 30 cm uGOK	103
5.11	Simulierte DOC-Konzentrationen des Grünlandlysimeterpaars in 100 cm uGOK . . .	103
5.12	Simulierte DOC-Konzentrationen des Grünlandlysimeterpaars in 30 cm uGOK . . .	104
5.13	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 11 in 100 cm uGOK	107
5.14	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 11 in 30 cm uGOK	107
5.15	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 100 cm uGOK	108

5.16	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 30 cm uGOK	109
5.17	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 42 in 100 cm uGOK	110
5.18	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 42 in 30 cm uGOK	110
5.19	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 34 in 100 cm uGOK	111
5.20	Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 34 in 30 cm uGOK	111
5.21	Simulierte DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil des Messfelds 1	112
5.22	Simulierte DOC-Fraktionen im Tiefenprofil des Messfelds 1	113
5.23	Simulierte DOC-Fraktionen im Tiefenprofil des Messfelds 2	114
5.24	Simulierte DOC-Konzentrationen (li.) und DOC-Fraktionen (re.) in 25 cm uGOK des Messfelds 2 bei 30 % DOM-Synthese	114
5.25	Simulierte DOC-Konzentrationen (li.) und DOC-Fraktionen (Mi. u. re.) in 50 und 80 cm uGOK des Messfelds 2 wie LP 4	115
A.1	Nutzungsmatrix der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeterpaare . . .	148
A.2	Matrix der effektiven N-Düngung der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Ly- simeterpaare	148
A.3	Matrix der effektiven N-Düngung der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Ly- simeterpaare	149
A.4	Schafertal hydrogeologischer Querschnitt mit Messfeldpositionen	150
A.5	DOC-Konzentrationen bezogen auf die Werte der Einzellysimeter des jeweiligen Ly- simeterpaars	155
A.6	Faktorenmatrix der DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeter	155
A.7	Saugspannung und DOC-Konzentrationen des Messfelds 1	156
A.8	Saugspannung und DOC-Konzentrationen des Messfelds 2	156
A.9	Punktdiagramme der Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 1 in der Haupt- und Zwischenphase	158
A.10	Punktdiagramme der Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 2 in der Phase 1 und Phase 2	159
A.11	Entwicklung des Vegetationsbestands und der WEOC-Konzentrationen der Messfelder	161
A.12	XY-Plot der mit Boden-Wasser-Extraktion und Saugplatten ermittelten gelösten orga- nischen Konzentrationen der Messfelder	161
A.13	XY-Plot der mit Zentrifugation und Saugplatten ermittelten DOC-Konzentrationen der Messfelder	162
A.14	Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 20 cm uGOK	163
A.15	Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 40 cm uGOK	163
A.16	Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 80 cm uGOK	164
A.17	Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 25 cm uGOK	164
A.18	Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 50 cm uGOK	165
A.19	Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 80 cm uGOK	165
A.20	Schema der Wasserpools und -Flüsse in SWAP (aus Kroes und Dam (2003))	166
A.21	Reale Biomasseentwicklung und initiale Simulation der oberirdischen Grasbiomasse mit ANIMO 4.0	167
A.22	Simulation der Grasbiomasse mit definierter Vegetationszeit mit ANIMO 4.0	167
A.23	Simulation der Grasbiomasse mit Temperatursummen-Konzept mit ANIMO 4.0 . . .	168

A.24 Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 4 mit ANIMO 4.0	168
A.25 Das weiterentwickelte DOM-Simulationsschema in ANIMO 4.1 (erstellt von Piet Groenendijk 2010)	169
A.26 Simulation der wöchentlichen Sickerwassermengen der Lysimeterpaare von 2007 bis 2010	171
A.27 Simulierte Sickerwassermengen der Lysimeterpaare 11 und 12	171
A.28 XY-Plot der gemessenen und simulierten Saugspannungen der Messfelder	172
A.29 Simulierte DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare 11 und 12 am Lysimeterboden (100 cm uGOK)	173
A.30 Simulierte DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare 11 und 12 an der Untergrenze des A-Horizonts (30 cm uGOK)	173
A.31 XY-Plot der Variationen der gemessenen und simulierten DOC-Konzentrationen der Lysimeter im Kalibrierungszeitraum (rMAD-Werte)	174
A.32 Simulierte DOC-Konzentrationen in 20 und 40 cm uGOK im Messfeld 1	174
A.33 Effekte der Zentrifugationszeit auf die Extraktmenge (li.) und der Filtration auf die DOC-Konzentrationen (re.)	175
A.34 Effekt der Lagerungszeit auf die WEOC-Konzentrationen	176
A.35 WEOC-Gehalte und Regressionsgleichungen der fünfstufigen dynamischen Elution, MF01 (li.) und MF03 (re.)	178
A.36 WEOC-Gehalte der Verdünnungsreihen	178

Tabellenverzeichnis

2.1	Bodeneigenschaften der Lysimeter (nach Godlinski et al. (2004),*ergänzt)	14
2.2	Übersicht der Lysimeter des Analysedatensatzes	15
2.3	Nutzung der für die Simulation ausgewählten Lysimeter	17
2.4	Bodeneigenschaften der Messfelder (nach *Abdank et al. (1998) und **Abdank und Steininger (1995) sowie ***ergänzt)	21
2.5	Probennahmeverfahren im Schäfertal	22
3.1	Übersicht der klimatischen und hydro-chemischen Messwerte von 1994 bis 2007	32
3.2	Korrelationen der untersuchten Variablen	36
3.3	Saugspannungen der Messfelder im Untersuchungszeitraum (cm Wassersäule)	46
3.4	Saugspannungen der Messfelder im hydrologischen Winter- und Sommerhalbjahr (cm WS)	47
3.5	DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder im Untersuchungszeitraum (in $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)	48
3.6	Vergleich der DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder zu dokumentierten Werten	49
3.7	Mit Zentrifugation und Saugplatten ermittelte DOC-Konzentrationen im Oberboden der Messfelder	56
3.8	Mit Boden-Wasser-Extraktion und Saugplatten ermittelte gelöste organische Kohlenstoffkonzentrationen im Oberboden der Messfelder	57
3.9	WEOC-Konzentrationen und -Gehalte im Oberboden der Messfelder	59
3.10	WEOC-Konzentrationen der organischen Düngemittel (*feldfrisch extrahiert)	63
4.1	Vergleich der 2007 relevanten DOC-/DOM-Modelle	68
4.2	Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul	83
4.3	Globale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul	85
5.1	Simulationsgüte der Lysimetersickerwassermenge in der Kalibrierung	98
5.2	Simulationsgüte der Lysimetersickerwassermenge in der Validierung	98
5.3	Simulationsgüte der Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder	99
A.1	Weitere Bewirtschaftungsinformationen der Lysimeter des Analysedatensatzes	147
A.2	Bodenprofil des Messfelds 1: Braunerde-Auengley	151
A.3	Bodenprofil der Messfelder 2 und 3: Hangley	152
A.4	Vergleich dokumentierter WEOC-Extraktionsverfahren	153
A.5	Vergleich dokumentierter Zentrifugationsverfahren	154
A.6	Gemessene DOC-Konzentrationen im März und April sowie Mai und Juni 2010	157
A.7	Ereignisbezogene Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 1 (oben) und Messfelds 2 (unten)	160
A.8	DOC-Konzentrationen und Vegetationsentwicklung des Messfelds 2 im Juni und August 2010	162

A.9 Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.0 mit Gras-Modul	170
A.10 Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Feldfrucht- und 2-Pool DOM-Modul . . .	170
A.11 WEOC-Konzentrationen der unterschiedlichen Extraktionsvarianten	177

Abkürzungsverzeichnis

AL	Ackerland
Al _{ox}	oxalatlösliches Aluminium
AOC	engl. Active Organic Carbon, dt. aktiver mikrobieller Kohlenstoff
AOM	engl. Hydrophilic Acids, dt. hydrophile Säuren
BAT	engl. Biologic Active Time, dt. biologisch aktive Zeit
BGE	engl. Biological Growth Efficiency, dt. mikrobielle Nutzungseffizienz
C _{org}	engl. organic Carbon, dt. organischer Kohlenstoff
C/N	Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis im Boden bzw. in der Biomasse)
CANDY	engl. Carbon and Nitrogen Dynamics Model (Franko, 1995)
cm WS	Zentimeter Wassersäule
DIC	engl. Dissolved Inorganic Carbon, dt. gelöster anorganischer Kohlenstoff
DOC	engl. Dissolved Organic Carbon, dt. gelöster organischer Kohlenstoff
DOM	engl. Dissolved Organic Matter, dt. gelöste organische Substanz
DON	engl. Dissolved Organic Nitrogen, dt. gelöster organischer Stickstoff
DOP	engl. Dissolved Organic Phosphorous, dt. gelöster organischer Phosphor
DP	engl. Dissolved Phosphorous, dt. gelöster Phosphor
DS 87	EDV-gestützte Düngungsberatung von 1987 nach Künkel (1989)
DWD	Deutscher Wetterdienst
ET _{ref}	Referenz-Evapotranspiration, entsprechend der aktuellen Evapotranspiration eines 12 cm hohen, feuchten Grasbestands ((Glugla et al., 2003))
EZG	Einzugsgebiet
FB	Feinboden
FM	Frischmasse, d. h. Bodenprobe mit der zur Probennahme vorliegenden Bodenfeuchte
FOM	engl. Fresh Organic Matter, dt. frische organische Substanz
FT-IR	auch FTIR, Fourier-Transform-Infrarot-Spektroskopie
GDD	engl. Growing Degree Days Concept, dt. Temperatursummenkonzept
GF-Filter	Glasfaser-Filter
GL	Grünland
HiDOC	engl. Hydrophilic DOC, dt. hydrophiles DOC
HoA	engl. Hydrophobic Acids, dt. hydrophobe Säuren
HoDOC	engl. Hydrophobic DOC, dt. hydrophobes DOC
HWOC	engl. Hot Water Extractable Organic Carbon, dt. Heißwasser extrahierbarer organischer Kohlenstoff
IBSBS-2	Informations- Oberund Beratungssystem zur Beregnungssteuerung - 2. Generation nach Künkel (1989)
IC	engl. Inorganic Carbon, dt. anorganischer Kohlenstoff
IR-Sensor	Infrarot-Sensor
k _c	engl. crop factor od. crop coefficient, dt. Kulturfaktor od. Pflanzenwasserbedarfskoeffizient
LAI	engl. Leaf Area Index, dt. Blattflächenindex
Lf	elektrische Leitfähigkeit
LJ	Lysimeterjahr, beginnend im Mai bis zum April des Folgejahrs)

LP	Lysimeterpaar bzw. Lysimeterpaare
M	Mol
m%	Massenprozent
MAE	engl. Mean Absolute Error, dt. mittlerer absoluter Fehler
MDÄ	Mineraldüngeräquivalent, dient der Angabe der Düngewirkung organischer Dünger, hier verwendet um die Gesamtdüngewirkung der applizierten mineralischen und organischen Dünger zu analysieren
MF01	Bodenmessfeld 1 im Schäfertal
MF02	Bodenmessfeld 2 im Schäfertal
MF03	Bodenmessfeld 3 im Schäfertal
N	engl. Nitrogen, dt. Stickstoff
NH ₄ -N	Ammonium-Stickstoff
NL	Niederlande
Nmin-Düngung ..	bedarfsgerechte Stickstoffdüngungsmethode für landwirtschaftliche Böden unter Berücksichtigung des pflanzenverfügbaren Stickstoffs im Boden
NMR	engl. Nuclear Magnetic Resonance Spectroscopy, dt. Kernspinresonanzspektroskopie
NO ₃ -N	Nitrat-Stickstoff
NO ₃ .N	Nitrat-Stickstoff
NSE	engl. Nash-Sutcliffe-Efficiency Index, dt. Nash-Sutcliffe-Effizienz
NSE ₁	modifizierter Nash-Sutcliffe-Efficiency Index
P	engl. Phosphorous, dt. Phosphor
P _d	engl. dissolved Phosphorous, dt. gelöster Phosphor
P _{ox}	oxalatlöslicher Phosphor
P _t	engl. total Phosphorous, dt. Gesamtphosphor
PA	Polyamid
PAK	Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe
PC	Polycarbonat
PE	Polyethylen
pH-Wert	auch pH, lat. pondus Hydrogenii, dt. negativer dekadischer Logarithmus der Wasserstoffionen-Konzentration in wässriger Lösung
PLFA	engl. Phospholipid Fatty Acids, dt. Phospholipid-Fettsäuren
PMMA	Polymethylmethacrylat
PVDF	Polyvinylidenfluorid
rMAD	engl. relative Median Absolute Deviation, dt. relative Abweichung vom Median
RMSE	engl. Root Mean Square Error, dt. mittlerer quadratischer Fehler
So	Sommer
SOC	engl. Soil Organic Carbon, dt. pedogener Kohlenstoff
SOM	engl. Soil Organic Matter, hier als Synonym für den Humus- und Biomasse-Pool des Modells (letztere bezieht sich auf die lebende Biomasse, das Edaphon)
SRP	engl. Soluble Reaktive Phosphorous, dt. reaktiver Phosphor
SVAT	Soil-Vegetation-Atmosphere and Temperature Model
SWAP	Soil-Water-Atmosphere-Plant Modell
SWE	engl. Snow Water Equivalent, dt. Schnee-Wasser-Äquivalent
t-Test	auch Student's t-test, parametrischer Hypothesentest um zu prüfen ob sich zwei untersuchte Gruppen systematisch in ihren Mittelwerten unterscheiden oder nicht)

TC	engl. Total Carbon, dt. gesamter Kohlenstoff
TM	Trockenmasse, d. h. Masse nach Trocknung des Materials bei Raumtemperatur oder im Ofen
TOC	engl. Total Organic Carbon, dt. gesamter organischer Kohlenstoff
TV	Teilversuch
u-Test	auch Mann–Whitney u-Test oder Wilcoxon-Mann-Whitney-Test, parameterfreier Hypothesentest (Rangsummentest) um analog zum t-Test zu prüfen ob sich zwei untersuchte Gruppen systematisch in ihren Mittelwerten unterscheiden oder nicht)
uGOK	unter Geländeoberkante
WEOC	engl. Water Extractable Organic Carbon, dt. mit einmaliger Extraktion wasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff
WHH	Wasserhaushalt
WHM	Wasserhaushaltsmodell
Wi	Winter
WSOC	engl. Water Soluble Organic Carbon, dt. gesamter wasserlöslicher organischer Kohlenstoff

Formelverzeichnis

Formel 1.1	Initial Mass Sorptions-Isotherme	6
Formel 1.2	Partitionierungsfaktor	6
Formel 2.1	gewichtete DOC-Konzentration	15
Formel 2.2	DOC-Fracht	16
Formel 3.1	lineares Modell	38
Formel 4.1	Nash-Sutcliffe-Effizienz	72
Formel 4.2	mittlerer quadratischer Fehler	72
Formel 4.3	modifizierte Nash-Sutcliffe-Effizienz	72
Formel 4.4	mittlerer absoluter Fehler	72
Formel 4.5	lokaler Sensitivitäts-Index nach McCuen	74
Formel 4.6	normalisierter mittlerer quadratischer Fehler	76

1. Stand der Forschung

1.1. Vorkommen und Bedeutung

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) liegt im Niederschlagswasser, der Kronentraufe und dem Stammabfluss, im Boden, Grundwasser, den Oberflächengewässern und Meeren vor (Qualls und Haines, 1992b; Worrall et al., 2007; Hagedorn et al., 2000; Bradford et al., 2013; Tessema et al., 2013). Die Konzentration, die chemische Zusammensetzung und die Bioverfügbarkeit sind jeweils abhängig von den Eintragsquellen und dem Betrachtungszeitpunkt. Hohe Konzentrationen werden bspw. in aquatischen Systemen regulär im Frühjahr oder Herbst, in Perioden intensiver Abflussbildung, beobachtet (Hinton et al., 1998; Berggren et al., 2010; Stutter et al., 2012). Diese erhöhten DOC-Konzentrationen können mitunter die Trinkwasserqualität und -aufbereitung negativ beeinflussen (Aitkenhead und McDowell, 2000; Leenheer und Croué, 2003; Ramos, 2007; Ledesma et al., 2012).

DOC ist in Hinblick auf die Eintrags-, Umsatz- und Austragsmengen nur ein geringer Teil des **Kohlenstoffkreislaufs**. Er stellt jedoch einen mobilen Kohlenstoffpool dar. Ludwig et al. (1996) sowie Aitkenhead und McDowell (2000) schätzen, dass weltweit $2,1$ bis $3,6 \cdot 10^{14} \text{ g DOC} \cdot \text{a}^{-1}$ über Fließgewässer in die Weltmeere eingetragen werden. Ein Großteil davon stammt aus terrestrischen Böden. Kindler et al. (2011) dokumentieren DOC-Austräge von $3,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ unter Wald, $5,3 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ unter Grünland und $4,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ unter Ackerland. Sie schlussfolgern, dass der Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoff insbesondere für die Kohlenstoffbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden relevant ist (ebd.).

Im **Boden** und in aquatischen Systemen ist DOC eine der Hauptenergiequellen für mikrobielle Umsatzprozesse (Zsolnay, 1996; Bradford et al., 2013). Beim DOC-Abbau werden gasförmige, partikuläre sowie hydrophile und hydrophobe Kohlenstoffverbindungen gebildet (ebd.). Als reaktives Stoffgemisch steuert er zudem die Bioverfügbarkeit und den Austrag zahlreicher Nähr- und Schadstoffe (Bolan et al., 2004) wie z. B. Metalle (Schmitt, 2002) und Agrochemikalien (Akkanen, 2002). Ferner beeinflusst er die Transformation und Speicherung von organischen Schadstoffen wie bspw. Polyzyklischen Aromatischen Kohlenwasserstoffe (PAK) (Stumpf et al., 1996; Totsche et al., 1996; Amiri, 2005).

Der DOC zeigt eine hohe Sensitivität gegenüber den meteorologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen sowie der Bodennutzung. Er kann als **Indikator** für die Effekte anthropogener Eingriffe und von klimatischen Veränderungen auf die Kohlenstoffspeicherung und den -Austrag verwendet werden.

1.2. Definition, Gewinnung und Messung

Der DOC ist physikochemisch oder biochemisch nicht definiert, sondern **operational**. Die Unterscheidung von gelöstem und partikulärem organischen Kohlenstoff erfolgt durch **Filtration**. Der DOC umfasst Partikelgrößen kleiner $0,2 \mu\text{m}$ (Marinari et al., 2010; Wilson et al., 2013) bzw. $0,7 \mu\text{m}$ (Sanderman und Amundson, 2008; Fellman et al., 2009; Winn et al., 2009). Für Untersuchungen der Bodenlösung wird überwiegend $0,45 \mu\text{m}$ als Maximalwert angesetzt (Akkanen, 2002; Guggenberger und Kaiser, 2003; Kalbitz et al., 2003a; Chen et al., 2010). Die DOC-Konzentration

wird durch katalytische Verbrennung (Weier et al., 1991; Kalbitz, 2001; Sleutel, 2005) oder chemische Oxidation (Kaplan, 1994; Royer und David, 2005; Sanderman et al., 2008) bestimmt.

Die **Konversion** des DOC zu gelöster organischer Substanz (**DOM**) ist mittels Umrechnungsfaktoren möglich. Es werden unterschiedliche Faktoren eingesetzt und hinsichtlich ihrer Anwendbarkeit diskutiert (Přibyl, 2010)). DOM enthält zudem gelösten organischen Stickstoff (DON) und Phosphor (DOP). Zwischen dem DOM und den gelösten Nährstoffkonzentrationen im Boden liegen zumeist positive Korrelationen vor. Dies kann auf ihre abiotischen und biochemischen Eigenschaften sowie auf anthropogener Einflüsse, wie Deposition und Düngung, zurückgeführt werden (Kalbitz und Geyer, 2002; Lennon und Pfaff, 2005). Es werden jedoch auch abweichende Relationen und Austräge beobachtet.

DOC bzw. DOM kann in **Teilfraktionen** disaggregiert werden. Zsolnay (1996) unterscheidet drei Fraktionen, in Abhängigkeit der Bodenporenklassen (Abb. 1.1). Diese zeigen unterschiedliche Bioverfügbarkeiten und Austragspotenziale (ebd.):

- DOM I in Mikroporen ($<0,2 \mu\text{m}$ bzw. $> -1500 \text{ kPa}$), die physikalisch stabilisiert und daher nur abiotisch durch Exoenzyme von Mikroben metabolisierbare DOC
- DOM II in Mesoporen, das mikrobiell zugänglich ist und mittels Unterdrucksystemen gewonnen werden kann
- DOM III in Makroporen, die mit dem Sickerwasser direkt verlagerbar ist, somit die mobile Fraktion darstellt, und mit Gravitations-Lysimetern oder anderen unterdruckfreien Methoden erfasst werden kann

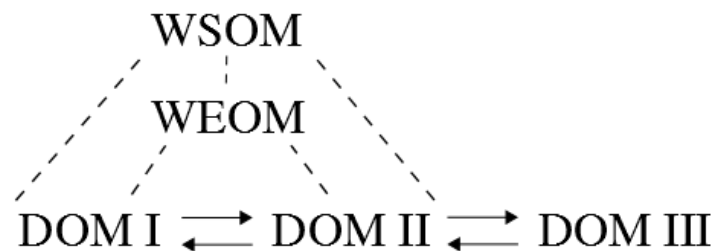


Abbildung 1.1.: DOM-Fraktionen und wasserlöslicher organischer Kohlenstoff (Zsolnay (1996) ergänzt)

Die jeweiligen Anteile der Fraktionen und ihr Austausch untereinander werden vom Bodenwasserhaushalt und dem Stofftransport durch Diffusion beeinflusst. Der mobile und somit austragsrelevante DOC-Pool ist daher oft deutlich geringer als die beiden immobilen DOC-Pools, die insbesondere von der mikrobiellen Aktivität im Boden abhängig sind (Zsolnay, 1996). Weitere Differenzierungen können anhand physikalischer Eigenschaften wie z. B. der Wasserlöslichkeit (Dilling und Kaiser, 2002; O'Donnell et al., 2010), biochemischer Eigenschaften (Qualls und Haines, 1991) der Bioverfügbarkeit (Zsolnay und Steindl, 1991; Qualls und Haines, 1992a) und dem Molekulargewicht (Zhou et al., 2001; Boddy et al., 2007) vorgenommen werden. Die Methodik wird entsprechend der jeweiligen Fragestellung gewählt. Regulär werden zwei Komponenten mit spezifischen Umsatzraten unterschieden, deren relative Anteile substratspezifisch sind (Qualls und Haines, 1992a; Kalbitz et al., 2003a).

In zahlreichen Studien zu DOC in Böden und Sedimenten wird der in wässriger Lösung extrahierbare organische Kohlenstoff bestimmt (Zsolnay und Steindl, 1991; Cook und Allan, 1992; Boyer und Groffman, 1996; Scaglia und Adani, 2009; MacDonald et al., 2011). Diese Methode wird insbesondere bei landwirtschaftlicher Nutzung eingesetzt, da diese den Einbau und Einsatz empfindlicher Beprobungstechnik erschwert. Des Weiteren ist sie einfach anzuwenden und große

Probenmengen können bearbeitet werden (Sun et al., 2012; Bi et al., 2013). Bei einmaliger Extraktion mit Wasser wird der wasserextrahierte organische Kohlenstoff (**WEOC**) bestimmt (Tao und Lin, 2000). Durch mehrfache Extraktionen oder unterschiedliche Extraktionsverhältnisse kann das gesamte im Boden vorliegende Austragspotenzial ermittelt werden, der gesamte wasserlösliche organische Kohlenstoff der Probe (**WSOC**) (Tao und Lin, 2000; Scaglia und Adani, 2009). Gemäß Zsolnay (1996) wird durch die Extraktion der immobile DOC, also der DOM I und DOM II, ermittelt, der für die Abschätzung der im Boden vorliegenden wasserlöslichen und bioverfügbaren Kohlenstoffgehalte relevant ist. Es handelt sich daher nicht um den zum Probennahmezeitpunkt mobilen DOC (DOM III), sondern die potenziell austragbaren Fraktionen (DOM I und II). Die Extraktionsmengen sind abhängig von der Methodik (Kaiser et al., 2001b; Jones und Willet, 2006). Wird der WEOC als Proxy des DOC bestimmt, sind schonende Verfahren zu bevorzugen.

Werden Feldstudien durchgeführt oder verglichen, ist zu berücksichtigen, dass die **Gewinnungsmethode** die DOC-Konzentrationen bzw. Gehalte und die Zusammensetzung der DOM beeinflusst. Bei der Probennahme und Lagerung sind zudem Störungen durch den angelegten Unterdruck, die eingesetzten Materialien, die Insolation und Temperaturveränderungen möglichst zu vermeiden (Castilho, 1994). DOC wird vornehmlich mit Saugplatten und -Kerzen gewonnen. Diese kontinuierlichen oder diskontinuierlich betriebenen Unterdrucksysteme kommen aufgrund ihrer guten Kosten-Nutzen-Relation, des mäßigen technischen Aufwands und der effizienten Gewinnung der Bodenlösung vorrangig zum Einsatz (Kalbitz, 2001; Rasmussen et al., 2007; Sanderman und Amundson, 2008). Es werden auch Lysimeter und Rhizotronen verwendet. Darüber hinaus werden Säulenversuche (Schmitt, 2002; Laegdsmand et al., 2005) sowie die Zentrifugation (Zabowski und Ugolini, 1990; Jones und Willet, 2006; Farrell et al., 2011) durchgeführt. Einige Studien verwenden Sorptionsmittel wie Amberlit XAD-8 (Siemens et al., 2003; Fonte et al., 2013). Eine automatische Unterdrucksteuerung oder die gravimetrische Gewinnung von Sickerwasser und Makroporenfluss werden nur vereinzelt eingesetzt, z. B. Sanderman et al. (2009). Als indirekte Verfahren geben UV- und Fluoreszenzmessungen Aufschluss über die DOC-Zusammensetzung (Spencer et al., 2007; Wilson et al., 2013). Zur Charakterisierung des DOM werden zahlreiche Verfahren und Techniken eingesetzt wie z. B. FT-IR, NRM (Kaiser, 2004; Schumacher et al., 2006; Sun et al., 2012). Eine standardisierte Methodik liegt nicht vor. Bei der Methodenauswahl sind daher die Fragestellung, der Betrachtungsgegenstand, die räumliche Skala, die finanzielle Ausstattung und technische Umsetzbarkeit abzuwägen. Darüber hinaus können vergleichende Analysen hilfreich sein, insbesondere um Ergebnisse zur Wirkung landwirtschaftlicher Verfahren einzuordnen oder um skalenübergreifende Untersuchungen durchzuführen.

1.3. Räumliche und zeitliche Untersuchungsskalen

Die **räumlichen Betrachtungsebenen** reichen von weltweiten Vergleichsstudien (Ludwig et al., 1996; Aitkenhead und McDowell, 2000) über Einzugsgebietsstudien mit unterschiedlicher naturräumlicher Ausstattung und anthropogener Nutzung (Royer und David, 2005; Mattsson et al., 2008; Sanderman et al., 2009) bis hin zu Versuchsplots (Kalbitz et al., 1997; Don und Schulze, 2008; Tessema et al., 2013). In einzelnen Studien wurden ebenfalls Konzentrationsänderungen und die Zusammensetzung des DOC oder WEOC in Tiefenprofilen ermittelt (Zsolnay und Steindl, 1991; Cannavo et al., 2004; Corvasce et al., 2006).

Feldstudien werden überwiegend in **Zeiträumen** von einem bis mehreren Jahren durchgeführt. Kurzfristigere Untersuchungen fokussieren auf die Variabilität der DOC-Konzentrationen, Zusammensetzung und -Eintragsquellen im Jahresverlauf oder durch Einzelereignisse. Nach Starkniederschlägen und Schneeschmelzen werden erhöhte DOC-Austräge gemessen (Hornberger et al., 1994; Kaiser und Guggenberger, 2005; Wilson et al., 2013). Einen diurnalen Zyklus der DOC-

Konzentrationen in Fließgewässern wiesen Spencer et al. (2007) nach. Diese Ergebnisse zeigen eine hohe zeitliche Variabilität der DOC-Konzentrationen und -Austräge. Für zuverlässige Aussagen zu Austragstrends und langfristig wirkenden Einflussfaktoren sind mehrjährige Zeitreihen (Dekaden) über die Entwicklung der DOC-Konzentrationen und -Austräge notwendig. Solche Untersuchungen sind selten und liegen oft nur für aquatische Systeme vor (bspw. Worrall und Burt (2004), Worrall et al. (2004) und Evans et al. (2005)).

1.4. Ökosystemare und landnutzungsbezogene Fokussierung

Die Forschungsbereiche zum DOC sind weit gefächert. Die Mehrzahl der Studien untersuchen Eintrag, Umsatz und Wirkung von DOC in **aquatischen Systemen** wie Grundwasser, Fließgewässern, Seen, Ästuaren oder Meeren (Giorgio und Cole, 1998; Ogawa et al., 2001; Köhler, 2003; Aravena et al., 2004; Anesio et al., 2005; Parker et al., 2009; Jahangir et al., 2013; Song et al., 2014). Zunehmend wird die Bedeutung der DOC-Einträge aus terrestrischen Systemen, insbesondere organischen Bodenhorizonten, in Oberflächengewässer untersucht (Wetzel, 1992; Hope et al., 1994; Hood et al., 2005; Tittel et al., 2013).

Studien in **terrestrischen Systemen** fokussieren, aufgrund der hohen Kohlenstoffgehalte und DOC-Austragspotenziale, vornehmlich auf Feuchtgebiete und organische Böden (Leinweber et al., 2001; Kalbitz und Geyer, 2002; Worrall et al., 2006) sowie Waldböden (Moore, 1987; Qualls und Haines, 1992a; Guggenberger, 1992; Kaiser et al., 2001a; Kramer et al., 2010; Schwalm, 2015). Untersuchungen unter Grünland werden ebenfalls häufig durchgeführt (McTiernan et al., 2001; Boddy et al., 2007; Khalid et al., 2007; Don und Schulze, 2008; Farrell et al., 2011). Es liegen zudem Vergleichsstudien von Wald- und Grasbeständen (Hughes et al., 1990; Sanderman et al., 2008; Sanderman und Amundson, 2008; Sun et al., 2013) sowie der Hauptlandnutzungsformen (Cookson et al., 2007; Larionova et al., 2007) vor.

DOC-Konzentrationen und -Austräge unter **Ackernutzung** wurden bisher nur in wenigen Studien erfasst (Gjettermann et al., 2007; Sun et al., 2011; Walmsley et al., 2011). Bei Ackerböden wird stattdessen oftmals der WEOC bestimmt (Boyer und Groffman, 1996; Marschner und Bredow, 2002; Embacher et al., 2008; Sun et al., 2011). Hier besteht weiterhin Forschungsbedarf. Insbesondere Vergleichsstudien von Acker- und Grünland (Haynes, 2000; Matlou und Haynes, 2006) und Brachen (Mertens et al., 2007) sowie Nutzungsumwandlungen von Grünland in Acker (McGechan et al., 2005; Vinther et al., 2006; MacDonald et al., 2011) sind selten. Die Effekte von Bewirtschaftungsformen wie Düngungsregime und Mengen, Bodenbearbeitung, Landnutzungsänderung, Fruchtfolgen und Zwischenfruchtanbau sind bisher kaum erforscht.

1.5. Einflussfaktoren und Prozesse

Eine Vielzahl abiotischer und biotischer Faktoren und Prozesse können die DOC-Konzentrationen und den -Austrag beeinflussen. Ihre Relevanz ist skalenabhängig und Wechselwirkungen sind möglich:

Im **Niederschlagswasser** ist die DOC-Konzentration mit 1 bis 2 mg · l⁻¹ (Sanderman et al., 2009) sehr niedrig und kaum eintragsrelevant. Die Niederschläge beeinflussen jedoch direkt und indirekt durch die Schneeschmelze die hydrologische Abflussbildung und -wege (Sanderman et al., 2009; Wilson et al., 2013).

Die Sickerwasserbildung und **Abflussprozesse** im Boden und in Transsekten werden durch die Bodenart und -struktur sowie die Horizontierung gesteuert (Jödemann, 2004; O'Donnell et al., 2010).

Die **Topographie** ist ein weiterer Einflussfaktor. DOC sowie sorbierende Eisen- und Aluminium-Verbindungen akkumulieren in Senken und am Hangfuß (Creed et al., 2013). Zur Kohlenstoffakkumulation tragen hier die Verlagerung und Akkumulation von Kohlenstoff durch Erosion und subterrestrischen Abfluss sowie biotische und abiotische Standortfaktoren bei. Die von der Topographie und Bodenform abhängigen **hydrologische Fließwege** und Abflussprozesse sind insbesondere auf Einzugsgebietsebene für den DOC-Austrag relevant, vor allem wenn organische Horizonte und Feuchtgebieten durchflossen werden (Sanderman et al., 2009).

Die am Standort anfallende und verbleibende **Biomasse** in Form von Pflanzenresten, organischen Düngemitteln, tierischen Exkrementen und der Rhizodeposition bildet eine wichtige Kohlenstoffquelle (Kuzyakov und Domanski, 2000; Kuzyakov und Schneckenberger, 2004). Dies bestätigt eine vergleichende Studie von Mertens et al. (2007) unter Grünland und Schwarzbrache. Studien, die langfristige Effekte unterschiedlich hoher Biomasseinträge landwirtschaftlich genutzter Böden auf den DOC-Austrag untersuchen, sind selten.

Neben der frischen organischen Substanz und den potenziell wasserlöslichen WEOC-Verbindungen, ist die biochemisch abbaubare feste **organische Substanz im Boden** eine weitere wichtige indirekte DOC-Quelle (Zsolnay, 1996; Mertens et al., 2007). Deren Gehalt wird wiederum vom Eintrag frischer organischer Substanz, Mineralisations- und Transportprozessen, und so auch indirekt von der Bodennutzung, beeinflusst (Marschner und Rengel, 2007). Es ist zu klären, in welchem Maß die unterschiedlichen DOC-Quellen die DOC-Konzentrationen im Boden und den DOC-Austrag beeinflussen. Darüber hinaus ist der Einfluss unterschiedlicher Bewirtschaftungsformen zu untersuchen, da diese eine anthropogene Steuermöglichkeit bieten können.

Die **mikrobielle Biomasse** bildet als Teil des Edaphons einen reaktiven Kohlenstoffpool im Boden. Sie kann über quantitative oder qualitative Verfahren erfasst werden. Die funktionale Diversität und Metabolisierung der organischen Substanz wird bspw. anhand chemischer Zellbestandteile, den Phospholipid-Fettsäuren (PLFA), bestimmt (Fierer et al., 2003; Kramer und Gleixner, 2006). Der mikrobielle Abbau von DOC aus organischen Materialien und Bodenhorizonten wird in Inkubationsexperimenten untersucht. Es wird dabei zwischen einer labilen und einer stabilen Fraktion unterschieden, welche Abbauraten von mehreren Tagen bis Wochen bzw. von Monaten bis hin zu Jahren aufweisen (Kalbitz et al., 2003a; Qualls und Bridgham, 2005). Die labile Fraktion und die Abbauraten nehmen mit zunehmender Bodentiefe regulär ab (Fierer et al., 2003; Schwesig et al., 2003b). Der DOC-Abbau kann durch lineare Reaktionskinetiken erster Ordnung (Cook und Allan, 1992; Worrall und Burt, 2005; Khalid et al., 2007) oder Michaelis-Menten-Kinetiken (Larionova et al., 2007; Boddy et al., 2008) beschrieben werden. Diese sind für die langfristige Analyse des DOC-Austrags und die Kohlenstoffmodellierung relevant.

Biologische Umsatzprozesse sind **temperaturabhängig** und können mit der Arrhenius-Gleichung beschrieben werden (Paul und Clark, 1996). Dies gilt auch für den biochemische DOC-Umsatz und die Synthese (Christ und David, 1996; Larionova et al., 2007). Durch Trocken- und Feuchtperioden (Lundquist et al., 1999b) sowie Frost (Jödemann, 2004) kann der DOC-Austrag temporär zunehmen. Haei et al. (2012) dokumentieren zudem eine erhöhte Bioverfügbarkeit. Sie führten dies auf Frostschäden an Wurzeln und dem Edaphon sowie Bodenstrukturänderungen zurück.

Die DOC-Konzentrationen und der biochemischen Umsatz werden ebenso durch die **Bodenfeuchte** gesteuert (Zsolnay und Görlitz, 1994; Christ und David, 1996; Toberman et al., 2008). Mit zunehmendem Wassergehalt nehmen der diffusive Austausch von DOC zwischen den Porengrößenklassen und der mikrobielle Umsatz zu (Zsolnay, 1996). Unter anaeroben Bedingungen wird vermehrt DOC freigesetzt und der biologische Ausnutzungsgrad der DOM nimmt ab (Henrichs, 1992). Die Wechselwirkungen der biochemischen Umsatzprozesse und die physikalischen Rahmenbedingungen im Boden sind vielfältig und von hoher Relevanz für die DOC-Konzentrationen.

DOC wird vorwiegend im Unterboden durch **Sorption** an Aluminium- und Eisenoxide (Kaiser und Zech, 1999; Schwesig et al., 2003a) sowie Tonminerale (Kaiser et al., 1996; Kaiser und Guggenberger, 2000) zurückgehalten, wobei Zusammensetzung und Sorption des DOC bodenspezifisch sind. Es sind Wechselwirkungen der Sorbenten mit organischer Substanz, Sulfat, Phosphor, weiteren Ionen und dem pH-Wert sowie dem Redox-Regime bekannt (David und Zech, 1990; Moore et al., 1992; Kaiser und Guggenberger, 2000; Fiedler und Kalbitz, 2003; Kaiser, 2003; Kothawala et al., 2008; Kothawala et al., 2009). In unterschiedlichen Studien wurde eine präferenzielle Sorption des hydrophoben DOC beobachtet (Gu et al., 1995; Guggenberger et al., 1998). Für landwirtschaftlich genutzte Böden liegen jedoch kaum Sorptionstudien vor (Gjettermann et al., 2007). Um die Sorptionskapazität und -Dynamik zu ermitteln werden vorrangig batch-Versuche durchgeführt, entsprechend der Methodik von Nodvin et al. (1986). Die DOC-Sorption kann mittels Isothermen beschrieben werden (Kalbitz et al., 2005) und ist reversibel (Gu et al., 1995; Kothawala et al., 2009). Die Initial Mass Sorptions-Isotherme nach Nodvin et al. (1986) (Formel 1.1) wurde vielfach erfolgreich angewandt.

Initial Mass Sorptions-Isotherme:

$$RE = mX_i - b \quad (1.1)$$

RE - Menge DOC ad- oder desorbiert ($\text{mg C} \cdot \text{g TM Boden}^{-1}$)

X_i - initiale DOC-Konzentration ($\text{mg C} \cdot \text{g TM Boden}^{-1}$)

m - Anstieg der Isotherme/Sorptionskurve

b - Interzept/Schnittpunkt mit der Y-Achse

Von der Initial Mass Isotherme kann der **Partitionierungsfaktor** (K_D) des DOC auf die flüssige und feste Phase bzw. mobiles DOC in der Bodenlösung und sorbiertes immobiles DOC abgeleitet werden (Formel 1.2).

Partitionierungsfaktor (K_D):

$$K_D = \left(\frac{m}{1-m} \right) \left(\frac{V_s}{m_s} \right) \quad (1.2)$$

K_D - Partitionierungs-/Verteilungskoeffizient ($\text{cm}^3 \cdot \text{g TM Boden}^{-1}$)

m - Anstieg der Isotherme/Sorptionskurve

V_s - Volumen des Lösungsmittels

m_s - Masse/Gewicht des Lösungsmittels

Die Isothermen und Partitionierungsfaktoren können ebenfalls für die Modellierung eingesetzt werden (Lofts et al., 2001; Neff und Asner, 2001).

Guggenberger und Kaiser (2003) schlussfolgern aus der Betrachtung unterschiedlicher Studien, dass die Sorption von DOC zur **Stabilisierung von DOC im Boden** beiträgt. Das Sorptionspotenzial ist endlich (ebd.). Sie führen zudem an, dass Mikroben und Biofilme sich bevorzugt in Bereichen mit hohem Nährstoffgehalt, wie präferenziellen Fließwegen und Zonen hoher Kohlenstoffsättigung, ansiedeln und DOC metabolisieren. Dies belegen Studien von Kalbitz et al. (2005), die in Inkubationsversuchen eine intensive Sorption aromatischer bzw. komplexer Kohlenstoffverbindungen erfassten, die in geringem Umfang stabilisierend wirkt. Im Gegensatz dazu werden labile Verbindungen weniger stark sorbiert und stabilisiert (ebd.). Die Sorption von DOC im Boden ist somit ein Sättigungsprozess, der den biochemischen DOC-Abbau hemmt, jedoch nicht verhindert.

Die **Stabilisierung von organischer Substanz im Boden** wird in zahlreichen Studien untersucht und modelltechnisch beschrieben. Aktuelle Forschungsergebnisse zeigen, dass das Edaphon alle organischen Substanzen natürlicher Herkunft metabolisch umsetzen kann (Lützow et al., 2006; Amelung et al., 2008; Marschner et al., 2008). Die chemische Rekalzitranz ist demnach insbesondere für die initialen Umsatzprozesse relevant (ebd.). Mit fortschreitendem Zersetzungsgrad wer-

den verstärkt physikochemische Faktoren wie die räumliche Zugänglichkeit für Zersetzer und die Sorption umsetzungsrelevant (ebd.). Studien von Lehmann et al. (2007) bestätigen dies. Sie ermittelten im Außenbereich von Mikroaggregaten, im Gegensatz zum Aggregatinneren, überwiegend mikrobiell metabolisierte Kohlenstoffverbindungen. Ein Großteil der Verbindungen im Boden ist mikrobiell synthetisiert und kann wiederholt metabolisiert werden (Gleixner, 2013). Liegt keine physikalische Stabilisierung vor, ist das Edaphon der entscheidende Faktor des Kohlenstoffumsatzes im Boden (ebd.). Mit dieser biochemischen Metabolisierung des Kohlenstoffs im Boden geht eine hohe Sensitivität gegenüber exogenen Einflüssen einher (ebd.). Es ist davon auszugehen, dass die Landnutzung und klimatische Veränderungen den Kohlenstoffhaushalt und somit den DOC-Austrag beeinflussen.

Die Auswirkungen des **Klimawandels** auf den DOC-Austrag wurden in unterschiedlichen Studien untersucht. Worrall et al. (2007) extrapolieren für ein Einzugsgebiet mit Moorböden in Großbritannien die Temperatur- und Niederschlagstrends von 2003 bis 2012. Sie prognostizierten auf Grund steigender Temperaturen, vermehrter Trockenphasen und absinkender Wasserspiegel eine Zunahme der DOC-Austräge (ebd.). Dies dokumentieren ebenso Haugwitz et al. (2013) anhand von Feldversuchen in Dänemark sowie Sun et al. (2013) mittels Säulenversuchen. Die durch den **Globalen Wandel** erwarteten Effekte der Landnutzung und Stickstoffdeposition wurden innerhalb kurzer Inkubationsperioden und bei geringen Nährstoffapplikationsmengen nicht beobachtet (Haugwitz et al., 2013). Dies macht deutlich, dass die gewählten Versuchsbedingungen in Kombination mit den untersuchten Böden zu einer hohen Variabilität der Ergebnisse führen und deren Interpretation erschweren. Ebenso schlussfolgern Porcal et al. (2009), dass der Klimawandel die DOC-Konzentrationen und Zusammensetzung beeinflussen kann, jedoch vielfältige Wechselwirkungen vorliegen. Sie empfehlen weitere Studien und modellgestützte Szenarioanalysen, um klare Tendenzen herauszuarbeiten und über die Punktskala hinaus Steuerungsfaktoren und Auswirkungen zu untersuchen.

Ein weiterer anthropogen beeinflusster, langfristig wirkender Faktor ist saurer Regen. Die damit einhergehende Deposition von Sulfat etc. kann sowohl die Partitionierung des DOC auf die Fest- und Flüssigphase sowie die Sorption und den mikrobiellen Umsatz beeinflussen (Oulehle und Hruska, 2009; Futter et al., 2011; Rowe et al., 2014).

Landnutzungsänderungen und -strategien sind weitere anthropogene Einflussfaktoren. Dies zeigten Studien von Clutterbuck und Yallop (2010), die Landnutzungsänderungen auf organischen Böden als einen Faktor ansteigender DOC-Konzentrationen ermittelten. Ferner wiesen Wilson und Xenopoulos (2008) Zusammenhänge der DOC-Konzentrationen und der Landnutzung auf Einzugsgebietsebene nach. Sie führten dies auf veränderte Bodenfeuchten und Abflussbildungsprozesse zurück. Felduntersuchungen belegen den Einfluss der landwirtschaftlichen Bodennutzung auf die DOC-Konzentrationen in Moorböden (Kalbitz et al., 1997; Kalbitz und Geyer, 2002) sowie Mineralböden (Vinther et al., 2006; Ramos, 2007). Durch hohe Nutzungsintensität und Bodenbearbeitung (Kalbitz und Geyer, 2002) sowie nach ausbleibender organischer Düngung (MacDonald et al., 2011) wurden abnehmende Kohlenstoffgehalte sowie WEOC- und DOC-Konzentrationen im Oberboden gemessen. Bisher liegen hierzu nur wenige Studien mit teilweise widersprüchlichen Ergebnissen vor. Die Auswirkung von Landnutzungsänderungen und -Strategien auf den DOC-Austrag mineralischer Böden können daher bisher nur unzureichend abgeschätzt werden.

1.6. Modellierung

Zahlreiche Studien setzen erfolgreich **empirische Ansätze** zur Modellierung des DOM bzw. DOC Umsatzes und –Transports ein. Creed et al. (2003) ermittelten als Steuergrößen Wasserhaushalt, Abflussbildung und Feuchtgebietsanteil. Mattsson et al. (2008) identifizierten hingegen

gewässer-nahe organische Bodenhorizonte, Bodentyp, Landnutzungsart und -Intensität als austragsrelevante Faktoren. Futter und Wit (2008) verwendeten mittlere klimatische und hydrologische Messwerte und Depositionstrends und konnten so 75 % der gemessenen wöchentlichen DOC-Konzentrationen im Gewässer erklären. Problematisch ist für die Anwendung dieser Ansätze sowohl die räumliche und zeitliche Variabilität der Steuergrößen, die für generelle Aussagen zahlreiche und großräumige Analysen erfordert, als auch die notwendige Datenquantität, die in der Regel nur lokal vorliegt. Darüber hinaus geben die empirischen Ansätze kaum Aufschluss über die Relevanz der jeweiligen Einflussgrößen und prozessuale Zusammenhänge.

Es wurden auf **Einzugsgebietsebene** zahlreiche Modelle zur Simulation von DOC bzw. DOM entwickelt. Die Modellansätze sind vielfältig:

- Hornberger et al. (1994) entwickelten ein konzeptionelles DOC-Modell, das hydrologische und Kohlenstoffumsatzprozesse kombiniert.
- Aitkenhead et al. (2007) setzten neuronale Netze ein. Sie wiesen nach, dass mit Klima-, Vegetations- und Bodenparametern der DOC-Austrag effizient simuliert und prognostiziert werden kann.
- Winn et al. (2009) implementierten ein GIS-Modell, um durch den Vegetationsbestand und die organischen Böden im Einzugsgebiet die DOC-Konzentrationen in Seen abzubilden.
- Futter und Wit (2008) verwendeten einen empirischen Ansatz sowie das prozessorientierte DOC-Modell INCA-C. Es simuliert auf Einzugsgebietsebene den DOC- und DIC-Austrag, wobei bis zu zwei Landnutzungen mit spezifischen Bodeneigenschaften abgebildet werden (ebd.). Die Simulationsgüte dieses Modells war jedoch deutlich geringer als die des empirischen Ansatzes, da nicht alle relevanten Prozesse und räumlichen Einflussfaktoren in ausreichender Güte simuliert wurden (ebd.). Entwicklungspotenziale liegen im Vergleich bestehender Simulationsansätze mit vorliegenden experimentellen Studien.

Es wurden zudem **geo-chemische Modellansätze** um eine DOM-Komponente erweitert wie bspw. Orchestra (Lumsdon et al., 2005; Koopmans und Groenenberg, 2011) und WHAM-S (Lofts et al., 2001).

DOC wird ebenso in unterschiedlichen **Bodenkohlenstoffmodellen**, die langfristige Veränderung der Humusgehalte abbilden, als zusätzlicher mobiler und austragsfähiger Kohlenstoffpool simuliert. Braakhekke et al. (2011) simulierten im SOMPROF-Modell die vertikale Kohlenstoffverlagerung im Bodenprofil anhand einer wasserlöslichen, durch Sorption stabilisierbaren Kohlenstofffraktion. Nach Angaben der Autoren repräsentiert diese Fraktion jedoch nicht DOC wie in dieser Arbeit definiert. Eine Validierung mit Messwerten wurde nicht durchgeführt (ebd.). Das Modell CANDY verwendet in Kombination mit dem Modul CIPS ebenso DOC als mobile Kohlenstofffraktion (Kuka, 2005). Es wird der Kohlenstoffaustausch zwischen unterschiedlichen Porengrößenklassen, jedoch nicht der DOC-Austrag simuliert (ebd.). Das in den Niederlanden eingesetzte Modell ANIMO simuliert neben unterschiedlichen Humus- und Stickstoffpools auch DOM, die mit frischer organischer Substanz in den Boden eingetragen, transformiert und mit dem Sickerwasser ausgetragen wird (Renaud et al., 2006).

Die komplexeren **prozessorientierten Modellansätze** werden vorwiegend auf der Punktskala eingesetzt. Das Modell N14C simuliert den Austrag und die Sorption von DOC- und DON sowie den langfristigen Kohlenstoff- und Stickstoffumsatz natürlicher und naturnaher Ökosysteme in Jahresschritten (Rowe et al., 2014). Für die Kalibrierung der Umsatzprozesse erfolgt mittels ^{14}C -Daten (ebd.). Die weiterentwickelte, komplexere Modellversion ist DyDOC, das zudem eine hydrophile und hydrophobe DOC-Fraktion unterscheidet und sowohl für Wald als auch Grünlandstandorte eingesetzt wird (Neff und Asner, 2001; Tipping et al., 2006). Das Modell DAISY-DOM simuliert Umsatz, Sorption und Austrag eines DOM-Pools unter Grünland und

Acker (Gjettermann, 2005; Gjettermann et al., 2008). Wie diese Beispiele zeigen, variieren die Modellroutinen und das Poolkonzept entsprechend der Einsatzbereiche und Zielstellungen. Ein Modell mit dem für alle Hauptnutzungsformen der DOC-Umsatz und -Austrag simuliert werden kann, ist bisher nicht dokumentiert. Studien zur DOC-Simulation sind auch weiterhin im Vergleich zu den experimentellen und empirischen Untersuchungen selten. Simulationen von Nutzungsumstellungen und Bodennutzungsstrategien landwirtschaftlicher Böden gibt es bisher nur vereinzelt.

1.7. Bestehende Forschungsdefizite

Zsolnay (1996) veröffentlichte einen Review zum Stand der DOC-Forschung. Er fasst zusammen, dass DOC eine hohe räumliche und zeitliche Variabilität in Hinblick auf die Quantität und qualitative Zusammensetzung zeigt und als Indikator für biochemische Prozesse im Boden eingesetzt werden kann (ebd.). Er führt ebenso Defizite aufgrund noch fehlender **Standardisierung** der Terminologie und Methodik an (ebd.). Neben Ansätzen und Konzepten zur Vereinheitlichung sind daher neben der Einordnung neuer Studien in die bestehende Experimentalliteratur auch weiterhin Vergleichsstudien notwendig. Zsolnay (1996) sieht weiteren Forschungsbedarf in Hinblick auf die **Freisetzungs- und Verlagerungsprozesse** von DOC sowie die resultierenden ökologische Effekte. Hier konnten seitdem Fortschritte erzielt werden, wie bspw. in Hinblick auf die Sorption (Kothawala et al., 2009) und Freisetzung aus den Bodenkohlenstoffpools (Mertens et al., 2007). Insbesondere die **Prognose** der DOC-Austräge ist jedoch noch immer problematisch.

McDowell (2003) kommt zu ähnlichen Schlussfolgerungen. Er zeigt Defizite in der Quantifizierung der **Eintrags-, Speicher- und Austragsmengen** sowie hinsichtlich der Effekte der **Steuerungsfaktoren** (ebd.). Um über die bisherigen Kenntnisse hinaus die Umsatz- und Interaktionsprozesse von DOC im Boden zu analysieren, empfiehlt er die Verknüpfung aquatischer und terrestrischer Forschungsbereiche und die Entwicklung von **integrierten, konzeptionellen Ansätzen** (ebd.). Entsprechend seiner Einschätzungen sollten Studien zunehmend auf den Einfluss anthropogener Eingriffe und die Wirkungszusammenhänge in anthropogenen Systemen fokussieren (ebd.). McDowell (2003) sieht darüber hinaus insbesondere in der qualitativen und quantitativen Beschreibung der **Prozesse und Austräge landwirtschaftlich genutzter Böden** neue Forschungsschwerpunkte.

Stanley et al. (2012) dokumentieren fortschreitende Landnutzungs- und Konzentrationsänderungen in stark anthropogen beeinflussten Einzugsgebieten. Im Gegensatz zu dieser Entwicklung besteht ihrer Ansicht nach weiterhin ein erhebliches Defizit an **Daten und Erkenntnissen zu DOC-Austrägen aus landwirtschaftlich genutzten Böden** in die aquatischen Systeme (ebd.).

1.8. Zielstellung der Arbeit

Entsprechend des dargelegten Forschungsstands und Forschungsbedarfs werden für die vorliegende Arbeit die folgenden Ziele definiert:

1. Quantifizierung der DOC-Konzentrationen und des DOC-Austrags landwirtschaftlich genutzter Böden sowie Analyse der Austragsdynamik.
Es werden unterschiedliche landwirtschaftliche Bodennutzungsstrategien sowie die Effekte von Nutzungsumwandlungen von Acker in Grünland bzw. des Grünlandumbruchs auf die DOC-Austragsmengen und Austragsdynamik untersucht.
2. Bestimmung der relevanten natürlichen und anthropogenen Steuergrößen des DOC-Austrags aus landwirtschaftlich genutzten Böden.

Die Einflüsse klimatischer und anthropogener Steuergrößen auf die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser werden durch die Analyse langjähriger Messreihen identifiziert und entsprechend ihrer Relevanz auf den DOC-Austrag bewertet.

3. Untersuchung der Effekte landwirtschaftlicher Nutzungsformen und Strategien auf den DOC-Austrag und die Austragsdynamik.

Es wird geprüft, ob Fruchtfolgegestaltung und Bewirtschaftungsmaßnahmen (z. B. Fruchtart und Düngung) die DOC-Konzentrationen beeinflussen. Wenn möglich, werden potenzielle Maßnahmen zur Reduzierung des DOC-Austrags abgeleitet.

4. Analyse von DOC-Gewinnungstechniken und WEOC-Extraktionsverfahren zur Erfassung der DOC-Konzentrationen bzw. des -Austrags landwirtschaftlich genutzter Böden.

Es sollen Verfahren ausgewählt und in Hinblick auf ihre Einsatzmöglichkeiten geprüft werden, die als Alternative zu Saugplatten oder Lysimetern eingesetzt werden können, um die gelösten organischen Kohlenstoffkonzentrationen direkt auf Ackerschlägen und bei Bedarf auch über die Punkt- und Plotskale hinaus zu ermitteln und so Daten für die DOC-Austragssimulation bereitzustellen.

5. Auswahl eines geeigneten Modells, um für unterschiedliche landwirtschaftliche Ackerfruchtfolgen und Grünlandnutzungen sowie Bewirtschaftungsmaßnahmen die DOC-Konzentrationen und den -Austrag abzubilden.

Basierend auf den vorliegenden Erkenntnissen und den vorhandenen Daten wird ein geeignetes DOC-Modell ausgewählt und weiterentwickelt. Das Modellschema und die abgebildeten Prozesse werden mit Sensitivitätsanalysen näher untersucht und zu aktuellen Forschungsergebnissen in Bezug gesetzt.

6. Simulation der DOC-Konzentrationen und des -Austrags ausgewählter landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsformen und -Strategien sowie von Nutzungsumstellungen.

Mit dem ausgewählten DOC-Modell werden die DOC-Konzentrationen im ausfließenden Sickerwasser ausgewählter Lysimeterpaare mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftung simuliert. Um die Modellierungsgüte im Tiefenprofil unter natürlichen Standort- und Abflussbedingungen zu analysieren, werden die DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder im Schäfertal eingesetzt. Der Modellansatz wird bewertet und Entwicklungspotenziale aufgezeigt.

2. Materialien und experimentelle Methoden

Es sollen DOC-Konzentrationen und -Austrag landwirtschaftlich genutzter Böden gemessen sowie die Konzentrationsdynamik und die natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren analysiert werden. Betrachtet werden Grünland- und Ackernutzungen sowie Nutzungsumstellungen mit unterschiedlichen Fruchtfolgen, Düngungsregimen und Bodenbearbeitungsvarianten.

Die Untersuchungen werden an zwei Standorten vorgenommen. Dies dient dem Vergleich der DOC-Konzentrationen und -Faktoren unter abweichenden Standortbedingungen.

Der Einsatz von Saugplatten direkt auf dem Ackerschlag war nicht möglich. Die Saugplatten sind zudem standortfest und kleinskalig einsetzbar. Daher werden alternative Gewinnungsverfahren eingesetzt und verglichen. Es wird geprüft, welche systematischen Fehler mit den Verfahren einhergehen, wie diese minimiert werden können und welche Einsatzpotenziale vorliegen.

2.1. Untersuchungsstandorte

2.1.1. Lysimeterstation Falkenberg

2.1.1.1. Auswahl

Für die Identifikation der natürlichen und anthropogenen Steuerfaktoren des DOC-Austrags sind die klimatischen Rahmenbedingungen, die Pedologie und Hydrologie, die Biomassebildung, die Stoffeinträge, -Entzüge und -Austräge sowie die Bewirtschaftung zu analysieren. Diese Datenvielfalt und -Qualität wird durch die Datensätze der Lysimeterstation Falkenberg bereitgestellt. Es wurden unterschiedliche landwirtschaftliche Nutzungen und Bewirtschaftungen untersucht.

Die Lysimeter bilden Pedone mit klar definierten Randbedingungen, wobei durch den Lysimeterkörper laterale Bodenwasserflüsse und der kapillare Aufstieg des Grundwassers eliminiert werden. Das am Lysimeterboden ausfließende Sickerwasser wird in Kanistern aufgefangen und im regulären Turnus monatlich beprobt. Es kann daher der vertikale DOC-Austrag erfasst werden.

Für die in der vorliegenden Arbeit durchgeführten Analysen und Simulationen wurden vorhandene Datensätze verwendet und die Bewirtschaftung ausgewählter Lysimeterpaare entsprechend der Fragestellung während der Projektlaufzeit angepasst. Die Bewirtschaftung und Datenerhebung erfolgte vor Ort durch Techniker des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung - UFZ.

2.1.1.2. Naturräumliche Einordnung

Die Lysimeterstation Falkenberg liegt ca. 130 km nordwestlich von Berlin in der Altmark am Landschaftsschutzgebiet Aland-Elbe-Niederung. Das langjährige Mittel der Temperaturen beträgt $9,1^{\circ}\text{C}$, die Niederschlagsmenge $536 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ und die potenzielle Evapotranspiration $495 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$ (Meißner et al., 2000; Meißner et al., 2010). Die klimatischen Parameter wurden bis 2000 von der DWD-Station Seehausen bezogen. Seit 2000 verfügt die Lysimeterstation über eine eigene Klimastation.



Abbildung 2.1.: Lysimeterstation Falkenberg

2.1.1.3. Lysimeternaufbau und Nutzung

Es wurden nicht wägbare Gravitationslysime-
ter ausgewählt (Bauweise Abb. 2.2, Bodenei-
genschaften Tab. 2.1). Die Lysimeter wurden
1981 eingebaut. Sie sind schichtweise befüllt.
Die Dichte des Ober- und Unterbodens ent-
spricht den natürlichen Bodenverhältnissen am
Entnahmestandort (Seeger, 2007 mündlich).

Die Lysimeter wurden als Wiederholung be-
wirtschaftet und beprobt. Standardmäßig do-
kumentiert wurden: die angebaute Frucht, der
Aussaat- und Erntezeitpunkt, die Düngungs-
art und -Menge, die Bodenbearbeitung sowie
die Erträge, Nährstoffentzüge und die Sicker-
wasserabflussmenge und der Nährstoffaustrag.

Für die Analyse der Austragsdynamik und der landnutzungsspezifischen DOC-Austräge wurden langfristige Datensätze mit breitem Nutzungsspektrum verwendet. Für die Betrachtung von Nutzungs-
umwandlungen und die DOC-Simulation wurden aus diesem Datensatz Lysimeterpaare mit
extensiver Nutzung selektiert und ab 2007 zielgerichtet umgewandelt. Die Datensätze werden da-
her nacheinander erläutert und betrachtet.

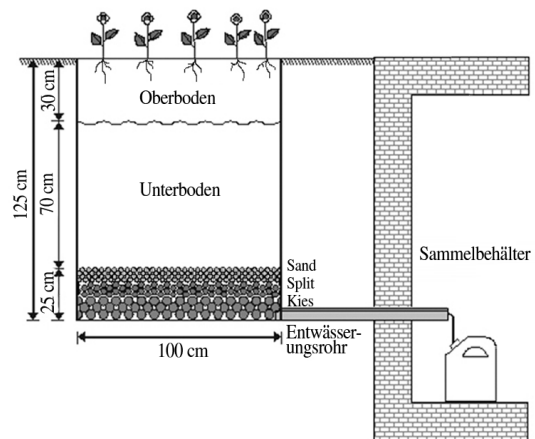


Abb. 2.2.: Bauweise der Lysimeter (Godlinski, 2005)

Tabelle 2.1.: Bodeneigenschaften der Lysimeter (nach Godlinski et al. (2004), *ergänzt)

Horizont- bezeichnung	Tiefenlage (cm uGOK)	Dichte (g·cm ⁻³)	Sand (%)	Schluff (%)	Ton (%)	C _{org} (%)	C/N	pH	Fe _{ox} [*] (mg·kg ⁻¹)	Al _{ox} [*] (mg·kg ⁻¹)
Ah bzw. Ap	0 - 30	1,48	73,6	14,3	12,1	1,5	11,6	6,6	500	1200
C	30 - 100	1,84	75,2	17,4	7,4	0,45	11,3	5,6	350	1100

2.1.1.4. Datensatz für die Analyse der landnutzungsspezifischen DOC-Konzentrationen und -Austräge

Für die statistische Analyse der Effekte unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzungsstrategien und weiterer Faktoren auf den DOC-Austrag wurden 20 Lysimeterpaare mit breitem Nutzungsspektrum verwendet. Dieser Analysedatensatz beinhaltet fünf Grünlandnutzungen und fünf Fruchtfolgen, mit insgesamt 11 Feldfrüchten¹, variierender Bewirtschaftung, Düngungsart und -Intensität (eine Übersicht gibt Tabelle 2.2 sowie weitere Informationen zu Nutzung und Düngung der Lysimeterpaare s. Anhang Tab. A.1 und Abb. A.1 bis A.3).

Der Untersuchungszeitraum 1994 bis 2007 beinhaltet ein breites Spektrum jahreszeitlicher und jahresübergreifender Niederschlags- und Temperaturregime. In diesem Zeitraum wurden die Sickerwassermengen und DOC-Konzentrationen mittels monatlicher Sammelproben bestimmt. Für die neun Lysimeterjahre 1994/95 bis 2001/02 und 2006/07 liegen Messungen der DOC-Konzentrationen und Frachten im Sickerwasserabfluss vor.

Die Analyse der jahreszeitlichen DOC-Konzentrationen erfolgte anhand der gemessenen Monatsmittelwerte der Lysimeterpaare. Für die jahresübergreifenden Analysen wurden die DOC-Konzentrationen mit den Sickerwassermengen gewichtet und so die **gewichtete DOC-Konzentration** als Mittelwert des Lysimeterpaars nach Formel 2.1 berechnet (IPCC, 2005).

gewichtete DOC-Konzentration:

$$c_J = \frac{\sum_{i=1}^n (c_M \cdot Q_M)}{\sum_{i=1}^n Q_M} \quad (2.1)$$

c_J - mittlere Jahreskonzentration des DOC ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

c_M - mittlere Konzentration des Lysimeterpaars im i-ten Monat ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Q_M - mittlerer Abfluss des Lysimeterpaars im i-ten Monat ($\text{l} \cdot \text{mon}^{-1}$)

n - Anzahl der Monate im Jahr (hier entsprechend der Lysimeterjahre Mai bis April des Folgejahres)

Die jährlichen **DOC-Frachten** wurden mit den monatlichen Sickerwasserabflussmengen und DOC-Konzentrationen im Sickerwasser berechnet (Formel 2.2).

Tabelle 2.2.: Übersicht der Lysimeter des Analysedatensatzes

Lysimeter-Gruppe	Lysimeterpaar-Kennung	Lysimeter	Nutzungsart
1	1	1 u. 2	Grünland
1	2	3 u. 4	Grünland
1	3	95 u. 97	Grünland
1	4	108 u. 109	Grünland
1	99	104 u. 105	Grünland
2	11	10 u. 12	Ackerland
2	12	14 u. 16	Ackerland
2	21	5 u. 7	Ackerland
2	22	15 u. 19	Ackerland
2	29	9 u. 11	Ackerland
2	29	13 u. 20	Ackerland
2	31	107 u. 29	Ackerland
2	32	29 u. 30	Ackerland
2	33	53 u. 54	Ackerland
2	34	94 u. 96	Ackerland
2	41	114 u. 115	Ackerland
2	42	116 u. 117	Ackerland
3	51	21 u. 22	Ackerland
3	52	25 u. 26	Ackerland
3	53	27 u. 28	Ackerland

Lysimetergruppe:

1 - Grünland bzw. Grasnutzungen

2 - Ackerfruchtfolgen

3 - Winterroggen als Fruchtfolgeglied

Lysimeterpaar-Kennnummer:

eindeutiger Nummerncode zur Kennzeichnung und Benennung der Lysimeterpaare, die im Folgenden verwendet wird

Lysimeter:

Identifikationsnummern der Lysimeter die an der Lysimeterstation Falkenberg vorgegeben wurde und verwendet werden

¹ Um Roggen als Fruchtfolgeglied zu untersuchen wurden die Jahre mit Winterroggenanbau der Lysimeterpaare mit den Kennnummern 51 bis 53 ergänzend in den Datensatz aufgenommen. Die zur Fruchtfolge dieser Lysimeter gehörenden Getreide- und Hackfrüchte waren bereits im Datensatz überrepräsentiert und wurden daher nicht verwendet.

DOC-Fracht:

$$F_J = \frac{(\sum_{i=1}^n (c_M \cdot Q_M))}{1000} \quad (2.2)$$

F_J - DOC-Fracht des Lysimeterjahrs ($\text{g} \cdot \text{LJ}^{-1}$)

c_M - mittlere Konzentration des Lysimeterpaars im i-ten Monat ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Q_M - mittlerer Abfluss des Lysimeterpaars im i-ten Monat ($\text{l} \cdot \text{mon}^{-1}$)

n - Anzahl der Monate im Jahr (hier Mai bis April des Folgejahrs)

Qualitative, oder indirekte Informationen zu Bewirtschaftungsfaktoren wurden soweit möglich quantifiziert. Für die Biomassebildung und Vegetationszeit wurden Referenzwerte nach Kaul et al. (1996), Klimanek (1997), Schweiger (2004), Diepenbrock et al. (2005) u. a. verwendet. Die Analyse der Düngungseffekte auf den DOC-Austrag erfolgte anhand der Düngerart (mineralisch, organisch mit tierischem Ursprung oder Gründünger) und der effektiven Nährstoffwirkung, nach Umrechnung der aufgebrauchten organischen Düngermengen in Mineraldüngeräquivalente (MDÄ) nach Faktoren von (Rühlmann, 2000; Albert et al., 2007). Für die Analyse der Nutzungsintensität wurde vorab eine Rangordnung vorgenommen, entsprechend der Anzahl der Fruchtfolgeglieder in den Ackerfruchtfolgen.

2.1.1.5. Datensatz für die Simulation der landnutzungsspezifischen DOC-Konzentrationen und -Austräge

Für die Simulation des DOC-Austrags wurden aus dem bereits beschriebenen Datensatz fünf Lysimeterpaare mit extensiver ackerbaulicher und Grünlandnutzung ausgewählt. Dies sind:

- ein Lysimeterpaar mit langjährig konstanter ackerbaulicher Nutzung, die als Referenznutzung weitergeführt werden kann (Lysimeterpaar 34)
- ein Lysimeterpaar mit langjähriger Grünlandnutzung, die in eine ackerbauliche Nutzung umgewandelt werden kann (Lysimeterpaar 4)
- drei Lysimeterpaare mit ackerbaulicher Nutzung, die extensiviert und/oder in eine Grünlandnutzung umgewandelt werden kann (Lysimeterpaare 11, 12 und 42)

Die Landnutzung der ausgewählten Lysimeterpaare ist in der Tabelle 2.3 dargelegt. Bis 2007 wurden die Lysimeterpaare vorrangig mineralisch gedüngt. Auf einen Teil der Lysimeterpaare wurden zudem organische Dünger in Form von Stalldung oder Stallmist, oder auch Gründünger in Form von Getreidestroh oder Zuckerrübenblättern als weitere Nähr- und Kohlenstoffquelle aufgebracht und in den Oberboden eingearbeitet. Bei Bedarf wurde bewässert. Ab 2007 wurden die Lysimeterpaare 4, 11, 12 und 42 auf eine rein organische Düngung umgestellt und nur im Notfall bewässert, um das Auflaufen des Bestandes zu gewährleisten.

Die Nutzungsumwandlungen und Extensivierungen im Zeitraum von 2007 bis 2010 sind an landwirtschaftliche Nutzungsformen in Russland angelehnt.² Im Zeitraum von 2007 bis 2010 wurden die Sickerwassermengen und DOC-Austräge mittels wöchentlicher Sammelproben bestimmt. Es werden die Effekte der veränderten Bewirtschaftungsformen im Zeitraum 2007 bis 2010 analysiert. Der Simulationszeitraum umfasst den gesamten Messzeitraum von 1994 bis 2010.

² Die vorliegende Arbeit wurde durch das deutsch-russische Kooperationsprojekt "Integriertes Wasserressourcenmanagement in den Einzugsgebieten der Flüsse Wolga-Rhein am Beispiel von Problemregionen"; Teilprojekt: 6: "Charakterisierung der Umsatz- und Austragsprozesse von DOC" gefördert, Förderkennzeichen: 02WT0913. Daher wurden Lysimeter ausgewählt, die entsprechen deutscher Nutzungsstandards extensiv genutzt wurden. Während der Projektlaufzeit wurde die Nutzungsform weiter extensiviert, um eine Annäherung an den im Wolga-Einzugsgebiet praktizierte ackerbauliche Nutzung zu erreichen.

Tabelle 2.3.: Nutzung der für die Simulation ausgewählten Lysimeter

Bezeichnung	Referenzlysimeterpaar mit Acker- nutzung	Extensivierung der Acker- nutzung und Umnutzung in Grünland	Extensivierung der Ackernutzung	Umnutzung in Grünland	Grünlandumbruch
Lysimeter	94 und 96	10 und 12	14 und 16	114 und 115	108 und 109
Kenennung	Lysimeterpaar 34	Lysimeterpaar 12	Lysimeterpaar 11	Lysimeterpaar 42	Lysimeterpaar 4
Initiale Nutzung	1991 bis 1994: TV "Golfrasen"	1983 bis 1993: TV "Mineraldün- gung"	1983 bis 1993: TV "Mineraldüngung"	1986 bis 1992: TV "Nutzung kom- munaler Klärschlämme"	1983 bis 1991: TV "Melkhaus- und Produktionsabwässer"
	Fruchtfolge: "Englischer Rasen für Golfplätze"	Fruchtfolge: Wi-Gerste, Hafer u. Klee gras, Wi-Weizen, Mais u. Son- nenblumen	Fruchtfolge: Wi-Gerste, Hafer u. Klee gras, Wi-Weizen, Mais u. Son- nenblumen	Fruchtfolge: Wi-Roggen, Mais & Sonnenblumen, Wi-Gerste, Mais	Fruchtfolge: So-Gerste, Kartoffeln, Wi-Gerste, Wicken u. Weidelgras, Mais
	Düngung: n. Düngungsempfehlung für Golfspielbahnen	Düngung: nach DS 87	Düngung: nach DS 87	Düngung: nach DS 87 sowie Nährstoffe aus Klärschlamm	Düngung: organische Düngung
	Bewässerung: intensiv	Bewässerung: nach IBSB-2	Bewässerung: nach IBSB-2	Bewässerung: nach IBSB-2	Bewässerung: intensiv mit Abwasser
Nutzung in der Haupt- simulations- periode	ab 1995: TV "Integrierter Landbau"	1994 bis 2007: TV "Modellgesteu- te Nutzung nach CANDY"	1994 bis 2007: TV "Modellgesteu- te Nutzung nach CANDY"	1992 bis 2008: TV "Nachwachsende Rohstoffe"	1991 bis 2008: TV "Differenzierte Grünlandnutzung"
	Fruchtfolge: Kartoffeln, Wi-Gerste, Ölrettich, Mais, Zuckerrüben, Wi- Weizen, Ölrettich	Fruchtfolge: Kartoffeln, Wi-Weizen, Zuckerrüben, So-Gerste	Fruchtfolge: Kartoffeln, Wi-Weizen, Zuckerrüben, So-Gerste	Fruchtfolge: Kartoffeln, Möhren, Öllein, Mais u. Sonnenblumen, Wi- Raps, Phacelia	Fruchtfolge: Grünland
	Düngung: praxisnahe mineralische und organische Düngung	Nmin- und Gründüngung, reguläre Bodenbearbeitung	Nmin- und Gründüngung, reduzierte Bodenbearbeitung	Düngung: mineralische und organi- sche Düngung	Düngung: entsprechend Besatz von 1,5 GV Rind · ha ⁻¹
	Bewässerung: bedarfsgerecht	Bewässerung: bedarfsgerecht	Bewässerung: bedarfsgerecht	Bewässerung: bedarfsgerecht	Bewässerung: ohne
1. Umnut- zung im Rahmen des Projektes	Weiterführung wie ab 1995	2008 bis 2009: Extensivierung	ab 2007: Extensivierung	ab 2008: Umwandlung in extensive Weide	ab 2008: Grünlandumbruch und Extensivierung
		Fruchtfolge: So-Weizen, So-Gerste	Fruchtfolge: Wi-Weizen, Wi-Gerste	Grünland: Weide	Fruchtfolge: So-Gerste, Kartoffeln
		Düngung: 300 dt · ha ⁻¹ Stalldung	Düngung: 300 dt · ha ⁻¹ Stalldung	Düngung: entsprechend extensiver Beweidung mit Besatz von 1,5 GV Rind · ha ⁻¹	Düngung: 300 dt · ha ⁻¹ Stalldung
		Bewässerung: ohne	Bewässerung: ohne	Bewässerung: ohne	Bewässerung: ohne
2. Umnut- zung im Rahmen des Projektes	Weiterführung wie ab 1995	ab 2009: Umwandlung in extensive Weide	Weiterführung wie ab 2007	Weiterführung wie ab 2008	Weiterführung wie ab 2008
		Nutzung wie Lysimeterpaar 42 ab 2008			

2.1.1.6. Datensatz für die Analyse und Simulation der basalen DOC-Konzentration und des -Austrags

Um den basalen DOC-Umsatz und -Austrag zu analysieren und zu simulieren, wurde das im Zeitraum von 2000 bis 2010 als Schwarzbrache bewirtschaftetes Lysimeter 119 mit 10 cm Grobsandauflage untersucht und in den Simulationsdatensatz aufgenommen. Diese Brachennutzung wurde im Betrachtungszeitraum beibehalten und es erfolgten keine weiteren Bewirtschaftungsmaßnahmen. Darüber hinaus weicht der Simulationszeitraum von der Simulationsperiode der Lysimeter mit Vegetationsbestand und landwirtschaftlicher Nutzung (1994 bis 2010) ab. Aufgrund der aufgeführten Spezifika wird das Brachelysimeter zunächst einzeln betrachtet und anschließend mit den Lysimetern mit Vegetationsbestand und landwirtschaftlicher Nutzung verglichen, es ist daher zudem nicht in der Tabelle 2.3 aufgeführt.

2.1.2. Untersuchungsgebiet Schäfertal

2.1.2.1. Auswahl

Das Untersuchungsgebiet Schäfertal wurde für weitere Untersuchungen ausgewählt, um die DOC-Konzentrationen und -Verlagerung im Tiefenprofil zu untersuchen. Darüber hinaus soll die DOC-Simulation unter veränderten klimatischen und pedologischen Rahmenbedingungen und dem Einfluss vertikaler Verlagerungsprozesse in einem Einzugsgebiet überprüft werden. Damit wird zudem eine Basis für die Simulation des DOC-Austrags auf Einzugsgebietsebene in nachfolgenden Studien gelegt.

Seit 1965 werden im Schäfertal Untersuchungen zur Wasserhaushaltsdynamik und Abflussbildung durchgeführt. Ab Mitte der 90er Jahre erfolgten Untersuchungen zu diffusen Nährstoffausträgen. Die Abflussbildung, Erosion und der Phosphoraustag im Schäfertal wurden auf Einzugsgebietsebene bereits erfolgreich simuliert (Ollesch et al., 2005; Kistner, 2007; Ollesch, 2008; Ollesch und Meißner, 2008; Kistner et al., 2013). Die Datengrundlagen und Prozesskenntnisse bilden in Kombination mit der langjährigen Zusammenarbeit mit der Fachhochschule Magdeburg-Stendal (hydrologische Messungen und Klimastation) und der Agrargenossenschaft Straßberg/Siptenfelde (bewirtschaftender Agrarbetrieb) gute Voraussetzungen für die Analyse und Simulation des DOC-Austrags.

Mit den Messfeldern im Schäfertal werden die Dynamik des Bodenwasserhaushalts und der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil untersucht. Die Bodenmessfelder sind an Positionen mit hohem Austragspotenzial und hoher Austragsdynamik lokalisiert, wobei laterale Stoffflüsse zu erwarten sind. Im Gegensatz zu den Sammelproben der Lysimeterstation werden im Schäfertal Tagesmittelwerte und ereignisbezogene Proben gewonnen, um die kurzfristige Austragsdynamik zu analysieren. Die Untersuchungen sollen die Basis für die spätere Simulation des DOC-Austrags auf Einzugsgebietsebene legen.

2.1.2.2. Naturräumliche Einordnung

Das Schäfertal liegt im östlichen Unterharz in der Gemarkung Siptenfelde. Das Untersuchungsgebiet umfasst bis zum Messpegel am Gebietsauslass in 393 m üNN eine Fläche von 1,44 km². Das Schäfertal ist morphologisch als flaches Muldental ausgebildet (Abdank et al., 1998). Das Sohlengefälle des Schäferbachs beträgt 2,3 %, die langgestreckten Hänge haben eine mittlere Hangneigung von circa 6 % (ebd.).

Das Klima im Untersuchungsgebiet ist aufgrund der Höhenlage des Harzes kontinental geprägt. Die klimatischen Bedingungen im Schäfertal werden im Messgarten am Gebietsauslass seit 1968 erfasst. Die Jahresmitteltemperatur beträgt 6,8°C (Altermann und Steininger, 1995; Ollesch,

2008), sie ist somit deutlich niedriger als in Falkenberg und das Standortklima kontinentaler geprägt. Es fallen 680 mm Niederschlag, wobei ca. 25 % der Niederschläge abflusswirksam werden (ebd.). Die Vegetationszeit umfasst etwa 200 Tage (Abdank und Steininger, 1995).

Geologisch ist das Untersuchungsgebiet der Tanner Zone zugeordnet. Die devonischen Grauwacken und Tonschiefer sind von periglazialen Lockergesteinsdecken überlagert. Die räumliche Verteilung der Böden ist topographisch und stratigraphisch bedingt. Auf den Ober- und Mittelhängen dominieren Parabraunerden und Braunerden, auf erodierten Kuppenlagen Regosole. An den Unterhängen und in Tallagen sind vorrangig Pseudogleye und Gleye ausgebildet. Eine detaillierte Darstellung der geologischen und pedologischen Bedingungen im Untersuchungsgebiet geben Abdank und Steininger (1995).

Es werden 96 % des Untersuchungsgebiets landwirtschaftlich genutzt, wobei die ackerbauliche Nutzung der Hanglagen 80 % dieser Flächen einnimmt und die Grünlandnutzung der Flussaue weitere 16 %. Die verbleibenden Flächen entfallen auf Wald und Wege. Die Ackerflächen auf den Hängen erbringen bei mäßig bis hoher Düngung leicht unterdurchschnittliche Erträge (Winterweizen und -Gerste $50 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$, Winterraps $28 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$) (Altermann und Steininger, 1995). Die mittlere Ertragsleistung der Wiesen der Gemarkung Siptenfelde beträgt $50 \text{ dt} \cdot \text{ha}^{-1}$ (ebd.).

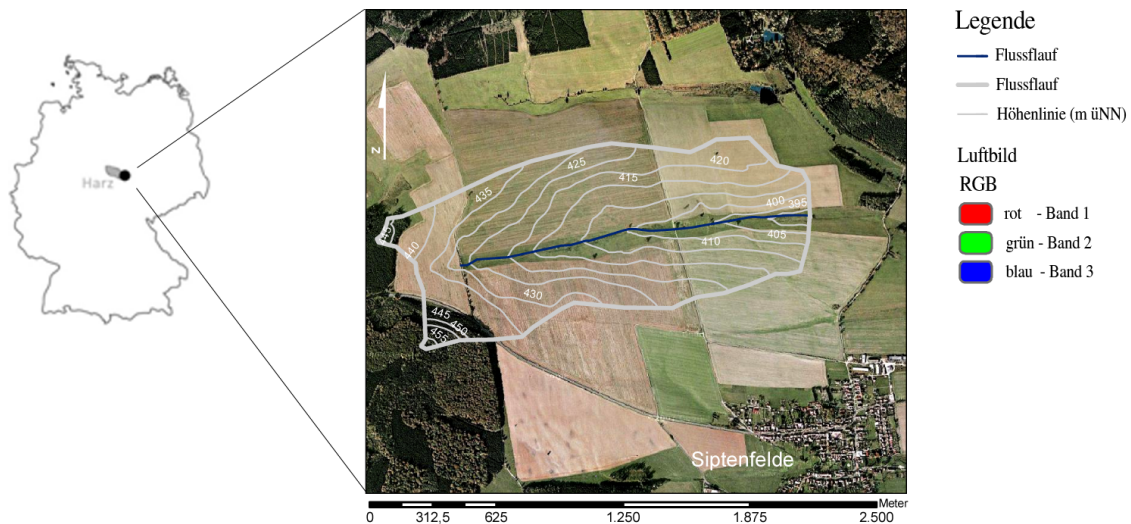


Abbildung 2.3.: Untersuchungsgebiet Schäfertal

Die Abflussbildung im Untersuchungsgebiet ist aufgrund großräumiger bergbaulicher Tätigkeiten und einer Bedarfsdränung im oberen Bereich des Untersuchungsgebiets (16 Dränagen) seit 1975 anthropogen beeinflusst. Das Abflussgeschehen wird aktuell hauptsächlich durch das Niederschlagsgeschehen, die Gebietsevapotranspiration, die Bodenfeuchte sowie Bodenfrost und Schneeschmelze gesteuert. Es dominiert der Zwischenabfluss in stratigraphisch bedingten Tieffenniveaus (Altermann und Steininger, 1995). Diese lateralen Abflusskomponenten werden insbesondere in Folge lang anhaltender Niederschläge und Schneeschmelzen aktiviert. Der Basisabfluss im Untersuchungsgebiet ist ganzjährig relativ konstant und gering (Abdank et al., 1998). Oberflächenabfluss tritt nach Starkniederschlägen in Mulden, Mikrorillen und entlang der Wege auf und trägt in Kombination mit den schnellen Abflusskomponenten zur Hochwasserbildung bei (Ollesch et al., 2005).

Die Aktivierung unterschiedlicher Stoffeintragspfade und deren mengenmäßige Relevanz werden durch die naturräumliche Ausstattung und die Landnutzung im Untersuchungsgebiet gesteuert. Während der Sickerwasserperiode ist der Stoffaustrag allochthon bedingt (u. a. erhöhte

Nährstoffkonzentrationen mit Reaktivierung der Dränagen), in der sommerlichen Trockenperiode hingegen dominieren gerinneinterne Stoffquellen (Ollesch et al., 2005).

2.1.2.3. Bodenmessfelder

Die temporäre und tiefenspezifische Dynamik der DOC-Konzentrationen im Schäfertal wird in den Bodenmessfeldern 1 und 2 erfasst. Diese dienen der Messung der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil unter den natürlichen Rahmenbedingungen im Einzugsgebiet. Sie repräsentieren die Hauptnutzungsformen Grünland und Acker und die zugehörigen Bodentypen an Standorten mit potenziell hoher Austragsdynamik (Abb. 2.4). (Positionen sowie Bodenprofile der Messfelder s. Anhang Abb. A.3 und A.4 sowie Tab. 2.4). Die für die Simulation relevanten physikalischen und chemischen Bodenparameter sind in Tabelle 2.4 zusammengestellt. Für den Vergleich der angewandten Extraktionsverfahren wurden Bodenproben des am Messfeld 2 anliegenden Schlags Neue Äcker genommen (zwei bis sieben Meter Umkreis). Dieser Bereich ist als Messfeld 3 deklariert.

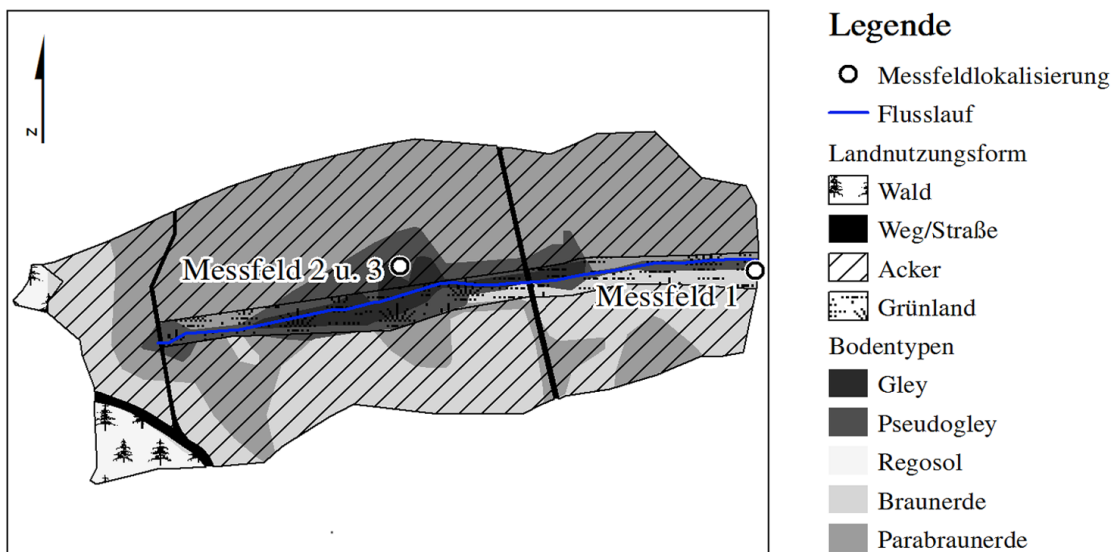


Abbildung 2.4.: Schäfertal Landnutzung und Böden

In den Messfeldern 1 und 2 werden Saugspannungen und DOC-Konzentrationen in drei Tiefen erfasst (s. Abb. 2.5):

- an der Untergrenze des A-Horizonts in 25 bzw. 20 cm uGOK
- in der Profilmitte in 50 cm uGOK
- und an der Basis des Bodenprofils in 80 cm uGOK

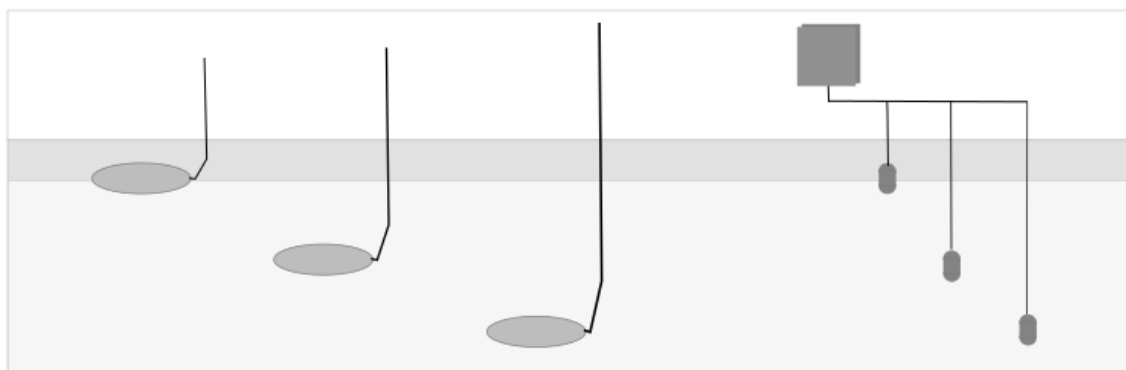
Die Saugspannung wird mit Matrixsensoren (Typ Irrrometer Watermark 200SS) gemessen. Die DOC-Probennahme erfolgt mit Borsilikatsaugplattens (Typ UMS SPG120), die mindestens 1,5 m versetzt eingebaut sind, um wechselseitige Störungen zu vermeiden. Die Watermark-Sensoren wurden etwa 0,5 m horizontal versetzt eingebaut.

2.1.2.4. Methodik der temporären Probennahmen

Es wurden tagesspezifische Wasser- und Bodenproben genommen. Die meteorologischen Bedingungen wie z. B. Niederschlag, Temperatur, Einstrahlungen wurden durch die Hochschule Magdeburg-Stendal kontinuierlich erfasst und bereitgestellt.

Tabelle 2.4.: Bodeneigenschaften der Messfelder (nach *Abdank et al. (1998) und **Abdank und Steininger (1995) sowie ***ergänzt)

Horizont- bezeichnung	Tiefenlage (cm uGOK)	Dichte* (g·cm ⁻³)	Sand* (%)	Schluff* (%)	Ton* (%)	C _{org} ** (%)	C/N**	pH**	Fe _{ox} *** (mg·kg ⁻¹)	Al _{ox} *** (mg·kg ⁻¹)
Messfeld 1 – Lehmkuhlen: Braunerde-Auengley										
Ah	0-20	1,22	7	75	18	4	12	5,95	6250	1450
Bv-rGo/Gro	20-80	1,44	10	67	23	0,1	7	5,8	6250	1450
Cv-aGor	80-90	1,82	10	71	19	0,1	5	5,8	2250	1150
Messfeld 2 – Neue Äcker: Hangpseudogley										
Ap	0-25	1,32	11	65	21	3	12	6,95	3750	1500
sSw	25-50	1,61	23	56	20	0,1	10	6,2	2400	850
sSdw	50-80	1,65	21	59	20	0,1	8	6,2	2400	850
Cv	80-90	1,77	27	52	21	0,1	6	6,2	2400	850

**Legende:**

- organischer Boden
- Mineralboden
- Matrixsensor mit Kabel
- Saugplatte mit Schlauch
- Plotter

Abbildung 2.5.: Schäferfirtal schematischer Aufbau der Bodenmessfelder 1 und 2

2.1.2.5. DOC-Probennahme

Die Beprobung der Bodenlösung erfolgte im Zeitraum von Februar 2008 bis Februar 2011. Das reguläre Messprogramm beinhaltete eine 14-tägige Basisbeprobung der DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder und des Schäferbachs am Gebietsauslass. Des Weiteren wurden ereignisbezogene Probennahmen durchgeführt. Mit den Borsilikat-Saugplatten konnte Bodenlösung während längerfristiger Feuchtperioden und nach ergiebigen Niederschlägen gewonnen werden wenn zudem die Zugänglichkeit der Messfelder gewährleistet war, die Luft und -Bodentemperaturen über dem Nullpunkt lagen und die Saugspannung im Boden maximal -300 hPa betrug. Die Probenahme erfolgte dementsprechend in Perioden langsamer bis schneller Sickerwasserbewegung. Im Sommer wurden vereinzelt bei höheren Saugspannungen Proben genommen.

Der angelegte Unterdruck wurde an die Saugspannungen im Boden und die Wasserförderung durch das Unterdrucksystem angepasst. Der Unterdruck von -300 bis -880 hPa entspricht der Saugspannung der Mittelporen, es wurde daher vorrangig diese Porenklasse beprobt.

Als Alternativen zum Einsatz von Saugplatten wurden die Zentrifugation und Boden-Wasser-Extraktion für die Abschätzung der DOC-Konzentrationen und Austrags direkt auf dem Acker-schlag und zur räumlichen Abschätzung des DOC-Austrags im Schäferfirtal evaluiert (Methodik Kap. 2.2.1). Es ist zu beachten, dass entsprechend des methodischen Vorgehens nicht der von

Zsolnay (1996) als mobil definierte Kohlenstoff (DOM III), sondern der immobile Kohlenstoff (DOM II und DOM I) im Boden ermittelt wird).

Die DOC-Proben wurden dunkel und kühl gelagert und wenn möglich innerhalb von 24 h analysiert (Probenvorbereitung, Extraktionsverfahren und Laboranalytik Kap. 2.2). Die erfassten Parameter sowie die eingesetzten Geräte und Methoden sind in der Tabelle 2.5 gelistet.

Tabelle 2.5.: Probennahmeverfahren im Schäferfirtal

Probennahmeverfahren im Schäferfirtal						
Direkte DOC-Bestimmung in Wasserproben						
Probenart	Standort	Beprobung	Zeitpunkt	Geräte/Verfahren	Bedingungen	DOC-Separation
Bodenlösung	Boden-messfelder	je 3 horizont-bezogene Tiefenstufen	14-tägig und ereignis-bezogen	UMS SPG 120 im diskontinuierlichen Betrieb	Bodenfeuchte, Temperaturen und Zugänglichkeit	Saugplatte mit 1,3 µm Nominalporendurchmesser
Drainage-wasser	Drainagen	Schöpfprobe	exemplarisch	Schöpfprobe	Abfluss und Zugänglichkeit	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Grund-wasser	GWM an den Messfeldern	ausgewählte Brunnen	exemplarisch	Abpumpen	-	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Ober-flächenwasser	Oberflächen-abfluss im EZG	exemplarisch	exemplarisch	Schöpfprobe	Abfluss und Zugänglichkeit	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Gebietsabfluss	Pegel am Gebietsauslass	Schäferbach	14-tägig und ereignis-bezogen	Schöpfprobe am Überfallwehr	Abfluss	Millipore Millex-HV 0,45 µm
atmos-phärische Deposition	Klima-messstation	Sammelprobe	exemplarisch	Niederschlags-sammler	Niederschlag, überwiegend Regen	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Indirekte DOC-Bestimmung mit Bodenproben						
Probenart	Standort	Beprobung	Zeitpunkt	Geräte/Verfahren	Bedingungen	DOC-Separation
Boden und Bodenlösung	Boden-messfelder	unterer A-Horizont	exemplarisch	Probennahme und Zentrifugation mit speziell entwickeltem Zentrifugationssystem (s. Kapitel 2.3.1.1)	Bodenfeuchte, Temperatur und Realisierbarkeit	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Boden-Wasser-Extrakt	Boden-messfelder	horizont-bezogen	exemplarisch	Mischprobe mit Edelmanbohrer und Boden-Wasser-Extraktion (s. Kapitel 2.3.1.2)	Bodenfeuchte, Temperatur und Realisierbarkeit	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Boden-Wasser-Extrakt	Einzugsgebiet	A-Horizonte	einmalig	Mischprobe mit Edelman Erd-bohrer und Extraktion (s. Kapitel 2.3.1.2)	Bodenfeuchte, Vegetations-periode und Realisierbarkeit	Millipore Millex-HV 0,45 µm
Bodenphysikalische und meteorologische Parameter						
Parameter	Standort	Erfassung	Messrhythmus	Geräte/Verfahren	Bedingungen	Messbereich
Saug-spannung	Boden-messfelder	je 3 horizont-bezogene Tiefenstufen	10 min	Irrrometer Watermark-Sensor 200SS	-	0 bis -200 kPa
Boden-temperatur	Boden-messfelder	je 3 horizont-bezogene Tiefenstufen	10 min	Irrrometer Temperatur-Sensor 200TS	-	0 bis 40°C
klimatische Parameter	Klima-messstation	Parameter und Methodik	10 min	-	-	-

2.2. Probenvorbereitung und Analytik

2.2.1. Probenvorbereitung und -Gewinnung

In zahlreichen Studien zum gelösten Kohlenstoffaustrag wird DOC oder WEOC bestimmt, wobei eine Vielzahl von Verfahren eingesetzt werden. Die Verfahren zur Gewinnung von Porenwasser wurden bereits in zahlreichen Studien verglichen und bewertet (Adams et al., 1980; Bredemeier et al., 1990; Castilho, 1994; Derome und Expert Panel on Soil, 2002). Viele dieser Studien belegen, dass die gewählte Methode, der Boden und der Probennahmezeitpunkt die Stoffkonzentrationen beeinflussen (Zabowski und Ugolini, 1990; Lorenz et al., 1994; UFA, 1996; Jones und Willet, 2006). Die Verwendung von intakten Bodenkernen gilt als die am wenigsten destruktive Methode (Elliot und Cambardella, 1991), da die Bodenstruktur nur in begrenztem Maße gestört wird. Sie ist jedoch sehr aufwendig, so dass sie kaum eingesetzt wird. In der vorliegenden Studie wurden ein Zentrifugationsverfahren zur Gewinnung von DOC und ein Verfahren der Boden-Wasser-Extraktion zur Gewinnung von WEOC entwickelt, die hier dargelegt werden.

2.2.1.1. Gewinnung der Bodenlösung durch Zentrifugation

Um DOC-Lösungen in großer Quantität mit vergleichbarer Zusammensetzung zur in-situ Bodenlösung am Standort zu gewinnen wird von Raber et al. (1998) im Vergleich zur Druckfiltration, Perkolation und der Verwendung von Saugkerzen die Zentrifugation von feldfrischem Boden als die zu bevorzugende Methode bewertet.

Ein Standardprotokoll für die Zentrifugation von Bodenproben wurde bisher nicht entwickelt. Basierend auf dokumentierten Verfahren (s. Anhang Tab. A.5) und einer Voruntersuchung wurde eine Zentrifugationsmethode abgeleitet, die mögliche Fehlerquellen minimiert und auch für umfangreichere Probenmengen anwendbar wäre. Diese Methode wird nachfolgend beschrieben. (Ergebnisse der Methodenentwicklung und -Überprüfung s. Anhang A.2)

Zentrifugationssystem und Probennahme

Das innere Zentrifugationssystem, bestehend aus Zylinderröhrchen sowie die Sieb- und Deckelplatte, ist aus Polymethylmethacrylat (PMMA) gefertigt (Abb. 2.6). Das Zylinderröhrchen dient der möglichst störungsfreien Probennahme und Lagerung des Bodens während des Transports sowie der Zentrifugation. Die Siebplatte am Boden schließt das System nach unten ab, stabilisiert einen Glasfaserfilter (GF-Filter) und ermöglicht die Passage der Bodenlösung. Die Deckelplatte schließt das System nach oben ab und stabilisiert das Zentrifugationssystem in dem umschließenden 50 ml Zentrifugenröhrchen aus Polyethylen (PE). Das innere Zentrifugationssystem kann mittels eines umlaufenden Zugbands aus Nylon bei Bedarf aus dem Zentrifugenröhrchen entnommen und wieder eingesetzt werden. Die abzentrifugierte Bodenlösung wird im konisch geformten Boden des Zentrifugenröhrchens gesammelt.

Das gesamte Zentrifugationssystem wurde vor jeder Probennahme manuell und durch zweimaliges Spülen in einer Laborspülmaschine gereinigt. Die GF-Filter wurden chargenspezifisch auf Blindwerte untersucht und wenn notwendig 24 h bei 500°C gegläht. Der Blindwert des Gesamtsystems wurde in regelmäßigen Abständen bestimmt und die Messwerte entsprechend korrigiert.

Entnommen wurden:

- direkt am Messfeld 1 regulär an drei Probennahmestellen zwei Proben
- vom Messfeld 2 entsprechend der räumlich begrenzten Möglichkeiten zur Abschätzung der DOC-Konzentrationen, regulär an einer Probennahmestelle eine Probe
- vom Messfeld 3 regulär an drei Probennahmestellen zwei Proben

Die Variationen bei der räumlichen Erfassung und der Anzahl der Wiederholungen je Messfeld wurden auf der Grundlage von Versuchsprobennahmen und dem verfügbaren zeitlichen Rahmen vorgenommen. Die Probenahmepunkte wurden soweit möglich nach der Probennahme horizontal wieder verfüllt.

Mit dem Zylinderröhrchen wurden aus dem unteren Bereich des A-Horizonts manuell weitgehend intakte Bodenproben gestochen. Es ist davon auszugehen, dass durch die Probennahme insbesondere die Makroporen mit geringen DOC-Konzentrationen gestört wurden, jedoch die Meso- und Mikroporen weitgehend erhalten blieben (Guggenberger mündlich). Die Proben wurden dunkel und kühl transportiert, über Nacht bei 5°C gelagert und innerhalb von 24 h zentrifugiert. Die Bodenlösung wurde bei 5°C und mit $2370 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ abzentrifugiert (dies entspricht 1,8 bar). Die Zentrifugation erfolgte entsprechend des anfallenden Bodenlösungsvolumens in Zeitschritten von 30 + 60 + 60 min. Durch den GF-Filter wurde zugleich die Größenfraktionierung auf kleiner als $0,7 \mu\text{m}$ vorgenommen. (Bei ausreichender Bodenfeuchte folgte eine weitere Zentrifugations-Sequenz mit separater DOC-Bestimmung.) Die Analyse der DOC-Konzentrationen wurde regulär innerhalb von 24 h vorgenommen. Bei längerfristiger Lagerung wurden die Zentrifugate bei -20°C gelagert, bei 5°C aufgetaut und unter Verwendung eines Magnetrührstäbchens analysiert.

Bei Bedarf wurden die Teilproben entsprechend ihrer Lokalisation vereinigt, um ein ausreichendes Probenvolumen zu erhalten. Wenn ausreichend Probenmaterial vorhanden war, wurde ein Teil der Probe mittels Millex-HV $0,45 \mu\text{m}$ PVDF-Filter filtriert und separat analysiert.

Der hohe technischen Aufwand, die umfangreichen Probenvorbereitung und die geringen Volumina der gewonnen Bodenlösung beschränken die Einsatzmöglichkeiten des Verfahrens. Die Zentrifugation wurde daher als Vergleichsverfahren für die Ermittlung der DOC-Konzentrationen der Messfelder eingesetzt. Die WEOC-Extraktion wurde für die Bearbeitung umfangreicher Probensätze eingesetzt, wie sie im Rahmen einer räumlichen Beprobung zu bearbeiten sind.

2.2.1.2. Gewinnung von WEOC durch Boden-Wasser-Extraktion

Ein weiteres häufig eingesetztes Verfahren ist die Boden-Wasser-Extraktion. Bei der Extraktion von Boden mit Wasser ist zu berücksichtigen, dass der WEOC ermittelt wird, der Anteil des WSOC, der mit der gewählten Methode extrahiert wird (Tao und Lin, 2000).

Die Extraktion mit Wasser ist geeignet, um umfangreiche Probensätze zu bearbeiten und vergleichende Bestimmungen der WEOC- und WEON-Konzentrationen im Boden durchzuführen (Jones und Willet, 2006). Zu berücksichtigen ist, dass bei der Extraktion mit Wasser oder anderen Lösungsmitteln die extrahierten Gehalte bodenspezifisch und von den Extraktionsbedingungen abhängig sind (ebd.).

Basierend auf dokumentierten Verfahren (s. Anhang Tab. A.4) und exemplarischen Vergleichsmessungen wurde eine Methodik abgeleitet, die Fehlerquellen minimiert und auch für umfangreichere Probenmengen anwendbar ist, wie nachfolgend dargelegt. (Ergebnisse der Methodenentwicklung und -Überprüfung s. Anhang A.2)

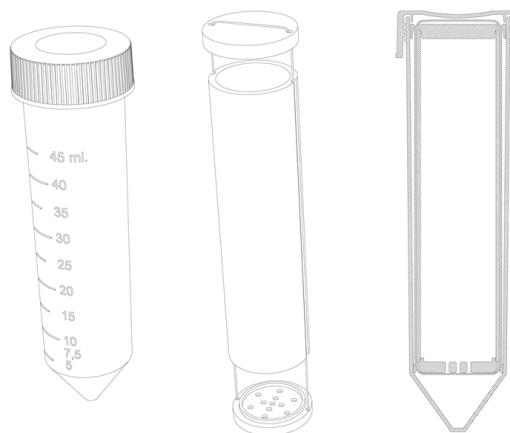


Abb. 2.6.: Bauweise des Zentrifugationssystems

Probennahme und -Lagerung

Für die Bestimmung der Veränderung der WEOC-Konzentrationen im Jahresverlauf wurde an den Messfeldern im Schäfertal mit einem Edelmännbohrer für sandige Böden feldfrischer Boden entnommen. Es wurde horizontweise im Radius von 5 m beprobt: direkt am Messfeld 1 an drei Probennahmepunkten, am Messfeld 2 an einem Probennahmepunkt sowie auf dem Messfeld 3 an vier Probennahmepunkten.

Durchführung der Boden-Wasser-Extraktion

Für die Vorbereitung der Extraktion wurde das Bodenmaterial vorsichtig manuell in Bodenaggregate mit einem Durchmesser von < 5 mm aufgebrochen und homogenisiert. Größere Steine und Wurzeln wurden entfernt. Das Probenmaterial wurde sukzessive geteilt und eine Teilprobe von ca. 250 g Boden für die Extraktion separiert. Vor der Extraktion wurde diese Teilprobe erneut homogenisiert und 10 g feldfrischer Boden in ein 50 ml Zentrifugenröhrchen aus PE eingewogen. Durch Zugabe von 25 ml Reinstwasser ergibt sich das Extraktionsverhältnis von 1:2,5 (FM Boden zu Wasser). Das Boden-Wasser-Extrakt wurde im Kühlschrank bei 5°C über einen Zeitraum von 24 h eluiert, wobei die Proben fünfmal durch vorsichtiges manuelles Überkopfschütteln bis zur vollständigen Ablösung des Bodenmaterials vom Zentrifugenröhrchen aufgeschüttelt wurden. Das letztmalige Aufschütteln erfolgte nach 24 h. Die Boden-Wasser-Suspension wurde mindestens 20 min (z. B. bis zu 60 min) bei $3750 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ und 5°C zentrifugiert. Die klare, überstehende Lösung wurde vorsichtig abdekantiert und durch einen $0,45 \mu\text{m}$ PVDF-Filter filtriert. Es wurden Dreifachbestimmungen durchgeführt. Mit diesem Verfahren können, unter Verwendung einer Zentrifuge mit 16 Steckplätzen, in einem Durchgang 12 Teilproben zeitgleich bearbeitet werden. Bei ausreichender personeller Ausstattung und geeignetem Bodenmaterial wurden so insgesamt 72 Teilproben pro Tag extrahiert (bei Dreifachbestimmung entspricht dies 24 Bodenproben).

Bei Bedarf wurden die Proben zwecks längerfristiger Lagerung bei -20°C eingefroren. Da die Eluate vergleichsweise hohe Kohlenstoffgehalte aufweisen und nicht nur Kohlenstoffverbindungen extrahiert werden, kommt es beim Auftauen zur teilweisen Ausfällung des DOC. Die Konzentrationen dieser Proben wurden unter Verwendung eines Rührfischchens gemessen.

Darüber hinaus wurden die Effekte der folgenden Verfahrensalternativen auf die WEOC-Konzentrationen der Eluate exemplarisch bestimmt: 1) einer längerfristigeren Lagerung des feldfrischen Bodenmaterials, 2) einer verdoppelten Extraktionszeit³, 3) vorab eingefrorenem Boden³, 4) < 5 mm gesiebttem feldfrischen Boden⁴, 5) luftgetrocknetem, < 2 mm gesiebttem Boden⁴ und 6) einem weiteren Extraktionsverhältnis⁴.

Mit einer dynamischen Eluierung wurde die Lösungseffizienz der einmaligen Extraktion und das gesamte DOC-Austragspotenzial (WSOC) exemplarisch mit Oberbodenmaterial der Bodenmessfelder 1 und 3 im Schäfertal ermittelt³. Es wurden jeweils fünf aufeinanderfolgende Extraktionen durchgeführt. Um Feststoffverluste zu reduzieren, wurden die Proben nach Ablauf der Extraktionszeit in der Zentrifuge auf $800 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ beschleunigt, um die Sedimentation des Feinbodens zu fördern. Das abdekantierte Extrakt wurde dann nochmals 20 min bei $3750 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ und 5°C zentrifugiert und filtriert. Das gesamte Bodenmaterial wurde für die nachfolgende Extraktion wiederholt vereinigt und eluiert.

³ Probennahme am 19.11.2009

⁴ Probennahme am 25.05.2009

2.2.1.3. Extraktion der organischen Düngemittel

Um die DOC-Ablaugung der auf den Lysimetern und im Schäfertal applizierten Grün- und Stalldünger (bspw. Getreidestroh, Rübenblätter oder Stallmist) abschätzen zu können, wurden Extraktionen mit Wasser vorgenommen. Das Pflanzenmaterial wurde entsprechend des Bearbeitungsprotokolls bzw. der regulären Applikationsweise aufbereitet und wenn notwendig nochmals auf < 3 cm Kantenlänge zerkleinert. Die Proben wurden homogenisiert und geteilt. Die Extraktion erfolgte im Verhältnis 1:100, wobei 0,5 g Biomasse in Zentrifugenröhrchen eingewogen und mit 50 ml Reinstwasser aufgegossen wurden. Die Proben wurden über 24 h im Kühlschrank bei 5°C unter fünfmaligem manuellen Überkopfschütteln extrahiert. Die Proben wurden bei Bedarf 5 min bei $3750 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ zentrifugiert, abdekantiert und durch $0,45 \mu\text{m}$ PVDF-Filter filtriert. Es wurden Dreifachbestimmungen durchgeführt.

Stichprobenartig wurden sukzessive Extraktionen durchgeführt, um die Gesamtablaugung und die Extraktionsgüte zu bestimmen. Das im Kapitel 2.2.1.2 dargelegte Verfahren wurde zu Grunde gelegt, das Eluat wurde jedoch vollständig abdekantiert und das gesamte Probenmaterial (hier Pflanzenbiomasse) in der nachfolgenden Extraktion wiederholt extrahiert.

2.2.2. Laboranalytik

2.2.2.1. Messung der Kohlenstoffkonzentrationen

Die DOC- und WEOC-Konzentrationen wurden mittels Oxidation der organischen Substanz zu CO_2 und anschließender Detektion des CO_2 mittels IR-Sensor gemessen. Im Labor des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung - UFZ in Falkenberg wurden durch Filtration mittels ‚Millipore Millex-HV‘ $0,45 \mu\text{m}$ Filtern die gelöste Kohlenstoff-Fraktion separiert und im Zeitraum 1994 bis 2002 mit einem ‚Shimadzu TOC-5000‘ sowie ab 2006 mit einem ‚Shimadzu TOC-V‘ der DOC-Gehalt deduktiv aus der Differenz des TC- und IC-Gehaltes ermittelt. Im Labor des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung - UFZ in Magdeburg wurde ebenfalls mittels ‚Millipore Millex-HV‘ $0,45 \mu\text{m}$ die gelöste Kohlenstoff-Fraktion separiert und mit dem ‚Dimatoc 2000‘ die Probe angesäuert, der IC ausgeblasen und die DOC-Konzentration direkt bestimmt. Die Wiederfindungsrate von Wiederholungsmessungen im Labor Magdeburg betrug 100 %, die Ergebnisse der Wiederholungsmessungen im Labor Falkenberg sind im Kapitel 2.3.2 dargelegt.

Bei Dreifachbestimmungen wurde der Mittelwert der Teilproben gebildet. Wurden mehr als drei Teilproben gemessen, oder lagen Ausreißer vor, wurde statt dessen der Median berechnet. Für die Umrechnung der messtechnisch ermittelten DOC- und der simulierten DOM-Gehalte wurde der Faktor 1,72 (58 % C) verwendet. Pribyl (2010) bspw. empfiehlt den Faktor 2,0 (50 % C) zu verwenden (weiteres s. Kap. 4.1.2).

2.2.2.2. Bestimmung weiterer physiko-chemischer Parameter

Des Weiteren wurden, soweit ausreichend Probenlösung vorhanden war, auch weitere physiko-chemische Parameter (elektrische Leitfähigkeit, pH-Wert, Schwebstoffgehalt, P_t , P_d , SRP, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{NO}_3\text{-N}$) erfasst.

2.3. Datenreihenkonsistenz

2.3.1. Allgemeine Vorgehensweise

Die verwendeten Datenreihen wurden vor der statistischen Analyse und Modellierung auf Konsistenz geprüft. Die Datensätze wurden dabei auf Vollständigkeit getestet, graphisch dargestellt

und gesichtet sowie anhand der Mittelwerte, Mediane, Varianzbreiten und gleitender Mittelwerte einzeln und in Relation zueinander betrachtet. Diese Prüfung erbrachte für die verwendeten meteorologischen und hydrochemischen Analysen konsistente Ergebnisse. Lediglich bei den DOC-Messreihen der Lysimeterstation Falkenberg ab dem Lysimeterjahr 2006/07 wurden zu korrigierende Inkonsistenzen festgestellt, das Vorgehen wird nachfolgend dargelegt.

2.3.2. Konsistenzprüfung und Korrektur der Lysimeterzeitreihen

Im Frühjahr 2008 wurden die DOC-Konzentrationen und -Frachten der Lysimeter überprüft. Die DOC-Messungen im Zeitraum 1994 bis 2002 mit dem ‚Shimadzu TOC-5000‘ und im Jahr 2006/2007 mit dem ‚Shimadzu TOC-V‘ sind konsistent. Dies belegen der grafische Vergleich sowie der t-Test ($p = 0,95$) und u-Test ($p = 0,96$).

Ab 2007 wurden die für die Simulation der landnutzungsspezifischen DOC-Austräge ausgewählten Lysimeterpaare wöchentlich beprobt, die Nutzung des Lysimeterpaars 34 beibehalten und die Nutzung der Lysimeterpaare 4, 11, 12 und 42 umgestellt (Kap. 2.1.1.5). Aufgrund der geringeren zeitlichen Integration der Proben und der Nutzungsumstellungen wurde ein größerer Schwankungsbereich der DOC-Konzentrationen erwartet. Die Messwerte bestätigten diese Erwartung und lagen mit Werten zwischen $0,2$ und $26,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (IQR $2,8$ bis $10,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) im unteren Bereich der publizierten Werte für landwirtschaftlich genutzte Böden (Zsolnay, 1996; Kalbitz et al., 1997; Kalbitz, 2001; McTiernan et al., 2001; Vinther et al., 2006; Buckingham et al., 2008; Don und Schulze, 2008).

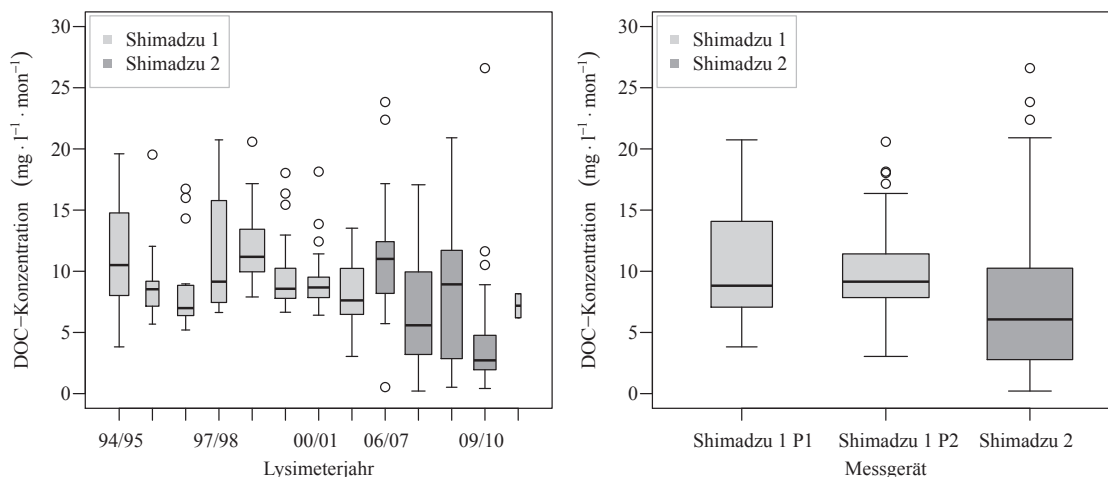


Abbildung 2.7.: DOC-Konzentrationen vor der Korrektur (li. Zeitreihe, re. nach Messperioden)

Die Betrachtung der Zeitreihen bis zum Jahr 2009/10 zeigt ab dem Lysimeterjahr 2007/08 ein geringes mittleres Niveau der Messwerte und größere Variationsbreiten (Abb. 2.7)⁵ sowie zunehmend niedrige DOC-Konzentrationen, die $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ unterschreiten⁶. Wird diese Zeitreihe in drei ähnlich lange Messperioden geteilt, Shimadzu 1 P1 (1994/95 bis 1997/98), Shimadzu 1 P2 (1998/99 bis 2001/02) und Shimadzu 2 (2006/07 bis 2010/11), zeigt die Periode Shimadzu 2 niedrigere Konzentrationen und ungewöhnlich viele Ausreißer. Dies bestätigen die Messwerte des Referenzlysimeterpaars mit fortgeführter Ackernutzung und der Vergleich der Datenreihen langjähriger Grünlandnutzung über den regulär verwendeten Datensatz hinaus (nicht dargestellt).

⁵ Der Vergleich der Messwerte und Simulationen zeigte ebenfalls Divergenzen: Die Simulation der DOC-Konzentrationen für den Zeitraum 1994 bis 2007 erbrachte zufriedenstellende Ergebnisse, (Kap. 5.2.1). Die Fortführung der Simulationen zeigte vorwiegend abnehmende mittlere DOC-Konzentrationen, jedoch mit geringen Variationsbreiten.

⁶ Eine DOC-Konzentration von $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ dokumentierte Mertens et al. (2007) als Basiskonzentration in ca. 1 m uGOK unter Brache, die selbst ohne Vegetationsbestand regulär nicht unterschritten wird.

Der u-Test weist für die Messperioden Shimadzu 1 P1 und Shimadzu 1 P2 die Übereinstimmung der Datenreihen nach ($p = 0,60$), jedoch signifikante Unterschiede zwischen diesen beiden Messperioden und der Periode Shimadzu 2 ($p = 1,08 \cdot 10^{-5}$ und $p = 1,28 \cdot 10^{-6}$).

Aufgrund der dargelegten Abweichungen wurden im Februar 2011 von gefrorenen Rückstellproben Wiederholungsmessungen mit weitem Konzentrationsbereich durchgeführt. Diese ergaben deutlich reduzierte Konzentrationsschwankungen und nur leichte Unterschreitungen des $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ Konzentrationswerts. Mit diesen Messwertpaaren wurde eine Korrekturfunktion abgeleitet (Abb. 2.8, $r^2 = 0,34$). Nach dieser Korrektur zeigen die Boxplots ab 2007/08 geringe Schwankungsbereiche und Quartile, die Inkonsistenzen der Zeitreihen werden ausgeglichen (Abb. 2.9). Zu beachten ist dabei die Streuung der Messwertpaare um die Korrekturfunktion. Nachfolgend werden ab 2007/08 die korrigierten Messwerte der DOC-Konzentrationen für die Lysimeterpaare mit Vegetationsbestand verwendet. Mit diesen können die ANIMO-Simulationsergebnisse über 2006/07 hinaus mit den gemessenen DOC-Konzentrationen der Nutzungsumwandlungen verglichen und die Simulation der Nutzungsumstellungen ab 2007 analysiert werden.

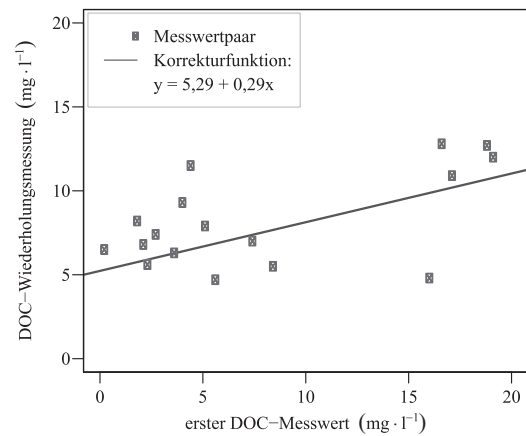


Abb. 2.8.: Wiederholungsmessungen und Korrekturfunktion

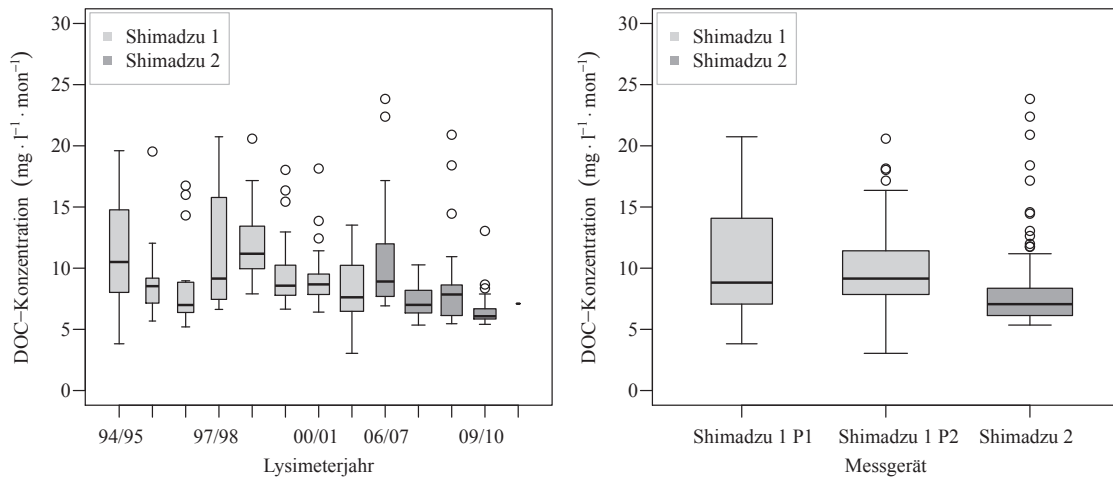


Abbildung 2.9.: DOC-Konzentrationen nach der Korrektur (Zeitreihe ((li.) und nach Messperioden (re.))

3. Ergebnisse und Diskussion der experimentellen Untersuchungen

Es werden die Ergebnisse der nutzungsspezifischen DOC-Austragsmessungen der Lysimeter in Falkenberg und die DOC-Tiefenprofile der Bodenmessfelder im Schäfertal dargestellt und analysiert. Durch den Vergleich der auf den Bodenmessfeldern angewandten DOC- und WEOC-Gewinnungsverfahren wird darüber hinaus geprüft, ob mit diesen Verfahren Kalibrierungs- und Modellparameterwerte für die Simulation des DOC-Austrags auf Einzugsgebietsebene im Schäfertal bereitgestellt werden können.

3.1. DOC-Austräge der Lysimeter in Falkenberg

3.1.1. Langjährigen Nutzungsvarianten von 1994 bis 2007

Der DOC-Austrag landwirtschaftlich genutzter Böden sowie der Einfluss unterschiedlicher klimatischer und agronomischer Faktoren auf den DOC-Austrag wurde mit Daten der Lysimeterstation Falkenberg von 1994 bis 2007 untersucht (s. Kap. 2.1.1.4). Für neun Lysimeterjahre lagen DOC-Messungen im Sickerwasserabfluss vor. Es wurden 20 Lysimeterpaare mit fünf Grünlandnutzungen und fünf Fruchtfolgen mit elf Feldfrüchten sowie unterschiedliche Anbaustrategien betrachtet (s. Tab. 2.2 sowie Tab. A.1 im Anhang). Der Datensatz umfasst insgesamt 280 Jahresdaten für Sickerwasserabfluss und DOC-Konzentration.

3.1.1.1. Charakterisierung des Untersuchungszeitraums

Der Zeitraum von 1994 bis 2007 umfasst ein breites Spektrum klimatischer Rahmenbedingungen. Um diese abzubilden, wurde die **klimatische Wasserbilanz** als Differenz der Niederschlagsmengen und der Gras-Referenz-Verdunstung (ET_{ref}) berechnet (Abb. 3.1). Sie zeigt, dass im Untersuchungszeitraum von 1994 bis 2007 sowohl Perioden mit negativer, als auch positiver klimatischer Wasserbilanz vorlagen. Ebenso traten kurzfristig wechselnde Trocken- und Feuchtperioden auf, wie bspw. Ende der 90er Jahre. Eine Übersicht der gemessenen Jahressummen bzw. -Mittelwerte von Lufttemperatur, Niederschlags- und Sickerwassermenge sowie DOC-Konzentration und -Fracht im Sickerwasser gibt Tabelle 3.1. Die Temperaturen und Niederschläge entsprachen meist dem langfristigen Mittelwerten. Es war jedoch bis zu 2°K kühler oder wärmer. Die Niederschläge gingen jedoch um bis zu 50 % zurück oder stiegen um bis zu 25 % an. Daraus resultierend schwankten die Sickerwassermengen zwischen 0 und 280 mm. Diese Variabilität spiegelte sich in den DOC-Konzentrationen und -Frachten wider.

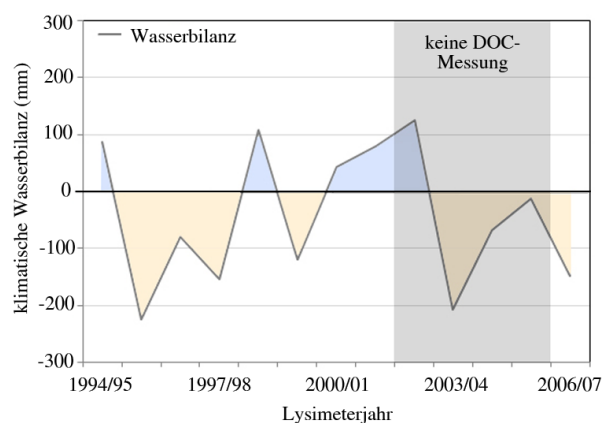


Abb. 3.1.: Klimatische Wasserbilanz in Falkenberg

3. Ergebnisse und Diskussion der experimentellen Untersuchungen

Tabelle 3.1.: Übersicht der klimatischen und hydro-chemischen Messwerte von 1994 bis 2007

	Jahresmittel- Temperatur (°C)	Jahres-Niederschlags- Summe (mm)	Jahres-Sickerwasser- Summe (mm)	Jahres-DOC- Konzentration (mg·l ⁻¹)	Jahres- DOC-Fracht (g·m ⁻²)
Minimum	7,6	254,5	0,0	4,6	0,00
1. Quartil	11,6	488,5	33,0	7,6	0,31
Mittelwert	9,4	543,7	-	10,1	-
Median	8,8	-	79,0	9,3	0,79
3. Quartil	10,0	635,4	146,0	12,1	1,36
Maximum	11,6	680,5	281,9	28,9	3,53

Die Boxplots der gewichteten Jahres-DOC-Konzentrationen (s. Formel 2.1) zeigen für die **Lysimeterpaare** untereinander abweichende Konzentrationsbereiche (Abb. 3.2). Die Variabilität der Konzentrationen der zu Grunde liegenden Einzellysimeter ist höher, auch bei gleicher Nutzung (s. Anhang Abb. A.5), bedingt durch temporäre, kleinräumige Unterschiede der Bodenstruktur und der Bestandsentwicklung. Diese werden durch die Mittelwertberechnung ausgeglichen, wie bereits Haferkorn (2000) für die Evapotranspiration dokumentierte. Für die weiteren Analysen werden die Mittelwerte der Lysimeterpaare verwendet.

Die Mittelwerte der **DOC-Konzentrationen** der Lysimeterpaare lagen bei $10,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Ghani et al. (2013) ermittelten für Grünlandlysimeter in Neuseeland mit $7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ vergleichbare Werte in 80 cm uGOK. Die Variabilität der jährlichen DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare innerhalb des Untersuchungszeitraums wird durch die Boxplots abgebildet. Die Lysimeterpaare zeigten im Vergleich zueinander spezifische Mediane und Wertebereiche. Die Lysimeterpaare mit Ackerfruchtfolgen und Roggen wiesen keine signifikanten Unterschiede der DOC-Konzentrationen zueinander auf (u-Test $p = 0,45$ und $p = 0,30$). Im Gegensatz dazu zeigten die Lysimeterpaare mit Grünlandnutzung signifikant abweichende DOC-Konzentrationen (u-Test $p = 1,9 \cdot 10^{-5}$), insbesondere das Lysimeterpaar mit extensiver Weidenutzung (Lysimeterpaar 4).

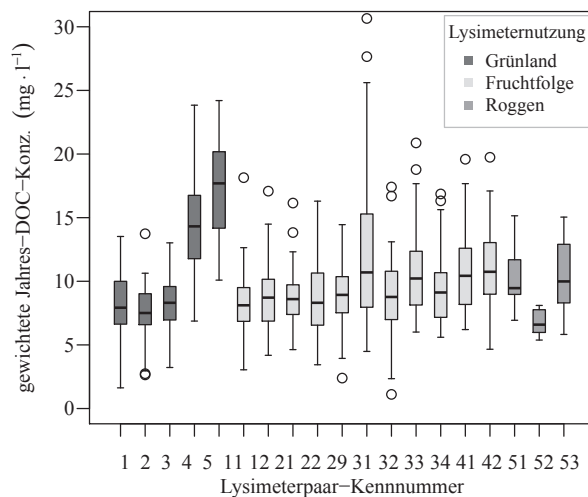


Abb. 3.2.: Mittlere gewichtete DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare

3.1.1.2. Jahresdynamik im Untersuchungszeitraum

Im Untersuchungszeitraum zeigten die **Jahres-Sickerwassermengen** der Lysimeterpaare eine ausgeprägte Dynamik (Abb. 3.3 oben). Diese war hoch signifikant (u-Test $p = 7,9 \cdot 10^{-12}$, rMAD der Jahresmediane 77 %, Spannweiten = Median $\pm$ Faktor 0,88). Große Sickerwassermengen wurden in den Lysimeterjahren 1994/95, 1998/99 und 2001/02 mit positiver klimatischer Wasserbilanz gemessen. In den Jahren 1995/96 bis 1997/98, mit negativer klimatischer Wasserbilanz, waren die Sickerwassermengen gering. Die Sickerwassermengen schwankten zwischen 0 und $282 \text{ mm} \cdot \text{a}^{-1}$. Vergleichbare Volumina dokumentierte Haferkorn (2000) für die Lysimeterstation Brandis.

Im Vergleich zu den Sickerwassermengen waren die **Jahres-DOC-Konzentrationen** der Lysimeterpaare ausgeglichener (rMAD der Jahresmediane 6 %). Ebenso waren die Spannweiten geringer (Median $\pm$ Faktor 0,57) (Abb. 3.3 Mitte). Die untersuchten Lysimeterpaare zeigten trotz stark schwankender Jahres-Sickerwassermengen relativ stabile mittlere Jahres-DOC-Konzentrationen. In den Lysimeterjahren 1996/97, 2000/01 und 2001/02 wurden vergleichsweise geringe DOC-Konzentrationen ermittelt. Die Spannweiten der Konzentrationen im jeweiligen Lysimeterjahr resultierten vorwiegend aus der jeweiligen Bewirtschaftung.

Die Mediane der **Jahres-DOC-Frachten** zeigten im untersuchten Zeitraum eine ausgeprägte Dynamik (u-Test $p = 3,7 \cdot 10^{-11}$, hoch signifikant) (Abb. 3.3 unten). Diese korrelierte eng mit der Dynamik der Sickerwassermengen (Spearman-Korrelationskoeffizient = 0,91), wobei mit zunehmender Sickerwassermenge die Streuung der DOC-Frachten zunahm. Entsprechend der Sickerwassermengen wurden hohe DOC-Frachten in den Lysimeterjahren 1994/95, 1998/99 und 2001/02 sowie niedrige DOC-Frachten in den Lysimeterjahren 1995/96 bis 1997/98 gemessen. Aus einzelnen Lysimeterpaaren wurden in den Lysimeterjahren 1995/96 bis 1996/97 und 2000/2001 nur sehr geringe DOC-Frachten ausgetragen. Die Spannweite der DOC-Austräge war insbesondere in den Lysimeterjahren 1998/99 und 1999/00 sehr groß. Ebenso variierten die Sickerwassermengen in diesen Jahren erheblich. Die Akkumulation von DOC in trockeneren Perioden dokumentieren ebenfalls Zsolnay und Görlitz (1994) basierend auf WEOC-Konzentrationen sowie Haaland und Mulder (2010) für Beregnungsexperimente in kleinen Einzugsgebieten in Südschweden.

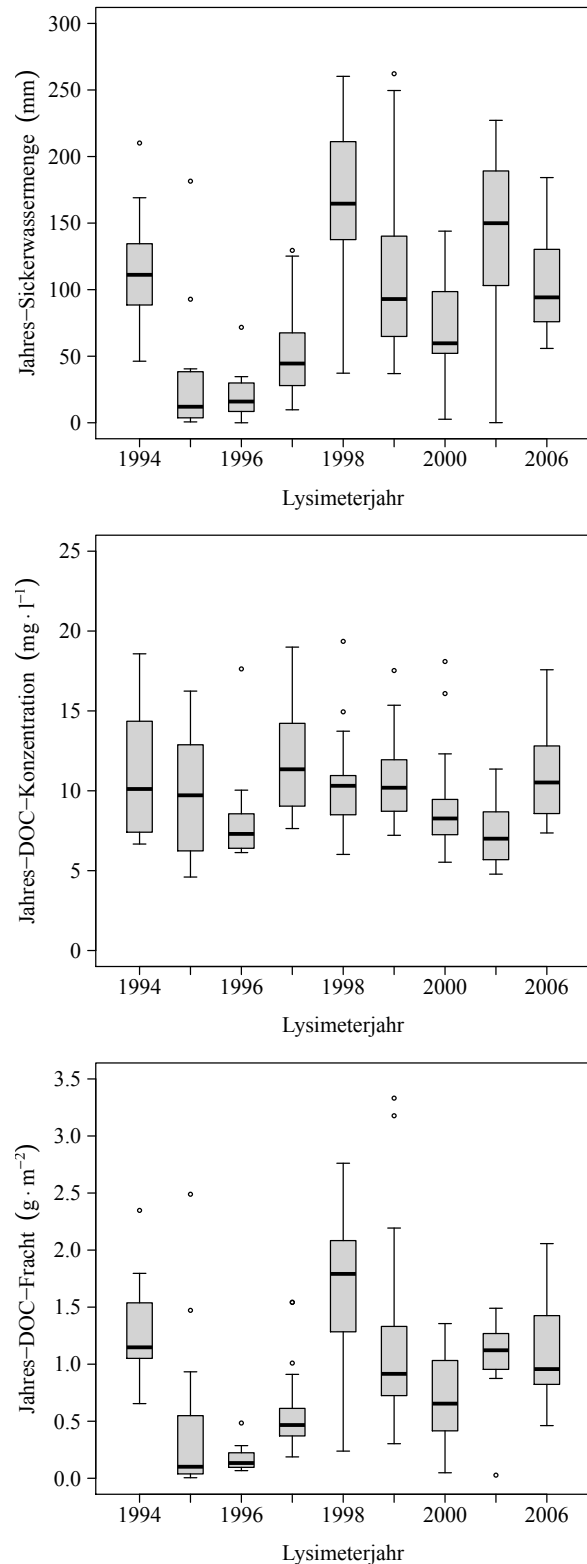


Abb. 3.3.: Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten der Lysimeterjahre

3.1.1.3. Jahreszeitliche Dynamik im Untersuchungszeitraum

Die Mediane und die Spannweiten der monatlichen **Sickerwassermengen** der Lysimeterpaare zeigten einen sinoidalen Verlauf mit hohen Volumina und Schwankungsbereichen im Februar sowie sehr geringen Volumina und Schwankungen im Juli (Abb. 3.4 oben). Diese saisonale Differenzierung war hoch signifikant (u-Test $p = < 2,2 \cdot 10^{-16}$). Im Zeitraum von Juni bis September wurden vereinzelt monatliche Sickerwassermengen von bis zu 25 mm gemessen. Die zu Grunde liegende Wechselwirkung der klimatischen Rahmenbedingungen (insbesondere Niederschläge und Temperaturen) der Bestandsentwicklung und der Sickerwasserbildung werden z. B. in Haferkorn (2000) und Sauer (2009) dargelegt.

Im Vergleich zur den Sickerwassermengen war die jahreszeitliche Dynamik der Mediane der monatlichen **DOC-Konzentrationen** der Lysimeterpaare geringer (u-Test $p = 2,5 \cdot 10^{-3}$) (Abb. 3.4 Mitte). Von Februar bis Juli nahmen die DOC-Konzentrationen ab. Im August wurden hohe DOC-Konzentrationen gemessen. Im September sanken die Konzentrationen zunächst ab und stiegen im Oktober an. Im Januar und Dezember, den kältesten Monaten im Jahr mit Monatsmitteltemperaturen um den Gefrierpunkt, wurden geringe DOC-Konzentrationen gemessen. Eine ähnliche saisonale Dynamik ermittelten Embacher et al. (2007) mit WEOC-Konzentrationen im Oberboden unter Ackerfruchtfolgen.

Die Mediane der monatlichen **DOC-Frachten** wiesen eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik auf (u-Test $p < 2,2 \cdot 10^{-16}$) (Abb. 3.4 unten). Die DOC-Frachten wurden weitgehend durch die monatlichen Sickerwassermengen gesteuert (Spearman-Korrelationskoeffizient 0,97). Die Korrelation zu den DOC-Konzentrationen war positiv und betrug 0,39. Im hydrologischen Winterhalbjahr, bei niedrigen Temperaturen und geringer Bodenbedeckung, steuerten

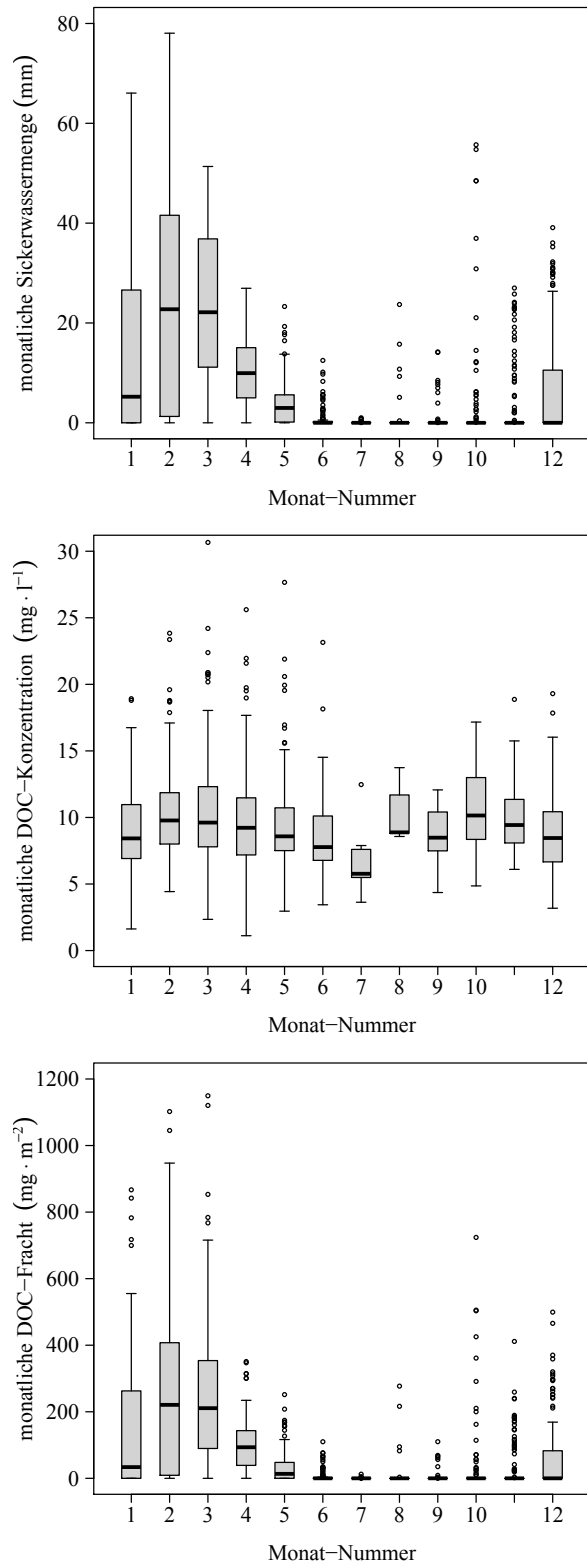


Abb. 3.4.: Monatliche Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten der Lysimeterpaare

die hohen Sickerwassermengen den DOC-Austrag. Im hydrologischen Sommerhalbjahr waren aufgrund der Evapotranspiration die Sickerwassermengen und daher auch die DOC-Frachten gering.

Der **DOC-Austrag** der untersuchten Lysimeterpaare mit Vegetationsbedeckung wird maßgeblich durch die Sickerwassermenge gesteuert. Die jahreszeitliche **Korrelation** der monatlichen DOC-Frachten mit den Sickerwassermengen war hoch (Abb. 3.5 links). Einen ähnlichen saisonalen Verlauf der DOC-Konzentrationen und -Frachten dokumentierten Wilson et al. (2013). Sie ermittelten ebenfalls hohe abflussgewichtete Konzentrationen in den Sommer- bis Herbstmonaten und die höchsten DOC-Frachten im Zeitraum Januar bis März, bedingt durch hohe Abflussmengen. Der Jahresvergleich bestätigt die herausragende Bedeutung der Sickerwassermenge (Abb. 3.5 rechts). In Jahren bzw. Perioden mit abnehmender bis negativer Wasserbilanz stieg die Korrelation der Frachten und Sickerwassermengen an, bei positiver Wasserbilanz sank sie ab.

Die Korrelation der monatlichen DOC-Frachten zu den DOC-Konzentrationen war hingegen geringer. Sie stieg jedoch im Juli und August stark an. In diesem Zeitraum erreichten die Monatsmitteltemperaturen und die Evapotranspiration Maximalwerte, wodurch die Sickerwassermengen stark reduziert wurden. Aufgrund der hohen Biomasseinträge und der geringen Bodenfeuchte waren zudem die DOC-Konzentrationen erhöht, wodurch die Korrelation ansteigen kann. Darüber hinaus wurde mit der Boden-Wasser-Extraktion nach der Trocknung des Bodens und Störungen der Bodenstruktur, wie sie auch in sommerlichen Trockenperioden auftreten können, eine erhöhte Kohlenstoffmobilisierung beobachtet (s. Anhang Tab. A.11). Trotz niedriger monatlicher Niederschlagssummen treten im August häufig ergiebige Starkniederschläge auf die Nährstoffe in tiefe Bodenschichten transportieren und abflusswirksam werden können. Dies dokumentiert auch Haferkorn (2000) für die Lysimeterstation Brandis.

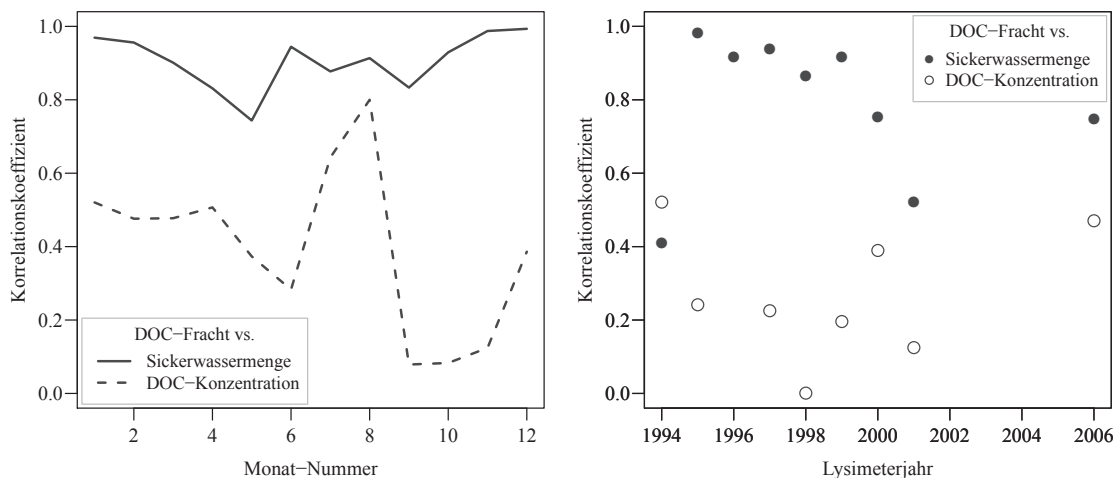


Abbildung 3.5.: Temporäre Dynamik der Korrelationen der DOC-Frachten mit den Sickerwassermengen und DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare

3.1.1.4. Natürliche und anthropogene Faktoren

Um Hinweise auf Effekte natürlicher und anthropogener Faktoren auf die DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare zu ermitteln, wurden Korrelations- und Varianzanalysen durchgeführt. Die Korrelationskoeffizienten für die Sickerwasser- bzw. Abflussmengen, DOC-Konzentrationen und DOC-Frachten der Lysimeterjahre sind in der Tabelle 3.2 zusammengefasst. XY-Plot sind für die DOC-Konzentrationen in Abbildung 3.6 dargestellt.

Die jährlichen Sickerwassermengen waren zu 65 % stark mit den Jahresniederschlagssummen und zu etwa 20 % mit den untersuchten Bewirtschaftungsparametern sowie den Jahresmittel-Temperaturen korreliert. Letztere beeinflussen die Evapotranspiration sowie den Kohlenstoff-eintrag und -Umsatz. Relativ hoch waren die Korrelationen der DOC-Konzentrationen mit dem jeweiligen Lysimeterpaar und somit der spezifischen Nutzungshistorie und den lokalen Standort-faktoren. Die DOC-Frachten zeigten eine sehr hohe Korrelation zu den Sickerwassermengen (85 %) und geringere Korrelationen zu den DOC-Konzentrationen (21 %) sowie nachgeordnet kli-matischen und Bewirtschaftungsparametern. Die Ergebnisse der paarweisen Korrelationsanalysen wurden durch eine Faktorenanalyse bestätigt (s. Anhang Abb. A.6). Vergleichbare Relationen wur-den auf unterschiedlichen räumlichen Skalen ermittelt, bspw. von Don und Schulze (2008) mit Saugplatten unter Grünlandplots in Thüringen, von Mattsson et al. (2008) für europäische Ein-zugsgebiete sowie von Giling et al. (2014) für unterschiedlich stark landwirtschaftliche genutzte Einzugsgebiete in Australien. Kalbitz und Geyer (2002) wiesen den Einfluss der Landnutzung auf DOC im mineralischen Unterboden experimentell nach. Campbell et al. (1999) und Marinari et al. (2010) dokumentieren darüber hinaus Effekte unterschiedlicher Fruchtfolgen und Düngungs-varianten auf WEOC-Gehalte im Oberboden. Die hier ermittelten Relationen fügen sich in bishe-rige Studien ein. Die dargelegten Korrelationen konnten vollständig mit der Lysimeterzeitreihe nachgewiesen werden.

Tabelle 3.2.: Korrelationen der untersuchten Variablen

	Korrelationskoeffizienten		
	Jahres- Sickerwassersumme	Jahres- DOC-Konzentration	Jahres- DOC-Fracht
	(mm)	(mg·l ⁻¹)	(g·m ⁻²)
Jahres-Niederschlagssumme (mm)	0,65	-0,03	0,57
Jahresmittel-Temperatur (°C)	0,15	0,29	0,25
Jahres-Sickerwassermenge (mm)	1,00	-	0,85
Jahres-DOC-Konzentration (mg·l ⁻¹)	-	1,00	0,21
Fruchtfolge/Grünlandnutzung	0,10	0,12	0,04
Art der Frucht / des Grünlandes	0,21	0,08	0,19
Frucht/Grünlandnutzungsintensität	0,24	0,15	0,18
Bewirtschaftungsform	0,20	0,10	0,18
Lysimeterpaar	0,09	0,12	0,05

Die **mineralische Düngung** wirkte reduzierend auf die DOC-Konzentrationen und -Frachten (Rangkorrelationskoeffizient nach Kendall 0,31 bzw. 0,11) (XY-Plot mit der Kennung 0 - keine Mineralische Düngung und 1 - mineralische Düngung in Abb. 3.6 unten links). Die Ergebnisse aus Vergleichsstudien sind widersprüchlich. Chantigny et al. (1999) ermittelten z. B. ansteigende WEOC-Konzentrationen bei abnehmender N-Düngung, Zsolnay und Görlitz (1994) hingegen kei-ne und Embacher et al. (2008) leicht positive Effekte durch mineralische Düngung. Zu beachten ist dabei, dass unterschiedliche Extraktionsverfahren angewandt wurden und es sich um kurzfris-tige Studien handelt, deren Ergebnisse vorwiegend durch natürliche Faktoren beeinflusst werden. Darüber hinaus beobachteten Chantigny et al. (1999), dass die WEOC-Konzentrationen bei Stick-stoffmangel ansteigen, der bei den hier untersuchten extensiven Nutzungsformen zumindest zeit-weise zu erwarten ist. Ebenso dokumentieren Kindler et al. (2011) bei reduzierter N-Versorgung erhöhte DOC-Konzentrationen im Boden und führen dies auf den mikrobiellen N-Bedarf zurück (Gödde et al. 1996 zitiert in ebd.). Relevante Faktoren des hier untersuchten DOC-Austrags sind zudem die Effekte der N-Düngung auf die Biomassebildung und Evapotranspiration.

Durch die Applikation fester **tierischer Dünger**, zumeist Stallmist, wurde der DOC-Austrag leicht erhöht (Korrelationskoeffizient 0,10). Mit dem organischen Dünger wurde sowohl Stickstoff als auch Kohlenstoff (incl. DOC und WEOC) in den Boden eingebracht (Kap. 3.4). Erhöhte DOC-Konzentrationen durch Wirtschaftsdünger dokumentieren ebenso Gjettermann et al. (2007) direkt nach der Ausbringung und MacDonald et al. (2011) für Langzeituntersuchungen unter Grünland. Embacher et al. (2008) wiesen mittels WEOC-Proben ebenso erhöhte Konzentrationen nach und führten dies auf den mit der Düngung einhergehenden Kohlenstoffeintrag zurück. Marinari et al. (2010) dokumentieren, dass durch die WEOC-Gehalte Ackerböden mit organischer Düngung und mineralischer Düngung unterschieden werden können. Die vorliegenden Ergebnisse bestätigen darüber hinaus langfristige Effekte der organischen Düngung, die zudem aus der dokumentierten Zunahme des organischen Kohlenstoffgehalts im Boden resultieren (Gerzabek et al., 1997; Haynes und Naidu, 1998).

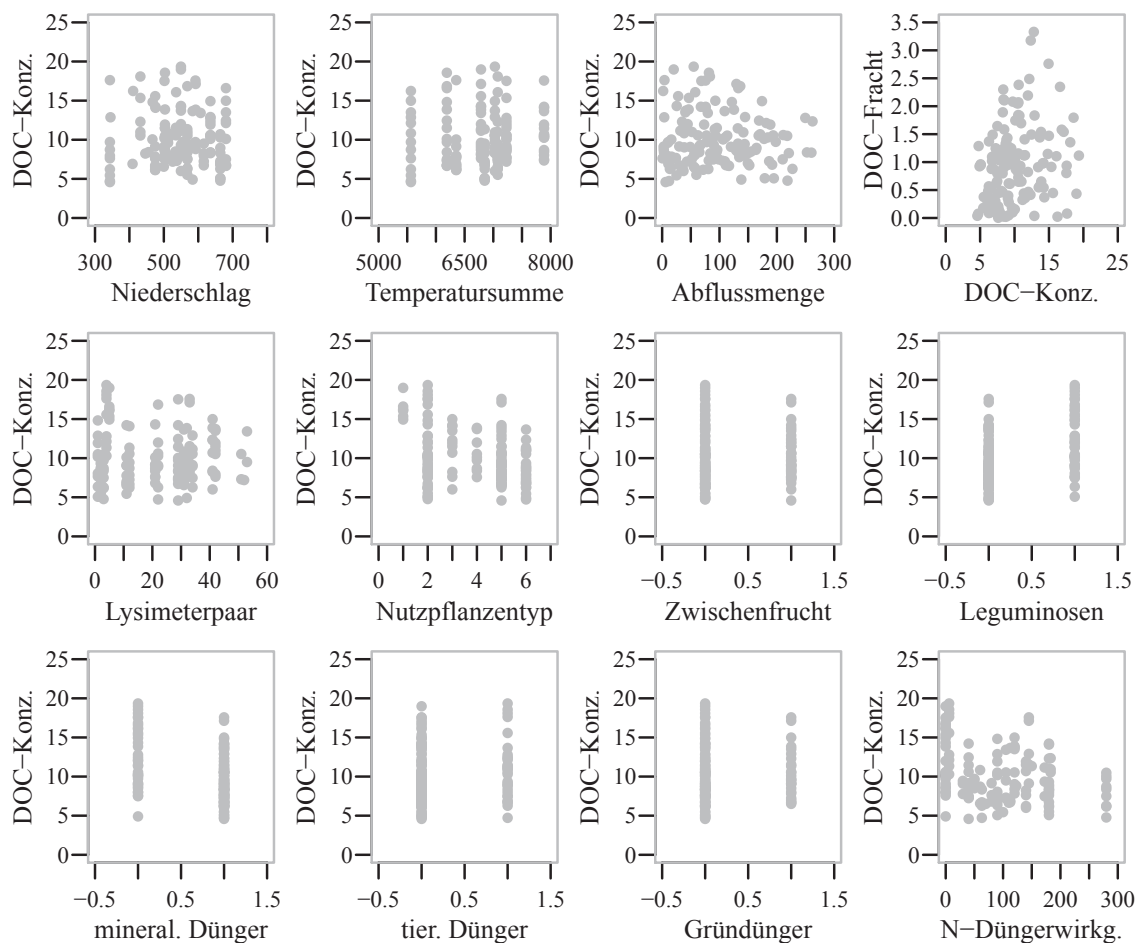


Abbildung 3.6.: Korrelationsdiagramme der untersuchten Faktoren

Die untersuchte **Gründüngung** und der Anbau von **Leguminosen** zeigten trotz großer Variationsbreiten nur minimale Effekte auf den DOC-Austrag. Die im Kapitel 3.4 nachgewiesenen WEOC-Gehalte der Gründünger beeinflussten demzufolge im Betrachtungszeitraum die DOC-Austräge nicht in relevantem Umfang. Troyer et al. (2011) wiesen in Mikrokosmenexperimenten nach der Applikation von Maisstroh erhöhte DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung nach, die jedoch bereits nach 24 h deutlich geringer waren. Gerzabek et al. (1997) dokumentieren stabilisierende Effekte von Gründüngern auf den Humusgehalt bei ca. 50 % geringeren Applikationsmengen. Auf Grund der bewirtschaftungsspezifischen Bodenbedeckung und Evapotranspiration wurden zudem

die Bodentemperatur und der Bodenwasserhaushalt sowie indirekt die biochemischen Umsatzprozesse im Boden und die Sickerwasserbildung als Steuergrößen des DOC-Austrags modifiziert, wobei diese Effekte gegensätzlich und somit ausgleichend wirken können. Dass keine Effekte auf die DOC-Konzentrationen und den -Austrag im Abfluss der Lysimeterpaare beobachtet wurden kann unter anderem darauf zurückgeführt werden, dass der DOC-Austrag in 1 m uGOK durch integrierte Probennahmen erfasst wurde, so dass evtl. auftretende schwache Effekte durch die Sickerwasser- und Reaktionsstrecke bis zum Abfluss und die Integration der Sickerwassermengen über einen Monat nicht mehr nachweisbar waren.

Der **effektive Stickstoffeintrag** durch die Düngung bzw. die (Analyse anhand der Mineraldüngeräquivalente) war leicht negativ korreliert mit den DOC-Konzentrationen und -Frachten (Korrelation nach Kendall für Stickstoff -18 und -9 % sowie für Phosphor -22 und -4 %). Dies resultiert aus der Gesamtbetrachtung der Datensätze, wobei eine extensive Weide mit geringer Düngung hohe DOC-Konzentrationen und -Frachten aufwies und die mineralische Düngung negativ korreliert war.

Die hohen DOC-Konzentrationen der extensiven Weide können durch die beobachtete hohe oberirdische Biomasse sowie, wie von Dhillon (1997) dokumentiert, hohe Humusgehalte und eine mikrobielle Aktivität bedingt sein. Die weiteren Grünlandnutzungen zeigten eine negative Korrelation zu den DOC-Konzentrationen (-46 %), jedoch nicht zu den Frachten, da diese durch Bewässerung erhöht waren.

Für die Feldfrüchte wurden leicht positive Relationen der effektiven Stickstoffdüngung zu den DOC-Konzentrationen (12 %) und negative Korrelationen zu den DOC-Frachten und Sickerwassermengen (-11 bzw. -18 %) ermittelt, wobei z. B. die Düngungsintensität von Zuckerrüben und Kartoffeln positiv mit den DOC-Konzentrationen korreliert war (43 und 33 %).

In Studien mit kürzerer Betrachtungszeit und geringerem Nutzungs- und/oder Düngungsspektrum wurden bei zunehmendem Wachstumseffekten positive Effekte auf den DOC-Konzentrationen im Ablauf nachgewiesen (McTiernan et al., 2001; Rothe, 2009). Korrelationen zu mittleren Referenzwerten der Wurzelmasse, oberirdischen Biomasse und Vegetationszeit wurden nicht ermittelt. Dies kann unter anderem darauf zurückzuführen sein, dass die Referenzwerte nicht die tatsächlichen Kohlenstoffeinträge widerspiegeln.

Die jährlichen DOC-Frachten können unter Verwendung eines **linearen Modells** durch vier Prediktoren mit einem Bestimmtheitsmaß $r^2 = 0,88$ beschrieben werden:

lineares Modell:

$$DOC\text{-Fracht} = -431,23 + 48,19 \cdot DOC\text{-Konz.} + 9,46 \cdot SW + 1,77 \cdot Lys. - 0,79 \cdot \text{eff. N-Düng.} \quad (3.1)$$

Hoch signifikante Prediktoren waren die DOC-Konzentration im Sickerwasser (*DOC-Konz.*) und die Sickerwassermenge (*SW*). Des Weiteren beeinflussen auch das jeweilige Lysimeterpaar (*Lys.*) und der effiziente Stickstoffeintrag durch die Bewirtschaftung (*eff. N-Düng.*) die DOC-Austräge signifikant. Der DOC-Austrag wird durch die DOC-Verfügbarkeit im Boden sowie die Mobilisierung mit dem Sickerwasser gesteuert. Zudem bestimmen die langjährige Bewirtschaftung und lysimeterspezifische Faktoren (wie z. B. die langjährige Bewirtschaftung und die spezifischen Bodeneigenschaften) sowie die Nährstoffversorgung den DOC-Austrag.

Die Lysimeterpaare zeigten **feldfruchtspezifische DOC-Konzentrationsbereiche** (Abb. 3.7 Boxplots). Insbesondere unter Weide- und Klee-Gras-Nutzung sowie Winterraps und Möhren waren die DOC-Konzentrationen hoch. Unter Wiesennutzungen, Getreide und Hackfrüchten hingegen wurden niedrigere Konzentrationen ermittelt. Unter Getreide waren zudem die Schwankungsbereiche gering, unter Grünland sowie Öl- und Sonderfrüchten hingegen sehr groß.

Embacher et al. (2007) analysierten über drei Jahre hinweg die WEOC-Konzentrationen von drei Standorten und Ackernutzungen in Deutschland. Einen Einfluss der angebauten Frucht auf die WEOC-Konzentrationen konnten sie nicht nachweisen, da unter anderem jahreszeitliche

und witterungsbedingte Faktoren sehr stark die spezifischen Konzentrationen und Konzentrationsänderungen steuerten. Übereinstimmend zu den für die Lysimeterpaare ermittelten Ergebnissen ist der sehr geringe Einfluss der konventionellen Ackerfrüchte auf die gelösten Kohlenstoffkonzentrationen. Das ein, wenn auch schwacher, Effekt ermittelt wurde kann auf den langen Untersuchungszeitraum und die Beschränkung auf einen Standort und eine Bodenart zurückgeführt werden. Letztere wirken daher nicht als weitere Einflussfaktoren verstärkend auf die Variationsbreite der DOC-Konzentrationen ein.

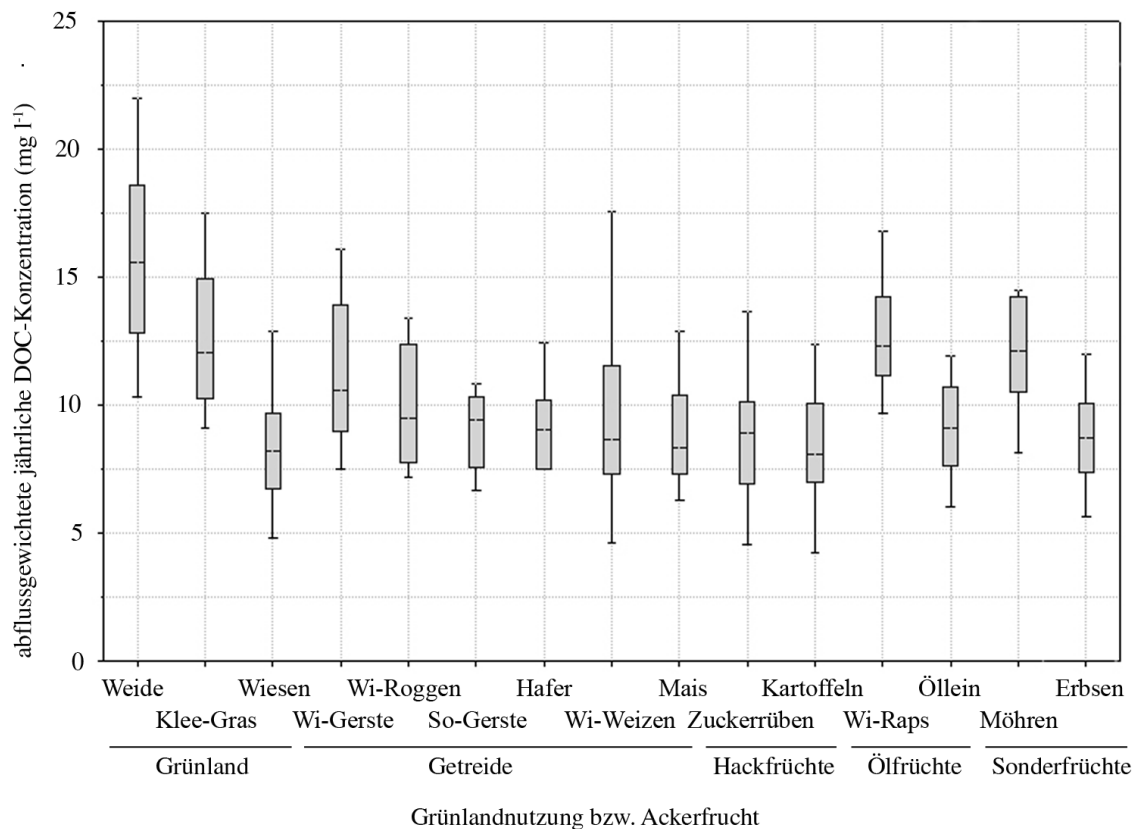


Abbildung 3.7.: Spezifische DOC-Konzentrationen unter Ackerkulturen und Grünland

Die **Bodenbearbeitung** beeinflusste die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser (s. Mediane und Spannweiten in Abb. 3.8). Unter Winterweizen wurden bei reduzierter Bodenbearbeitung (red. BBearb) leicht erhöhte DOC-Konzentrationen gemessen. Die hohen DOC-Konzentrationen unter Winterraps hingegen wurden durch die reduzierte Bodenbearbeitung leicht verringert. Es kann daher keine eindeutige Beeinflussung der DOC-Konzentrationen durch die Bodenbearbeitung nachgewiesen werden. Chantigny (2003) schlussfolgerte nach Betrachtung unterschiedlicher Studien, dass die Bodenbearbeitung vorwiegend die Eintragstiefe des DOC beeinflusst und weniger den DOC-Gehalt.

Im Vergleich zum Anbau ohne **Zwischenfrucht** bedingte der Anbau von Winterweizen mit Ölrettich als Zwischenfrucht erhöhte DOC-Konzentrationen im Sickerwasser. Dies wurde ebenfalls für die Kultivierung von Winterraps in Kombination mit Phacelia als Zwischenfrucht nachgewiesen. Vergleichbare Ergebnisse dokumentieren Vinther et al. (2006) und Premrov et al. (2012) im Rahmen von dreijährigen Untersuchungen zu Effekten des Winterzwischenfruchtanbaus auf Nährstoffausträge ins Grundwasser. Walmsley et al. (2011) ermittelten für den Anbau von Zwischenfrüchten in Kombination mit reduzierter Bodenbearbeitung leicht erhöhte DOC-Konzentrationen, dies war jedoch nicht signifikant.

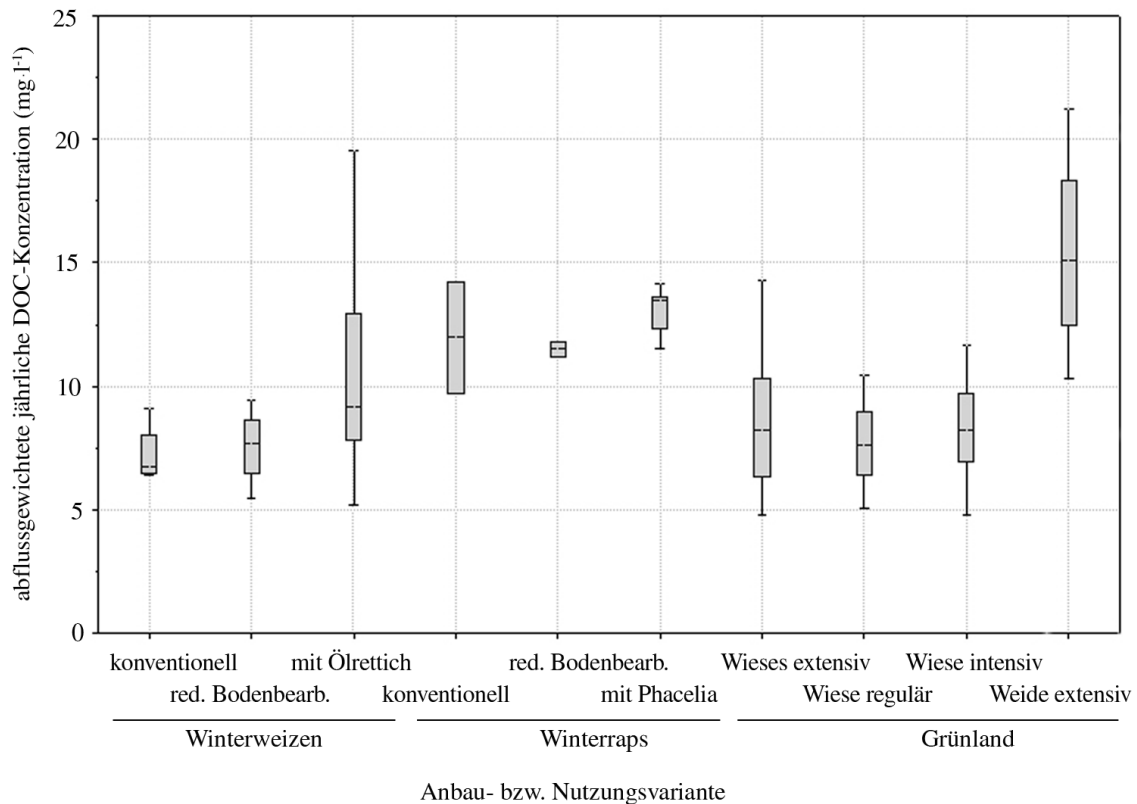


Abbildung 3.8.: Effekte von Nutzungsstrategien und Bewirtschaftungsmaßnahmen auf die DOC-Konzentrationen der Lysimeter

Weitere Studien mit größerem Probenumfang sind notwendig. Die bereits erwähnten hohen DOC-Konzentrationen im Sickerwasser unter extensiver Weide im Vergleich zu den Wiesennutzungen zeigt ebenfalls die Abbildung 3.8. Die Kleeegrasnutzung auf Ackerland zeigt im Vergleich dazu intermediäre Werte.

3.1.2. DOC-Austrag der Schwarzbrache mit Sandauflage von 2000 bis 2010

Das von 2000 bis 2010 als Schwarzbrache bewirtschaftete Lysimeter 119 (s. Kap. 2.1.1.6) wurde für die Analyse des basalen DOC-Umsatzes und -Austrags verwendet. Im Gegensatz zu den bisher betrachteten Lysimeterpaaren mit Vegetationsbestand zeichnete sich das Lysimeter mit Schwarzbrache und Sandauflage durch eine ganzjährige **Sickerwasserbildung** im Untersuchungszeitraum von 2000 bis 2010 aus. Lediglich von Juli bis Dezember 2003 traten Monate ohne Sickerwasserbildung in 1 m uGOK auf. Dies war bedingt durch das niederschlagsarme Frühjahr 2003. Insgesamt zeigte die Sickerwasserbildung, in Abhängigkeit vom Niederschlagsgeschehen, eine sehr hohe Dynamik. Die Korrelation (Kendall) betrug auf Basis der Lysimeterjahre 60 % und auf Basis der Monatssummen noch 55 %. Bedingt durch die fehlende Vegetation entfielen die Interzeption und Evapotranspiration durch den Bestand und die Sickerwasserbildung wurde von den Niederschlagsmengen bestimmt (Abb. 3.9 links). Im Gegensatz dazu wurden bei extensiver Weidenutzung Korrelationen der monatlichen Sickerwassermengen mit den Niederschlagsmengen und der Referenzevapotranspiration von sechs und zehn Prozent ermittelt.

Die monatlichen **DOC-Konzentrationen** schwankten zwischen $0,8$ und $13,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Es wurden im Sickerwasser monatliche DOC-Frachten von $0,13$ bis $0,17 \text{ mg} \cdot \text{m}^2$ und jährliche Frachten von $1,42$ bis $2,48 \text{ g} \cdot \text{m}^2$ gemessen, der Median lag bei $2,0 \text{ g} \cdot \text{m}^2$. Mertens et al. (2007) ermittelten ähnliche Frachten von $2,4 \text{ g} \cdot \text{m}^2 \cdot \text{a}^{-1}$ und DOC-Konzentrationen zwischen $0,1$ und $50,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

in 1,2 m uGOK unter einer mehrjährigen Schwarzbrache in Nordrhein-Westfalen. Im Vergleich zu den Lysimeterpaaren mit Vegetationsbestand waren die gewichteten DOC-Konzentrationen dieses Lysimeters deutlich niedriger (Median $3,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, statt $10,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ unter Vegetationsbestand), die Frachten hingegen höher (im Vergleich zum Lysimeterpaar mit Grünland bis 2007 wurde ca. 20 % mehr DOC ausgetragen).

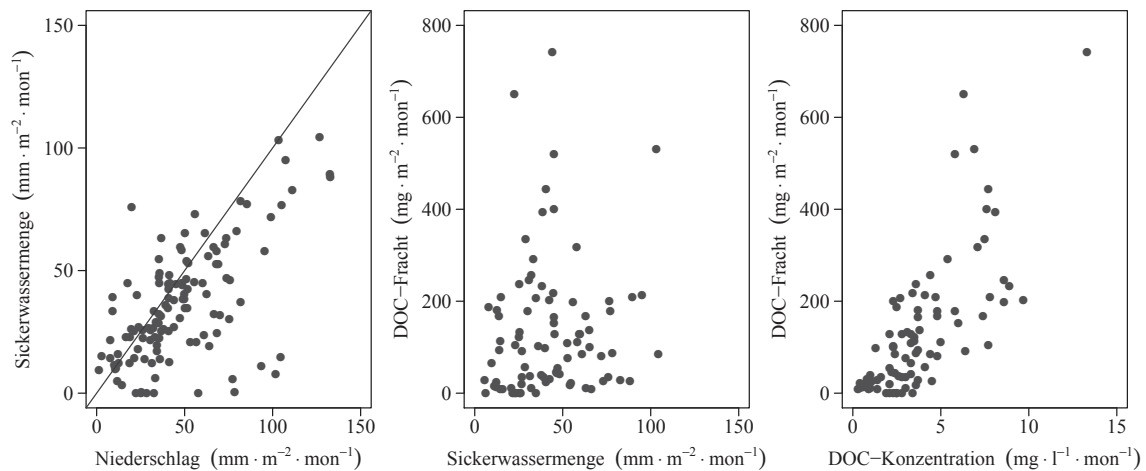


Abbildung 3.9.: XY-Plots der Sickerwassermengen, DOC-Konzentrationen und -Frachten des Brachelysimeters

Die monatlichen **DOC-Frachten** korrelierten zu 0,20 mit den Sickerwassermengen und zu 0,73 mit den DOC-Konzentrationen (Abb. 3.9 Mitte und rechts). Die im Kapitel 2.1.1 erläuterten Lysimeterpaare mit Vegetation wiesen entsprechende Korrelation von 0,92 und 0,26 auf.

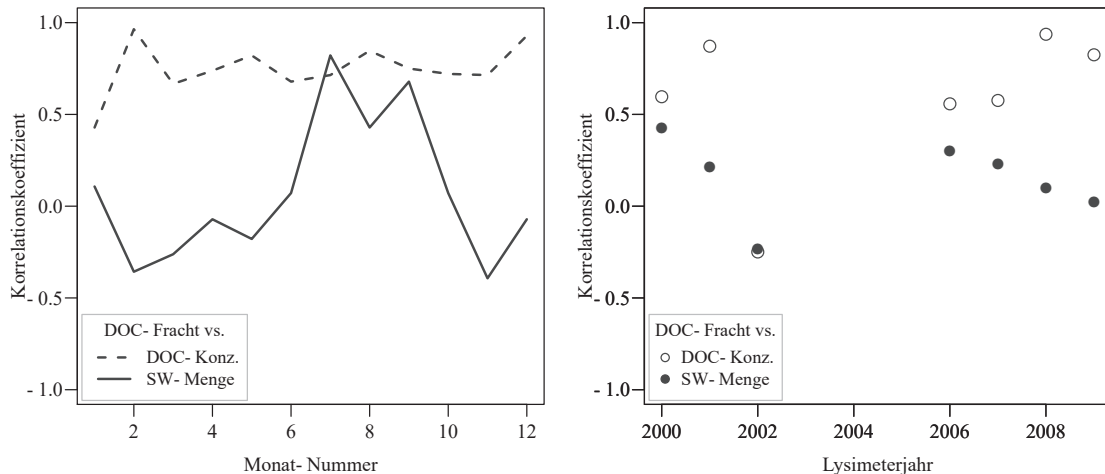


Abbildung 3.10.: Temporäre Dynamik der Korrelationen der DOC-Frachten mit den Sickerwassermengen (SW-Menge) und DOC-Konzentrationen (DOC-Konz.) des Brachelysimeters

Die **Korrelationen** auf Monatsbasis weichen von den Ergebnissen der Lysimeterpaare mit Vegetationsbestand ab (vgl. Abb. 3.10 und Abb. 3.5). Die Sickerwassermengen zeigten nur von Juni bis August hohe Korrelationen mit den monatlichen DOC-Frachten. Die Frachten waren jedoch ganzjährig stark mit den DOC-Konzentrationen korreliert. Diese Korrelation nahm nur im Januar deutlich ab. Dies kann darauf zurückgeführt werden, dass unter Vegetationsbestand mehr DOC im Boden vorliegt und mobilisierbar ist und aufgrund der saisonalen Sickerwasserbildung nur episodisch ausgetragen wird.

Im vegetationslosen Brachelysimeter liegt wenig Kohlenstoff im Boden vor, es wird jedoch ganzjährig mit dem Sickerwasser DOC aus dem Boden ausgetragen. Daraus wird geschlossen,

dass der DOC-Austrag nicht durch die Sickerwasserbildung begrenzt wird, sondern durch die im Boden vorliegende und mobilisierbare DOC-Menge. Diese These muss nachfolgend modelltechnisch überprüft werden. Sanderman et al. (2009) dokumentieren vergleichbare Austragslimitierungen entsprechend der Abflussbildung und des Eintrags bzw. der Synthese von DOC für ein Einzugsgebiet in Kalifornien. Sie ermittelten Austragslimitierungen in Einzugsgebietsbereichen mit geringer Aufwuchsleistung des Vegetationsbestands, die regulär einen entsprechend reduzierten Bodenkohlenstoffvorrat aufweisen. Der DOC-Austrag dieser Brachenutzung war vorrangig durch die DOC-Bereitstellung limitiert, und nicht wie die Lysimeterpaare mit Vegetationsbestand durch die Sickerwasserbildung.

3.1.3. Nutzungsumwandlungen von 2007 bis 2010

Die Effekte der Extensivierung und Umwandlung landwirtschaftlicher Bodennutzungsformen werden mit den fünf Lysimeterpaaren der Station Falkenberg untersucht, die für die Simulation der landnutzungsspezifischen DOC-Austräge ausgewählt wurden (s. Kap. 2.1.1.5). Die Wirkung der vier Lysimeterpaare mit Nutzungsumwandlungen wird im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar mit konstanter Fruchtfolge und Bewirtschaftung bewertet. Als Kriterium dienen die mittleren wöchentlichen DOC-Konzentrationen und -Austräge der Lysimeterpaare.

Weitergehende Extensivierung der Ackernutzung

Die ackerbaulichen Nutzung des Lysimeterpaars 11 wurde ab dem Frühjahr 2008 extensiviert. Es wurden Sommerfrüchte angebaut, die Bodenbearbeitung erfolgte im Frühjahr. Nach der Nutzungswandlung setzte die Sickerwasserperiode im Herbst 2009 ein. Die gemessenen DOC-Konzentrationen lagen regulär auf dem Niveau des Referenzlysimeterpaars, im Jahr 2009 auch etwas darunter (Abb. 3.11 oben links). Die DOC-Frachten waren im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar in den Jahren 2009 und 2010 erhöht.

Die **Extensivierung** zeigte im Betrachtungszeitraum keine Effekte auf das Niveau der DOC-Konzentrationen. Im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar nahmen jedoch die Sickerwasserbildung und der DOC-Austrag zu (Abb. 3.12), da die Biomasse- und Ertragsbildung niedriger waren.

Weitergehende Extensivierung und Umwandlung zu Grünland 2009

Die ackerbauliche Nutzung des Lysimeterpaars 12 wurde 2007 extensiviert und 2009 in Grünland umgewandelt. Der Grasbestand entwickelte sich durch Wasserbilanzdefizite 2009 und 2010 nur mäßig. Erst im August 2010 war die Grasnarbe geschlossen.

Nach der Extensivierung setzte, ebenso wie beim Lysimeterpaar 11, die Sickerwasserbildung nicht im Frühjahr 2010, sondern durch eine geringere Evapotranspiration bereits im Herbst 2009 ein, wodurch vermehrt DOC ausgetragen wurde. Die DOC-Konzentrationen lagen 2009 weitgehend auf dem Niveau des Referenzlysimeterpaars, nur temporär wurden leicht erhöhte DOC-Konzentrationen gemessen (Abb. 3.11 oben rechts). Die DOC-Frachten waren durch die höhere Sickerwasserbildung gegenüber dem Referenzlysimeterpaar deutlich erhöht. Sie überstiegen nach der Grasneuansaat im Jahr 2010 zeitweise auch die DOC-Austräge des einjährigen Grünlands (s. 2010 in Abb. 3.12 oben rechts im Vergleich zur Abb. 3.12 unten links).

Die nach der Extensivierung der Ackernutzung temporär erhöhten DOC-Frachten waren vorrangig durch den geringeren Bewuchs und die daher höhere Sickerwasserbildung bedingt. Durch die langsame Entwicklung des Grasbestands traten zunächst vermehrt Austragsspitzen auf. Mit der fortschreitenden Entwicklung des Grasbestands glichen sich 2010 die Länge der Sickerwasserperiode und die Austragsdynamik an die Austragscharakteristika der Grünlandnutzung an. Kalbitz et al. (1997) dokumentieren in Moorböden mit abnehmender Nutzungsintensität eine erhöhte mikrobielle Aktivität, die langfristig zur DOC-Freisetzung beiträgt. Aufgrund der geringeren **Ertrags- und**

Biomassebildung nach Extensivierung der Lysimeterpaare lag jedoch weniger frische organische Substanz als Substrat für den DOC-Eintrag und die -Synthese vor.

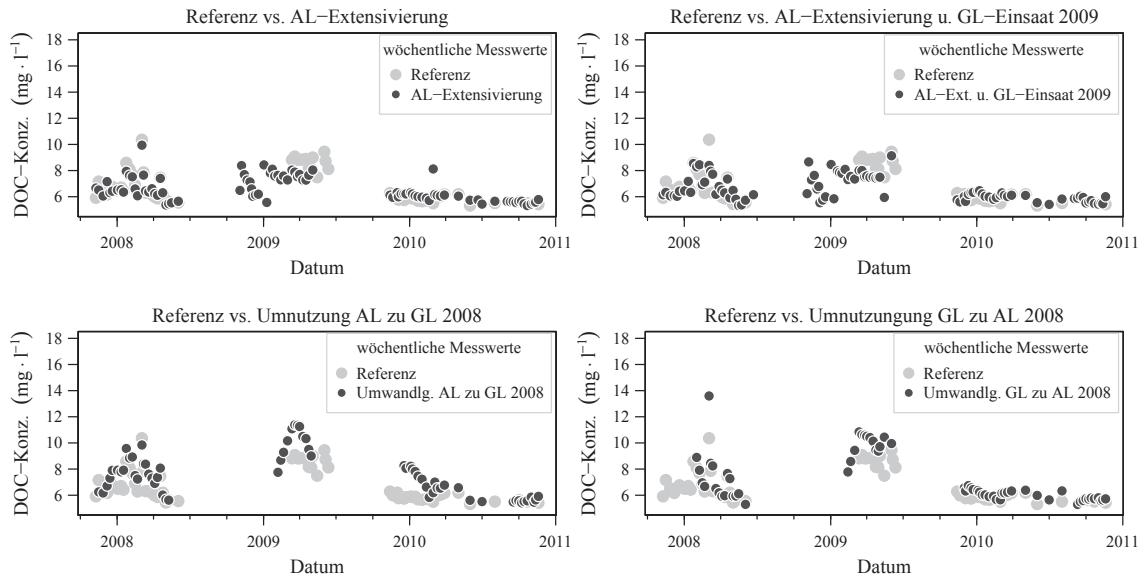


Abbildung 3.11.: Wöchentliche DOC-Konzentrationen der Nutzungsumwandlungen im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar

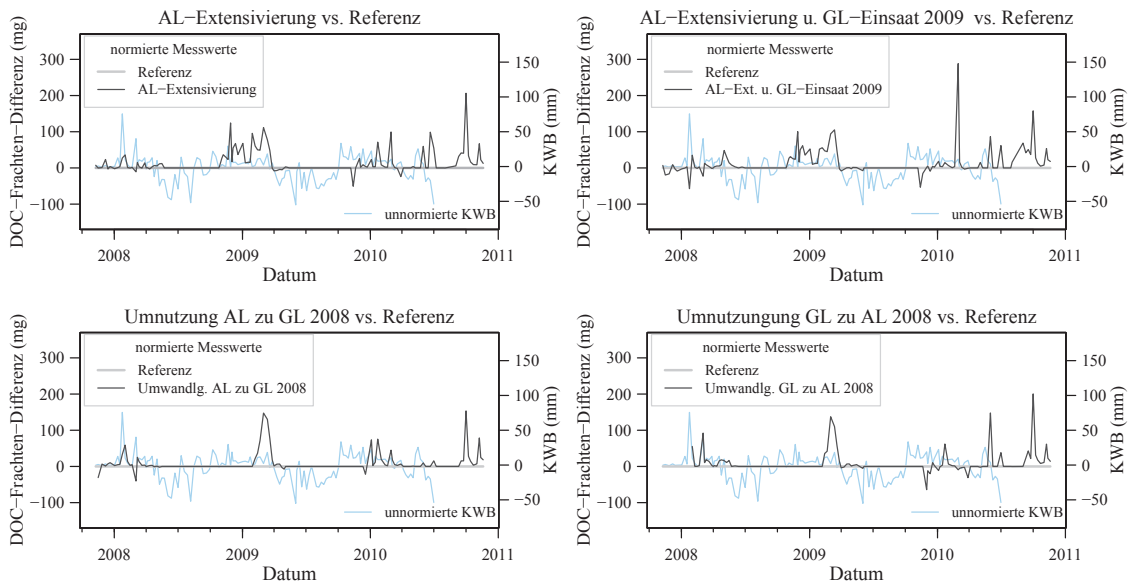


Abbildung 3.12.: Wöchentliche Differenzen der DOC-Frachten der Nutzungsumwandlungen im Vergleich zum Referenzlysimeterpaar sowie klimatische Wasserbilanz (KWB)

Anbau von Winter- oder Sommerackerfrüchten

Die DOC-Konzentrationen und Frachten der Lysimeterpaare 12 und 11 stimmten weitgehend überein (s. Anhang Abb. A.27). Das im Herbst gepflügte Lysimeterpaar 12 mit Winterfrüchten zeigte 2008 im Vergleich zum Lysimeterpaar 11 mit Pflugfurche im Frühjahr und dem Anbau von Sommerfrüchten nur eine sehr geringe Verschiebung der Sickerwasserdynamik. Diese liegen innerhalb der natürlichen Schwankungsbereiche beider Lysimeterpaare und sind daher nicht aussagekräftig. Die vorab erwartete Differenzierung aufgrund der beschriebenen Bewirtschaftungsstrategien wurde nicht festgestellt. Mögliche Ursachen sind:

- Der Bewirtschaftungszeitpunkt und Anbau von Winter- oder Sommerfrüchten beeinflussten im Beobachtungszeitraum nicht in relevantem Umfang den DOC-Austrag mit dem Sickerwasser. Die resultierenden Abweichungen der Vegetationsperioden, Biomasseerträge und Umsatzraten waren im Verhältnis zu der DOC-Mobilisierung aus den pedogenen Kohlenstoffpools zu gering um im Beobachtungszeitraum messbare Veränderungen der DOC-Konzentrationen und -Frachten zu bedingen. Dies bestätigt die Betrachtung der Effekte der Nutzungswandlung von Ackerland zu Brache auf die DOC-Konzentrationen (Kap. 5.2.1.1).
- Die Bodenbearbeitung und Vegetationsentwicklung beeinflussten nur in den oberflächennahen, organischen Horizonten die DOC-Konzentrationen. Mit zunehmender Bodentiefe wurden sie durch den mikrobiellen Umsatz und Sorptionsprozesse im Mineralboden überprägt und in 1 m Bodentiefe nicht mehr erfasst. Dies belegt die Betrachtung der Effekte der reduzierten Bodenbearbeitung auf die Sickerwasserbildung (Kap. 5.1.1).
- Die vergleichsweise hohe Austragsdynamik innerhalb der Lysimeterpaare überprägte die Effekte der unterschiedlichen Bodenbearbeitungszeitpunkte und Fruchtfolgen.
- Die Schwankungen der klimatischen Rahmenbedingungen etc. im Betrachtungszeitraum bildeten die Hauptsteuergrößen des DOC-Austrags (s. Kap. 3.1.1.4); sie überlagerten die Effekte der beschriebenen Bewirtschaftungsstrategien.

Umwandlung von Acker- in Grünland im Jahr 2008

Die langjährige Ackerfruchtfolge des Lysimeterpaars 42 wurde im Juli 2008 in Grünland umgewandelt. Bereits im Herbst 2008 war eine nahezu geschlossene Grasnarbe ausgebildet, die einen guten Biomassezuwachs im Jahr 2009 zeigte. Die Umnutzung bedingte erhöhte DOC-Konzentrationen in der Sickerwasserperiode im Winter und Frühjahr 2009 sowie zu Beginn der Sickerwasserperiode 2009/10 (Abb. 3.11 unten links). Danach glich sich das Konzentrationsniveau dem Referenzlysimeterpaar an. Die Austragsperioden traten hauptsächlich in den Wintermonaten auf und waren vergleichsweise kurz (Abb. 3.12).

Die Nutzungsumwandlung zu Grünland und die schnelle Etablierung des Grasbestands bedingte bereits ab 2009 eine veränderte Austragsdynamik. Das Lysimeterpaar zeigte den für Grünland charakteristischen kürzeren Austragszeitraum, die ausgeprägtere jahreszeitliche Dynamik der DOC-Frachten und die tendenziell höheren DOC-Konzentrationen. Die hohen DOC-Konzentrationen 2009 und 2010 können zudem auf die unter Grünland höheren Biomasseerträge zurückgeführt werden. Kalbitz et al. (1997) fanden nach Umstellung zu Grünland in Moorböden Indikatoren für erhöhte gelöste Kohlenstoffkonzentrationen aus frischer organischer Substanz. Sie wiesen zudem eine erhöhte mikrobielle Aktivität nach (ebd.), die zur DOC-Freisetzung beitragen kann.

Grünlandumbruch 2008 und Umwandlung in Ackerland

Nachdem die 14-jährige **extensiven Weidenutzung** des Lysimeterpaars 4 im Oktober 2008 in eine Ackerfruchtfolge umgewandelt worden war, wurden bereits im Jahr 2009 erhöhte DOC-Konzentrationen gemessen (Abb. 3.11 unten rechts). Insbesondere zu Beginn der Sickerwasserperiode wurde DOC aus dem Bodenprofil ausgetragen. Die zeitliche Dynamik und die Austragsmengen im Jahr 2009 ähneln der DOC-Austragsdynamik nach der Umnutzung von Acker zu Grünland 2008 (Abb. 3.12). In den nachfolgenden Sickerwasserperioden entsprachen die DOC-Konzentrationen dem Referenzlysimeterpaar mit fortbestehender Ackernutzung. Die DOC-Austragsdynamik und -Frachten glichen sich ebenfalls Lysimeterpaar mit extensivierter Ackernutzung an.

Der Grünlandumbruch bedingte einen temporären Anstieg des DOC-Austrags. Die erhöhten DOC-Konzentrationen 2009 können auf die aus dem Umbruch resultierenden Biomasseerträge

zurückgeführt werden. Es kann zudem DOC aus pedogenem Kohlenstoff durch die Bodenbearbeitung freigesetzt worden sein. Darauf weisen Studien von Haynes und Swift (1990) sowie Haynes (2000) hin, die unter Grünland erhöhte WEOC-Konzentrationen nachwiesen. Danach gliederten sich die Austragsdynamik und -Mengen der neu etablierten ackerbaulichen Nutzung zunehmend an die für diese Nutzungsform charakteristischen DOC-Austräge an. Die im Vergleich zur extensivierten Ackernutzung 2010 geringeren Austräge sind durch die Ausnutzung der pedogenen Nährstoffpools nach dem Grünlandumbruch und der daher höheren Biomassebildung und Evapotranspiration bedingt. Vinther et al. (2006) untersuchten ebenfalls den DOC-Austrag nach Grünlandumbruch. Sie dokumentieren im Umstellungsjahr, dass die DOC-Konzentrationen des vorab fünfjährigen gegenüber dem dreijährigen Grünland leicht erhöht waren (ebd.). Einen Vergleich zu einer langjährigen Ackernutzung, wie hier vorgenommen, führten Vinther et al. (2006) jedoch nicht durch. Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass in Abhängigkeit von der Nutzungsdauer DOC direkt nach dem Grünlandumbruch freigesetzt werden kann.

3.1.4. Zusammenfassung

Die statistischen Analysen identifizierten die meteorologischen und hydrologischen Bedingungen als dominierende Einflussfaktoren des DOC-Austrags, wenn ausreichend organischer Kohlenstoff im Boden vorlag und als DOC mobilisiert werden konnte. Die Auswertung der langen Zeitreihe von 1994 bis 2007 zeigte zudem nachgeordnete Effekte der Bewirtschaftung. Bei der Auswertung kurzer Messphasen (ein bis fünf Jahre) werden die Bewirtschaftungseffekte jedoch stark durch die vorherrschenden meteorologischen Verhältnisse beeinflusst und maskiert, insbesondere wenn ausgeprägte Feucht- und/oder Trockenperioden vorliegen. Für die Analyse von Bewirtschaftungseffekten sind daher langjährige Zeitreihen, oder Perioden mit ausgeglichener klimatischer Wasserbilanz und mittlerer Abflussbildung zu verwenden.

Die Analyse der Nutzungswandlung von Grünland zu Schwarzbrache zeigte, dass durch langfristig ausbleibende Einträge frischer organischer Substanz bei fortschreitendem DOC-Austrag der organische Kohlenstoff im Boden zum begrenzenden Faktor des DOC-Austrags werden kann.

Die Ergebnisse dokumentieren, dass der DOC-Austrag vorrangig aus dem Fließgleichgewicht der im Boden vorliegenden organischen Kohlenstoffvorräte und der hydrologischen Sickerwasserbildung und -Bewegung im Boden resultierte. Dieses Gleichgewicht wurde zudem durch Klimaveränderungen und die Bewirtschaftung beeinflusst, die so zur Kohlenstoffspeicherung oder dem -austrag beitragen können. Es ist zu berücksichtigen, dass die Bewirtschaftungseffekte den klimatischen Effekten sowie der Nutzungshistorie nachgeordnet waren. Bewirtschaftungsänderungen wirken dementsprechend langfristig auf den DOC-Austrag ein. Diese Effekte können jedoch kurzfristig durch klimatische Veränderungen verstärkt oder vermindert und verzögert werden.

Die vorliegende Studie zeigte, dass durch organische Düngung (Stallmist, Gründüngung o. a.) und Zwischenfruchtanbau erhöhte DOC-Konzentrationen im Sickerwasser auftraten. Die mineralische Düngung wirkte hingegen reduzierend. Der Anbau von konventionellen Ackerfrüchten und Grünland zeigte ein weites Spektrum von Effekten auf die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser. Vergleichsweise niedrige DOC-Konzentrationen und -Spannweiten wurden vorrangig unter Getreide beobachtet. Die extensive Weidenutzung sowie der Anbau von Klee-Gras und Wintergras bedingten hingegen höhere DOC-Konzentrationen.

Nach Nutzungsumwandlungen traten in der vorliegenden Studie insbesondere in der ersten Sickerwasserperiode nach der Nutzungswandlung erhöhte DOC-Austräge auf. Nachfolgend stellten sich die Austragsdynamik und das Konzentrationsniveau zunehmend auf die neue Nutzungsform ein. Der Vergleich der Landnutzungsumwandlungen zeigte, dass die Umnutzung von Acker zu Grünland (und vice versa) den DOC-Austrag kurzfristig deutlich stärker beeinflussten als die Extensivierung der Ackernutzung. Die aus der Veränderung der Biomasseeinträge und der Sickerwasserbildung resultierenden langfristigen Trendveränderungen konnten innerhalb des kurzen Be-

obachtungszeitraums von 2007 bis 2010 nur ansatzweise beobachtet werden. Die Relevanz der saisonalen Bodenbearbeitung und -Bedeckung auf die DOC-Frachten in 1 m uGOK war im Beobachtungszeitraum vernachlässigbar.

3.2. DOC-Tiefenprofile der Bodenmessfelder im Schäfertal

Im Gegensatz zu den zeitlich aggregierten DOC-Austrägen der Lysimeterstation Falkenberg (s. Kap. 2.1.1) wurden Tagesmittelwerte und ereignisbezogene DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder 1 und 2 von 2007 bis 2010 betrachtet (s. Kap. 2.1.2)¹. Entsprechend der Erläuterungen zu den Lysimeterdaten wird zunächst die Saugspannungsdynamik und die Sickerwasserbildung der Messfelder im Schäfertal beschrieben und nachfolgend die DOC-Konzentrationen der Bodenlösung dargelegt und diskutiert.

3.2.1. Bodenfeuchtedynamik im Tiefenprofil und Jahresverlauf

Im Untersuchungszeitraum wurden in den Messfeldern 1 und 2 Saugspannungen von Null bis 2.390 cm Wassersäule gemessen (Tab. 3.3). Die Saugspannungsänderungen nahmen mit zunehmender Tiefe ab. Die Bodenfeuchtedynamik war im Tiefenprofil des Messfeldes 1 geringer als im Messfeld 2 (Abb. 3.13, Ausreißer nicht dargestellt). Für das Messfeld 2 wurden vor allem in 25 cm uGOK niedrigere Saugspannungen ermittelt als für das Messfeld 1.

Tabelle 3.3.: Saugspannungen der Messfelder im Untersuchungszeitraum (cm Wassersäule)

Standort:	Messfeld 1			Messfeld 2		
Tiefe:	20 cm uGOK	40 cm uGOK	80 cm uGOK	25 cm uGOK	50 cm uGOK	80 cm uGOK
Minimum	-20	-9	0	0	0	0
1. Quartil	-70	-26	-10	-25	-20	-3
Median	-130	-102	-40	-139	-63	-26
3. Quartil	-364	-277	-268	-472	-415	-400
Maximum	-2390	-644	-539	-1711	-876	-709

Die Saugspannungen zeigten in beiden Messfeldern eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik (s. Anhang Abb. A.7 und A.8). Im Tiefenprofil beider Messfelder wurden im **hydrologischen Winterhalbjahr** signifikant niedrigere Saugspannungen gemessen als im Sommerhalbjahr (Wilcoxon-Test $p < 2,2 \cdot 10^{-16}$) (Tab. 3.4). Es wurden für beide Messfelder zudem bei sehr niedrigen Saugspannungen hoch anstehendes Grund- bzw. Hangwasser beobachtet: Im Messfeld 2 wurden im Winterhalbjahr Wasserspiegelhöhen zwischen 40 und 170 cm (Median ca. 120 cm) uGOK gemessen.

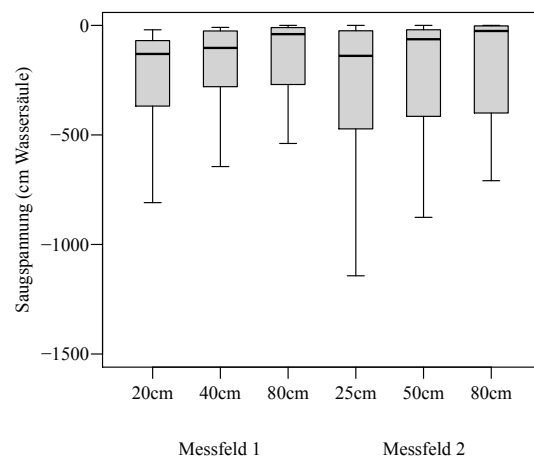


Abb. 3.13.: Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder (ohne Ausreißer)

¹ Auf dem Messfeld 3 wurden nur die Verfahren Zentrifugation und Boden-Wasser-Extraktion eingesetzt.

Für das Messfeld 1 wurde der Grundwasserflurabstand auf 76 bis 95 cm (Median ca. 80 cm) uGOK abgeschätzt. Unter Berücksichtigung der schluffigen Böden (LU und UT4) sind durch den kapillaren Aufstieg zudem Befeuchtungseffekte in der zweiten Tiefenstufe (40 bzw. 50 cm uGOK) zu erwarten. Die niedrigen Saugspannungen im Winter waren demzufolge durch Niederschlagswasser und den kapillaren Wasseraufstieg aus dem Grund-/Hangwasser bedingt. Darüber hinaus wurde in diesem Zeitraum kaum Bodenwasser durch Evapotranspiration dem Boden entzogen.

Mit dem Einsetzen des **hydrologischen Sommerhalbjahres** wurden in beiden Messfeldern ansteigende Saugspannungen gemessen. Die Bestandsentwicklung (Dichte und Wuchshöhe der photosynthetisch aktiven Biomasse) erwies sich im Rahmen der Messungen als Indikator für den Wasserverbrauch durch die Vegetation. Die kurzfristige Dynamik der Saugspannungen war insbesondere in der oberen Tiefenstufe stark ausgeprägt und resultierte aus dem Niederschlagsgeschehen. Eine ähnliche zeitliche Dynamik und die Abnahme dieser im Tiefenprofil dokumentierte z. B. Sauer (2009). Nach ergiebigen Niederschlägen wurden ebenfalls in 50 cm uGOK und deutlich abgeschwächt in 80 cm uGOK deutlich abnehmende Saugspannungen gemessen. Die geringe Reaktionszeit (≤ 1 Tag) weist auf die Wasserbewegung entlang präferenzzieller Fließwege hin. Während des Untersuchungszeitraumes stiegen, im Vergleich zum Messfeld 1, im Messfeld 2 die Saugspannungen im Sommerhalbjahr rascher an und der Boden trocknete stärker aus. Dies kann auf die Lage des Messfeldes auf einem der südexponierten Hänge im Untersuchungsgebiet und die daraus resultierende raschere Ab- und Austrocknung des Bodens zurückgeführt werden. Die Effekte der Exposition auf die Bodentemperaturen und -Feuchte im Schäferfald wurden von Ollesch et al. (2005) dokumentiert.

Tabelle 3.4.: Saugspannungen der Messfelder im hydrologischen Winter- und Sommerhalbjahr (cm WS)

Standort:	Messfeld 1			Messfeld 2		
Tiefe (cm):	20	40	80	25	50	80
hydrologisches Winterhalbjahr						
Median	-76	-30	-20	-30	-21	-10
hydrologisches Sommerhalbjahr						
Median	-332	-342	-296	-440	-441	-415
Winter- vs. Sommerhalbjahr						
Signifikanz	***	***	***	***	***	***

3.2.2. DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil und Jahresverlauf

Obwohl im Messfeld 1 geringere Saugspannungen vorlagen, wurden in der Bodenlösung doppelt so hohe **DOC-Konzentrationen** gemessen wie im Messfeld 2 (Tab. 3.5). Diese Konzentrationsunterschiede sind signifikant (u-Test: humoser Oberboden $p = 0,05$ und mineralischer Unterboden $p = 0,02$). In beiden Messfeldern wurden darüber hinaus mit zunehmender **Tiefe** regulär abnehmende DOC-Konzentrationen ermittelt (Abb. 3.14 und Tab. 3.5). In den Abbildungen A.7 und A.8 im Anhang ist in diesem Fall die Farbfolge der DOC-Signaturen von oben nach unten: schwarz, mittelgrau, hellgrau. Diese Konzentrationsabnahme ist im Untersuchungszeitraum sowohl für das Messfeld 1 als auch für das Messfeld 2 nicht signifikant (u-Test jeweils $p = 0,46$).

Während des Untersuchungszeitraumes wurden **jahreszeitliche DOC-Konzentrationsänderungen** erfasst. Im Sommerhalbjahr stiegen die DOC-Konzentrationen an. Mit dem Einsetzen der Sickerwasserperiode sowie dem Wiederanstieg des Grundwasserspiegels im

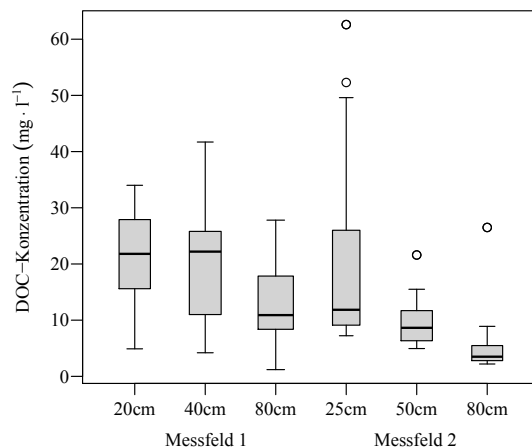


Abb. 3.14.: DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder

Winterhalbjahr nahmen die DOC-Konzentrationen regulär ab und glichen sich im Tiefenprofil der Messfelder an (Abb. A.7 und A.8). Gegen Ende der Sickerwasserperiode wurde das absolute Konzentrationsminimum des jeweiligen Jahres ermittelt. Mit zunehmender Tiefe nahm die saisonale Dynamik ab und zeigte eine zeitliche Verzögerung.

Tabelle 3.5.: DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder im Untersuchungszeitraum (in $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)

Standort:	Messfeld 1			Messfeld 2		
Tiefe:	20 cm uGOK	40 cm uGOK	80 cm uGOK	25 cm uGOK	50 cm uGOK	80 cm uGOK
Minimum	4,9	4,2	1,2	7,2	5,0	2,2
1. Quartil	15,6	10,3	8,3	9,1	6,3	2,8
Median	21,8	21,2	10,7	11,1	8,5	3,5
3. Quartil	27,1	25,6	17,2	20,0	11,3	5,0
Maximum	34,0*	41,7	27,8	62,6	21,6	26,5
n	33	34	42	25	33	32

* Die am 20.01.2009 ermittelte DOC-Konzentration von $118 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ wird aufgrund der spezifischen Bedingungen als Ausreißer behandelt.

Im gesamten **Tiefenprofil** des Messfeldes 1 wurden im hydrologischen Winterhalbjahr (Wi) niedrige DOC-Konzentrationen mit hoher Variabilität gemessen, im Vergleich zum Sommerhalbjahr (So) (Abb. 3.15 Messfeld 1). Im Messfeld 2 konnten im Sommerhalbjahr nur vereinzelt, und oft nur in zwei Tiefenstufen, Proben genommen werden. Mit diesen Proben wurde im Messfeld 2 an der Untergrenze des A-Horizontes eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen ermittelt (Abb. 3.15 Messfeld 2 Tiefe 25 cm). Diese Dynamik war in 50 cm uGOK deutlich gedämpft und in 80 cm uGOK nur noch sehr schwach ausgeprägt (Abb. 3.15 Messfeld 2 Tiefen 50 und 80 cm).

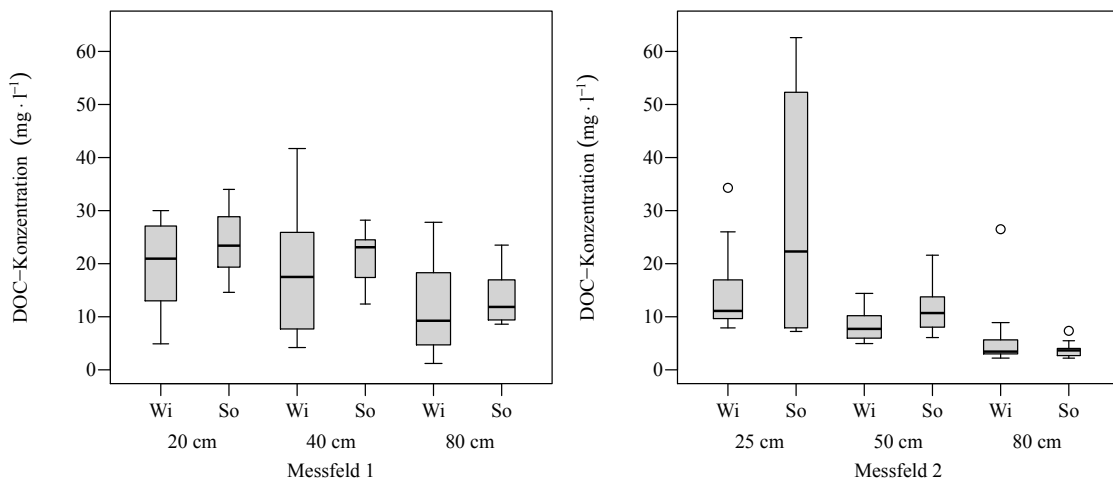


Abbildung 3.15.: DOC-Konzentrationen der Messfelder im hydrologischen Winter- (Wi) und Sommerhalbjahr (So)

Die beobachtete Abnahme der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil resultiert aus verminderten DOC-Einträgen, dem Umsatz des DOC und der zunehmenden Sorption im mineralischen Unterboden (Lundquist et al., 1999a; Quanrud et al., 2003; Vinther et al., 2006; Ramos, 2007). Vom Messfeld 2 wurden im Sommer oftmals nur sehr geringe Mengen Bodenlösung mit sehr hohen DOC-Konzentrationen extrahiert. Die Repräsentativität dieser Proben kann daher hinterfragt werden. Allerdings bedingen die geringe Bodenfeuchte und der Pflanzenbestand die Aufkonzentration

des Kohlenstoffs in der Bodenlösung und erhöhte DOC-Konzentrationen. Die im Schäfertal ermittelten DOC-Konzentrationen sind mit anderen Studien vergleichbar (Tab. 3.6).

Tabelle 3.6.: Vergleich der DOC-Konzentrationen der Bodenmessfelder zu dokumentierten Werten

Literaturvergleich der DOC-Konzentrationen									
Messfeld 1 Lehmkuhlen		Hagedorn et al. (2000) Grünland		Vinther et al. (2005) 9-jähriges Grünland		Worrall et al. (2006) Torfmoor		Don und Schulze (2008) Vertisol unter Grünland	
cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)
20	22 ± 18	5	33 ± 5	30	47 ± 2	10	14 – 45	10	7 - 26
40	20 ± 11	30	9 ± 3			50	15	5	
80	11 ± 7	90	18 ± 1	100	3 - 8				
Messfeld 2 Neue Äcker		Kalbitz et al. (1997) Ackerland im Drömling		Vinther et al. (2005) 1-jähriges Ackerland					
cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)	cm uGOK	DOC (mg · l ⁻¹)				
25	20 ± 16	0 - 32	31	30	37 ± 2				
50	10 ± 5			60	16 ± 1				
80	4 ± 3			30	10 ± 1				

Die in den Messfeldern beobachtete **jahreszeitlichen Dynamik** der Saugspannungen spiegelte sich im Jahresgang der DOC-Konzentrationen wider. Mit dem Anstieg der Saugspannungen im Sommerhalbjahr nahmen die DOC-Konzentrationen zu. Mit der Wiederbefeuchtung des Bodens, dem Anstieg des Grundwasserspiegels, und durch die niedrigere Evapotranspiration im Winterhalbjahr nahmen die Saugspannungen und die DOC-Konzentrationen ab. Diese saisonale Dynamik der DOC-Konzentrationen wurde ebenfalls von Jödemann (2004) durch Perkolationsexperimente in einer Vega (Brauner Auenboden) unter Ackernutzung nachgewiesen. Eine vergleichbare saisonale Dynamik der DOC-Konzentrationen, mit dem absoluten Minimum nach der Schneeschmelze im Frühjahr, ermittelten Haaland und Mulder (2010) in kleinen Einzugsgebieten in Südschweden. Sie führten die Konzentrationsveränderungen auf DOC-Einträge durch die Biomasse und die biologische Aktivität in der Vegetationsperiode sowie Verdünnungs- und Austragsprozesse im Winterhalbjahr zurück (ebd.). Den beobachteten Rückgang der DOC-Konzentrationen mit dem Fortschreiten der Sickerwasserperiode, durch den DOC-Austrag aus dem Boden, beschrieben ebenso Haaland und Mulder (2010).

Die Korrelationen zwischen DOC und Saugspannungen zeigten, dass die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen im **Messfeld 1** zumindest teilweise durch die jahreszeitlichen Veränderungen der Bodenfeuchte bedingt waren. Die Korrelation in 20 cm uGOK wurde durch das Niederschlagsgeschehen sowie die Wasseraufnahme und Rhizodeposition des Pflanzenbestandes (hohe Durchwurzelungsintensität) beeinflusst. In 40 cm uGOK waren diese Effekte deutlich reduziert. Die hohe Korrelation in 80 cm uGOK resultierte aus dem Einfluss des DOC-armen ($1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$)², NO₃-N- und SRP-haltigen Grundwassers im hydrologischen Winterhalbjahr. Die in der Zwischenphase geringen Saugspannungen, niedrigen DOC-Konzentrationen und hohe elektrische Leitfähigkeit deuten auf Fremdwassereinträge hin.

² Tittel et al. (2013) dokumentierten mit $0,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ähnliche DOC-Konzentrationen in Grundwasserproben des Mulde-Einzugsgebiets im Erzgebirge. Tessema et al. (2013) ermittelten in Grundwasserproben der landwirtschaftlichen Versuchstation Jena höhere DOC-Konzentrationen von 2,5 bis $4,8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Im **Messfeld 2** wurden, trotz ausgeprägter Bodenfeuchtedynamik und intensiverer Austrocknung des Bodens, vorrangig niedrigere DOC-Konzentrationen gemessen. Die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen und die Korrelation zur Saugspannung nahmen mit zunehmender Tiefe ab. Dies kann nur in begrenztem Maße auf die Dynamik der gemessenen Saugspannungen zurückgeführt werden. Die geringen DOC-Konzentrationen im Messfeld 2 können erklärt werden, wenn man davon ausgeht, dass die DOC-Konzentrationen und der -Austrag in Relation zum Kohlenstoff im Boden stehen (Dalva und Moore, 1991; Aitkenhead et al., 1999; John et al., 2003). Die geringen mittleren DOC-Konzentrationen korrespondieren mit den vergleichsweise geringen Humusgehalten und Einträgen frischer organischer Substanz des Messfelds 2 (s. Kap. 2.1.2). Diese sind aufgrund der morphologischen Lage, der höheren Saugspannungen und kürzeren Vegetationszeit reduziert. Diese Zusammenhänge wurden ebenfalls in anderen Studien ermittelt: So wies Kalbitz (2001) in landwirtschaftlich genutzten Moorböden mit niedrigerem Humusgehalt und erhöhter Nutzungsintensität vergleichsweise geringe DOC-Konzentrationen nach. Chantigny (2003) und Khomutova et al. (2000) dokumentierten den Einfluss der Vegetation, des Eintrages frischer organischer Substanz und deren Zusammensetzung auf die DOC- und WEOC-Konzentrationen. Des Weiteren wies Kistner (2007) im Schäfertal expositionsbedingte Variationen der C_{org^-} , P_{ox^-} und Al_{ox^-} -Gehalte sowie der pH-Werte nach.

3.2.3. Ereignisbezogene Veränderungen der DOC-Konzentrationen

Bei einigen Probennahmen wurden in beiden Messfeldern ein **veränderter Konzentrationsverlauf im Tiefenprofil** ermittelt (s. Anhang Abb. A.7 und A.8). Häufig waren die DOC-Konzentrationen in der mittleren Tiefenstufe höher als in der oberen Tiefenstufe (Farbfolge der Kreissignaturen: mittelgrau, schwarz, hellgrau). Im Messfeld 1 unter Grünlandnutzung wurde dieser veränderte Konzentrationsverlauf erfasst, wenn im Spätsommer und Herbst nach ergiebigen Niederschlägen die Saugspannungen im Boden wieder abnahmen. In diesem Zeitraum wurden ebenfalls in 80 cm uGOK vergleichsweise hohe DOC-Konzentrationen gemessen. Relationsänderungen der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil wurden im Messfeld 2 nur vereinzelt gemessen, am 11.12.2008, im März 2009, am 19.11.2010, im Mai 2010 und am 28.09.2010. Dabei waren die DOC-Konzentrationen in 50 cm uGOK auf einem ähnlichen oder höherem Niveau wie die DOC-Konzentrationen an der Untergrenze des A-Horizonts.

Am **20.01.2009** wurde bei niedrigen Temperaturen im **Messfeld 1** in 20 cm uGOK eine sehr hohe DOC-Konzentration von $118 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gemessen (dieser Ausreißer in Abb. 3.14 nicht dargestellt). Diese wird nachfolgend mit weiteren Messdaten verglichen und diskutiert.

Die Probennahmen im **März und April 2010** nehmen eine Sonderstellung im Untersuchungszeitraum ein. Die DOC-Konzentrationen des Messfeldes 2 waren im März 2010 ungewöhnlich niedrig (Reduktion nicht signifikant). Die DOC-Konzentrationen waren im gesamten Tiefenprofil des Messfeldes 1 in dieser Zwischenphase (ZP) von März bis April 2010 (Abb. 3.16 ZP) signifikant niedriger als im verbleibenden Untersuchungszeitraum, der hier als Hauptphase (HP) bezeichnet wird (Abb. 3.16 HP). An der Untergrenze des humosen Oberbodens wurden deutlich niedrigere DOC-Konzentrationen gemessen. Im

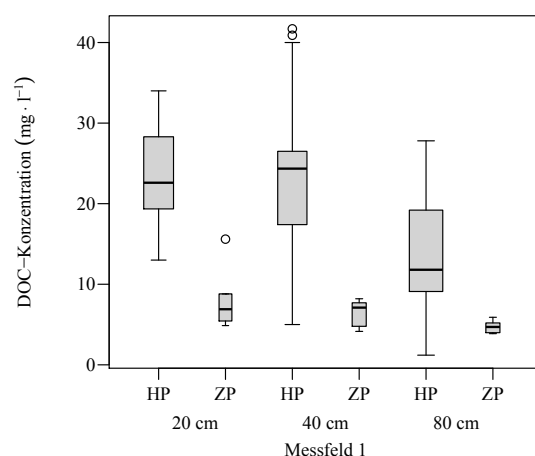


Abb. 3.16.: DOC-Konzentrationen des Messfelds 1 in der Hauptphase (HP) und Zwischenphase (ZP)

Mineralboden sanken die DOC-Konzentrationen in der Zwischenphase in den unteren Wertebereich der Hauptphase ab. Diese Reduktionen traten zeitgleich zu einer intensiven Schneeschmelze auf (Schnee-Wasseräquivalent (SWE) ca. $100 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-2}$), wobei zudem oberhalb exfiltrierender Zwischenabfluss im Bereich des Messfeldes 1 wieder infiltrierte und mit hoch anstehendem Grundwasser in der Talaue zu rechnen ist. Die Rahmenbedingungen und Messwerte sind im Anhang detailliert dargelegt (s. Anhang Tab. A.6 und Begleittext), ebenso wie die weiteren Nährstoffkonzentrationen (s. Anhang Abb. A.9 und Tab. A.7 oben).

Für das im Schlag Neue Äcker liegende **Messfeld 2** wurde eine Differenzierung der chemischen Eigenschaften der Bodenlösung in zwei Phasen beobachtet. Diese ergab sich nach der **Ausbringung von frischem Rindermist und Herbiziden** auf dem Schlag Neue Äcker im August 2009. Im Vergleich zur vorangegangenen Phase 1 wurden in der Phase 2 nach der Ausbringung im Oberboden (25 cm uGOK) niedrigere DOC-Konzentrationen gemessen, ebenso waren die elektrische Leitfähigkeit und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen signifikant erhöht (Abb. 3.17). Diese Konzentrationsänderungen nahmen mit zunehmender Tiefe ab. Im mineralischen Unterboden wurden jedoch signifikant höhere SRP- und DP-Konzentrationen gemessen (Abb. 3.18). Die DOC-Messwerte und die weiteren Nährstoffkonzentrationen sind im Anhang ausführlicher dargelegt (s. Anhang Abb. A.10 und Tab. A.7 unten).

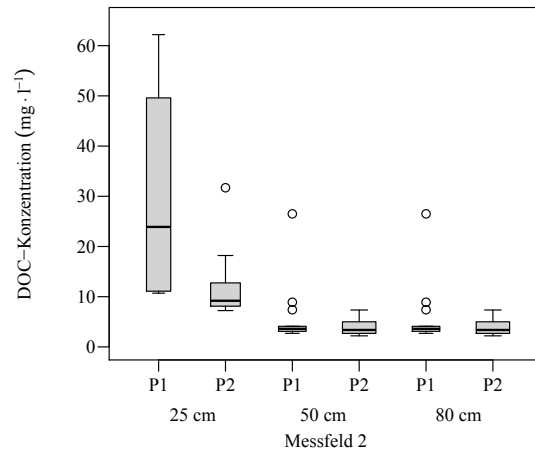


Abb. 3.17.: DOC-Konzentrationen des Messfeldes 2 in der Phase 1 (P1) und Phase 2 (P2)

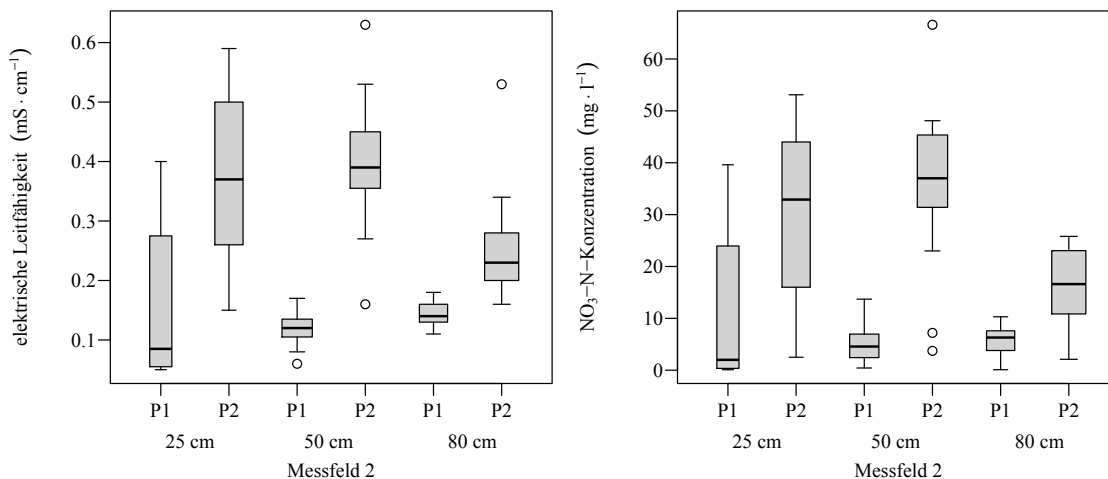


Abbildung 3.18.: Elektrische Leitfähigkeit und Nitrat-N-Konzentrationen des Messfeldes 2 in der Phase 1 (P1) und Phase 2 (P2)

Der bei unterschiedlichen Probennahmen in beiden Messfeldern ermittelte **veränderte Konzentrationsverlauf in den Tiefenprofilen** wurden nach ergiebigen Niederschlägen beobachtet, wenn die Saugspannungen im Bodenprofil deutlich abnahmen und die Sickerwasserbewegung möglich war. Korrelationen des DOC zum pH-Wert wurden im mineralischen Unterboden nicht erfasst. Es ist daher davon auszugehen, dass durch die Sickerwasserbewegung die DOC-reiche Bodenlösung aus dem humosen Oberboden in den mineralischen Unterboden verlagert wurde. Geschah dies in größerem Umfang, waren im mineralischen Unterboden höhere DOC-Konzentrationen messbar

als im humosen Oberboden. Es ist davon auszugehen, dass vor dem jeweiligen Niederschlagsereignis und der anschließenden Probennahme in der Bodenlösung des Oberbodens deutlich höhere DOC-Konzentrationen vorlagen. Diese konnten aufgrund hoher Saugspannungen nicht messtechnisch nachgewiesen werden. MacDonald et al. (2011) beobachteten ähnliche Austragsprozesse anhand von WEOC-Konzentrationen unter Grünland und schlussfolgerten, dass in Trockenperioden wasserlöslicher Kohlenstoff im Oberboden angereichert und mit ergiebigen Niederschlägen in tiefere Horizonte verlagert wurde. Ebenso beschreiben Fröberg et al. (2007) im mineralischen Unterboden ähnlich hohe, oder etwas höhere DOC-Konzentrationen als im humosen Oberboden.

Die am **20.01.2009** im Messfeld 1 in 20 cm uGOK gemessene DOC-Konzentration von $118 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ in der Bodenlösung kann mit den Vergleichsverfahren belegt und erklärt werden. Mit der Zentrifugation wurden direkt nach der Probennahme ähnlich hohe DOC-Konzentrationen ($103 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) ermittelt. In den nachfolgenden Tagen (Lagerung des Bodens bei 4°C) sanken die DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung auf etwa $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ab und glichen sich somit wieder an die mittleren Werte des Untersuchungszeitraumes an. (Dies wurde bei den Proben des Messfeldes 2 nicht beobachtet, im Gegensatz zum Messfeld 1 war der Oberboden dieses Messfeldes am 20.01.2009 nicht teilgefroren.)

Nach dem Einfrieren des Bodens vor der Boden-Wasser-Extraktion wurden ebenfalls erhöhte DOC-Konzentrationen im Extrakt nachgewiesen (s. Anhang A.2.2). Wird der beobachtete WEOC-Anstieg von circa 75 % als potenzielle Konzentrationserhöhung durch Frosteffekte betrachtet, so kann dieser Effekt nur teilweise ($\leq 30 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) zu der beobachteten Konzentrationserhöhung von fast $70 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ beitragen. Es wurde zudem bei der Boden-Wasser-Extrakten beobachtet, dass beim Einfrieren der Proben zunächst die Wassermoleküle gefrieren und daher das DOC in der noch nicht gefrorenen Bodenlösung angereichert wird. Mit der Zentrifugation konnte so nachgewiesen werden, dass die ermittelten hohen Konzentrationen durch das teilweise Gefrieren des Bodens und der Bodenlösung bedingt waren. Die ermittelten DOC-Konzentrationen zeigen darüber hinaus, dass teilgefrorene Böden ein hohes DOC-Austragspotenzial haben, dass durch das langsame Auftauen des Bodens wieder ausgeglichen wird.

Die niedrigen DOC-Konzentrationen der Probennahmen im **März und April 2010** deuten auf den Austrag des mobilen bzw. leicht mobilisierbaren DOC im Zuge der Schneeschmelze hin. Wichtige Faktoren waren die intensive Sickerwasserbildung sowie Überströmung und Infiltration von oberhalb des Messfeldes exfiltrierendem Zwischenabfluss. Der nachfolgende sukzessive Wiederanstieg der DOC-Konzentrationen im Sommerhalbjahr weist auf den Eintrag von DOC durch den Vegetationsbestand und die biochemische DOC-Freisetzung und -Synthese durch das Edaphon hin. Vergleichbare Konzentrationsänderungen und Prozesse dokumentierten Haaland und Mulder (2010) für langfristiger Beregnungsexperimente in Südschweden. Die Beobachtungen im Schäfertal zeigen, dass ebenso durch natürliche Extremereignisse in erheblichem Umfang DOC aus dem Boden ausgetragen werden kann. Dabei wird der mobilisierbare DOC-Vorrat im Boden zunächst reduziert und längerfristig wieder aufgefüllt. Dies zeigt zudem, dass ein standortspezifischer, saisonal variabler, potenziell mobilisierbarer DOC-Pool im Boden vorliegt, der bei ausreichender Sickerwassermenge austragsrelevant werden kann. Es ist davon auszugehen, dass die Menge des ereignisbezogen mobilisierbaren DOC maximal dem WSOC-Gehalt entspricht (s. Kap. 1.2). In welchem Maße, ist im Rahmen weiterer Untersuchungen zu quantifizieren.

Durch die **Ausbringung von frischem Rindermist und Herbiziden** im August 2009 auf dem Schlag Neue Äcker wurden, bei einer mittleren Ausbringungsmenge von $30 \text{ t Rindermist} \cdot \text{ha}^{-1}$ (Albert et al., 2007), etwa $2900 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ sowie $570 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ (LLfG, 2002) auf das Messfeld 2 appliziert (und somit ebenso auf das Messfeld 3). Etwa 15 bis 25 % des Stickstoffs (ca.

600 kg N · ha⁻¹) waren schnell verfügbar (Wendland et al., 2007)³. Es wurden kurzfristig erhebliche Nährstoffmengen eingetragen. Dies belegen die in der Phase 2 deutlich erhöhten NO₃-N-Konzentrationen sowie die höhere elektrische Leitfähigkeit der Bodenlösung.

Direkt nach der Rindermistausbringung wurden im Oberboden DOC-Konzentration von 18,2 mg · l⁻¹ ermittelt (s. Anhang Abb. A.10). Diese hohen DOC-Konzentration können u. a. aus dem Austrag des wasserlöslichen Kohlenstoffs aus dem Rindermist resultieren, da entsprechend des im Kapitels 3.4 ermittelten WSOC-Gehalts von 1,7 % etwa 130 kg C · ha⁻¹ direkt in Lösung gehen können. In Bodensäulen beobachtete Drewes (2005) kurz nach der Applikation und Einarbeitung von Gründünger erhöhte DOC-Austräge. Durch die oberflächliche Applikation und nachfolgende Einarbeitung des Rindermists in den Oberboden nahmen die Konzentrationsänderungen mit zunehmender Tiefe ab. Das nachfolgend niedrigere Niveau der DOC-Konzentrationen im Messfeld 2 ist ungewöhnlich, da durch den Stalldung organische Substanz eingetragen wurde, die im Zuge des mikrobiellen Abbaus zur DOC-Synthese beitrug, wie z. B. von Gregorich et al. (2003) für WEOC nachwies. Die niedrigen DOC-Konzentrationen können durch die nach der Herbizidanwendung verzögerte Entwicklung des Pflanzenbestandes im Messfeld 2 im Jahr 2010 (s. Anhang Abb. A.11 Mitte) und des somit verzögerten Eintrages frischer organischer Substanz durch die Vegetation und die reduzierte mikrobielle Aktivität verursacht sein.

3.2.4. Korrelationen der chemischen Parameter

Es werden die Korrelationen der DOC-Konzentrationen und weiterer chemischer Parameter der mit Saugplatten extrahierten Bodenlösung ausgewertet (Korrelationsdiagramme s. Anhang Abb. A.14 bis A.16)

Im humosen Oberboden waren die DOC-Konzentrationen mit den **pH-Werten** positiv korreliert. Die Beziehungen waren exponentiell ausgeprägt. Die Korrelation lag im gesamten Untersuchungszeitraum und den Teilphasen im Messfeld 1 bei 0,30 und im Messfeld 2 bei 0,20. Im mineralischen **Unterboden** von Messfeld 1 und 2 wurde keine Korrelation der DOC-Konzentrationen und pH-Werte ermittelt.

Im Messfeld 1 waren die DOC-Konzentrationen im gesamten Tiefenprofil zudem negativ korreliert mit der **elektrischen Leitfähigkeit** (-0,25). Im Messfeld 2 war diese Korrelation ebenfalls in 25 und 50 cm uGOK nachweisbar, jedoch nicht in 80 cm uGOK. Ebenso wie im humosen Oberboden, lag im Unterboden von Messfeld 1 eine negative Korrelation der DOC-Konzentrationen mit der elektrischen Leitfähigkeit vor (Messfeld 1 in 40 und 80 cm uGOK -0,50 und -0,45. Die höchste Korrelation des DOC ergab sich für das Messfeld 1 zu den **NO₃-N-Konzentrationen** mit -0,60 in 20 cm uGOK und mit -0,45 in 80 cm uGOK. In 80 cm uGOK lagen im Messfeld 1 zudem Korrelationen der DOC-Konzentrationen mit den SRP-Konzentrationen (0,50) vor. Im Vergleich zum Messfeld 1 waren im Messfeld 2 die Korrelationen weniger stark ausgeprägt und nahmen mit der Tiefe ab, oder waren nicht nachweisbar.

Die im Oberboden ermittelte negative Korrelation der **DOC-Konzentrationen mit den pH-Werten** kann unterschiedliche Ursachen haben. Im Vergleich zur Bodenlösung des humosen Oberbodens wurden im Niederschlagswasser geringe pH-Werte (pH 5,3) und niedrige DOC-Konzentrationen (2,2 mg · l⁻¹) ermittelt. Die negative Korrelation beider Parameter kann daher aus der Infiltration von Niederschlagswasser und den daraus resultierenden Verdünnungseffekten und der pH-Absenkung resultieren. Das im Unterboden keine Korrelation nachweisbar war zeigt, dass in den G- und S-Horizonten die DOC-Konzentrationen nicht durch messtechnisch nachweis-

³ Weitere 35 bis 55 % des Stickstoffs (ca. 1300 kg N · ha⁻¹) werden in den nachfolgenden fünf Jahren nach der Rindermistausbringung pflanzenverfügbar (Wendland et al., 2007).

bare Redoxpotenzialänderungen beeinflusst wurden. (Entsprechend der Nernst-Gleichung steht der pH-Wert in negativer Relation zum Redoxpotenzial.)

Die hohe negative Korrelation der **DOC- und NO₃-N-Konzentrationen** im humosen **Oberboden** des Messfeldes 1 kann durch die biochemischen Prozesse in der Rhizosphäre bedingt sein. Sowohl die DOC- als auch die NO₃-Konzentrationen zeigten in dieser Tiefe eine hohe jahreszeitliche Dynamik. Im Sommerhalbjahr stiegen DOC-Konzentrationen durch hohe DOC-Einträge (Rhizodeposition etc.) und mikrobieller Umsatzprozesse an. Wohingegen die NO₃-N-Konzentrationen in dieser Phase absanken, da der Stickstoff durch die Pflanzen und Mikroorganismen zum Aufbau der Biomasse aus dem Boden aufgenommen und somit immobilisiert wurde.

Es steht zur Frage, ob die DOC-Konzentrationen durch die Stickstoffverfügbarkeit beeinflusst werden. Vergleichsweise hohe DOC-Konzentrationen wurden ebenso in extensiv bewirtschafteten Lysimetern mit Grünlandnutzung in Falkenberg beobachtet (Grünbrache und extensives Grünland). Landnutzungsformen mit stark extensiver Bewirtschaftung können demzufolge aufgrund von Stickstoffmangel bzw. intensiver Konkurrenz um die verfügbaren Stickstoffvorräte erhöhte DOC-Austräge aufweisen. Ursachen können sowohl erhöhte Kohlenstoffeinträge durch die hohe Wurzelbiomasse und Rhizodeposition als auch Veränderungen der mikrobiellen Umsatzprozesse und -Raten sein.

Die im Messfeld 2 in 25 und 50 cm uGOK vorliegende ausgeprägte negative Korrelation des **DOC und der elektrischen Leitfähigkeit** kann unter anderem durch Ionenaustauschreaktionen bedingt sein. Mit dem Rindermist wurden neben Stickstoff und Phosphor auch 300 kg S · ha⁻¹ (Rühlmann, 2000) in den Boden eingetragen. Nitrat, Phosphat und Sulfat sind ebenso wie DOC Anionen und können bei erhöhten Konzentrationen zum Austrag von DOC führen, wie nach der Düngung im Herbst (Guggenberger und Zech, 1992; Moore et al., 1992; Ohno und Crannell, 1996). Daher können die erhöhten NO₃-N-Konzentrationen und die negative Korrelation zum DOC auf die Desorption und den Austrag von DOC hinweisen und somit die vergleichsweise niedrigen DOC-Konzentrationen in der Phase 2 bedingen. Dies konnte jedoch nicht experimentell überprüft werden.

Die nicht im Messfelds 2, aber im **Messfeld 1**, in 80 cm uGOK beobachteten negativen Korrelation der DOC-Konzentrationen mit der elektrischen Leitfähigkeit und den NO₃-N-Konzentrationen weisen auf den **Grundwassereinfluss** im Winterhalbjahr in dieser Bodentiefe hin. Im Grundwasser wurden, im Vergleich zur Bodenlösung von Messfeld 1, niedrige DOC-Konzentrationen (1 mg · l⁻¹) sowie hohe NO₃-N-Konzentrationen (4,2 mg · l⁻¹) und hohe elektrische Leitfähigkeiten (0,33 mS · cm⁻¹) gemessen⁴. Die in 80 cm uGOK ermittelten Korrelationen sind auch in 40 cm uGOK vorhanden, jedoch deutlich schwächer ausgeprägt. Dies deutet darauf hin, dass die Bodenlösung in dieser Tiefe ebenfalls durch den Grundwasseranstieg im Winterhalbjahr beeinflusst wird, wenn auch in geringerem Ausmaß.

Die Betrachtung der NO₃-N-Konzentrationen und elektrischen Leitfähigkeiten vom Messfeld 2 zeigt im Vergleich zum Messfeld 1 deutlich höhere Mittelwerte und zudem mit dem Einsetzen der Sickerwasserperiode ansteigende NO₃-N-Konzentrationen und Leitfähigkeiten im Unterboden. Diese können auf die Düngung des benachbarten Ackerschlags und die Verlagerung mit dem Sickerwasser zurückgeführt werden, die auf bzw. im Messfeld 1 nicht vorkommen.

3.2.5. Zusammenfassung

Im Untersuchungszeitraum zeigten beide Messfelder ausgeprägte jahreszeitliche Saugspannungsänderungen. Die Dynamik nahm mit zunehmender Tiefe ab und war im Tiefenprofil des

⁴ Premrov et al. (2012) ermittelten vergleichbare bis doppelt so hohe Konzentrationen in Grundwasserproben unter Getreideanbau in Nordirland. Tessema et al. (2013) dokumentieren etwa dreifach höhere Konzentrationen und Leitfähigkeiten in Grundwasserproben der landwirtschaftlichen Versuchsstation Jena.

Messfeldes 1 geringer als im Messfeld 2. Für das Messfeld 2 wurden insbesondere in 25 cm uGOK niedrigere Saugspannungen ermittelt. Relevante Faktoren im Sommerhalbjahr waren die Exposition, die Bestandsentwicklung und somit der Wasserverbrauch durch die Vegetation sowie das Niederschlagsgeschehen. Im Winterhalbjahr bedingten ergiebige Niederschläge sowie der (kapillare) Wasseraufstieg aus dem Grund-/Hangwasser niedrige Saugspannungen.

In der Bodenlösung des Messfeldes 1 wurden höhere mittlere DOC-Konzentrationen gemessen als im Messfeld 2. Dies ist nicht durch die Bodenfeuchtedynamik erklärbar und kann hingegen auf die höheren Biomassegehalte und -Einträge sowie pedologische und hydrologische Faktoren zurückgeführt werden.

Ebenso wie in den Lysimetern wurde in den Messfeldern eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen festgestellt. Die niedrigen Konzentrationen im Winter und hohen Konzentrationen im Sommer spiegeln weitgehend die Bestandsentwicklung der Vegetation, Bodenfeuchtedynamik und Sickerwasserbildung der Messfeldern wider.

In beiden Messfeldern wiesen mit zunehmender Tiefe tendenzielle abnehmende mittlere DOC-Konzentrationen und der Konzentrationsschwankungen auf. Im Messfeld 2 waren diese stärker ausgeprägt als im Messfeld 1. Die DOC-Tiefenprofile sind demzufolge standortabhängig. Mögliche Ursachen sind die DOC-Einträge, der Umsatz des DOC und die Sorption im mineralischen Unterboden. Es wurden jedoch wiederholt, nach ergiebigen Niederschlägen im Sommer, veränderte Konzentrationsrelationen in den Tiefenprofilen beider Messfelder gemessen. Dies ist bisher kaum dokumentiert worden, kann jedoch prozessual auf die Verlagerung DOC-reicher Bodenlösung aus dem A-Horizont in den Mineralboden mit dem Sickerwasser zurückgeführt werden.

Im Zuge einer intensiven Schneeschmelze im Jahr 2010 wurden im gesamten Tiefenprofil des Messfeldes 1 DOC-Konzentrationen von $< 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gemessene sowie zeitgleich am Gebietsauslass ungewöhnlich hohe DOC-Konzentrationen und eine intensive Färbung des Flusswassers beobachtet. Dies zeigt, dass bei intensiver Wasserbewegung im Bodenprofil erhebliche DOC-Mengen verlagert und ausgetragen werden können. Sie bestätigt zudem, die mit den Lysimeterdaten aufgestellte These, dass bei Vegetationsbewuchs regulär die Sickerwassermenge der begrenzender Faktor ist und nur ein kleiner Teil des mobilisierbaren DOC mit dem Sickerwasser ausgetragen wird.

Die am 20.01.2009 im Messfeld 1 in 20 cm uGOK gemessene DOC-Konzentration von $118 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ und vergleichbar hohe Konzentrationen in den Zentrifugaten zeigen darüber hinaus, dass teilgefrorene Böden ein hohes DOC-Austragspotenzial haben. Dieses kann durch ein langsames Auftauen des Bodens wieder ausgeglichen werden.

Die DOC-Dynamik des Messfeldes 2 wurde episodisch durch die Bewirtschaftung des umgebenden Ackerschlagess beeinflusst. Signifikante Veränderungen der chemischen Eigenschaften der Bodenlösung ergaben sich beispielsweise durch die Applikation von frischem Rindermist und Herbiziden.

Es wurden zudem im Oberboden negative Korrelation der DOC-Konzentrationen mit den pH-Werten ermittelt, die aus der Infiltration von Niederschlagswasser und den damit einhergehenden Verdünnungseffekten und der pH-Absenkung resultieren können. Die im humosen Oberboden des Messfeldes 1 beobachtete Korrelation der DOC- und $\text{NO}_3\text{-N}$ -Konzentrationen scheint durch die jahreszeitliche Stickstoffaufnahme und Exsudation von DOC durch die Pflanzen und Mikroorganismen in der Rhizosphäre bedingt zu sein.

3.3. Vergleich der untersuchten Methoden im Schäfertal

Es wurden unterschiedliche DOC- bzw. WEOC-Gewinnungsmethoden eingesetzt um die DOC- und WEOC-Konzentrationen der Messfelder zu erfassen. Die gemessenen Konzentrationen dar-

gelegt, verglichen und diskutiert für die Probennahmepunkte: Messfeld 1 unter Grünlandnutzung am Gebietsauslass, Messfeld 2 im Schlag Neue Äcker und Messfeld 3, der direkt am Messfeld 2 anliegende Bereich des Schlags Neue Äcker. Ziel ist es die Einsatzmöglichkeiten der Verfahren zu ermitteln und herauszufinden, ob sich die Messfelder hinsichtlich der mittleren DOC- und WEOC-Konzentrationen unterscheiden. (Ergebnisse der Verfahrensentwicklung s. Anhang A.2)

3.3.1. Mit Zentrifugation ermittelte DOC-Konzentrationen

Die gemessenen DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösungen sind im Vergleich zu den Saugplattenproben der Messfelder in der Tabelle 3.7 zusammengefasst sowie in den Abbildungen 3.19 und A.13 dargestellt.

Farrell et al. (2011) wiesen mit Zentrifugation DOC-Konzentrationen von 40 bis 70 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ in der Bodenlösung eines Gleys nach, dessen Bodeneigenschaften und Biomasse-Erträge mit dem Messfeld 1 vergleichbar sind. Die auf dem Messfeld 1 gemessenen Konzentrationen liegen vorrangig im unteren Bereich bzw. unterschreiten oftmals diese Werte. Die mittleren DOC-Konzentrationen und Schwankungsbereiche der Messfelder 2 und 3 sind tendenziell geringer (Abb. 3.19).

Tabelle 3.7.: Mit Zentrifugation und Saugplatten ermittelte DOC-Konzentrationen im Oberboden der Messfelder

Standort:	Messfeld 1		Messfeld 2		Messfeld 3
Verfahren:	Saugplatte	Zentrifugation	Saugplatte	Zentrifugation	Zentrifugation
Minimum	4,9	11,1	7,2	13,5	7,9
1. Quartil	15,1	23,4	8,7	14,5	11,5
Median	21,1	28,4	10,7	16,2	19,4
3. Quartil	26,4	38,6	12,8	18,9	24,4
Maximum	118,0	102,9	62,2	88,6	31,2
n	27	14	19	5	14

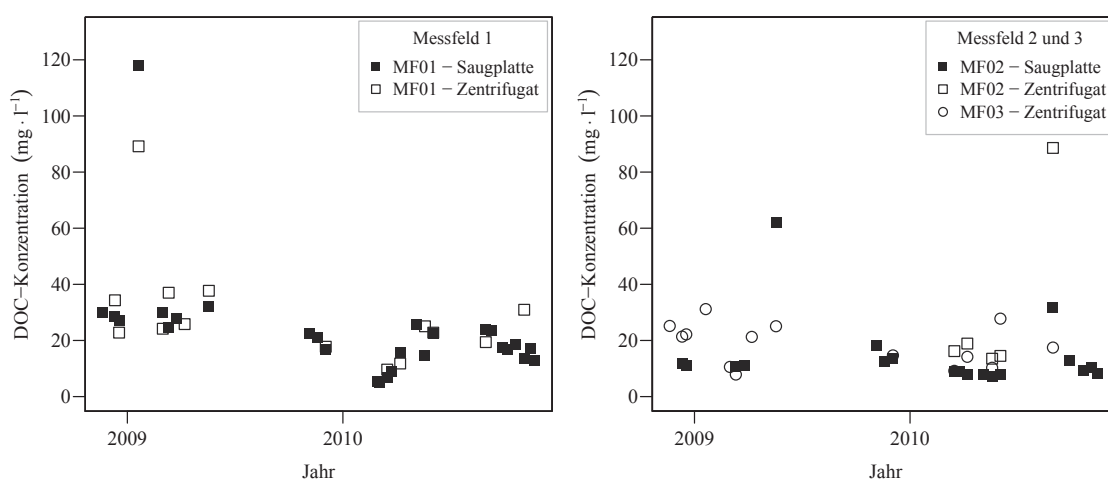


Abbildung 3.19.: Vergleich der DOC Konzentrationen der Zentrifugation und Saugplatten des Messfelds 1 (li.) sowie der Messfelder 2 und 3 (re.)

Im **Vergleich zu den Saugplattenproben** wurden in der abzentrifugierten Bodenlösung vorrangig etwas höhere DOC-Konzentrationen ermittelt. Die jahreszeitliche Dynamik erscheint vergleichbar, insbesondere für das Messfeld 1. Ein konsistentes Verhältnis zwischen den gemessenen DOC-Konzentrationen beider Verfahren war jedoch nicht nachweisbar, da die Wertepaare stark streuten

(s. Anhang Abb. A.13). Die hohen DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung sind methodisch bedingt:

- Während der Probennahme und Zentrifugation wurden im Boden frische Bruchkanten und Reaktionsflächen geschaffen sowie Wurzeln etc. verletzt, an denen DOC freigesetzt werden kann. Die daraus resultierenden Konzentrationsänderungen sind gering und können nur teilweise zu der ermittelten Konzentrationserhöhung von im Mittel $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ beitragen.
- Im Vergleich zur Extraktion mit Saugplatten waren die eingesetzten Kräfte etwa dreimal so hoch. Daher wurden in höherem Maße Mesoporen entwässert und durchflossen, wodurch die DOC-Konzentrationen anstiegen (Gallet und Keller, 1999; Jones und Willet, 2006).
- Weitere standortspezifische Faktoren sind Bodenfeuchte, Bodenart, Sorptionseigenschaften, organische Substanz im Boden und biochemischen Transformationsprozesse (s. Streuung in Abb. A.13 im Anhang sowie Zabowski und Ugolini (1990)).

3.3.2. Mit Boden-Wasser-Extraktion ermittelte WEOC-Konzentrationen

Im **Vergleich zu den Saugplattenlösungen** wurden bei der Extraktion mit Wasser (1:2,5) im Mittel deutlich höhere Kohlenstoffkonzentration gefunden (Abb. 3.20, A.12 und Tab. 3.8). Die höchsten WEOC-Konzentrationen wurden für das Messfeld 2 im Mai 2009 und August 2010 (Abb. 3.20) ermittelt. Mit Saugplatten konnten an diesen beiden Probennahmeterminen ähnlich hohe DOC-Konzentrationen im Boden erfasst werden. Für das Messfeld 1 wurden sowohl mit Saugplatten als auch mit der Wasser-Extraktion höhere WEOC-Konzentrationen extrahiert als für die Messfelder 2 und 3. Die Differenzen der WEOC-Konzentrationen waren jedoch gering.

Tabelle 3.8.: Mit Boden-Wasser-Extraktion und Saugplatten ermittelte gelöste organische Kohlenstoffkonzentrationen im Oberboden der Messfelder

Standort:	Messfeld 1		Messfeld 2		Messfeld 3
Verfahren:	Saugplatte	BW-Extraktion	Saugplatte	BW-Extraktion	BW-Extraktion
Tiefe:	20 cm uGOK	20 cm uGOK	25cm uGOK	25cm uGOK	25cm uGOK
Minimum	4,9	15,4	7,2	13,4	14,8
1. Quartil	8,3	21,2	7,9	21,8	19,4
Median	15,7	28,2	12,5	27,4	23,0
3. Quartil	22,5	34,5	13,3	32,6	24,8
Maximum	25,6	53,2	31,7	57,3	31,3
n	12	11	10	9	9

Ein direkter **Zusammenhang der DOC- und WEOC-Konzentrationen** konnte nicht nachgewiesen werden (s. Anhang Abb. A.12). Die hohen WEOC-Konzentrationen sind methodisch bedingt. Im Gegensatz zur direkten Gewinnung der Bodenlösung mit Saugplatten wurde bei der Wasser-Extraktion mit langer Kontaktzeit (24 h) und weitem Boden-Wasser-Verhältnis (1:2,5) Kohlenstoff aus allen Porenklassen gewonnen, wie bspw. Raber et al. (1998) nachwiesen. Die hohen Konzentrationen zeigen zudem, dass ein hohes Austragspotenzial in Form mobilisierbaren, wasserlöslichen Kohlenstoffs vorliegt. Unter natürlichen Bedingungen werden durch standortspezifische und witterungsbedingte Faktoren jedoch nur geringe Mengen dieses Kohlenstoffs in Form von DOC mobilisiert (Kap. 1 und 3.1.1.4). Dies belegen unterschiedliche Vergleichsstudien. MacDonald et al. (2011) ermittelten für WEOC und DOC abweichende Relationen zu unterschiedlichen Einflussfaktoren (u. a. mikrobieller Kohlenstoff und organische Düngung). Darüber hinaus

wurde mittels ^{14}C -Datierungen nachgewiesen, dass DOC in Makroporen im Vergleich zur frischen organischen Substanz und dem Bodenumus ein intermediäres Alter aufweist, wohingegen WEOC-Proben im Alter der organischen Substanz des jeweiligen Horizonts entsprechen (Sanderman et al., 2008; Sanderman und Amundson, 2008).

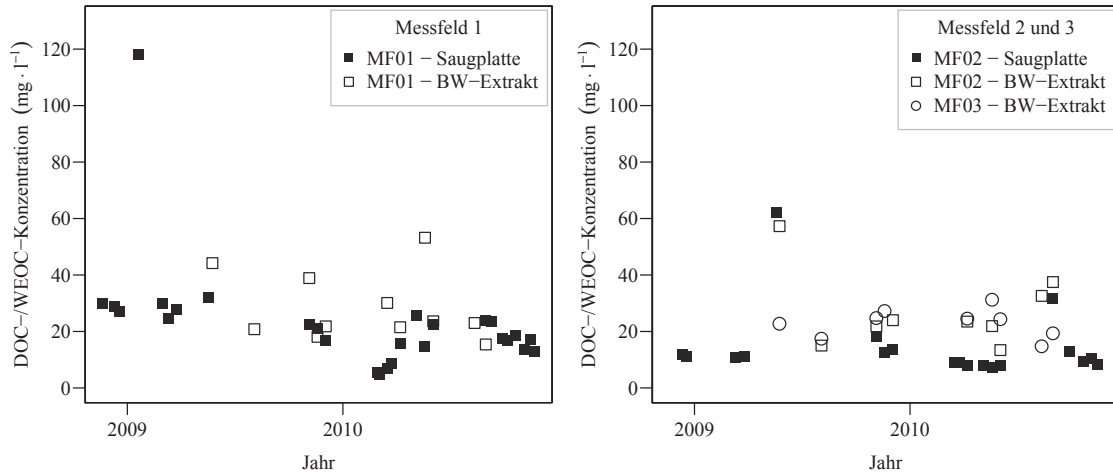


Abbildung 3.20.: Vergleich der gelösten organischen Konzentrationen der Boden-Wasser-Extrakt und Saugplatten des Messfelds 1 (li.) sowie der Messfelder 2 und 3 (re.)

Mit Wasser (1:2,5 FM Boden : Wasser) wurden aus dem Oberboden von Messfeld 1 und Messfeld 2 im Mittel 100 bzw. 90 $\text{mg C} \cdot \text{kg TM Boden}^{-1}$ extrahiert. Bezogen auf die Trockenmasse sind die für das Messfeld 3 ermittelten **WEOC-Gehalte** von $82 \pm 24 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ (Mittelwert) mit von Scaglia und Adani (2009) für Ackerböden gefundenen WEOC-Gehalten von $70 \pm 5 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ vergleichbar. Jödemann (2004)) wies mittels CaCl_2 -Perkolation Gehalte von ca. $110 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ für Ackerböden nach. Im Vergleich zu den von Kalbitz et al. (2003a) ermittelten Gehalten von 6 bis $12 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ sind die im Schäferfetal gemessenen WEOC-Gehalte jedoch um ein vielfaches höher. Da in letzter Studie anmoorige Böden untersucht und das Bodenmaterial sowohl gesiebt, als auch eingefroren wurde, können diese Abweichungen pedologisch und methodisch bedingt sein. Eine gute Übereinstimmung ergibt sich zu den von Embacher et al. (2007) mittels CaCl_2 -Extraktion ermittelten Gehalten von 30 bis $80 \text{ mg C} \cdot \text{kg TM Boden}^{-1}$ für ackerbaulich genutzte Oberböden.

Die Beobachtungen im Feld und der Vergleich der Messwerte der untersuchten Verfahren zeigt, dass die DOC-Konzentrationen und der -Austrag durch **Faktoren** wie den Bodentyp und die Bodenstruktur, die morphologische Position, den Vegetationsbestand und die Landnutzung sowie die Witterung und die Sickerwasserbildung im Bodenprofil beeinflusst werden, da diese Faktoren auf die Mobilisierung des vorhandenen Austragspotenzials (WSOC) und somit die DOC-Konzentrationen und den -Austrag einwirken.

Die **WEOC-Anteile des Bodenkohlenstoffs** sind bei der einmaligen Extraktion mit 0,15 bis 1,2 % tendenziell geringer als die von Haynes (2000) auf Grünland und Acker ermittelten WEOC-Anteile von 0,7 bis 1,2 % und Werten von Boyer und Groffman (1996) für Ackerland von 1,8 % sowie niedriger als die von Gregorich et al. (2003) mit getrockneten Proben ermittelten Gehalte von 1,1 bis 1,7 %. Es ist davon auszugehen, dass die vorliegenden Abweichungen zu einem wesentlichen Anteil methodisch bedingt sind. Das mit der dynamischen Elution berechnete **Austragspotenzial** von 1,4 bzw. 3 % des C_{org} ist deutlich höher als bei der einmaligen Extraktion. Es ist vergleichbar mit dem von Tao und Lin (2000) ermittelten Wertebereich des potenziell extrahierbaren WEOC zwischen 0,13 und 2,2 % des C_{org} . Khomutova et al. (2000) dokumentierten nach 44-facher Beregnung von Grünlandböden in Säulenversuchen ähnliche Werte mit einem Austrag

von 3,8 % des C_{org} . Saviozzi et al. (1994) hingegen ermittelten deutlich niedrigere WEOC-Gehalte von 0,22 % des C_{org} .

3.3.3. Vergleich der DOC- und WEOC-Konzentrationen der Messfelder

Im Vergleich zu Messfeld 1 wurden für die Messfelder 2 und 3 mit Saugplatten und Zentrifugation geringere DOC- bzw. WEOC-Konzentrationen ermittelt. Die mittlere Differenz der **DOC-Konzentration in Zentrifugaten** des Messfelds 3 zu jenen der Saugplattenlösung von Messfeld 2 betrug etwa $8 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Abb. 3.21). Im Vergleich zum Messfeld 1 sind ebenso die Mediane und Wertebereiche der **WEOC-Konzentrationen und -Gehalte** der Messfelder 2 und 3 gering (Tab. 3.9).

Wie die Analyseergebnisse zeigen, ergab sich mit jedem der drei Gewinnungsverfahren die Rangfolge Messfeld 1 am Gebietsauslass unter Grünland > > Messfeld 2 im Schlag Neue Äcker > Messfeld 3 auf dem Schlag Neue Äcker unter Ackernutzung. Demzufolge wurden mit abnehmender **Biomassebildung** und zunehmender **Bewirtschaftungsintensität** niedrigere mittlere DOC-Konzentrationen gemessen. Diesen Trend bestätigen Untersuchungen von Shand et al. (2000) mittels Zentrifugation für Grünlandstandorte unterschiedlicher Beweidungsintensität. Allerdings ermittelten sie höhere DOC-Konzentrationen von 40

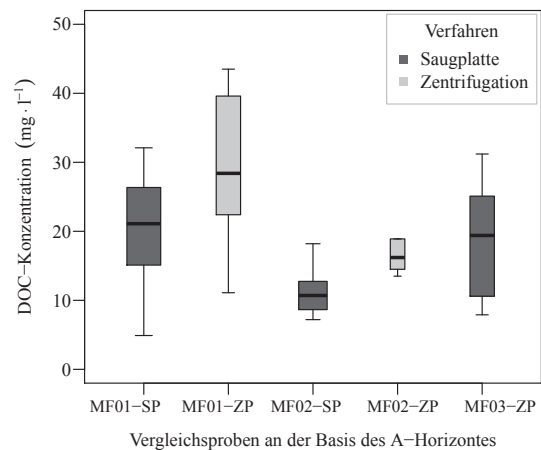


Abb. 3.21.: Vergleich der ermittelten DOC-Konzentrationen der Messfelder (ohne Ausreißer)

bis $157 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$, da Proben der oberen 5 cm des A-Horizonts innerhalb der Aufwuchsphase des Grasbestands extrahiert wurden und demzufolge hohe Gehalte an Humus und frischer organischer Substanz vorlagen (ebd.). Sun et al. (2012) dokumentierten für Böden in Kanada ebenfalls höhere WEOC-Konzentrationen unter Grünland im Vergleich zu Ackerland, jedoch gegensätzliche Verhältnisse in China. Zsolnay (2003) wies auf ertragsreicheren Ackerstandorten erhöhte WEOC-Gehalte nach. Die Biomassebildung nach Ellenberg und Leuschner (2010) und aktuelle Nutzung der Messfelder stehen mit der beschriebenen Rangfolge in Einklang.

Tabelle 3.9.: WEOC-Konzentrationen und -Gehalte im Oberboden der Messfelder

Zielgröße:	WEOC-Konzentration ($\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$)			WEOC-Gehalt ($\text{mg C} \cdot \text{kg TM Boden}^{-1}$)		
Standort:	Messfeld 1	Messfeld 2	Messfeld 3	Messfeld 1	Messfeld 2	Messfeld 3
Tiefe:	20 cm uGOK	25 cm uGOK	25 cm uGOK	20 cm uGOK	25 cm uGOK	25 cm uGOK
Minimum	15,4	13,4	14,8	38,6	49,7	48,5
1. Quartil	21,2	21,8	19,4	76,3	74,7	62,4
Median	28,2	27,4	23,0	107,7	83,0	73,5
3. Quartil	34,5	32,6	24,8	138,4	96,7	93,3
Maximum	53,2	57,3	31,3	219,9	190,6	117,6

Darüber hinaus deuten kurzfristige Beobachtungen der vorliegenden Studie auf den Einfluss der Biomasseeinträge und -Umsetzung hin. Im Juni und August 2010 wurden mittels Zentrifugation ungewöhnlich hohe Konzentrationsabweichungen in den Zentrifugaten der benachbarten Standorte **Messfelder 2 und 3** gemessen. Die DOC-Konzentrationen des Messfelds 2 waren für

das Sommerhalbjahr ungewöhnlich niedrig. Die WEOC-Konzentrationen bestätigen dies, für das Messfeld 2 wurden im Mai und Juni 2010 niedrigere und im August höhere WEOC-Gehalte als für das Messfeld 3 ermittelt. Zudem war die Bestandsentwicklung um etwa zwei Monate gegenüber dem Messfeld 3 auf dem benachbarten Schlag Neue Äcker verzögert (s. Anhang Tab. A.8). Auf dem Messfeld 2 waren demzufolge sowohl die Vegetationsentwicklung, als auch die jahreszeitliche Dynamik von Bodenfeuchte, Kohlenstoffeintrag und DOC-Konzentrationen gegenüber dem Messfeld 3 auf dem Schlag Neue Äcker verzögert. Verursacht wurde diese durch die Applikation von Herbiziden auf dem Schlag Neue Äcker und somit dem Messfeld 2 im Frühjahr 2010.

Die **langfristige** (> 24 h) und **dynamische Elution** zeigten des Weiteren, dass die WEOC-Nachlieferung aus dem Bodenkohlenstoff im Messfeld 1 unter Grünlandnutzung vergleichsweise langsam erfolgte (> 24 h bis Gleichgewichtseinstellung). Aus dem Oberbodenmaterial von Messfeld 3 hingegen wurde ein größerer Anteil des Bodenkohlenstoffs in einer kürzeren Zeit eluiert (< 24 h bis Gleichgewichtseinstellung). Haynes und Swift (1990) dokumentieren ähnliche landnutzungsbedingte Differenzierungen für Oberböden in Neuseeland. Sie wiesen im Oberboden unter Grünland, im Vergleich zur Ackernutzung, eine höhere Aggregatbildung und -Stabilität sowie erhöhte pedogene, mikrobielle und hydrolysierbare Kohlenstoffgehalte nach (ebd.). Im Oberboden des Messfelds 1 unter Grünland liegt entsprechend der hohen C_{org} - und WSOC-Gehalte ein hohes Austragspotenzial vor. Gemäß Tinker und Nye (2000) weist die lange Austauschperiode von über 24 h bis zur Gleichgewichtseinstellung auf die Diffusion aus Mikroporen und Kristallflächen hin. Demzufolge bedingen im Oberboden von Messfeld 1 die hohe Aggregierung und Aggregatstabilität längere Diffusionszeiten und eine langsamere Mobilisierung des WEOC bzw. DOC im Boden⁵. Die Bodenstruktur sollte nicht gestört werden, da sonst erhebliche Mengen vorab nur langsam mobilisierbaren Kohlenstoffs aus dem Grünlandboden ausgetragen werden können. Im Vergleich dazu ist das Mobilisierungspotenzial im Oberboden der Messfelder auf dem Schlag Neue Äcker deutlich höher. Demzufolge können ereignisbezogen, z. B. durch ergiebige Niederschläge, in kürzerer Zeit große Mengen organischer Kohlenstoff mit dem Sickerwasser ausgetragen werden. Das verfügbare Gesamtaustragspotenzial (WSOC-Gehalt und Anteil am C_{org}) der Messfelder 2 und 3 ist jedoch geringer und daher schneller erschöpft.

Die messfeldspezifische **jahreszeitliche Dynamik** der DOC-Konzentrationen wurde mit den Saugplatten und der Zentrifugationsmethode abgebildet. Sie war in den Messfeldern 2 und 3 schwächer ausgeprägt als im Messfeld 1, jedoch relativ zum Medianwert vergleichbar. Beide Methoden bilden demzufolge die messfeldspezifischen Unterschiede der Mediane als auch Schwankungsbereiche der Messfelder 2 und 3 im Vergleich zum Messfeld 1 ab.

Mit den **Teilproben der abzentrifugierten Bodenlösung** der Messfelder wurden darüber hinaus erhebliche räumliche Konzentrationsveränderungen im Oberboden auf Entfernungen von mehreren Metern (z. B. MF01/1 bis MF01/3 in Abb. 3.22) und wenigen Zentimetern (z. B. Interquartilsabstand von MF01/1) nachgewiesen. Im Messfeld 1 unter Grünland hingegen lagen die Schwankungsbereiche immer bei $\pm 10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Im Oberboden des ackerbaulich

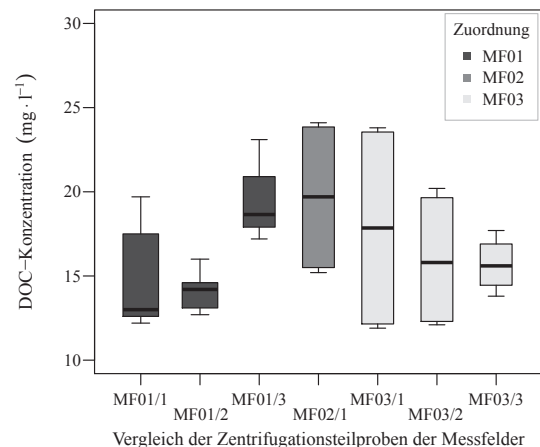


Abb. 3.22.: DOC-Konzentrationen der Teilprobenareale der Messfelder (Zentrifugation)

⁵ Eine weitere mögliche Ursache der längerfristigen WEOC-Freisetzung ist die chemische Zusammensetzung, diese konnte im Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch nicht analysiert werden.

genutzten Messfeld 3 hingegen schwankten die DOC-Konzentrationen auf Entfernungen von mehreren Metern nur um etwa $\pm 1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ und innerhalb weniger Zentimeter um $\pm 5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ DOC.

Im Oberboden des **Messfelds 1** und den flussnahen Wiesen wurden zudem während der Probenahmen deutliche Variabilitäten des Pflanzenbestandes, der WEOC-Konzentrationen, der Bodenfeuchte und Steingehalte beobachtet. Die ermittelte Variabilität der DOC-Konzentrationen auf Entfernungen von mehreren Metern scheint dementsprechend durch lokale Veränderungen der Bodenfeuchteveränderungen und Vegetation sowie die daraus resultierende standortspezifischen Einträge frischer organischer Substanz und Kohlenstoffgehalte etc. bedingt zu sein.

Im Vergleich zum Messfeld 1 war die räumliche Variabilität der DOC-Konzentrationen zwischen den Teilproben des **Messfelds 3** geringer (Abb. 3.22 Mediane). Durch die ackerbauliche Nutzung des Messfelds, insbesondere die Bodenbearbeitung und mineralische Düngung, wurde der Boden stärker homogenisiert und Standortvariabilitäten ausgeglichen. Daraus resultierend waren die ermittelten DOC-Konzentrationen auf Entfernungen von mehreren Metern sehr ähnlich. Die hohen Schwankungen der DOC-Konzentrationen auf Entfernungen von wenigen Zentimetern bis Dezimetern können u. a. durch abweichende Durchwurzlungsintensitäten und lokale Anreicherungen in Form von Ernteresten und organischen Düngern bedingt sein. Dies belegen die ermittelten WEOC-Gehalte der angebauten Ackerfrüchte und applizierten organischen Dünger (durch 0,15 g Pflanzenwurzeln, Erntereste oder Rindermist können, bei einem mittleren WSOC-Gehalt von 2 % (Kap. 3.4), bis zu 30 mg WEOC eingetragen werden). Im Vergleich zum Messfeld 3 auf dem Schlag Neue Äcker kann die räumliche Differenzierung der DOC-Konzentrationen des Messfelds 1 unter Grünland auf die jeweilige Landnutzung zurückgeführt werden.

3.3.4. Zusammenfassung

Unter Anwendung von Saugplatten, Zentrifugation und Wasser-Extraktion wurde eine identische Reihenfolge der Standorte ermittelt. Im Oberboden des Messfelds 1 unter Grünland wurden die höchsten mittleren DOC- und WEOC-Konzentrationen sowie die weitesten Streuungen gemessen, gefolgt von den Messfeldern 2 und 3. Bei der Zentrifugation und der Wasser-Extraktion wurden Kohlenstoffverbindungen mobilisiert, die unter natürlichen Bedingungen immobil sind. Dies erklärt die im Vergleich zu der mit Saugplatten gewonnenen Bodenlösung erhöhten Konzentrationen. Diese Methoden sind daher nicht für die Quantifizierung austragsrelevanter DOC-Konzentrationen geeignet. Für die Erfassung der DOC-Konzentrationen im Boden oder des DOC-Austrags aus dem Boden sind bevorzugt Saugplatten oder Lysimeter einzusetzen. Die Zentrifugation erwies sich für die Erfassung der jahreszeitlichen Dynamik der DOC-Konzentrationen von Messfeld 1 unter Grünland als gut und für die Ackerstandorte in zufriedenstellendem Maß als geeignet, sie ist dementsprechend als Proxi für grobe Abschätzungen geeignet. Die Ermittlung der WEOC-Konzentrationen und WSOC-Gehalte ermöglichte im Rahmen der Untersuchungen die quantitative Bestimmung der standort- und nutzungsspezifischen Austragspotenziale, wobei ebenfalls Standorte und Zeitabschnitte mit sehr hohem Austragspotenzial identifiziert werden konnten. Die Boden-Wasser-Extraktion kann somit auf Einzugsgebietsebene die Ermittlung der räumlichen Verteilung der Austragspotenziale und Identifikation potenzieller Austragsschwerpunkte unterstützen.

Die ermittelte Standortreihenfolge zeigt, dass Austragspotenzial und DOC-Austrag in Wechselwirkung stehen, jedoch kein direkter Zusammenhang vorliegt. Das Messfeld 1 weist ein vergleichsweise hohes Austragspotenzial auf. Die in relevanten Kohlenstoffquellen sind der pedogene und mikrobielle Kohlenstoff sowie die durch den Grasbestand eingetragene frische organische Substanz. Die Humusgehalte und Biomasseeinträge der Messfelder 2 und 3 sind deutlich niedriger, der Kohlenstoff kann im Vergleich zum Messfeld 1 jedoch rascher mobilisiert werden. Zu berücksichtigen ist zudem, dass die tatsächlichen DOC-Austräge erheblich durch die klimatischen, hydrologischen und pedologischen Bedingungen am Standort beeinflusst werden.

Mit Zentrifugation und Wasser-Extraktion wurden für die Messfelder 2 und 3 ähnliche, bzw. leicht abnehmende, Mediane der Kohlenstoffkonzentrationen/-Gehalte ermittelt, die geringer sind als für das Messfeld 1. Dies weist darauf hin, dass durch die benachbarte Lage ähnliche klimatische, pedologische und hydrologische Bedingungen sowie Austragspotenziale vorliegen. Darüber hinaus wurde die Bewirtschaftung des Messfelds 2 soweit möglich an die Entwicklung des Pflanzenbestandes auf dem anliegenden Schlag Neue Äcker, und somit die Nutzung des Messfelds 3, angepasst. Die Analyseergebnisse zeigen eine hohe Übereinstimmung beider Messfelder, lediglich im Sommer 2010 ergaben sich erhebliche Abweichungen durch eine zweimonatige Verzögerung der Bestandsentwicklung auf dem Messfeld 2. Zugleich ist zu schlussfolgern, dass durch Variationen der Bestandsentwicklung, Durchwurzelung, Bodenfeuchte und Bewirtschaftung auf Grünland- und Ackerflächen abweichende DOC-Austräge zu erwarten sind.

Durch Bodenfrost, Trockenheit und anthropogene Störungen der Bodenstruktur kann aus den untersuchten Oberböden vermehrt organischer Kohlenstoff mobilisiert und ausgetragen werden. Dies zeigten die erhöhten extrahierten Kohlenstoffgehalte nach dem Gefrieren, Trocknen und der manuellen Bearbeitung (Sieben etc.) des Bodenmaterials. Diese Effekte sind im Messfeld 1 stärker ausgeprägt als auf dem Schlag Neue Äcker. Durch den Grünlandumbruch können demzufolge erhebliche Mengen Kohlenstoff in Form von DOC mobilisiert und ausgetragen werden. Qualitative Analysen die Aussagen zur Zusammensetzung des DOC zulassen konnten in der vorliegenden Arbeit nicht durchgeführt werden. Sie sind in zukünftigen Feldstudien näher zu quantifizieren und darüber hinaus bei der DOC-Modellierung zu berücksichtigen.

3.4. Organische Düngemittel

3.4.1. Wasserextrahierbarer organischer Kohlenstoff der organischen Düngemittel

Um den DOC-Eintrag durch die applizierten organischen Dünger und die Erntereste qualitativ und quantitativ zu erfassen, wurden Kaltwasserextraktionen durchgeführt (Methodik s. Kap. 2.2.1.3).

Mittels einmaliger Extraktion im Verhältnis 1:100 (Biomasse : Wasser) wurden die **WEOC-Gehalte der pflanzlichen Düngemittel und Erntereste** bestimmt. Aus den Gründüngern der Lysimeterstation Falkenberg wurden 2,6 bis 6,7 % der Trockenmasse als WEOC extrahiert (Tab. 3.10). Mit dieser Extraktion wurden aus feldfrischen Ernteresten von Winterraps kurz vor der Einarbeitung in den Boden 0,2 bis 1,2 % der Trockenmasse und aus feldfrischen Graswurzeln 1,4 % der Trockenmasse als WEOC extrahiert (Tab. 3.10 mit Referenzwerten anderer Studien). Die extrahierten WEOC-Gehalte sind abhängig von der jeweiligen Frucht (Tab. 3.10).

Die vergleichsweise hohen WEOC-Gehalte der Gründünger der Lysimeterstation Falkenberg gegenüber dem Rapsstroh im Schäfertal sind durch das Erntemanagement bedingt. In Falkenberg wurde die oberirdische Biomasse bei der Ernte vollständig abgeerntet, getrocknet und erst zum Zeitpunkt der Einarbeitung wieder auf die Lysimeter aufgebracht. Im Schäfertal hingegen verblieben die Erntereste bis zur Einarbeitung auf dem Schlag. Durch Witterungseinflüsse wurde daher bereits vor der Einarbeitung ein Teil des wasserextrahierbaren Kohlenstoffs mit dem Niederschlagswasser aus der Biomasse in den Boden eingetragen.

Um das gesamte Austragspotenzial und somit die **WSOC-Gehalte der pflanzlichen Düngemittel und Erntereste** abzuschätzen, wurden dynamische Elutionen durchgeführt und Regressionsfunktionen angepasst (Abb. 3.23). Mit der einmaligen Extraktion im Verhältnis 1:100 wurden aus den in Falkenberg eingesetzten getrockneten Gründüngern etwa 80 % des WSOC gewonnen. Aus den feldfrischen (ff) Graswurzeln bzw. luftgetrockneten Winterraps-ernteresten im Schäfertal wurden 60 bzw. 85 % des WSOC mit der einmaligen Extraktion eluiert. Die höchsten WSOC-Gehalte mit 8 % der Trockenmasse wurden aus der oberirdischen Biomasse der Zuckerrüben extrahiert.

Tabelle 3.10.: WEOC-Konzentrationen der organischen Düngemittel (*feldfrisch extrahiert)

Material:	Zucker- rübe	Kartoffel- kraut	Mais	Winter- gerste	Winter- weizen	Raps- stroh	Raps- wurzeln	Graswurzeln August
	Falkenberg - Gründüngung					Schärfertal - Erntereste		Schärfertal
WSOC (% TM)	8,0				3,4	0,3*	1,2*	3,9*
WEOC (% TM)	6,7	2,6	6,9	7,8	2,4	0,2*	1,2*	1,4*
	WEOC-Referenzwerte							
			1,4 ¹	8,7 ²	13,5 ¹	1,78		1,0 ⁵
WEOC (% TM)			3,3 ³	2,98 ⁷	8,9 - 19 ⁴			1,3 - 1,9 ⁶
								0,98 ⁷

Literaturquellen:

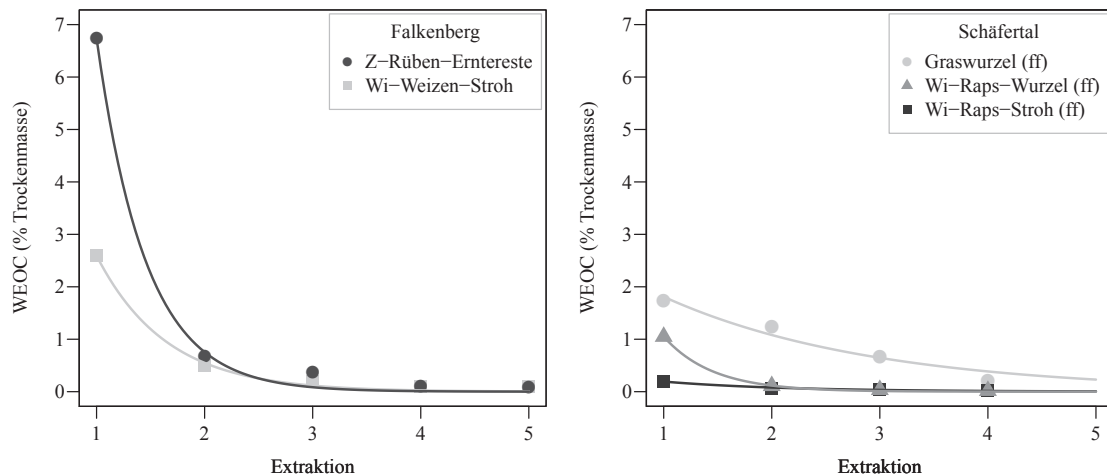
¹ Abiven et al. (2005) bei 40°C getrocknet, gemahlen, HWOC² Christensen (1985) bei 80°C getrocknet, j 1 m³ Kalbitz et al. (2003a)⁴ Zsolnay (1996) beruhend auf Literaturstudien⁵ Ohno und Crannell (1996) Klee⁶ Maie et al. (2006) Seggen und Gräser⁷ Müller et al. (2003) Erntereste

Abbildung 3.23.: WEOC-Gehalte der sukzessiven Extraktion der Erntereste Falkenberg (li.) und Schärfertal (re.) (ff - feldfrisch, sonst luftgetrocknet)

Die **WEOC-Gehalte der applizierten tierischen Düngemittel** wurden ebenfalls mit Wasser extrahiert (Biomasse : Wasser entspr. 1:100) untersucht. Die auf die Lysimeter in Falkenberg aufgebrauchten Kuhfladen wurden zweifach eluiert, wobei 2,3 % und 0,5 % der Trockenmasse als WEOC extrahiert wurden. Durch Anpassung einer potenziellen Regressionsfunktion ergab sich für die einmalige Extraktion eine Extraktionseffizienz von etwa 70 % des WSOC-Gehalts. Demzufolge können aus den in Falkenberg applizierten Kuhfladen 3,2 %, aus den Kuhfladen im Schärfertal 4,2 % sowie aus dem in Falkenberg aufgebrauchten Rindermist 1,7 % der Trockenmasse in gelöster Form als Kohlenstoff in den Boden eingetragen werden. Die extrahierten WEOC-Gehalte sind mit weiteren Studien vergleichbar. Levi-Minzi (1986) ermittelten in Rindermist ähnliche WEOC-Gehalte von 3,4 bis 3,7 % der Trockenmasse. Ohno und Crannell (1996) extrahierten aus über mehrere Jahre auf dem Feld gelagertem Rindermist noch 0,1 % WEOC.

Die **WSOC-Gehalte der tierischen Düngemittel** sind im Verhältnis zum Gesamtkohlenstoffgehalt gering. Wie die hohe Elutionseffizienz der einmaligen Extraktion zeigt, kann ein Teil des organischen Kohlenstoffs rasch aus organischen Düngern ausgetragen werden. Die Rangfolge der WSOC-Gehalte, Kuhfladen Schärfertal > Kuhfladen Falkenberg > Rindermist Falkenberg, resultiert aus der Zusammensetzung und Lagerungsdauer der organischen Dünger.

3.4.2. Zusammenfassung

Nur ein geringer Anteil der organischen Substanz der organischen Düngemittel konnte direkt eluiert werden. Die ermittelten Mengen betragen bei den Ernterückständen und Gründüngern etwa ein bis acht Prozent und bei den applizierten tierischen Düngern etwa zwei bis vier Prozent. Die Menge ist abhängig von der Art des organischen Düngers sowie der Lagerung und Einarbeitung in den Boden. Bei Pflanzenmaterialien sind zudem Pflanzenart, Pflanzenteil und Erntezeitpunkt von Bedeutung. Die ermittelten WEOC-Mengen wurden für die Parametrisierung der aufgetragenen organischen Düngemittel verwendet.

3.5. Schlussfolgerungen für die DOC-Modellierung

Die DOC-Konzentrationen und der -Austrag werden vorrangig durch die Sickerwassermenge sowie weitere hydrologische und klimatische Faktoren beeinflusst. Diese externen Rahmenbedingungen, insbesondere die Niederschläge und Temperaturen, sind daher möglichst standortspezifisch und realitätsnah als Eingangsdaten für die Modellierung bereitzustellen. Darüber hinaus ist eine möglichst hohe Simulationsgüte der Wasserhaushaltsmodellierung essenziell für die Simulation der DOC-Konzentrationen und des -Austrags, sowohl in Hinblick auf die Bodenfeuchte als auch die Sickerwasserbildung (Zeitpunkt und Menge). Zu berücksichtigen sind dabei unter anderem die Art und Entwicklung der Vegetation sowie die Bodeneigenschaften.

Die Varianz der DOC-Konzentrationen und -Austräge der Lysimeter mit Vegetationsbestand im Vergleich zur Schwarzbrache zeigt einen ausgeprägten Einfluss der Vegetation, bzw. vegetationsfreier Zeiträume, auf die Sickerwasserbildung, die Kohlenstoffgehalte und den DOC-Austrag. Eine möglichst gute Parametrisierung der Vegetationsart, -Zeit und -Entwicklung ist daher anzustreben.

Des Weiteren weisen die Analysen der Lysimeter- und Messfelddaten auf langfristige Effekte der Nutzungshistorie und lokaler Rahmenbedingungen hin. Für die Simulation des DOC sind daher möglichst langjährige Zeitreihen mit möglichst gut dokumentierter Bestandes- oder Nutzungshistorie zu verwenden. Ebenso sind die weiteren Standortbedingungen möglichst gut abzubilden, sowohl die Pedologie, als auch die hydrologischen Abflussbedingungen im Schäfertal. Ist dies nicht möglich, sind alternative Lösungsansätze zu entwickeln.

Bei landwirtschaftlicher Nutzung ist die Bewirtschaftung relevant für die Simulation des DOC. Die damit einhergehenden Kohlenstoff- und Nährstoffeinträge wirken kurz-, mittel- und langfristig auf den DOC, die Nährstoffverfügbarkeit und die Kohlenstoffvorräte bzw. -Konzentrationen im Boden ein. Die Datenanalyse zeigte zudem, dass die Bewirtschaftung den DOC-Austrag beeinflusst, insbesondere die Düngungsart und die applizierten Nährstoffe von Bedeutung. Diese Nutzungsfaktoren sind daher ebenfalls mit dem DOC-Modell abzubilden. Die ermittelten WSOC-Gehalte der applizierten organischen Düngemittel sollten dabei für die Parametrisierung des Modells verwendet werden.

Eine an die jeweilige Fragestellung angepasste zeitliche Auflösung der Messungen und Simulationen ist notwendig, wie die hohe jahreszeitliche und jahresübergreifende Dynamik der DOC-Konzentrationen und Austräge der Lysimetern und Bodenmessfeldern zeigte. Der Vergleich der ermittelten Austragsdynamik der zeitlich aggregierten Lysimeterproben und der taggenauen Messfeldproben im Schäfertal heben dies hervor.

Für die Simulation der DOC-Konzentrationen und des Austrags sind Messwerte für die Kalibrierung und Validierung notwendig. Auf der Punktebene oder Messplots sollten Saugplatten verwendet werden. Ist dies nicht möglich können die DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung mittels Zentrifugation abgeschätzt werden. Auf der Einzugsgebietsebene kann die Boden-Wasser-Extraktion zur Ermittlung der Austragspotenziale eingesetzt werden.

4. Auswahl, Analyse und Anwendung eines DOC-Modells

Aufbauend auf der Analyse der DOC-Konzentrationen und des -Austrags der untersuchten landwirtschaftlich genutzten Böden (Kap. 3.1 und 3.2) sowie den daraus resultierenden Erkenntnissen (Kap. 3.1.1.2 und 3.1.1.3 sowie 3.2.2 und 3.2.3), den natürlichen und anthropogenen Steuergrößen (Kap. 3.1.1.4 3.2.3) und Eintragsquellen (s. bspw. Kap. 3.1.1.4 und 3.1.2) soll der DOC-Umsatz und -Austrag simuliert werden. Dazu muss zunächst ein geeignetes Modell ausgewählt werden, mit dem die DOC-Konzentrationen der ausgewählten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen und Nutzungsumstellungen simuliert und die vorliegenden Eingangsdaten verarbeiten werden können. Das DOM-Modell und die Modellanwendung werden dargelegt. Ebenso werden Modelldefizite, die Implementierung neuer Simulationsroutinen und Parameter, sowie deren Effekte auf die Simulationsergebnisse dargestellt. Dafür werden Parametersensitivitäten und Kalibrierungsparameterwerte verwendet.

4.1. Modellvergleich und Auswahl des DOC-Modells

Für die Modellierung der DOC-Konzentrationen und des -Austrags können biogeochemische Modelle eingesetzt werden, die den Kohlenstoffumsatz und den Umsatz und Transport von DOC bzw. DOM im Boden simulieren. Modelle mit mechanistischem oder deterministischem Ansatz können die biochemischen und physikalischen Bedingungen und Prozesse im Boden abbilden. Es werden bis zum Jahr 2007 wissenschaftlich dokumentierte und begutachtete Modelle berücksichtigt, die eine gute Anwendbarkeit für die Bearbeitung der Fragestellung zeigen und für die Simulation der vorliegenden Datensätze geeignet sind. Die Modelle werden nachfolgend beschrieben und in Hinblick auf ihre Anwendbarkeit verglichen.

4.1.1. Modellvergleich und -Auswahl

Die hier betrachteten **DOM-Modelle** simulieren den DOC-Eintrag in den Boden, die Synthese sowie die biochemische Umwandlung von DOC im Boden. Sie bilden zudem den Kohlenstoffeintrag durch frische organische Substanz (FOM) sowie pedogene Kohlenstoffpools und die mikrobielle Biomasse als Zersetzer ab. Die für die DOM-Simulation relevanten Modelleigenschaften und -Einsatzbereiche sind in Tabelle 4.1 zusammengestellt. Es werden unterschiedliche DOC-Quellen, Umsatz- und Stabilisierungsprozesse simuliert. Die Modelle ANIMO und DyDOC verwenden konzeptionelle Kohlenstoffpools mit unterschiedlichen Umsatzraten (Neff und Asner, 2001; Renaud et al., 2006). Das CANDY-Modul CIPS simuliert hingegen die Kohlenstoffverteilung und -Stabilisierung unterschiedlichen Porenklassen und einer klassenspezifischen biologisch aktiven Zeit (BAT) (Kuka, 2005).

Das Modell **DyDOC** wurde, im Gegensatz zu ANIMO und CANDY explizit für die Simulation von DOC entwickelt und implementiert (Neff und Asner, 2001). Die Parametrisierung und Prozessbeschreibung des DOC-Eintrages, -Umsatzes und -Austrags ist daher sehr detailliert. Im Modell wird ein DOC-Pool simuliert. Es werden hydrophile und hydrophobe DOC-Quellen unterschieden. Die Differenzierung von hydrophilem und hydrophobem DOC ist daher möglich, wurde jedoch in den angeführten Literaturquellen (s. Tab. 4.1) nicht dokumentiert.

4. Auswahl, Analyse und Anwendung eines DOC-Modells

Tabelle 4.1.: Vergleich der 2007 relevanten DOC-/DOM-Modelle

Vergleichsjahr	2007		
Modell	ANIMO Version 4.0	TerraFlux-DyDOC	CANDY-CIPS
Quelle	Renaud et al. (2006)	(Neff et al. (2001)), Michalzik et al. (2003), Tipping et al. (2007)	Kuka (2005 und 2007)
Modelltyp	SOM-Modell mit N- und P-Modulen	SOM-Modell mit Fokus auf DOC	SVAP-Modell mit C- und N-Modul sowie CIPS-Modul
OM oder C _{org} basiert	OM	C _{org}	C _{org}
Konzept	1 FOM-Pool mit benutzerdefinierten gelösten, labilen und stabilen OM-Fractionen, 1 Humus/Biomasse-Pool (incl. Mikroben)	1 FOC-Pool, 1 "Substrat"-C-Pool, 2 potenziell mobile SOC-Pools (HiA bzw. HoA) und 1 immobiliser SOC-Pool (Humin)	1 FOC- Pool mit Fraktionen (gelöst, labil und stabil) sowie 1 AOC- Pool und 1 Pool pedogener organischer Kohlenstoff
DOM- bzw. DOC-Simulation	Pools	1 DOM-Pool	1 DOC-Pool (differenziert in 2 Sub-Pools: HiDOC u. HoDOC)
	Eintrag	in Form von WEOC (auch Anteile des HWEOC) der organischen Düngern	Kronentraufe
	Synthese	Synthese durch Umsatz des FOM	Synthese aus SOC und AOC-Pools der unter. Porenklassen
	Umwandlung	Umwandlung zu CO ₂ sowie Humus und Biomasse	Umwandlung in CO ₂
	Umsatzfaktoren	Abbaukinetic der jeweiligen OM-Fractionen und Pools, Bodenfeuchte, Temperatur, pH-Wert und Sauerstoffdiffusion	Umwandlung in C-Pools der unter. Porenklassen und zu CO ₂
	weitere physiko-chemische Stabilisierung	keine	mittels BAT-Konzept: Bodentiefe, Textur, Bodenfeuchte, Temperatur und Sauerstoffgehalt in der jeweiligen Porenraumklasse
	Austrag	Austrag mit dem Sickerwasser	Prorenklassen und Stoffaustausch durch Diffusion
simulierte Landnutzung	Grünland, Acker und (Wald)	Wald und Grünland	Grünland und Acker
Eingabeparameter	Witterung, Vegetation, Bodenchemie und -Physik, Bodenbearbeitung, Düngung	Witterung, Waldvegetation, Bodenchemie und -Physik	Witterung, Vegetation, Bodenchemie und -Physik, Bodenbearbeitung, Düngung
Pflanzensimulation	a) internes Grasmodul b) und Feldfruchtmodul	internes Pflanzenmodul	internes Pflanzenmodul
BWH-Simulation	externes Modell, z. B. SWAP	internes BWH-Modul	internes BWH-Modul
Zeitschritte	Tage oder Dekaden	BWH: Stunden, C-Umsatz: Tage	Tage oder Jahre
zeitliche Anwendungsskalen	meist Jahre oder Jahresdekaden, tw. auch saisonale Dynamik bis hin zu Jahrtausenden	Tage bis Jahrtausende	Tage bis Jahrhunderte
räumliche Anwendungsskalen	meist Schlag- bis Regionalskale, tw. Punkt- und Nationalskale	Punkt- bis Lokalskale	Punkt- bis Einzugsgebietsskale
Bodenschichtung	frei wählbar	3 Horizonte	20 Kompartimente
C- und N-Kreislauf	modular basiert, entkoppelt wenn N-Modul inaktiv	N-Kreislauf nicht simuliert	C- und N-Kreislauf gekoppelt
C-Umsatzprozesse	Umsatzgleichungen linear	Umsatzgleichungen linear	Umsatzgleichungen linear
Edaphon/ Mikroben	mit dem Humuspool vereinigt	Simulation der Respiration im Wachstum	als aktiver C _{mic} -Pool in den Makro- und Mesoporen

Mit dem im **CIPS-Modul** von CANDY implementierten Porenraumklassen-BAT-Konzept sollen die bisher verwendeten konzeptionellen Kohlenstoffpools und -Fraktionen durch mechanistische Routinen mit messbaren Parametern ersetzt werden (Kuka, 2005; Kuka et al., 2007). Problematisch in der Modellanwendung sind jedoch die räumliche und zeitliche Variabilität des Porenraums, der Arbeitsaufwand für die Messung der Porenvolumina sowie die Ableitung der Parameter. Mit diesem Konzept können biochemische Stabilisierungsprozesse (z. B. Sorption und Rekalzitranz der organischen Substanz) nicht berücksichtigt werden.

Die Modelle ANIMO und DyDOC simulieren zudem die Verlagerung von DOC im Boden und den **DOC-Austrag** (Neff und Asner, 2001; Renaud et al., 2006). Im CANDY-CIPS Modellsystem hingegen dient der DOC-Pool dem Transfer von Kohlenstoff zwischen den unterschiedlichen Porenraumklassen (Kuka, 2005), der DOC-Austrag ist nicht implementiert. Für die Simulation der DOC-Konzentrationen und des -Austrags ist das Modellsystem CANDY-CIPS daher nicht geeignet. Die notwendigen Daten für die Parametrisierung des Porenraums sind in der vorliegenden Studie nicht verfügbar. Dieser Ansatz kann daher nicht eingesetzt und überprüft werden.

Für die Modellierung unterschiedlicher **Landnutzungen** müssen in den Modellen darüber hinaus Bewirtschaftungsmaßnahmen als Eingabeparameter implementiert sein. Dies schließt die damit einhergehenden physikalischen und biochemischen Prozesse mit ein, wie z. B. die Option unterschiedlicher Düngemittelgaben hinsichtlich Menge, Zusammensetzung, Applikationstiefe und -Zeitraum. Für die Bodenbearbeitung müssen optional der Bearbeitungszeitpunkt und die -Tiefe simuliert werden können, ebenso wie die Homogenisierung der betroffenen Bodenschichten. Im Hinblick auf die Vegetation sind z. B. Optionen für die Parametrisierung der Vegetationszeit und des Biomassezuwachs notwendig. Ebenso müssen die resultierende Wasser- und Nährstoffaufnahme sowie die Speicher- und Austragsprozesse vom Modell abgebildet werden.

Das Modell DyDOC wurde bisher für die Simulation von Waldstandorten und Grünland entwickelt (Neff und Asner, 2001; Michalzik et al., 2003; Tipping et al., 2006) und kann deshalb nur für diese Landnutzungen parametrisiert und angewandt werden. Der Anbau von Feldfrüchten sowie die Düngung und Bodenbearbeitungsmaßnahmen können mit dem Modell nicht simuliert werden. DyDOC ist aus diesen Gründen für die zu simulierenden Grünland- und Ackernutzungen nicht anwendbar. Mit dem Modell ANIMO hingegen können sowohl Wald als auch Ackerbau- und Grünlandnutzungen simuliert werden (Renaud et al., 2006). Ebenso ist mit ANIMO die Parametrisierung unterschiedlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen möglich, wie z. B. Düngung und Bodenbearbeitung (ebd.).

Der Eintrag, Umsatz und Austrag von DOC bzw. DOM der untersuchten Grünlandnutzungen und Ackerfruchtfolgen können demzufolge nur mit dem Modell ANIMO simuliert werden. Daher wird ANIMO für die Simulation der DOC-Konzentrationen und des -Austrags im Rahmen dieser Arbeit ausgewählt.

4.1.2. DOM- und SOM-Modell ANIMO Version 4.0

In ANIMO wird der Umsatz von organischer Substanz und DOM simuliert (Renaud et al., 2006). Messtechnisch wurden hingegen die DOC-Konzentrationen im Ablauf der Lysimeter oder der Bodenlösung der Messfelder (mittels Saugplatten) bestimmt. Daher ist die Konversion der simulierten DOM-Konzentrationen in DOC notwendig. Es wird der Faktor 1,72 verwendet (58 % C_{org} -Gehalt). Dieser Faktor wird ebenfalls in den Modellroutinen als Umrechnungsfaktor verwendet, und kann daher nur durch komplexe Eingriffe in den Modellcode modifiziert werden (Groenendijk 2008 mündlich). Die Anwendung anderer Umrechnungsfaktoren, wie z. B. der von Pribyl (2010) empfohlene Umrechnungsfaktor 2,00 (50 % C_{org} -Gehalt), sollte daher in nachfolgenden Studien überprüft werden, wenn fundierte Forschungsergebnisse zur Zusammensetzung des DOM vorliegen.

Nachfolgend wird die Nomenklatur DOM verwendet, um die modellinternen Pools und Prozesse zu beschreiben und diese formal von den messtechnisch ermittelten DOC-Konzentrationen zu unterscheiden. Im Kapitel 5.2 werden die Simulationsergebnisse und -Güte im Vergleich zu den gemessenen DOC-Konzentrationen dargelegt und erläutert. Für den direkten Vergleich werden die simulierten DOM-Konzentrationen in DOC konvertiert und die Nomenklatur 'simulierte DOC-Konzentrationen' verwendet.

Die Saugspannung und Sickerwasserbildung in der vadosen Zone sowie die Bodentemperaturen werden extern mit dem Bodenwasserhaushaltsmodell SWAP („Soil-Water-Atmosphere-Plant“, Alterra, Wageningen (NL)) simuliert (Kap. 4.1.3 und 4.2.1). SWAP gibt die notwendigen Bodenwasserhaushalts- und -Temperaturdaten in kompatiblen Formaten aus und wurde in anderen Studien bereits mehrfach erfolgreich eingesetzt. Weitere Informationen zu ANIMO sind in den Modellhandbüchern von Roelsma und Groenendijk (2002) sowie Renaud et al. (2006) verfügbar.

4.1.3. Bodenwasserhaushaltsmodell SWAP

SWAP ist ein eindimensionales SVAT¹-Modell. Es wurde für die Simulation vertikaler Wasserflüsse und Austragsprozesse konzipiert (Simulationsschema s. Anhang Abb. A.20). Die Sickerwasserbewegung wird mit der Richards-Gleichung abgebildet (Kroes et al., 2000; Kroes und Dam, 2003). Makroporenflüsse können bisher nur für Ton- und Torfböden simuliert werden (Kroes 2009 mündlich). Für die Interaktion mit dem Grund- und Oberflächenwasser sind frei wählbare Module implementiert.

Die meteorologischen Daten werden als Tageswerte eingelesen. Zusätzliche Wassergaben in Form einer Bewässerung können als Eingangsdaten eingegeben werden. Für die Simulation von Schneedecken ist ein einfaches Modul implementiert, das die Akkumulation und das Abschmelzen abbildet (s. Kroes et al. (2000) und Kroes und Dam (2003)).

Die potenzielle Evapotranspiration wird unter Anwendung der von Allen et al. (1998) empfohlenen Methodik mit der Penman-Monteith-Gleichung berechnet (Kroes und Dam, 2003). Die Parametrisierung der Vegetationsentwicklung und der Evapotranspiration kann getrennt für Ackerfruchtfolgen, Grünland und Waldbeständen erfolgen. Es sind zwei unterschiedlich komplexe Pflanzenmodule implementiert. Im Rahmen dieser Arbeit wird das einfache Pflanzenmodul verwendet. In diesem kann die Bestandsentwicklung mittels Blattflächenindex (LAI)², Pflanzenwasserbedarfskoeffizienten (k_c -Werte³ s. Allen et al. (1998) und Snyder et al. (2007)) und Bestandshöhe sowie der Durchwurzlungsintensität und -Tiefe spezifischer Entwicklungsstadien parametrisiert werden. Die Bestandsentwicklung wird durch die Temperatursummen (s. McMaster und Wilhelm (1997)) und die aktuelle Bodenfeuchte gesteuert.

Die Horizontierung des Bodenprofils ist frei wählbar. Die hydraulischen Eigenschaften werden unter Verwendung der van Genuchten-Mualem-Parameter horizontspezifisch quantifiziert. Die Bodentemperaturen werden unter Berücksichtigung der Bodentextur und der Bodenfeuchte berechnet.

Für die Parametrisierung der unteren Randbedingung sind in SWAP acht Optionen verfügbar, wobei sowohl der Sickerwasserfluss an der Boden-Atmosphären-Grenzschicht (Lysimeter Falkenberg) als auch der Grundwasserflurabstand (Messfelder Schäfertal) simuliert werden können.

¹ Soil-Vegetation-Atmosphere and Temperature Model

² Der LAI (Leaf Area Index) ist ein wichtiger Indikator der über die Blattoberfläche die bspw. für die Berechnung der Interzeption, Evapotranspiration und Photosyntheseleistung eines Pflanzenbestands eingesetzt werden kann. Er wird in der Pflanzenentwicklungssimulation eingesetzt. Der LAI kann z. B. durch die Saatstärke und das Düngungs-niveau beeinflusst werden, wie für Weizen nachgewiesen (z. B. von Bavec et al. (2007)).

³ Der k_c (crop factor) ist ein Anpassungsfaktor, der verwendet wird um ausgehend von der Referenzevapotranspiration für einen Vegetationsbestand die reale Evapotranspiration zu berechnen.

SWAP wurde von Salm und Schoumans (2000), Tedeschi und Menenti (2002), Marinov et al. (2005) und Groenendijk et al. (2005) erfolgreich angewendet und von Eitzinger et al. (2002) und (2004) positiv evaluiert. Die Sensitivität der Modellparameter wurde von Wesseling et al. (1997) und Kroes et al. (2000) dokumentiert. Weitere Informationen zum Modell sind in Kroes und Dam (2003) sowie in Kroes et al. (2008b) veröffentlicht.

4.2. Vorgehensweise bei der Modellanwendung

4.2.1. Simulation des Bodenwasserhaushalts mit SWAP

Für die Simulation der Sickerwasserbildung der Falkenberger Lysimeter und Lysimeterpaare wurde die 2007 verfügbare SWAP-Version 3.0.3 angewandt. Aufgrund der vielfältigen Fruchtfolgen wurden die monatlichen Sickerwassermengen im Zeitraum 1994 bis 2007 als Kalibrierungszeitraum verwendet, um eine möglichst hohe Repräsentativität der Parametrisierung zu erreichen. Das Lysimeter mit Schwarzbrache und Sandauflage wurde mit der Nutzungsphase 2000 bis 2010 kalibriert, wobei im Jahr 2003 die Simulation unterbrochen und die Saugspannungen auf minimale Bodenfeuchtwerte zurückgesetzt wurden. Die von 2007 bis 2010 ermittelten Messwerte der Lysimeter mit Vegetationsbewuchs werden für die Validierung verwendet. Die fruchtartenspezifischen Pflanzenparameter wurden mit Literaturwerten parametrisiert (u. a. nach DVWK (1996), Hanus et al. (1997), Allen et al. (1998), Breuer et al. (2003)). Für die Durchwurzelung wurden Wurzelprofile von Kutschera (1960), (1982) und (1992) verwendet. Die Bewirtschaftung der Lysimeterpaare mit Grünlandnutzung wurde zudem unter Verwendung der mittleren Schnitzeitpunkte und -Höhen simuliert. Die iterative Kalibrierung der oberirdischen Pflanzenparameter erfolgte unter Einbeziehung der jahresspezifischen, mittleren Erträge des jeweiligen Lysimeterpaars nach der Methodik von Wagner et al. (2009)).

Die aus der reduzierten Bodenbearbeitung resultierende langfristige Zunahme der mittleren kumulativen Sickerwassermenge des Lysimeterpaars 11 kann mit SWAP nicht simuliert werden. Für die beiden Lysimeterpaare 11 und 12 werden daher, bei gleicher Fruchtfolge, aber unterschiedlicher Bodenbearbeitung, die Monatsmittelwerte der beiden Lysimeterpaare als Zielwert der Kalibrierung verwendet.

Die Simulation der Saugspannungsprofile der Messfelder im Schäfertal wurde mit der 2010 aktuellen SWAP-Version 3.2.26 vorgenommen. In dieser Version wurde u. a. die implementierte Penman-Monteith Gleichung angepasst, um eine bessere Vergleichbarkeit mit der Berechnung der Evaporation gemäß Allen et al. (1998) zu erreichen (Kroes 2010 mündlich). Diese und weitere Modifikationen sind in Kroes et al. (2008a) zusammengefasst. Unter Verwendung des zweijährigen Messzeitraums (2008 bis 2009) kann das Modell kalibriert werden. Die Entwicklung des oberirdischen Vegetationsbestands wurde, in Anlehnung an die Pflanzenparameter des Grünlandlysimeterpaars, durch Feldbeobachtungswerten zur Bestandshöhe und -Vitalität definiert⁴. Die Parametrisierung der Durchwurzelungstiefe und -Dichte erfolgte unter Verwendung von Referenzwerten für Glatthaferwiesen (Ellenberg und Leuschner, 2010) und extensives Grünland (Dannowski und Wurbs, 2003). Die Bodenparameter der Messfelder sind im Kapitel 2.1.2 dargelegt.

Für die Simulation der Saugspannungsprofile der Messfelder wurden die Parameterwerte der Wasseraufnahmekapazität des Grasbestands auf -650 cm Wassersäule reduziert, da die Messwerte und Beobachtungen der Vegetation (stagnierende Bestandshöhe und trockene Blattspitzen) zeigten, dass der Bestand bereits dann nicht ausreichend Wasser aufnehmen konnte.

⁴ Die Pflanzenparameter des Messfelds 2 wurden entsprechend der Entwicklung des Grasbestands auf dem Messfeld angepasst, lediglich für den Zeitraum vom 21.08.2008 bis zum 01.09.2008 musste die Entwicklung des vitaleren Sommergerstenbestands des anliegenden Schlags Neue Äcker zu Grunde gelegt werden um die höheren Saugspannungen zu simulieren.

Außerhalb der Vegetationszeit und nach der Auffüllung der Bodenwasserspeicher im Winterhalbjahr wurden die Grundwasserflurabstände der Messfelder als untere Randbedingung definiert. (1) Für das Messfeld 1 als eine an die Pegelstände des benachbarten Schäferbachs angepasste Sinuskurve. (2) Für das Messfeld 2 als Kennwerte des Grundwasserspiegels der anliegenden Grundwassermessstelle.

Die Bewertung der Simulationsgüte erfolgt mittels Nash-Sutcliffe-Efficiency Index (NSE) und dem mittleren quadratischen Fehlers (RMSE). Ergänzend wurden der modifizierte Nash-Sutcliffe-Efficiency Index (NSE₁) und mittlere absolute Fehler (MAE) verwendet, die nicht mit der Quadratsumme der Differenzen, sondern mit der Quadratsumme der Beträge der Differenzen berechnet werden und daher weniger sensitiv gegenüber Extremwertabweichungen sind. Eine Modellgüte von 0,5 bis 0,7 wird als zufriedenstellend, von 0,7 bis 0,9 als gut und > 0,9 als sehr gut bewertet.

Nash-Sutcliffe-Effizienz:

$$NSE = 1 - \frac{\sum (O_i - P_i)^2}{\sum (O_i - \bar{O})^2} \quad (4.1)$$

mittlerer quadratischer Fehler:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum (P_i - O_i)^2}{n}} \quad (4.2)$$

modifizierte Nash-Sutcliffe-Effizienz:

$$NSE_1 = 1 - \frac{\sum |O_i - P_i|^2}{\sum |O_i - \bar{O}|^2} \quad (4.3)$$

mittlerer absoluter Fehler:

$$MAE = \frac{1}{n \cdot \sum |O_i - P_i|} \quad (4.4)$$

O_i - i-ter Messwert (Einheit der Originaldaten)

P_i - i-ter Simulationswert (Einheit der Originaldaten)

$\bar{O}$ - Mittelwert der Messwerte (Einheit der Originaldaten)

n - Anzahl der untersuchten Werte

4.2.2. Parametrisierung der DOM-Simulation in ANIMO

Die Parametrisierung des Modells wurde entsprechend der untersuchten Standorte, Nutzungsformen sowie der verwendeten Simulationsmodule und -Routinen vorgenommen. Module, die modellintern nicht mit dem Kohlenstoffkreislauf gekoppelt sind (z. B. Stickstoff- und Phosphorkreislauf), wurden soweit möglich deaktiviert und nicht neu parametrisiert. Die Parametrisierung der für die Simulation des Kohlenstoffkreislaufs relevanten Parameter erfolgte nach folgendem Schema:

- wenn verfügbar: standort- und nutzungsspezifische Messwerte
- alternativ: Literaturwerte vergleichbarer Standorte und Nutzungsformen
- waren für sensitive Parameter keine Mess- oder Vergleichswerte vorhanden, wurde innerhalb realistischer Wertebereiche automatisiert kalibriert und bewertet (inverse Modellierung)

Es wurden zunächst die DOC-Konzentrationen und der -Austrag der Lysimeter simuliert und nachfolgend die Bodenmessfelder im Schäfertal. Die Parametrisierung der Nutzungsumstellungen von Grünland zu Ackerland oder Brache bzw. von Ackerland zu Grünland wurde in Anlehnung an die vorliegenden Bewirtschaftungsdaten und die Parameterwerte des Lysimeterpaars 4 mit extensiver Grünlandnutzung vorgenommen.

Die Parametrisierung der Bodenmessfelder wurde ebenfalls auf Grundlage der Parametrisierung der extensiven Grünlandnutzung in Falkenberg aufgebaut. Die klimatischen und hydrologischen Eingangsdaten sowie die vegetativen und pedologischen Parameter wurden standortspezifisch für die Messfelder angepasst.

Nachdem die Eingabedateien und Parameter (z. B. die Bewässerung, die chemischen Bodeneigenschaften und die vegetative Entwicklung) an das jeweilige Lysimeterpaar bzw. Messfeld angepasst waren, erfolgte die Kalibrierung des Modells.

4.2.3. Sensitivitätsanalyse der DOM-Simulation in ANIMO

Ziel der Sensitivitätsanalyse ist es, die relevanten Modellparameter der DOM-Simulation zu ermitteln. Die Sensitivitätsanalyse kann Aufschluss über die Relevanz der einzelnen Parameter und ihre Interaktion im Modell geben. Sie bietet die Möglichkeit, neu implementierte Parameter und Prozessschemen zu überprüfen. Ebenso kann sie quantitative und qualitative Defizite in der Parametrisierung des Modells aufzeigen, um so technische Probleme, kritische Parameterbereiche und zukünftige Modellentwicklungsschwerpunkte zu ermitteln (Saltelli et al., 2008). Die Parametersensitivitäten geben zudem Hinweis auf relevante Kalibrierungsparameter.

Die implementierten Prozessschemen sind aufgrund der vielfältigen Eintragsquellen von DOM, der biochemischen Umsatzprozesse, der DOM-Speicherung im Boden und der externen Steuerungsfaktoren (z. B. Temperaturschwankungen) komplex. Es gibt u. a. lineare Wechselwirkungen und Wertebereichsabhängigkeiten der Parameter (z. B. Sauerstoffdiffusion und Fraktionierung der organischen Substanz). Die linearen direkten Parametereffekte können mit einer lokalen Sensitivitätsanalyse bestimmt werden. Um Parameterinteraktionen zu ermitteln, ist eine Sensitivitätsanalyse mit generalisiertem oder globalem Ansatz notwendig. Diese variiert und überprüft die Modellparameter in Kombination miteinander. So können nicht-lineare Effekte erfasst und quantifiziert werden.

4.2.3.1. Softwareentwicklung und Vorgehen

Frei verfügbare Werkzeuge zur Sensitivitätsanalyse konnten aufgrund der Struktur der Eingabedateien von ANIMO (insb. die Parametrisierung der Zusammensetzung der organischen Substanzen) nicht angewandt werden. Daher wurde am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ in Magdeburg ein neues Software-Werkzeug in ‚Matlab‘ entwickelt, um die lokalen und globalen Sensitivitätsanalysen zu automatisieren⁵.

4.2.3.2. Simulationszeitraum und Datensätze

Die Sensitivitätsanalyse wurde anhand der extensiven Grünlandnutzung vorgenommen und die mittleren Sensitivitäten im Simulationszeitraum 1994 bis 2007 bestimmt. Für den Vergleich der Modellversion 4.0 und 4.1 wurde für beide Modellversionen eine lokale Sensitivitätsanalyse durchgeführt sowie für die neue Modellversion 4.1 mit dem 2-Pool DOM-Simulationsschema eine

⁵ Die implementierten Einlese-, Analyse- und Ausgaberroutinen wurden von Olaf Büttner und dem Autor entwickelt. Die Implementierung des Codes und die Anwendung der Software dieses Modellanalysewerkzeugs erfolgten durch Olaf Büttner. Die Vorbereitung der Eingabe- und Modelldateien sowie die Auswertung der Ergebnisse der Sensitivitätsanalysen wurden vom Autor selbst vorgenommen.

globale Sensitivitätsanalyse. Die Sensitivitäten der Parameter der Feldfrüchte wurden anhand der Ackerfruchtfolge des Lysimeterpaars 11 überprüft.

In der Sensitivitätsanalyse wurden die direkt und indirekt für den Kohlenstoffeintrag und -Umsatz relevanten Modellparameter berücksichtigt. Die zu überprüfenden Parameterbereiche wurden mittels wissenschaftlich dokumentierter Werte bzw. Wertebereiche des mitteleuropäischen Raums festgelegt, um eine gute Aussagekraft zu erreichen. Waren keine Referenzwerte verfügbar, wurden Schwankungsbereiche von $\pm 50 \%$ eingesetzt. Diese Parameterbereiche wurden für die lokale und globale Sensitivitätsanalyse angewendet.

4.2.3.3. Lokale Sensitivitätsanalyse nach McCuen

Diese Methode dient der Abschätzung der lokalen und somit direkten Effekte der Parameter auf die simulierten DOC-Konzentrationen. Die lokalen Sensitivitäten der einzelnen Parameter werden nach McCuen (1973) berechnet (Formel 4.5). Dieser basiert auf den relativen Änderungen der simulierten DOC-Konzentrationen in Bezug auf die relative Änderung des untersuchten Parameters.

lokaler Sensitivitäts-Index nach McCuen:

$$S_p = \frac{\sum (DOC_{max} - DOC_{min})}{\sum (P_{max} - P_{min}) \div P_{mean}} \quad (4.5)$$

S_p - lokale Sensitivität des Parameters

DOC_{max} - höchste simulierte DOC-Konzentrationen (Einheit der Orginaldaten)

DOC_{min} - niedrigster simulierte DOC-Konzentrationen (Einheit der Orginaldaten)

P_{max} - höchster überprüfter Parameterwert (Einheit der Orginaldaten)

P_{min} - niedrigster überprüfter Parameterwert (Einheit der Orginaldaten)

P_{mean} - mittlerer überprüfter Parameterwert (Einheit der Orginaldaten)

Für die Ermittlung der lokalen Sensitivität wurden obere und untere Grenzwert des zu überprüfenden Parameterbereichs verwendet. Zu beachten ist dabei, dass ein linearer Zusammenhang zwischen den Parameterwerten und simulierten DOC-Austrägen unterstellt wird. Es werden Parameter mit einer lokalen Sensitivität $> 10 \%$ ($S_p > 0,10$) dargestellt und interpretiert.

4.2.3.4. Globale Sensitivitätsanalyse nach Hornberger-Spear-Young

Die globale Sensitivitätsanalyse nach Hornberger-Spear-Young wird eingesetzt, um die Gesamteffekte der Parameter auf die simulierten DOC-Konzentrationen abzuschätzen. Es wird nicht nur die direkte Sensitivität der Parameter bestimmt, sondern ebenso Effekte durch Interaktionen mit anderen Parametern berücksichtigt. Die Methode ist robust, effizient und für die Analyse komplexer Modelle anwendbar (Ascough et al., 2005).

Die regionalisierte Sensitivitätsmethode basiert auf der Anwendung des Monte-Carlo-Simulationsverfahrens (MC) und wird auch als ‚MC-Filtering‘ bezeichnet. Um den gesamten Parameterbereich gleichmäßig zu überprüfen, werden gleichverteilte Parameterhäufigkeiten verwendet. Innerhalb dieser vordefinierten Parameterbereiche erfolgt die Auswahl der Parameterwerte mittels ‚Latin-Hypercube-Sampling‘ (Methodenbeschreibung in McKay et al. (1979)). So können die Parametereffekte und Modellergebnisse basierend auf der Selektion erwartungstreuer Stichproben des gesamten Parameterraums mit optimiertem Stichprobenumfang geschätzt werden (Marino et al., 2008). Es werden 5000 Parameterkombinationen analysiert, um repräsentative Sensitivitäten zu erhalten.

Die Analyse der Parametersensitivitäten wurde entsprechend Saltelli (2002) durchgeführt. Basierend auf einer vorab festgelegten Simulationsgüte (75 % Perzentil der RMSE-Werte) wurden die MC-Ergebnisse in zwei Gütegruppen unterschiedlicher Wertigkeit kategorisiert. Die hoch- und

die minderwertigen Simulationsgruppen wurden entsprechend Saltelli et al. (2000) abgebildet und statistisch mittels t- und u-Test verglichen. Mit den Testhypothesen wird geprüft, ob beide Gruppen der gleichen Verteilungsfunktion entstammen (Bei Gleichverteilung wird der Parameter als nicht sensitiv bewertet). Sind die kumulativen Verteilungskurven der beiden Vergleichsgruppen signifikant unterschiedlich, kann mit den p-Werten die Sensitivität des Parameters abgeleitet werden (Saltelli et al., 2000). Zu beachten ist dabei, dass die Auswahl und quantitative Festlegung des Gütekriteriums für die Unterscheidung der beiden Simulationsgruppen die Ermittlung der sensitiven Parameter beeinflussen. Wurde das Gütekriterium nicht optimal gesetzt oder bedingt eine Variable nicht methodisch erfassbare Variationen innerhalb der Vergleichsgruppen, können falsche Bewertungen auftreten (Saltelli, 2002). Dies wurde vermieden, indem das 75 % Perzentil als Unterscheidungskriterium der beiden Gruppen definiert wurde, um die Auswahl repräsentativer Vergleichsgruppen zu gewährleisten. Es werden Parameter mit einer globalen Sensitivität $> 10\%$ (t-Test: $p < 0,10$) dargelegt und verglichen.

4.2.4. Kalibrierung der DOM-Simulationen in ANIMO

4.2.4.1. Kalibrierung der DOC-Austräge der Lysimeter

Als Simulationszeitraum wurde für die Kalibrierung der Falkenberger Datensätze der sieben Jahre umfassende Zeitraum 1994 bis 2001 ausgewählt. Dieser Zeitraum dient ebenso als Vorlaufzeitraum für die Gleichgewichtseinstellung der Kohlenstoffpools und des DOC-Austrags. Der lange zeitliche Vorlauf ist notwendig, da in dem mechanistischen Ansatz der Simulation ebenso refraktäre Kohlenstoffpools und Sorptionsprozesse berücksichtigt werden, für die sich erst längerfristig ein Gleichgewicht einstellt. Gjettermann et al. (2008) dokumentierten einen ähnlich langen Vorlaufzeitraum von neun Jahren für das DAISY-DOM-Modul. Ein Vergleich unterschiedlicher experimenteller Studien zur Ernterestverwertung durch Bupiderpal-Singh und Rengel (zitiert in Marschner und Rengel (2007)) erbrachte ähnlich lange Equilibrierungszeiträume der Bodenkohlenstoffgehalte in realen Landnutzungsregimen. Die in der vorliegenden Studie ermittelte hohe Relevanz der Initialgehalte für die Kohlenstoffmodellierung wies ebenfalls Hill (2003) für unterschiedliche Nutzungsformen und Bewirtschaftungsstrategien nach. Bei fortbestehenden Nutzungsformen wurde eine Initialisierungssimulation durchgeführt. Bei Nutzungsumstellungen (wie für das Brachelysimeter und Lysimeterpaar 34) wurden die Initialwerte manuell kalibriert, in Anlehnung an vergleichbare Nutzungsformen.

Für die Kalibrierung der nutzungsspezifischen Lysimeterdatensätze wurden Modellparameter ausgewählt, die:

- entsprechend der durchgeführten Sensitivitätsanalysen eine hohe Sensitivität aufweisen (s. Kap. 4.2.3)
- für die Kalibrierung der Falkenberger Datensätze von hoher Effizienz waren (ermittelt durch ein Pre-Screening der Parameter mit hoher lokaler und globaler Sensitivität mit dem Modellanalysewerkzeug (s. Kap. 4.2.3.1)).

Die betreffenden Parameter der Synthese, des Umsatzes und der Sorption des DOM sind:

- Sorption der labilen und stabilen DOM-Fraktion
- Umsatz des labilen DOM zu SOM bzw. reziprok stabilem DOM
- Umsatzrate des stabilen DOM
- Umsatzrate des SOM zu stabilem DOM

Zum Zeitpunkt der Kalibrierung lagen keine repräsentativen Informationen vor um die Sorption der stabilen DOM Fraktion in landwirtschaftlich genutzten Böden zu quantifizieren (s. Kap. 1.5). Die Sorption der labilen und stabilen DOM-Fraktionen wurde daher als äquivalente Relation (jeweils 50 % der Gesamtsorption) parametrisiert. Eine exemplarische Überprüfung dokumentierter Sorptionsrelationen erbrachte keine Verbesserung der Simulationsergebnisse.

Die Filterschicht in 100 bis 125 cm uGOK wurde nicht simuliert, da sie aufgrund fehlender Parameterwerte im Modell nicht adäquat abgebildet werden konnte. Die Simulationsgüte wurde daher mit dem mittleren RMSE der simulierten DOC-Konzentrationen in 100 cm uGOK mit im Simulationszeitraum in Relation zu den gemessenen DOC-Konzentrationen im Sickerwasserablauf ermittelt.

Die Kalibrierung der Datensätze wurde in drei Schritten vorgenommen. Zunächst wurde mit dem Modellanalysewerkzeug (s. Kap. 4.2.3.1) ein automatisches Pre-Screening durchgeführt, um für jedes Lysimeterpaar die besten Parameterwerte der fünf Kalibrierungsparameter zu bestimmen. Die Parameterbereiche wurden dabei vordefiniert und schrittweise angenähert. Danach wurden aus den besten Parameterkombinationen manuell die Parametersets ausgewählt, die im Vergleich der Lysimeterpaare einen niedrigen RMSE-Wert und eine geringe Abweichung der kalibrierten Sorptionsparameterwerte aufwiesen. Die so ermittelten Sorptionsparameterwerte der labilen und stabilen DOC-Fraktion wurden final auf alle Lysimeterpaare übertragen und die verbleibenden vier Kalibrierungsparameter lysimeterpaarspezifisch optimiert.

Die Simulationsgüte der DOC-Konzentrationen am Lysimeterboden im Kalibrierungszeitraum von 1994 bis 2007 wird regulär mittels RMSE (s. Formel 4.2) berechnet. Darüber hinaus wird der normalisierte mittlere quadratischen Fehler (NRMSE) für die Bewertung der DOC-Simulationsergebnisse eingesetzt. Die Normierung verbessert die Vergleichbarkeit der Gütwerte der nutzungsspezifisch stark abweichenden DOC-Konzentrationen (Brache < Ackerfrüchte < Grünland).

normalisierter mittlerer quadratischer Fehler:

$$NRMSE = 100 \times \frac{RMSE}{(O_{\max} - O_{\min})} \quad (4.6)$$

RMSE - mittlerer quadratischer Fehler (Einheit der Orginaldaten)

O_{max} - größter Messwert (Einheit der Orginaldaten)

O_{min} - kleinster Messwert (Einheit der Orginaldaten)

4.2.4.2. Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile der Messfelder

Für das Untersuchungsgebiet Schäfertal wurden im Zeitraum 2008 bis 2009 mit Saugplatten tiefenspezifische DOC-Konzentrationen der Bodenlösung ermittelt. Die Gleichgewichtseinstellung der simulierten Kohlenstoffpools und des DOC-Austrags für die beiden Messfelder wurde gewährleistet, indem ein zweifacher Simulationsvorlauf des hydrologischen Jahres 2006/2007 durchgeführt und die Simulationsergebnisse für den Simulationszeitraum November 2006 bis Oktober 2009 übergeben wurden.

Die Übertragung des erfolgreich für die Falkenberger Daten angewandten Kalibrierungsverfahrens und der Wertebereiche auf die Messfelder im Schäfertal war nicht möglich (s. Kap. 4.5.2). Für die Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile der Bodenmessfelder wurden nach einem standortspezifischen Screening mit dem Modellanalysewerkzeug (s. Kap. 4.2.3.1) der Parametereffekte zwei neue Parameter als relevant identifiziert:

- der Umsatz der labilen Fraktion der Grassprosse zu Humus und Biomasse und damit reziprok die Bildung von DOM aus der labilen Fraktion der Grassprosse sowie

- der Umsatz der stabilen Fraktion der Grassprosse zu Humus und Biomasse damit reziprok die Bildung von DOM aus der stabilen Fraktion der Grassprosse

Beide Parameter sind entsprechend der verwendeten Sensitivitätskriterien nicht sensitiv (lokale Sensitivitäten mit $< 0,04$ und globale Sensitivitäten mit $> 0,23$ deutlich außerhalb der im Kapitel 4.2.3.3 und Kapitel 4.2.3.4 festgelegten Selektionsbereiche). Die Parametersensitivität von ANIMO wird im Schäferfetal demzufolge erheblich durch die standortspezifischen Rahmenbedingungen und Prozesse des Untersuchungsgebiets beeinflusst. Relevant sind hierbei die klimatischen Eingangsdaten, deren Sensitivität nicht im Rahmen dieser Arbeit ermittelt wurde. Dies zeigt, dass die Sensitivitätsanalyse standortspezifisch oder unter Einbeziehung der klimatischen Eingangsdaten erfolgen sollte, da Witterungsbedingungen, Pflanzenentwicklung, Bodenwasserhaushaltsdynamik und biochemische Umsatzprozesse in den Modellen gekoppelt sind und die Ergebnisse beeinflussen können.

Im Modellanalysewerkzeug wurde die Berechnung der Simulationsgüte mittels RMSE und NRMSE für die erste und zweite Messtiefe ergänzt. Die Ermittlung der optimalen Kalibrierungsparameterwerte erfolgte für beide Messfelder getrennt, da die angestrebte Annäherung der Kalibrierungsparameterwerte mit dem automatischen Pre-Screening nicht realisiert werden konnte. Die aufgetretenen Probleme, mögliche Ursachen und das weitere Vorgehen sind im Kapitel 4.5.2 dargelegt.

4.3. Entwicklung der ANIMO-Version 4.1 und des 2-Pool DOM-Moduls

4.3.1. Vorgehensweise

Mit der ANIMO-Modellversion 4.0 können der Eintrag und die Synthese von DOM sowie die metabolische Umwandlung und der Austrag simuliert werden. Diese Simulationsroutinen wurden erstmalig im Rahmen der vorliegenden Arbeit detailliert untersucht. Der bisher erfolgreich in der Simulation des Bodenkohlenstoffvorrats eingesetzte Simulationsansatz von ANIMO 4.0 erwies sich für die Simulation der DOC-Austräge der Falkenberger Lysimeterpaare als nicht ausreichend, da die Austragsmengen und die Austragsdynamik nicht zufriedenstellend simuliert werden konnten. Um die Defizite zu beheben, wurden die relevanten Modellroutinen evaluiert und modifiziert sowie neue Parameter und Simulationsroutinen implementiert. Die Modellanwendung und -Evaluation sowie die Entwicklung neuer Simulationsansätze erfolgte im Rahmen eines Drittmittelprojekts am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ in Magdeburg. Die Umsetzung in ANIMO wurde in Kooperation mit dem Alterra-Entwicklerteam diskutiert und durch Piet Groenendijk oder Leo Renaud bei Alterra in den Modellcode implementiert.

4.3.2. Weiterentwicklung der Simulation von Grünland

Es wurde mit der Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 4 mit **Grünlandnutzung** begonnen. Die Vegetationsentwicklung, Bewirtschaftung und Nährstoffaufnahme wird mit dem ANIMO-Modul für Grasbestände abgebildet. Für die Deckung des Stickstoffbedarfs des Grasbestands wird eine **biochemische Stickstoffbindung** von insgesamt $50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ mit maximalen Fixierungsraten im Juni berücksichtigt. Diese wird als täglicher N-Input von April bis September simuliert⁶. Dies entspricht der Bestandszusammensetzung des Lysimeterpaars bei

⁶ Das Fixierungspotenzial liegt im unteren Wertebereich des von Ledgard und Steele (1992) dokumentierten N-Bindungspotenzials nicht gedüngter Wiesen und Weiden von 13 bis 682 bzw. 55 bis 296 $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Die Saisonalität der N-Bindung ist temperaturbedingt und wurde mit der Wirkungsfunktion von Wu und McGechan (1999) abgeleitet.

einem Kleeanteil von 10 bis 15 % der Biomasse⁷ und einem mittleren Stickstofffixierungspotenzial von 2 bis 4 kg N · m² · Klee⁻¹ (Simulation s. Anhang Abb. A.21). Vergleichbare Ergebnisse dokumentieren Hill (2003) für die Simulation australischer Grünlandbestände sowie Wu und McGechan (1999) für die Simulation von Grasbeständen mit Klee in Großbritannien.

Die **Vegetationsperiode** der Gräser wurde auf März bis Oktober begrenzt, um die langfristige Entwicklung des Biomassezuwachs und Nährstoffpools besser abzubilden (s. Anhang Abb. A.22). Darüber hinaus wurde ein **Temperatursummenkonzept** (GDD) neu in ANIMO integriert und somit die jahreszeitliche Dynamik des Biomassezuwachs verbessert (s. Anhang Abb. A.23). Eine neu implementierte Option für die Parametrisierung expliziter Schnitttermine und -Mengen konnte nicht angewendet werden, da ANIMO die reale Dynamik der Biomassebildung noch nicht vollständig simuliert.

Die kleine Skale der Lysimeter erfordert zudem eine detaillierte Berücksichtigung der **Bodentemperaturen**. Mit einer neuen Eingabeoption können gemessene Tagesmitteltemperaturen oder simulierte Temperaturprofile, z. B. aus SWAP, in ANIMO eingelesen werden. So können temperatursensitive DOC-Umsatzprozesse und das mittlere Niveau und die jahreszeitliche Dynamik der gemessenen DOC-Konzentrationen im Sickerwasser des Grünlandlysimeterpaars mit ANIMO abgebildet werden (Abb. 4.1). Die jahresübergreifende Dynamik der Jahre 1997, 1998, 2000 und 2001 wird jedoch unterschätzt. Zudem wird im Winterhalbjahr eine **zeitliche Verzögerung** des Anstiegs der DOC-Konzentrationen simuliert, die nicht auf die Simulation der Bodenwasserhaushaltsdynamik zurückzuführen ist. An der Untergrenze des A-Horizonts (30 cm uGOK) werden DOC-Konzentrationen um 100 mg · l⁻¹ simuliert. Diese Konzentrationen sind im Vergleich zu Referenzwerten (Zsolnay, 1996; Vinther et al., 2006) sehr hoch (s. Abb. A.24 30 cm uGOK).

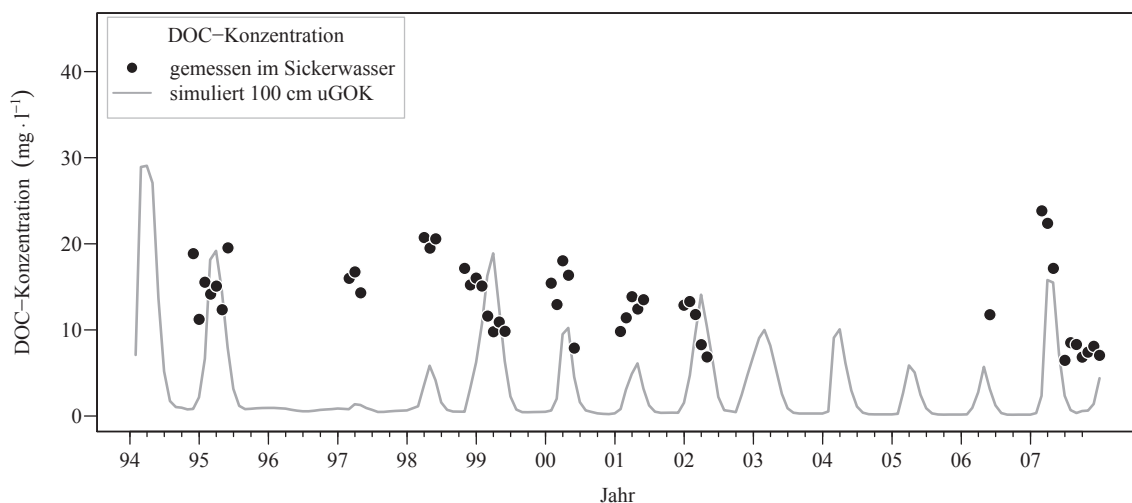


Abbildung 4.1.: Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 4 in 100 cm uGOK mit ANIMO 4.0

4.3.3. Weiterentwicklung der Simulation von Ackerfruchtfolgen

Die Simulation von **Ackerfruchtfolgen** in ANIMO mit dem Feldfrucht-Modul (Bestandsentwicklung, Bewirtschaftung und Nährstoffaufnahme) wurde ebenso überarbeitet. Das vorab auf julianischen Jahren basierende **Zeitkonzept** ist in der Version 4.1 durch gregorianische Jahre ersetzt

⁷ Dieser Kleeanteil entspricht der mittleren realen Bestandszusammensetzung der simulierten Lysimeter (Lüdtke und Seeger 12/2008 mündlich).

worden. Mit dem neuen Zeitkonzept können die komplexen Fruchtfolgen der Lysimeterpaare (incl. Winterungen und Zwischenfrüchte) sowie die dokumentierten Anbauperioden parametrisiert und simuliert werden.

Die Anpassung der Nährstoffaufnahme und Biomassebildung der Feldfrüchte an die klimatischen Rahmenbedingungen erfolgt in ANIMO durch die **Transpiration**. Da keine Messwerte vorlagen, wurden die mit SWAP berechneten Tagestranspirationsmengen aufsummiert und manuell auf ANIMO übertragen. Dies ist in ANIMO 4.1 automatisiert. Neu implementiert ist zudem eine Eingabeoption für den Massenfaktor des **Wurzel-Knollen/Rüben-Verhältnisses** für Hackfrüchte. Die beobachteten Variationen der jahresspezifischen Rüben oder Knollenerträge konnten so mittels Wurzelbildern von Kutschera (1960) und der Ertragsdaten angepasst werden.

Die Simulation der DOC-Austräge des Lysimeterpaars 12 (Getreide-Hackfruchtfolge mit Einarbeitung der oberirdischen Biomasse) zeigt, dass ANIMO 4.0 das **mittlere Konzentrationsniveau** simulieren kann, die **interannuelle Dynamik** der DOC-Konzentrationen wird jedoch nicht abgebildet (Abb. 4.2). Mit ANIMO werden nach Jahren mit niedrigem Biomasseeintrag durch Kartoffelanbau und rein mineralischer Düngung (1995 und 1999) die DOC-Konzentrationen unterschätzt (1996/97 und 2000/01). In Phasen mit hohem Biomasseeintrag durch Haupt- und Zwischenfrüchte sowie Gründung (1995, 1999 und 2002) hingegen wird der DOC-Austrag überschätzt.

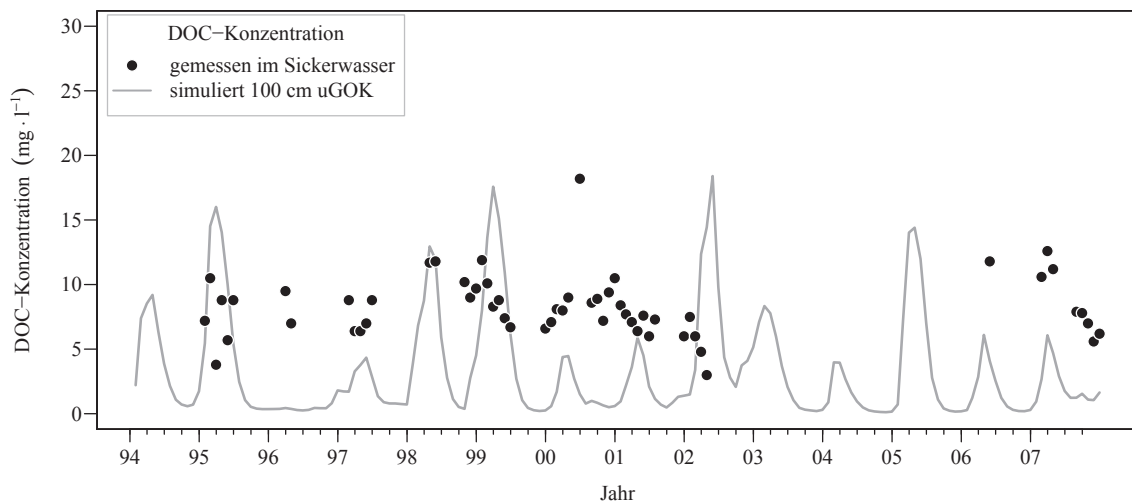


Abbildung 4.2.: Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 100 cm uGOK mit ANIMO 4.0

4.3.4. Das 1-Pool DOM-Simulationsschema

Die im Kapitel 4.3.2 und 4.3.3 dargelegten Simulationsdefizite liegen in der **Modellstruktur der ANIMO-Version 4.0** begründet. Der implementierte DOM-Pool (Abb. 4.3) repräsentiert die gesamte gelöste organische Substanz im Boden, mit intermediären Umsatzraten. Der Eintrag bzw. die Bildung von DOM erfolgt (1) direkt durch den Eintrag frischer organischer Substanz in gelöster bzw. hydrophiler Form, oder resultiert (2) aus der biochemischen Transformation von hydrophober frischer organischer Substanz. DOM kann im Boden biochemisch zu (3) Humus oder Biomasse umgewandelt, oder (4) mit dem Sickerwasser verlagert werden.

Aus der Prozessbeschreibung resultiert eine hohe Abhängigkeit der DOM-Gehalte und des DOM-Austrags vom **Eintrag frischer organischer Substanz**. Dies bestätigt die Sensitivitätsanalyse (Kap. 4.4.1 und 4.4.3). Nicht berücksichtigt sind weitere DOM-Quellen, eine chemische Differenzierung des DOM und stabilisierende Prozesse, die experimentell belegt sind (s. Kap.

1.5). Mit der ANIMO-Version 4.0 kann daher die aus dem Abbau des Humus resultierende basale DOC-Konzentration (Mertens et al., 2007) nicht simuliert werden, und somit ebenso nicht der DOC-Austrag der Schwarzbrache oder der Falkenberger Lysimeterpaare mit Ackerfruchtfolgen und niedrigem Kohlenstoffeintrag in den Boden. Ebenso ist die Modellierung des DOM-Umsatzes und -Austrags landwirtschaftlich genutzter Moorböden nicht möglich, da in diesen Böden eine deutliche quantitative Dominanz der pedogenen Kohlenstoffpools gegenüber den rezenten Kohlenstoffeinträgen vorliegt (Hendriks 2009 und 2011 mündlich).

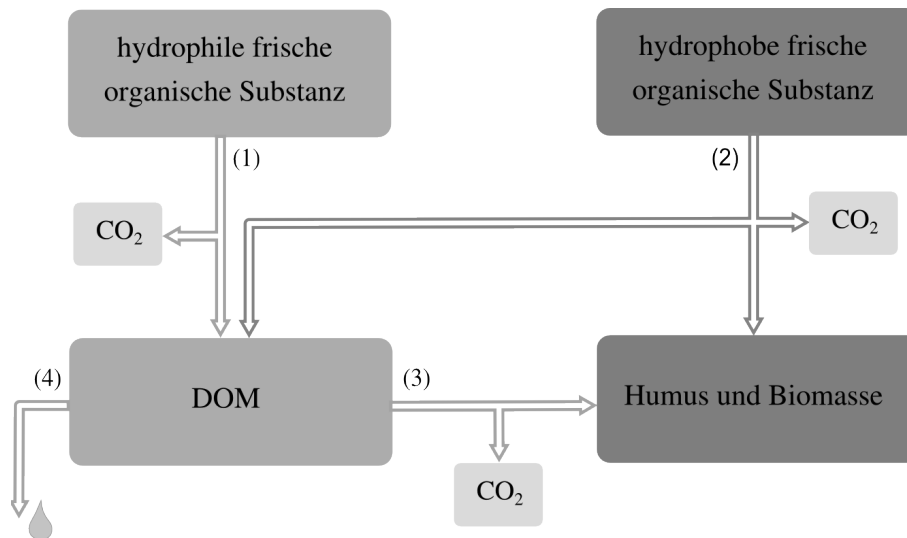


Abbildung 4.3.: Das in ANIMO 4.0 implementierte 1-Pool DOM-Simulationsschema

4.3.5. Entwicklung des neuen 2-Pool DOM-Moduls in ANIMO 4.1

Für die ANIMO-Version 4.1 wurde ein **neues DOM-Modul** entwickelt, das eine Erweiterung der bestehenden DOM-Simulation auf den aktuellen Stand der Forschung darstellt und für detaillierte DOC-Simulationen angewendet werden kann. Mit diesem DOM-Modul werden **zwei DOM-Fraktionen** simuliert. Der bereits in Version 4.0 vorhandene DOM-Pool repräsentiert dann die labile DOM-Fraktion [III], und es wird ein neu implementierter SDO-Pool aktiviert, der die stabile, vorwiegend pedogene DOM-Fraktion [IV] abbildet (Abb. 4.4 Mitte). Diese beiden DOM- bzw. DOC-Fraktionen wurden experimentell nachgewiesen in Grünlandböden (Farrell et al., 2011) und in landwirtschaftlich genutzten Böden (Gregorich et al., 2003). Ebenso wird der Eintrag von DOM mit organischem Dünger in ANIMO 4.1 in eine labile [I] und eine stabile [II] Fraktion unterschieden, basierend auf Studien von Gerzabek et al. (1997), Kalbitz et al. (2003b), Qualls und Bridgman (2005) und Maie et al. (2006)⁸. Mit dieser Fraktionierung können Chemismus und Abbaudynamik des DOM mit einem Modell bestehend aus zwei Komponenten mit einer Reaktionskinetik erster Ordnung, wie z. B. ANIMO, reproduziert werden (Gregorich et al., 2003; Khalid et al., 2007).

Im ANIMO 4.1 DOM-Modul sind die Interaktionen der pedogenen Kohlenstoffpools entsprechend experimentell ermittelter und dokumentierter Transformationsprozesse implementiert (s. Abb. 4.3). Die Synthese von DOM (1), resultierend aus der biochemischen Transformation der

⁸ Die labile Fraktion aus der Rhizodeposition wird sehr schnell assimiliert und transformiert (Domanski et al., 2001; Hütsch et al., 2002; Kaštovská und Šantrůčková, 2007). Darüber hinaus ist die Qualität und Quantität der vorhandenen Daten noch unzureichend, insbesondere im Hinblick auf die Rhizodeposition von Ackerkulturen. Daher wurde die Bildung von DOM aus Rhizodeposition vorerst nur mit der stabilen DOM-Fraktion implementiert.

frischen, hydrophoben organischen Substanz [V], war bereits in der Modellversion 4.0 implementiert. Unter Anwendung des DOM-Moduls wird das gebildete DOM mittels Partitionierungsfaktor in labiles [III] oder stabiles [IV] DOM differenziert.

Hur et al. (2009) beobachteten in Inkubationsversuchen den Abbau von labilem WEOC und die **Synthese von stabilem WEOC** unter CO₂-Freisetzung. Gruber et al. (2006) analysierten den Umsatz von hydrophilen Kohlenstoffverbindungen in aquatischen Systemen. Sie wiesen experimentell nach, dass der Kohlenstoff der Glukose (eine hydrophile, leicht verfügbare Kohlenstoffquelle) nicht nur zu CO₂ oxidiert und mikrobieller Biomasse resynthetisiert wird, sondern ebenfalls transformiert in hydrophile Kohlenstoffverbindungen mit deutlich langsameren Umsatzraten (ebd.). Kaiser und Kalbitz (2012) schlagen ein ähnliches Konzept für mineralische Böden vor. Sie verweisen auf vorwiegend der Vegetation entstammendes DOC im Oberboden und mikrobielle Abbauproduktion im Unterboden (ebd.). Im DOM-Modul bilden der labile als auch der stabile DOM-Pool Kohlenstoffquellen für mikrobielle Abbau- und Transformationsprozesse (2a und 2b) unter Bildung von CO₂, Humus und Edaphon [VI] sowie stabilem DOM [IV].

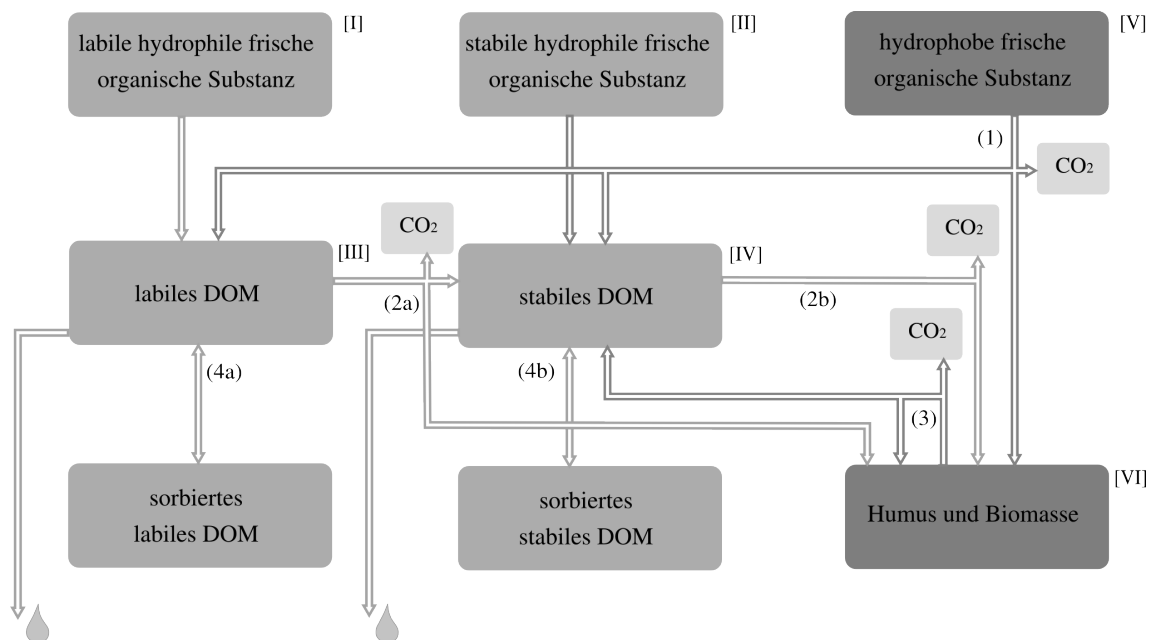


Abbildung 4.4.: Das in ANIMO 4.1 implementierte neue 2-Pool DOM-Modul

Mertens et al. (2007) untersuchten in einer Feldstudie den DOM-Umsatz und -Austrag einer Schwarzbrache. Sie belegten qualitativ und quantitativ die Bildung von stabilem DOC (3) resultierend aus dem Abbau der pedogenen Kohlenstoffpools [VI] unter Resynthese des pedogenen Kohlenstoffs und Bildung von mikrobieller Biomasse und CO₂. Untersuchungen von Don und Schulze (2008) sowie Sanderman et al. (2008) belegen die **DOC-Synthese bzw. Freisetzung aus pedogenen Kohlenstoffverbindungen** unter Grünland. Die Modellperformance und -Güte in Hinblick auf die Simulation der basalen DOC-Synthese und des resultierenden DOC-Austrags wird anhand des Lysimeters mit Schwarzbrache überprüft (Kap. 2.1.1). Da in diesem Lysimeter keine frische organische Substanz eingetragen wird, kann nur aus der organischen Substanz im Boden DOC gebildet werden.

Insbesondere in den mineralischen Unterbodenhorizonten ist die **Sorption von DOM** von Bedeutung, wie im Kapitel 1.5 dargelegt und in unterschiedlichen Studien nachgewiesen (Kaiser et al., 2000; Kothawala et al., 2009). Für die Lysimeter und Messfelder wurde in der Modellierung ebenfalls eine hohe quantitative Relevanz ermittelt (Kap. 4.4.3 und 4.5.1). Die Sorption von DOM

kann mit unterschiedlichen Isothermen beschrieben werden, wie bspw. der Initial Mass-Isotherme (Nodvin et al., 1986), der modifizierten Freundlich-Isotherme, oder der modifizierten Langmuir-Isotherme (Vandenbruwane et al., 2007; Kothawala et al., 2008).

Insbesondere die lineare **Initial Mass-Isotherme** wird häufig und erfolgreich angewandt (Moore et al., 1992; Kaiser und Zech, 1997; Riffaldi, 1998; Neff und Asner, 2001; Kawahigashi et al., 2004; Sanderman und Amundson, 2008), auch für Bodenproben in Säulenversuchen (Qualls und Haines, 1992b). Sie ist für die Charakterisierung der Sorptionseigenschaften von Böden mit linearem Anstieg der Sorptionsisotherme (geringe Konzentrationsänderungen oder niedriges Sorptionspotenzial) geeignet (Vandenbruwane et al., 2007). Der Verteilungskoeffizient (m) der Initial Mass-Isotherme wurde als Partitionierungsfaktor der DOM-Sorption in das ANIMO DOM-Modul implementiert.

Unterschiedliche Studien wiesen die **präferenzielle Sorption des hydrophoben DOC** gegenüber dem hydrophilen DOC nach (Gu et al., 1995; Guggenberger et al., 1998). Die quantitative Differenzierung des DOM landwirtschaftlich genutzter Böden in Hinblick auf den Chemismus und die Sorptionsaffinitäten wurde selten untersucht. Dies dokumentierten Gjettermann et al. (2007). Die Zusammensetzung des DOM und die Sorption sind zudem bodenspezifisch und werden durch unterschiedliche Faktoren beeinflusst (s. Kap. 1.5). Mit der ANIMO-Version 4.1 kann die Sorption von DOM und die Differenzierungen der Sorptionsaffinitäten des labilen und stabilen DOM (4a und 4b) mittels Initial Mass-Isotherme simuliert werden. Aufgrund fehlender fundierter Untersuchungsergebnisse ist die Parametrisierung differenzierter Sorptionsaffinitäten jedoch problematisch. (Pool- und Prozess-Schema den modellinterne mit Pool- und Parameterbezeichnungen s. Anhang Abb. A.25)

4.3.6. Zusammenfassung

Über die vorab durch ALTERRA vorgenommenen großskaligen Simulationen der Bodenkohlenstoffvorräte hinaus wurden in der vorliegenden Studie mit der ANIMO-Version 4.1 die DOM-Simulationsroutinen weiter entwickelt. Mit ANIMO 4.1 sind wahlweise auch detaillierte DOM-Simulationen auf der Punktskala möglich. Sowohl Grünlandnutzungen mit extensiver Bewirtschaftung als auch komplexe Ackerfruchtfolgen können abgebildet werden. Darüber hinaus ist die Simulation des DOC-Austrags von Schwarzbrachen möglich, da mit dem neu implementierten DOM-Modul auch der basale DOM-Umsatz aus den pedogenen Kohlenstoffpools simuliert wird. Mit dem Simulationsschema des neuen DOM-Moduls wird ANIMO erfolgreich an den aktuellen Stand der DOC-Forschung angeglichen, der momentan in den Modellcode umgesetzt und parametrisiert werden kann. Die Relevanz der Modellparameter und -Pools wurde mittels Sensitivitätsanalysen nachgewiesen. Soweit notwendig und möglich wurden Eingabe- und Einleseoptionen implementiert, um die Modellanwendung zu optimieren und benutzerfreundlich zu gestalten.

Mit der ANIMO-Version 4.1 können die jahreszeitliche und jahresübergreifende Dynamik der Biomassebildung und -Einträge, der DOC-Umsatz und -Verlagerungsprozesse sowie der daraus resultierende DOC-Austrag der untersuchten langfristigen landwirtschaftlichen Fruchtfolgen und Bewirtschaftungsformen zufriedenstellend abgebildet werden. Die Simulation von Nutzungsumstellungen ist ebenso mit zufriedenstellendem Ergebnis möglich. Für detaillierte Analysen der Effekte von Landnutzungsveränderungen auf den DOC-Austrag sollten für die relevanten sukzessiven Parameterwertänderungen die statischen Parameter soweit möglich durch Modellfunktionen ersetzt werden. Zukünftig sind darüber hinaus die Weiterentwicklung des internen Graslandmoduls, oder die Implementierung neuer Importoptionen für die Anbindung externer Modelle, wie z. B. die Pflanzenentwicklungssimulation von SWAP oder Pflanzenwachstumsmodelle in Betracht zu ziehen, um die Simulationsergebnisse weiter zu verbessern.

4.4. Auswertung der Sensitivitätsanalysen von ANIMO 4.1 mit 2-Pool DOM-Modul

Die Sensitivitätsanalysen zielten darauf ab, die Modellparameter und -Struktur von ANIMO in Hinblick auf die Simulation des DOM-Austrags zu analysieren. Die Funktionalität der Parameter von ANIMO kann so überprüft und quantifiziert werden. Die lokale Sensitivitätsanalyse dient der Ermittlung der direkten Effekte der Parameterwerte auf die DOM-Simulation (s. Kap. 4.2.3.3). Mit der globalen Sensitivitätsanalyse werden zudem die Interaktionen der Modellparameter und deren Effekte auf die Simulation des DOM-Austrags erfasst (s. Kap. 4.2.3.4).

4.4.1. Lokale Sensitivitäten bei Grünlandnutzung

Werden die direkten Effekte betrachtet, sind insbesondere die neu implementierten Partitionierungsparameter der DOM-Synthese von hoher Relevanz für die Modellergebnisse (Tab. 4.2).

Tabelle 4.2.: Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul

lokale Sensitivität nach McCuen - ANIMO Version 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul	
S_p	Modellparameter
-7,36	Umsatz der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse zu Humus und Biomasse reziprok DOM
-5,09	Umsatz des labilen DOM zu Humus und Biomasse sowie reziprok stabilem DOM
-2,92	Umsatz der labilen Fraktion der Graswurzelbiomasse zu DOM
-2,11	pH-Wert des Mineralbodenhorizontes
1,07	Bezugstemperatur der Umsatzraten
-0,94	Umsatzrate des stabilen DOM
0,93	Menge an appliziertem Stalldung
0,89	Umsatz von Humus und Biomasse zu stabilem DOM
-0,86	Umsatzrate des labilen DOM
0,73	pH-Wert des humosen Oberbodenhorizontes
-0,39	Modifikationsfaktor der temperaturabhängigen biochemischen Umsatzprozesse
-0,33	Partitionierung der BPP zu Spross- reziprok Wurzelbiomasse im Grasmodul
0,29	Umsatzrate der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse
-0,28	mikrobielle Assimilationseffizienz der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse
0,22	Sorptionsaffinität des stabilen DOM im Mineralbodenhorizont
-0,20	Partitionierung des aus der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse synthetisierten DOM in labiles respektive stabiles DOM
0,15	Umsatzrate der Wurzelbiomasse im Grasmodul
-0,14	Sorptionsaffinität des stabilen DOM im humosen Oberbodenhorizont
-0,13	Umsatz der stabilen Fraktion der applizierten organischen Dünger zu Humus und Biomasse reziprok DOM
-0,12	Durchwurzungstiefe des Grasbestandes zu Beginn der Vegetationsphase
-0,12	Tag des Jahres mit der maximalen Biomassebildung des Bestandes im Grasmodul
0,11	Umsatzrate von Humus und Biomasse
0,10	Eintrag von Sprossbiomasse in den Boden durch die Mahd im Grasmodul
0,10	maximale Sprossbiomasse im Grasmodul
-0,10	Partitionierung des aus der stabilen Fraktion der applizierten organischen Dünger synthetisierten DOM in labiles respektive stabiles DOM

Diesen nachgeordnet zeigen weitere neu implementierte Parameter eine hohe Sensitivität. Die Umsatzrate des stabilen DOM, der Umsatz des Humus- und Biomassepools zu stabilem DOM sowie

die Umsatzrate des labilen DOM. Die ebenfalls als sensitiv ermittelten klimatischen Rahmenbedingungen und der pH-Wert wurden ebenso von Lützow et al. (2006) als wichtige Einflussfaktoren des Umsatzes der stabilen organischen Substanz im Boden dokumentiert. Des Weiteren sind der Eintrag von Kohlenstoff durch die applizierten Dünger (z. B. Stalldung), die Wurzelbiomasse des Grasbestands und mit diesen assoziierte Parameter für die Modellergebnisse von Bedeutung.

Eine relativ hohe Relevanz zeigen zudem die neu implementierten Parameter der Sorption von stabilem DOM im Mineralboden und im Oberboden. Diese beeinflussen die simulierten DOC-Austräge direkt. Die Effekte der Sorption auf die Tiefenverlagerung des DOM in natürlichen Böden wurden in zahlreichen Quellen dokumentiert (Kaiser und Guggenberger, 2000; Kalbitz et al., 2005; Lützow et al., 2006; Hansson et al., 2010). Darüber hinaus belegen Neff und Asner (2001) die Bedeutung der Sorption in der DOC-Modellierung.

Insgesamt wurden für 25 der 107 getesteten Parameter direkte Effekten auf den DOM-Austragssimulation nachgewiesen ($S_p > 0,10$). Dies schließt die neu implementierten DOM-Parameter ein und belegt ihre Funktionalität im Modell. Die hohen Sensitivitäten zeigen ihre Relevanz für die Simulation der DOM-Austräge. Nur die Assimilationseffizienz der stabilen DOM-Fraktion bildet eine Ausnahme, die direkte Wirkungseffizienz beträgt nur 0,8 %. Diese geringe Sensitivität entspricht jedoch der prozessualen Relevanz, da sie nur indirekt den stabilen DOM-Pool beeinflusst.

Resultierend aus der Rangfolge der Sensitivitäten zeigen die simulierten DOC-Austräge im Ablauf der Lysimeter eine hohe direkte Sensitivität gegenüber den Parameter der DOM-Synthese und des -Umsatzes. Nachgeordnet beeinflussen auch die Zusammensetzung und der biochemische Umsatz der frischen organischen Substanz sowie die Sorption des DOM die simulierten DOC-Austräge. Allerdings ist die direkte Sensitivität der Sorptionsparameter im Vergleich zu den neu implementierten biochemischen Umsatzparametern sehr gering. Ebenfalls hohe Sensitivitäten für die Parameter der DOM-Synthese aus frischer organischer Substanz und pedogenen Kohlenstoffpools, der biochemischen Umsatzprozesse sowie der Sorption im Unterboden dokumentieren bspw. Michalzik et al. (2003) für das DOM-Modell DyDOC.

Im Vergleich der beiden DOM-Fraktionen zeigt die stabile Fraktion vorrangig höhere Sensitivitäten. Diese Relevanz ist äquivalent zu der mengenmäßigen Dominanz des stabilen DOM im Boden (Kalbitz et al., 2003a; Qualls und Bridgham, 2005; Sanderman und Amundson, 2008).

4.4.2. Lokale Sensitivitäten des Feldfruchtmoduls

Die exemplarische Sensitivitätsanalyse des Lysimeterpaars 11 mit Getreide-Hackfrucht-Folge zeigte, dass unter spezifischen Rahmenbedingungen Parameter des Feldfruchtmoduls relevante Sensitivitäten aufweisen können. Es wurden für die Transpirations-, Ertrags- und Wurzelmasseparameter sowie die eingearbeitete Gründüngung positive lokale Sensitivitäten ermittelt (s. Anhang Tab. A.10). Dabei wurden insbesondere die Parameter der Hackfrüchte in oder nach trockenen Perioden als relevant identifiziert.

4.4.3. Globale Sensitivitäten bei Grünlandnutzung

Die simulierten DOM-Austräge zeigen eine sehr hohe globale Sensitivität gegenüber Veränderungen der Sorptionsparameter der DOM-Fraktionen im Mineralboden (Tab. 4.3)⁹. Die niedrigen direkten Sensitivitäten der DOM-Sorptionsparameter im Mineralboden (Tab. 4.2 Rangplatz 15 und 29) werden demzufolge durch Interaktionen der Modellparameter deutlich erhöht. Sie sind für die Simulation der DOM-Austräge von übergeordneter Bedeutung. Die

⁹ Die Sorptionsparameter der labilen und stabilen DOM-Fraktion wurden horizontweise in 1:1 Relation zeitgleich modifiziert, die Sensitivität der Einzelparame-ter ist daher geringer.

ermittelte prozessuale Dominanz der DOC-Sorption wurde unter anderem experimentell nachgewiesen von Qualls und Haines (1992b), Vandenbruwane et al. (2007) und Sanderman und Amundson (2008).

Tabelle 4.3.: Globale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul

Globale Sensitivität nach Hornberger-Spear-Young - ANIMO Version 4.1 mit Gras- und 2-Pool DOM-Modul		
p-Wert t-Test	p-Wert u-Test	Modellparameter
1,64E-114	1,11E-99	Sorptionsaffinität des stabilen DOM im Mineralbodenhorizont
1,64E-114	1,11E-99	Sorptionsaffinität des labilen DOM im Mineralbodenhorizont
1,24E-22	2,10E-22	Trockenrohrdichte des Mineralbodenhorizontes
1,81E-21	1,06E-17	Umsatzrate des stabilen DOM
1,79E-13	3,81E-13	Partitionierung der BPP zu Spross- reziprok Wurzelbiomasse im Grasmodul
3,80E-12	5,24E-12	Umsatzrate von Humus und Biomasse
1,51E-09	1,76E-09	Gehalt an organischer Substanz in der Wurzelbiomasse
8,09E-08	4,16E-10	Parameter der Sauerstoffdiffusion im humosen Oberbodenhorizont
4,98E-05	5,15E-05	maximale Durchwurzungstiefe zur Blütezeit im Grasmodul
5,84E-04	6,51E-04	Umsatzrate des labilen DOM
2,32E-03	3,99E-03	Anteil der hydrophoben organischen Substanz in der intermediären Fraktion der applizierten organischen Dünger
3,01E-03	3,05E-03	Anteil der hydrophilen organischen Substanz in der stabilen Fraktion der Wurzelbiomasse
4,41E-03	4,35E-03	konstante Zuwachsrate der oberirdischen Biomassebildung im Grasmodul
5,32E-03	5,24E-03	mikrobielle Assimilationseffizienz der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse
8,13E-03	7,92E-03	Umsatzrate der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse
9,07E-03	1,41E-02	Anteil der hydrophilen organischen Substanz in der labilen Fraktion der applizierten organischen Dünger
1,56E-02	1,63E-02	Umsatzrate der stabilen Fraktion der applizierten organischen Dünger
1,63E-02	1,55E-02	Umsatzrate der sehr stabilen organischen Substanz
2,36E-02	2,57E-02	Wasserleitfähigkeit des humosen Oberbodenhorizontes
2,59E-02	1,12E-02	Parameter der Sauerstoffdiffusion im mineralischen Unterbodenhorizont
2,67E-02	4,55E-02	Anteil der hydrophilen organischen Substanz in der intermediären Fraktion der applizierten organischen Dünger
2,80E-02	3,50E-02	pH-Wert des Mineralbodenhorizontes
3,55E-02	3,66E-02	Modifikationsfaktor der effektiven Biomassebildung im Grasmodul
4,66E-02	4,89E-02	Menge an appliziertem Stallung
5,29E-02	5,18E-02	Umsatzrate der Rhizodeposition
5,44E-02	5,50E-02	Umsatz der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse zu Humus und Biomasse sowie reziprok DOM
5,73E-02	6,16E-02	Umsatz der labilen Fraktion der Graswurzelbiomasse zu Humus und Biomasse sowie reziprok DOM
6,73E-02	6,72E-02	mikrobielle Assimilationseffizienz der labilen Fraktion der applizierten organischen Dünger
6,78E-02	6,71E-02	Umsatzrate der intermediären Fraktion der applizierten organischen Dünger
9,17E-02	1,11E-01	Parameter der Sauerstoffdiffusion im mineralischen Unterbodenhorizont

Die Trockenrohrdichte des Mineralbodens zeigt ebenfalls eine hohe globale Sensitivität. Diese Relevanz ist bedingt durch die aus der Trockenrohrdichte resultierenden Verhältnisse von Fest-, Flüssig- und Gasphase sowie den sich daraus ergebenden Volumina und Stoffgehalten.

Die globalen Sensitivitäten der Umsatzraten des stabilen und labilen DOM sind ebenso hoch. Die Umsatzraten der beiden DOM-Fraktionen beeinflussen deren Abbaugeschwindigkeit und sind

daher wesentliche prozessuale Steuergrößen der DOC-Konzentrationen und des -Austrags. Die etwas höhere Sensitivität der Umsatzrate des stabilen DOM ergibt sich aus der mengenmäßigen Dominanz der stabilen DOM-Fraktion gegenüber der labilen DOM-Fraktion.

Die Sensitivitäten der Modellparameter des Eintrags und Umsatzes frischer organischer Substanz sowie des Umsatzes der pedogenen organischen Substanz (Humus) zeigen deren Bedeutung als Kohlenstoffquellen für die Simulation von Eintrag und Synthese des DOM. Die Bedeutung dieser Kohlenstoffeinträge wurde ebenfalls in unterschiedlichen Studien experimentell belegt, z. B. in Feldstudien von Flessa et al. (2000), Hagedorn et al. (2000), Vinther et al. (2006) und Hansson et al. (2010). Zu beachten ist bei diesen Modellparametern die deutliche Reduzierung der hohen lokalen bzw. direkten Sensitivitäten durch die Interaktionen mit den anderen Modellparametern. Diese Ergebnisse stehen in Übereinstimmung mit den in Kapitel 3.1.1.4 nicht nachweisbaren Korrelationen der gemessenen DOC-Konzentrationen zu mittleren Referenzwerten der ober- und unterirdischen Pflanzenbiomasse und Vegetationszeit, da selbst bei großer Spannweite der Werteausprägungen geringe Sensitivitäten nachgewiesen wurden, die pedogenen Faktoren nachgeordnet sind.

Unter Berücksichtigung von Interaktionen wurden insgesamt 30 der 107 überprüften Parameter als sensitiv (p-Wert des t-Tests $< 0,10$) bewertet. Dies beinhaltet auch bodenphysikalische und chemische Parameter (s. Tab. 4.3).

4.4.4. Zusammenfassung

Im 2-Pool DOM-Konzept von ANIMO 4.1 haben unterschiedliche Parameter direkten Einfluss auf den DOM-Austrag. Die neue Version 4.1 mit dem DOM-Modul 2-Pool DOM-Konzept zeigt eine deutliche Verschiebung der Sensitivitäten zu Gunsten der neu implementierten DOM-Parameter. Insbesondere die Relevanz der DOM-Bildung, -Transformation und -Speicherung nimmt gegenüber dem Kohlenstoffeintrag zu. Des Weiteren sind die direkten Sensitivitäten der neu implementierten Parameter des stabilen DOM regulär höher als die des labilen DOM. Das neu implementierte stabile DOM und die Sorptionsprozesse wirken ausgleichend auf den DOM-Austrag. Dies belegt, dass diese angestrebten Ziele der Modellentwicklung (s. Kap. 4.3) realisiert wurden.

Unter Berücksichtigung von Interaktionen werden die Parameter der DOM-Sorption als hoch sensitiv bewertet. Ebenso zeigen die Parameter des Biomasseeintrags, der pedogenen organischen Substanz sowie der Synthese und des Umsatzes von DOM hohe globale Sensitivitäten. Die Veränderung der Rangfolge der sensitiven Parameter bei der globalen Sensitivitätsanalyse gegenüber der Rangfolge den lokalen Sensitivitäten zeigt, dass in der Simulation Parameterinteraktionen implementiert sind.

Die im Modell implementierten Parameter des DOM-Eintrags, -Umsatzes, der -Sorption und des Austrags zeigen lokale und globale Sensitivitäten. Sie sind für die Simulation der DOM-Konzentrationen in der Bodenlösung und im Sickerwasser relevant. Zahlreiche der hier als sensitiv ermittelten Modellparameter, wurden bereits in unterschiedlichen Feldstudien als relevante Einflussfaktoren des DOC-Austrags ermittelt. ANIMO bildet demzufolge natürliche Einflussgrößen und Wirkungsmechanismen ab.

Basierend auf den lokalen und globalen Sensitivitäten kann abgeschätzt werden, welche Parameter für die Kalibrierung geeignet sind (s. Kap. 4.2.3). Die ermittelten Interaktionen sind dabei zu berücksichtigen. Weiterhin ist zu beachten, dass in Abhängigkeit von den klimatischen, hydrologischen und pedologischen Bedingungen sowie durch die Landnutzung standortspezifische Abweichungen der Sensitivitäten auftreten können. Für ein effizientes Vorgehen ist daher die im Kapitel 4.2.4.1 bzw. 4.2.4.2 beschriebene semi-automatische Kalibrierung anzuwenden.

4.5. Auswertung der Kalibrierung

Nach der Parametrisierung der Start- und Rahmenbedingungen sowie der Landnutzung und Bodeneigenschaften wurde die Simulation für die Falkenberger Lysimeter mit vier sensiblen Parametern optimiert. Die resultierenden Werte der Kalibrierungsparameter zeigen eine systematische Rangfolge, die nachfolgend dargelegt und erläutert wird.

4.5.1. Ergebnisse der Kalibrierung der Lysimeter in Falkenberg

Die im Kapitel 4.2.4.1 dargelegten vier **Kalibrierungsparameter** sind ausreichend, um den DOC-Austrag der untersuchten Nutzungsformen der Lysimeter mit zufriedenstellenden Ergebnissen zu simulieren (Kap. 4.2.4.1 und 5.2.1). Gjettermann et al. (2008) dokumentierten ebenfalls die Sorption und den Umsatz des DOM als relevante Steuergrößen. Für das im Rahmen dieser Arbeit untersuchte weite Nutzungsspektrum wurde zudem nachgewiesen, dass die Simulation der Synthese von DOM aus frisch eingetragener organischer Substanz und Humus im Boden wichtige Steuergrößen sind.

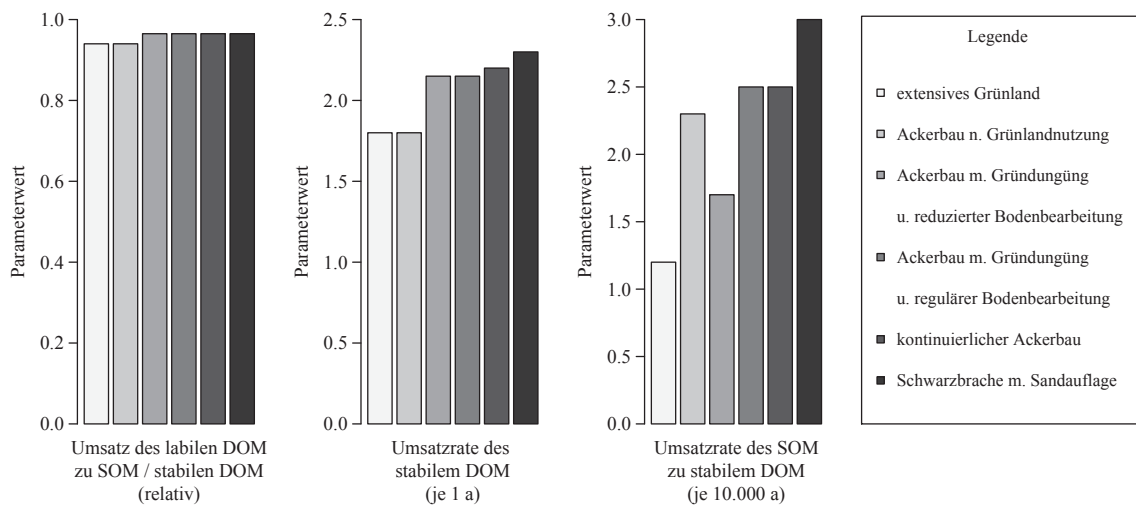


Abbildung 4.5.: Kalibrierungsparameterwerte der Lysimeter

Für die unterschiedlichen Nutzungsformen erwies sich eine **effektive Sorption** von 88 % des experimentell ermittelten potenziellen Sorptionspotenzials (Batch-Versuch) als optimale Parametrisierung. Dieser Wert wird für alle simulierten Lysimeterpaare und das Lysimeter mit Schwarzbrache angewandt. Die im Vergleich zu mit Batch-Versuchen bestimmten Sorptionskapazitäten geringere Sorption von DOM in natürlich gelagerten Böden wurde von Guggenberger (1992) und Qualls und Haines (1992b) experimentell nachgewiesen.

Ein wichtiger Kalibrierungsparameter ist der relative **Umsatz von labilem DOM** aus frischer organischer Substanz **in Humus und Biomasse (SOM) sowie stabiles DOM**¹⁰ (Abb. 4.5 links). Die Lysimeter mit vorangegangener oder noch bestehender Grünlandnutzung werden mit einer prozentualen Synthese von 6 % stabilem DOM optimal parametrisiert. Dieser Wert beträgt in den Lysimetern mit langfristiger Ackernutzung hingegen nur 3,5 %. Demzufolge wird unter Ackernutzung 40 % weniger stabiles DOM gebildet als unter Grünland, darüber hinaus ist der Umsatz zu Humus und Biomasse höher.

¹⁰ Die biochemische Umsatz von DOM zu CO₂ wird durch einen weiteren Parameter reguliert.

Die **Umsatzrate des stabilen DOM** (Abb. 4.5 Mitte) und die **Umsatzrate von SOM zu stabilen DOM** (Abb. 4.5 rechts) sind weitere wichtige Parameter der Simulation des DOM-Austrags. Sie bestimmen wie schnell stabiles DOM im Boden abgebaut bzw. aus Humus und Biomasse gebildet wird. Beide Umsatzraten sind unter Grünlandnutzung relativ gering, zeigen unter Ackerbau mittlere Werte und sind unter Schwarzbrache am höchsten. Diese Rangfolge der Umsatzraten des stabilen DOM ist stetig, jedoch gegenläufig zu den Kohlenstoffgehalten und -Einträgen der jeweiligen Nutzungsform. Jedoch zeigt das Lysimeterpaar mit Nutzungsumwandlung von Grünland zu Acker ungewöhnlich hohe Umsatzraten der Humus- und Biomasse zu stabilem DOM.

Die ermittelten Kalibrierungsparameterwerte weisen auf einen **nutzungsspezifischen Zusammenhang** der Kohlenstoffeinträge und -Konzentrationen zu den biochemischen Umsatzprozessen der Synthese, Transformation und Austrag des DOM hin. Mit abnehmender Quantität und Qualität der organischen Substanz steigt die Umsatzeffizienz der vorhandenen leicht verfügbaren Kohlenstoffverbindungen (labiles DOM) an und der simulierte Umsatz von stabilem DOM und Humus erfolgt rascher. Aus dem geringeren Eintrag frischer organischer Substanz resultiert eine relative Verschiebung von den leicht abbaubaren hin zu den stabileren Kohlenstoffverbindungen. Dabei wird der verfügbare Kohlenstoff in größerem Umfang und mit höherer Intensität umgesetzt.

Zahlreiche experimentellen Studien unterstützen die mit den Simulationen festgestellte **Wechselwirkung der Quantität und Qualität** der verfügbaren organischen Substanz und des gelösten organischen Kohlenstoffs im Boden. Entsprechend der jeweiligen landwirtschaftlichen Nutzung ermittelten Tian et al. (2010) unterschiedliche Gehalte und Zusammensetzungen des gelösten organischen Kohlenstoffs sowie der Mineralisierungsraten und Enzymaktivitäten. Haynes (2000) fand lineare Korrelationen der Landnutzung mit den labilen Kohlenstoffpools, dem WEOC und dem mikrobiellen Kohlenstoff. Fließbach und Mäder (1997) wiesen nach, dass die Zusammensetzung und biochemischen Prozesse des Edaphons sensitiv auf kurz- und langfristige Landnutzungsänderungen und Bewirtschaftungsstrategien reagieren. Nach Grünlandumbruch und Bodenbearbeitung beobachteten MacDonald et al. (2011) reduzierte HWEOC- und WEOC- sowie DOC-Konzentrationen. Sie stellten zudem bei organischer Düngung ein weiteres Verhältnis zwischen gelöstem organischen Kohlenstoff und mikrobiellem Edaphon fest und ziehen eine höhere mikrobielle Nutzungseffizienz als Ursache in Betracht (ebd.). Ebenso dokumentieren Gregorich et al. (2003) erhöhte WEOC-Gehalte und höhere Anteile der labilen WEOC-Fraktion in Böden mit organischer Düngung. Im Vergleich zu vegetationsfreien Böden ermittelten Bird et al. (2011) in Böden mit Vegetationsbedeckung zudem eine Differenzierung der metabolisch aktiven mikrobiellen Gesellschaften und erhöhte Umsatzraten der frisch eingetragenen organischen Substanz.

Weitere Studien geben Indizien für die mit ANIMO festgestellten nutzungsspezifisch ansteigenden **Umsatzraten von stabilem DOM und von SOM**. Berthrong et al. (2013) fanden in Böden unter vielgliedriger Fruchtfolge und organischer Düngung eine vielfältigere mikrobielle Fauna und intensivere Umsetzung labiler Substrate im Vergleich zu Böden mit zweigliedriger Fruchtfolge und rein mineralischer Düngung. Kramer und Gleixner (2006) untersuchten die Kohlenstoffnutzung und den -Umsatz unterschiedlicher Ackernutzungen. Sie wiesen mittels Kohlenstoffisotopen und PLFA-Analysen nach, dass präferenziell frische organische Substanz metabolisiert wird, aber auch die stabileren pedogenen Kohlenstoffpools mikrobiell umgesetzt werden (ebd.). Durch Vergleichsstudien belegten sie die metabolische Anpassung der mikrobiellen Gesellschaften, insbesondere der Gram-positiven Bakterien, an die standortspezifische Verfügbarkeit und Qualität der organischen Substanz (ebd.). Sie wiesen darüber hinaus bei reduziertem Eintrag frischer organischer Substanz eine relative Zunahme der Metabolisierung stabiler Kohlenstoffverbindungen im Boden nach (ebd.). Eine substratspezifische Anpassung der mikrobiellen Gesellschaften sowie bei abnehmender Bioverfügbarkeit eine erhöhte mikrobielle Nutzungseffizienz und Umsetzung des Kohlenstoff durch die mikrobielle Biomasse (BGE) wiesen ebenfalls Eiler et al. (2003) in aquatischen Kulturen nach.

Die **Bodenbearbeitung** ist eine weitere mögliche Ursache für den erhöhten Umsatz des stabilen DOM. Werden die Bodenaggregate aufgebrochen, dann wird der enthaltene Kohlenstoff, u. a. stabiles DOM, für die mikrobielle Biomasse verfügbar und biochemisch umgesetzt. Darüber hinaus wird die Sauerstoffdiffusion im Boden erhöht und so der mikrobielle Abbau organischer Substanz gefördert. Innerhalb der ersten Wochen nach der Bodenbearbeitung ermittelten McGeachan et al. (2005) ansteigende CO₂-Emissionen und simulierten höhere Umsatzraten. In ackerbaulich genutzten, gepflügten Böden dokumentieren ebenfalls Gjettermann et al. (2008) erhöhte Umsatzraten des DOM. Im Gegensatz zum DOM-Modul des Modells CANDY kann mit der ANIMO-Version 4.1 das DOM fraktioniert und die Umsatzrate des stabilen DOM als hoch sensibler Parameter identifiziert werden.

Die bei dem Lysimeterpaar mit **Umstellung von Grünland zu Ackerland** beobachtete erhöhte Umsatzrate des Humus und der Biomasse kann u. a. durch die Umverteilung der frisch eingebrachten organischen Substanz im Bodenprofil bedingt sein. Weitere relevante Ursachen sind der reduzierte Biomasseeintrag unter Ackernutzung und der Einfluss der Bodenbearbeitung, wie unterschiedliche Studien zeigen. Gemäß Haynes und Swift (1990) werden nach Nutzungsumstellung von Grünland zu Acker die labilen Kohlenstoffpools sukzessive abgebaut und die stabilen Kohlenstoffpools bleiben zunächst konstant. Kramer und Gleixner (2006) wiesen nach, dass durch den reduzierten Eintrag frischer organischer Substanz die Metabolisierung stabiler Kohlenstoffverbindungen im Boden ansteigt, wodurch die ermittelte hohe Umsatzrate des Humus experimentell belegt werden kann. Darüber hinaus dokumentieren Kennedy und Gewin (1997) die Dominanz von Pilzen unter Grünland. Unter Ackernutzung hingegen überwiegen Bakterien, die in größerem Umfang die verfügbaren Kohlenstoffquellen als Nahrungsgrundlage nutzen und weniger stark auf Störungen reagieren (ebd.). Nach Grünlandumbruch und Bodenbearbeitung belegten Rodinov et al. (2000) experimentell die Zerstörung der unter Grünland stabilen Bodenaggregate und den verstärkten Abbau organischer Substanz.

4.5.2. Ergebnisse der Kalibrierung der Messfelder im Schäfertal

Für die Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile der Messfelder im Schäfertal war ein anderes Vorgehen notwendig, als das für die Falkenberger Lysimeterdaten angewandte Verfahren (Kap. 4.2.4.2 und 5.2.2). Für das **Messfeld 1** wurden zufriedenstellende Ergebnisse erzielt, wenn der Umsatz der labilen und stabilen Fraktion der Grassprosse zu Humus und Biomasse von 96 % (entspr. der Kalibrierung der Lysimeter) auf 81 % reduziert wird (vgl. Abb. 4.6 oben und unten). Daraus resultierend wird reziprok die Bildung von DOM aus der Biomasse der Grassprosse von 4 % auf 9 % der Trockenmasse erhöht. Die höhere DOM-Synthese aus der Sprossbiomasse und die hohe Parametersensitivität können durch die standortspezifisch höhere jährliche Sprossbiomasse und die höhere Temperaturamplitude (insbesondere Frostphasen) im Schäfertal bedingt sein. Alle weiteren nicht standortspezifischen Parameter beeinflussen die Simulationsergebnisse nicht in relevantem Maß und wurden daher gegenüber den Parameterwerten des Grünlandlysimeterpaars nicht verändert. Das nutzungs- oder standortspezifische Sensitivitäten auftreten können, zeigten bereits Analysen von Futter und Wit (2008).

In der Simulation der DOC-Konzentrationen des **Messfelds 2** erbringt diese Parametrisierung keine zufriedenstellenden Ergebnisse (Abb. 4.7 oben). Die DOC-Konzentrationen in den Tiefen 40 und 80 cm uGOK können unter Anwendung der für die Falkenberger Lysimeter ermittelten Parametrisierung abgebildet werden (Abb. 4.7 Mitte). Die DOC-Konzentrationen an der Basis des A-Horizonts (20 cm uGOK) werden dabei jedoch deutlich unterschätzt. Die Konzentrationen in 20 cm uGOK können durch die Anpassung des Umsatzes der labilen und stabilen Fraktion der Grashalme zu Humus und Biomasse auf 70 % sowie reziprok die Erhöhung der DOM-Synthese auf 30 % der Trockenmasse der Grashalme simuliert werden, jedoch mit Überschätzung der DOC-Konzentrationen im Unterboden (Abb. 4.7 unten).

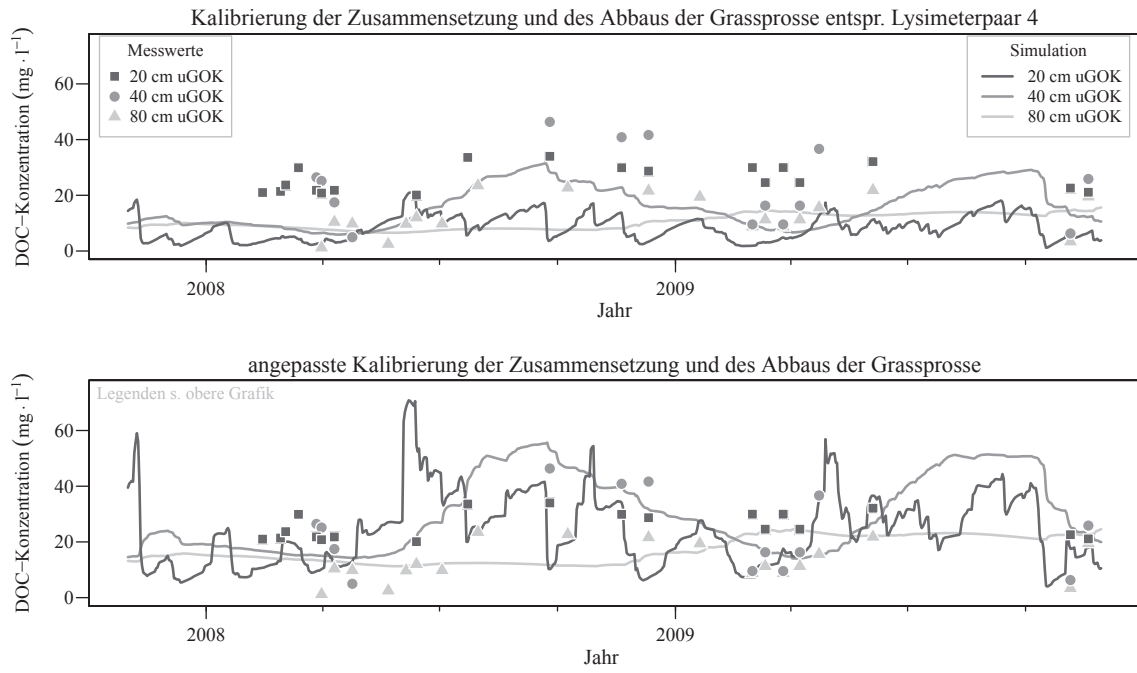


Abbildung 4.6.: Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 1

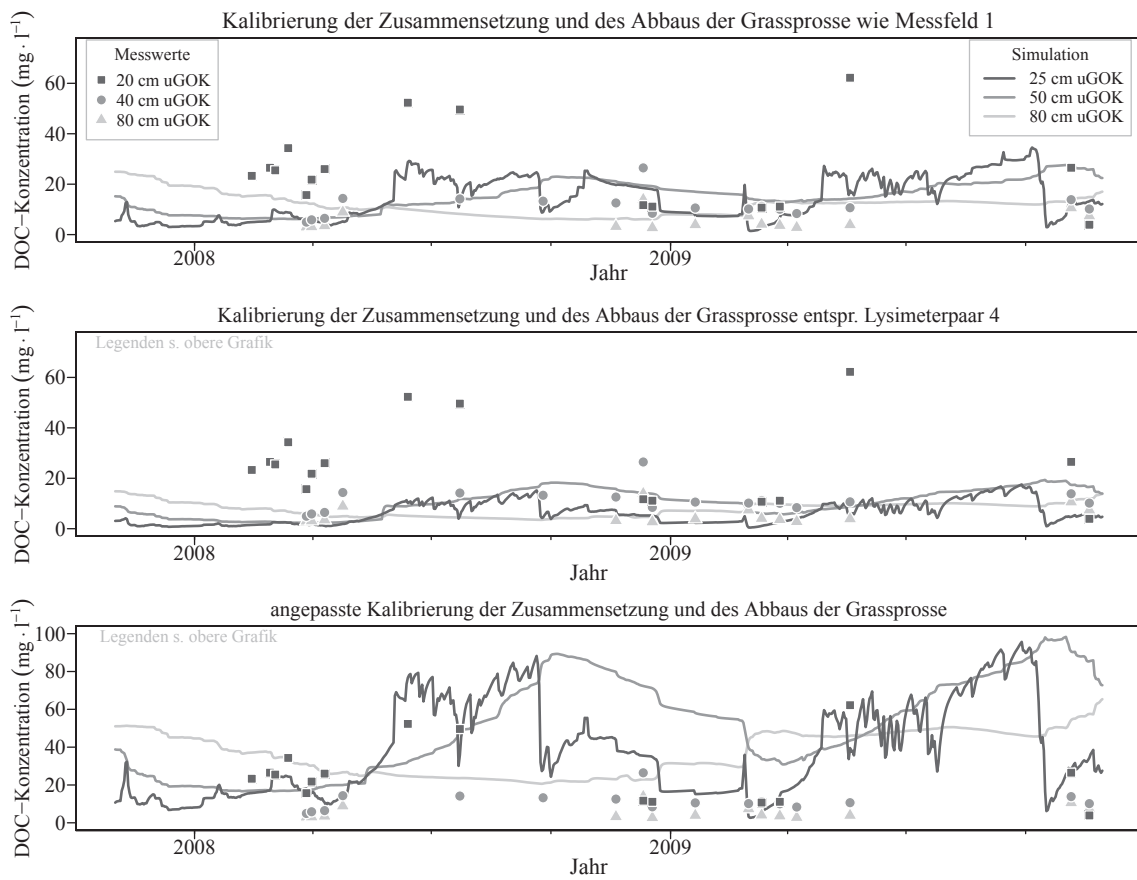


Abbildung 4.7.: Kalibrierung der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 2

Die Simulation der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil des **Messfelds 2** ist nur unter Anwendung unterschiedlicher Parameterwerte möglich. Die Relevanz der DOC-Bildung aus den Grashalmen resultiert aus den hohen DOC-Konzentrationen im A-Horizont. Diese sind von den DOC-Konzentrationen in den unter lagernden mineralischen Horizonten entkoppelt (Abb. 4.8 unten). Als steuernder Parameter erwiesen sich die Grashalme als optimal, da diese nur zum direkten Eintrag von frischer organischer Substanz und labilem DOC in den humosen Oberboden beitragen. Im Gegensatz dazu wird durch die Graswurzeln in geringerer Menge frische organische Substanz direkt in die durchwurzelten organischen Horizonte und die Mineralbodenhorizonte eingetragen.

Im **Messfeld 1** nehmen die DOC-Konzentrationen mit zunehmender Tiefe stetig ab und die Konzentrationen der unterschiedlichen Tiefen stehen in Relation zueinander (Abb. 4.8 oben). Für das Messfeld 2 sind diese Relationen jedoch nicht mit Messwertpaaren im Tiefenprofil nachweisbar (Abb. 4.8 unten). Die gemessenen DOC-Konzentrationen im mineralischen Unterboden sind deutlich geringer als im Oberboden. Insbesondere die im Sommerhalbjahr gemessenen sehr hohen DOC-Konzentrationen im Oberboden (s. Kap. 3.2.2) stehen nicht in Relation zu Konzentrationsänderungen im Unterboden. Dies deutet darauf hin, dass die DOC-Konzentrationen im Ober- und Unterboden weitgehend entkoppelt sind. Die Ausprägung erscheint jedoch unrealistisch hoch, wie nachfolgend erläutert wird.

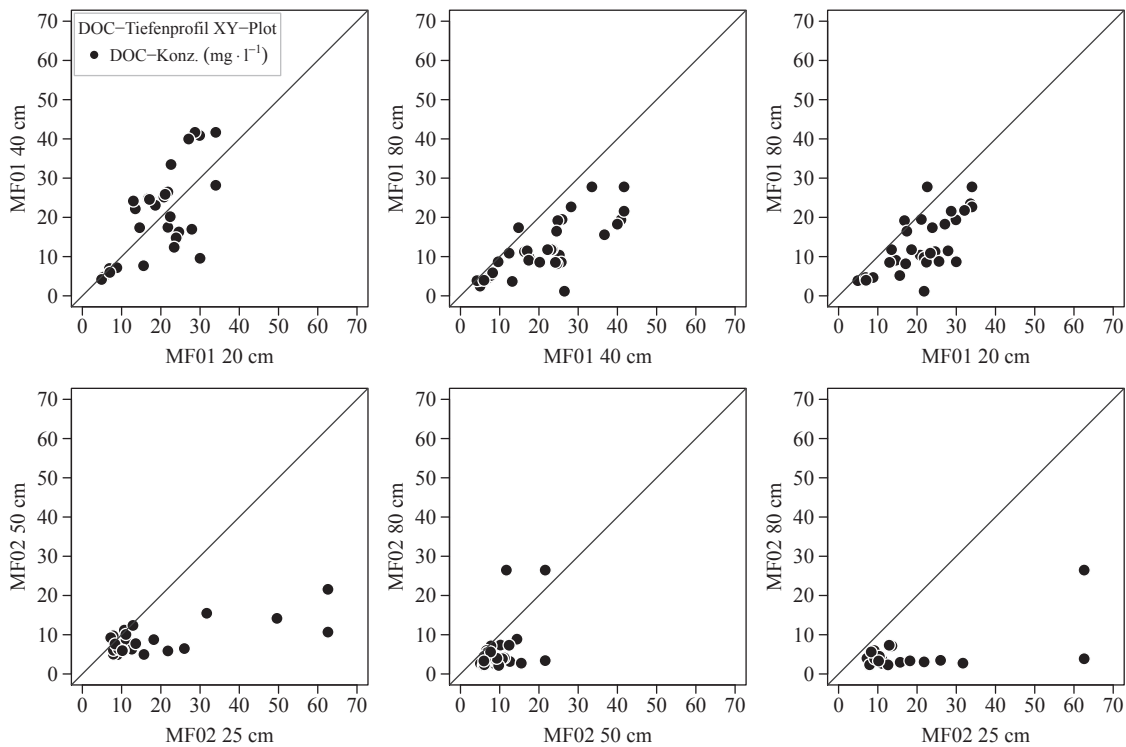


Abbildung 4.8.: XY-Plots der DOC-Tiefenprofile des Messfelds 1 (oben) und Messfelds 2 (unten)

Die Position des Messfelds 2 am Unterhang und der vorliegende Bodentyp Hanggley weisen darauf hin, dass **laterale Abfluss- und Stofftransportprozesse** vorliegen. Bei der Simulation der Saugspannungen mit SWAP wurden in den Wintermonaten der Einfluss erhöhter Hangwasserstände simuliert und im Sommerhalbjahr Indizien für die ereignisbezogene Zwischenabflussbildung nachgewiesen (s. Kap. 5.1.2). Diese Ergebnisse belegen sowohl horizontale als auch vertikale Wasserflüsse und Stoffströme in relevantem Umfang.

Das Messfeld 2 ist tendenziell trockener und zeigt größere **Saugspannungsschwankungen** (s. Kap. 3.2.1). Die daraus resultierende Aufkonzentration oder Verdünnung der Bodenlösung, trägt

zumindest teilweise zu den ermittelten Konzentrationsschwankungen bei. In Trockenperioden wird nur eine begrenzte, oder keine Verlagerung des DOC simuliert, es verbleibt im A-Horizont. Diese Stoffanreicherung an der Untergrenze des A-Horizonts wiesen Abdank et al. (1998) experimentell mit Tracerversuchen nach. Bei ausreichender Bodenfeuchte können im Oberboden zudem DOC-haltige Exsudate durch die Pflanzenwurzeln abgesondert, sowie WEOC aus abgestorbenen Zellen gelöst werden (Hütsch et al., 2002; Lu et al., 2004; Watt et al., 2006). Die bei der Bodenwasserprobennahme beobachteten geringen Extraktionsmengen und zahlreichen Luftblasen deuten darauf hin, dass die Bodenlösung mit DOC-Konzentrationen von über $40 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ aus kleinräumigen Bodenbereichen bzw. Porenräumen mit erhöhter Bodenfeuchte und hoher biologischer Aktivität extrahiert wurden (s. Kap. 1, insb. Kap. 1.2).

Im Sommerhalbjahr wurden auf dem Messfeld 2, im Gegensatz zum Messfeld 1, wiederholt **Schrumpfungsrisse** beobachtet, die präferenzielle Fließwege bilden. Daraus resultiert eine hohe räumliche Differenzierung von Bodenfeuchte, Abfluss- und Stofftransportprozessen sowie der DOC-Konzentrationen. Daher sinkt die räumliche Repräsentativität der gewonnenen Probenlösung¹¹. Darüber hinaus liegen im Unterboden dicht gelagerte Subpolyederggefüge vor, in denen die Sickerwasserbewegung vorrangig als präferenzieller Fluss entlang der Polyedergrenzflächen erfolgt (Abdank et al., 1998). In Pseudogleyen wies ebenfalls Sauer (2009) Makroporenfluss, kleinräumige Bodenfeuchteveränderungen, Permeabilitätswechsel an Horizontgrenzen sowie Zwischenabfluss bei ausreichender Hangneigung nach. Der Makroporenfluss und Transport kann mit SWAP und ANIMO nur in organischen und nicht in mineralischen Böden simuliert werden. Um laterale Abflussbildungs- und Transportprozesse zu simulieren ist eine zweidimensionale Simulation notwendig, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht umsetzbar war.

Eine weitere Einflussgröße der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil ist die **Sorption**. Die Mediane der gemessenen DOC-Konzentrationen sind in 50 cm uGOK und in 80 cm uGOK um 77 % und weitere 45 % gegenüber den Konzentrationen an der Untergrenze des A-Horizonts reduziert. Wird nur die Sorption als Modifikator betrachtet, wären 64 % und 46 % des maximalen Sorptionspotenzials notwendig. Es ist davon auszugehen, dass das tatsächliche Sorptionspotenzial niedriger ist, da Subpolyederggefüge und präferenziellen Fließbahnen vorliegen. Durch die Anpassung der Sorptionsparameter war es nicht möglich, die Simulationsergebnisse zu verbessern. Darüber hinaus sind die Al_{ox} - und Fe_{ox} -Gehalte des Messfelds 2 geringer als die des Messfelds 1. Insbesondere im humosen Oberboden ist der Eintrag frischer organischer Substanz ein wichtigerer Einflussfaktor. Dies belegen ebenfalls Studien von Guggenberger (1992), Gjettermann et al. (2007), Kalbitz et al. (2007) sowie die Simulationen von Gjettermann et al. (2008). Kalbitz et al. (2007) beobachteten ebenfalls Effekte durch den Humusgehalt und das Priming.

Die bestmögliche Lösung für die Parametrisierung des gesamten Profils des Messfelds 2 ist es die Kalibrierungsparameterwerte des Messfelds 1 zu verwenden. Die Simulationsergebnisse mit optimaler Anpassung den Messtiefen werden ergänzend betrachtet.

4.5.3. Zusammenfassung

Für die Kalibrierung der unterschiedlichen landwirtschaftlichen Nutzungsformen der Falkenberger Lysimeter, sowohl der Schwarzbrache, als auch der Ackerfruchtfolgen und der Grünlandnutzung, waren insgesamt vier Parameter ausreichend. Die sind (1) die effektive Sorption, (2) der relative Umsatz von labilem DOM aus frischer organischer Substanz in Humus und Biomasse (SOM) sowie stabiles DOM, (3) die Umsatzrate des stabilen DOM und (4) die Umsatzrate von SOM

¹¹ Den Transport von Kohlenstoff, u. a. relativ junger Kohlenstoffverbindungen, entlang von Rissen in Böden mit Makroporenfluss dokumentierten z. B. Marin-Spiotta et al. (2011) in hawaiianischen Böden.

zu stabilen DOM. Die ermittelten Parameterwerte der Umsatzraten sind unter Grünlandnutzung relativ gering, zeigen unter Ackerbau mittlere Werte und sind unter Schwarzbrache am höchsten.

Für die Lysimeterpaare wurden nutzungsspezifischen Rangfolgen ermittelt. Diese deuten auf Wirkungszusammenhänge der Quantität und Qualität der verfügbaren organischen Substanz mit der Synthese und dem Umsatz des gelösten organischen Kohlenstoffs im Boden sowie dem DOM-Austrag hin. Bei geringeren Einträgen frischer organischer Substanz nimmt die Abundanz der leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen ab und es liegen zunehmend stabile Verbindungen vor. Zugleich wird der verfügbare Kohlenstoff in erhöhtem Umfang und mit größerer Intensität umgesetzt. Unterschiedliche experimentelle Studien stützen diese Modellergebnisse.

Die DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil des Messfelds 1 können weitgehend mit den für die Kalibrierung des Falkenberger Lysimeterpaars mit Grünland verwendeten Parameterwerte simuliert werden. Um ein zufriedenstellendes Ergebnis zu erhalten, ist es ausreichend den Parameter anzupassen, der den Umsatz der labilen und stabilen Fraktion der Grashalme zu Humus und Biomasse sowie der reziproken Bildung von stabilem DOM steuert.

Das DOC-Tiefenprofil im Messfeld 2 konnte jedoch nicht mit einem Datensatz zufriedenstellend kalibriert werden. Im Gegensatz zum Messfeld 1 lag kein Zusammenhang der DOC-Konzentrationen der unterschiedlichen Tiefen vor. In Frage kommende beeinflussende Faktoren sind die in diesem Hangley auftretenden lateralen Abfluss- und Stofftransportprozesse, die an dieser Südhangposition ausgeprägten Temperaturschwankungen und Bodenfeuchteveränderungen, die Abflussbildung entlang von Makroporen und daher eine räumlich differenzierte Sickerwasserbildung, DOC-Freisetzung, -Sorption und -Verlagerung. Diese Prozesse können mit der verwendeten Messtechnik nicht vollständig erfasst werden.

5. Ergebnisse und Diskussion der Modellierungen

Nachfolgend werden Ergebnisse der Bodenwasserhaushaltssimulationen mit SWAP und der darauf aufbauenden DOC-Simulationen mit dem in ANIMO 4.1 neu implementierten 2-Pool DOM-Modul dargelegt und verglichen. Es werden zunächst die landnutzungsspezifischen Austräge der Lysimeterpaare in Falkenberg im Zeitraum 1994 bis 2010 dargestellt und erläutert bzw. 2000 bis 2010 für das Lysimeter mit Schwarzbrache (s. Kap. 2.1.1). Die langjährigen Lysimeterdatensätze dienen der Analyse der Austragssimulation für unterschiedliche Nutzungs- und Bewirtschaftungsformen unter variierenden meteorologischen Rahmenbedingungen. Es wird zudem überprüft, ob langfristige Austragstrends und die Wirkung von Nutzungsumstellungen abgebildet werden. Für die Messfelder im Schäfertal (s. Kap. 2.1.2) werden die Simulationsergebnisse nachfolgend betrachtet, um die Simulation unter veränderten meteorologischen, pedologischen und hydrologischen Bedingungen zu testen. Die Tiefenprofile der Messfelder ermöglichen darüber hinaus die Auswertung der Simulation von DOC-Konzentrationsveränderungen im vertikalen Bodenprofil sowie von Einzelereignissen.

5.1. Modellierung des Bodenwasserhaushalts mit SWAP

5.1.1. Simulation der Sickerwasserbildung der Lysimeter

Die ganzjährig hohe Sickerwasserbildung und ausgeprägte jahreszeitliche Sickerwasserdynamik des Lysimeters 119 mit Schwarzbrache und Sandauflage werden mit SWAP sehr gut simuliert. Die ungewöhnlich niedrigen Sickerwassermengen im Jahr 2003 können nach Unterbrechung des Simulationszeitraums und Zurücksetzen der Saugspannungen auf minimale Bodenfeuchtwerte mit gleichbleibender Simulationsgüte abgebildet werden.

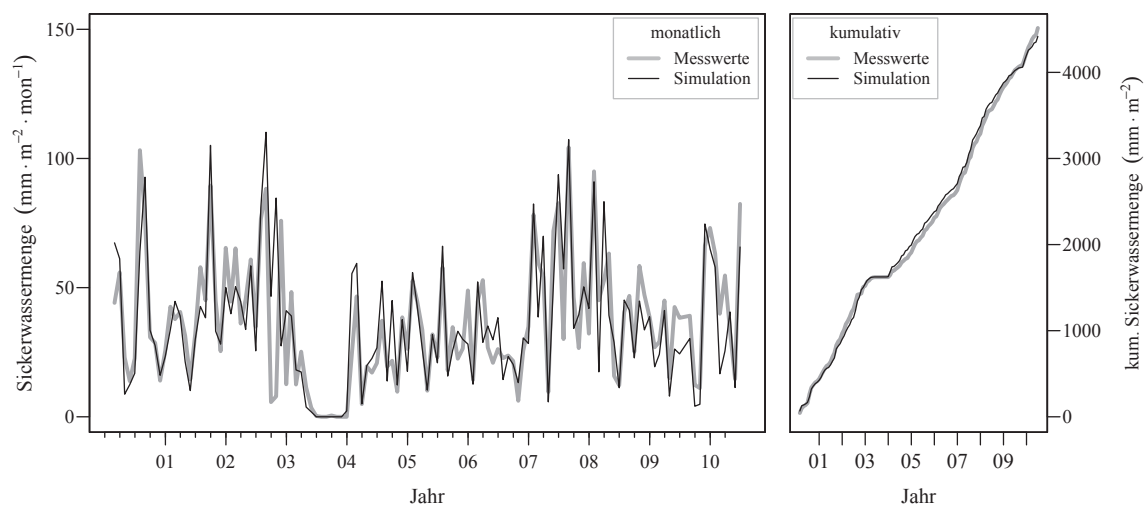


Abbildung 5.1.: Simulation der Sickerwassermengen des Brachelysimeters

Für die Lysimeterpaare mit Grünland- und Ackernutzung werden die Sickerwassermengen, sowie die hohe jahreszeitliche und jahresübergreifende Dynamik, ebenfalls mit SWAP sehr gut wiedergegeben (Abb. 5.2 bis 5.6). Selbst sehr geringe Sickerwassermengen, in Phasen negativer klimatischer Wasserbilanz, werden mit hoher Genauigkeit simuliert. Ebenso für die komplexen Fruchtfolgen werden hohe Simulationsgüten erreicht wenn die Pflanzenparameter fruchtspezifischen parametrisiert werden und darauf aufbauend eine ertragsspezifische Kalibrierung der oberirdischen Pflanzenparameter erfolgt. Die Simulationsgüte nimmt mit zunehmender Nutzungskomplexität nur leicht ab, trotz ansteigender Variabilität der Sickerwasserbildung. Es ist davon auszugehen, dass sich weiterhin bestehende Divergenzen negativ auf die Simulation der Stoffausträge auswirken. Die realisierte hohe Simulationsgüte der Sickerwasserbildung ist daher relevant für die nachfolgende Stoffaustragsmodellierung.

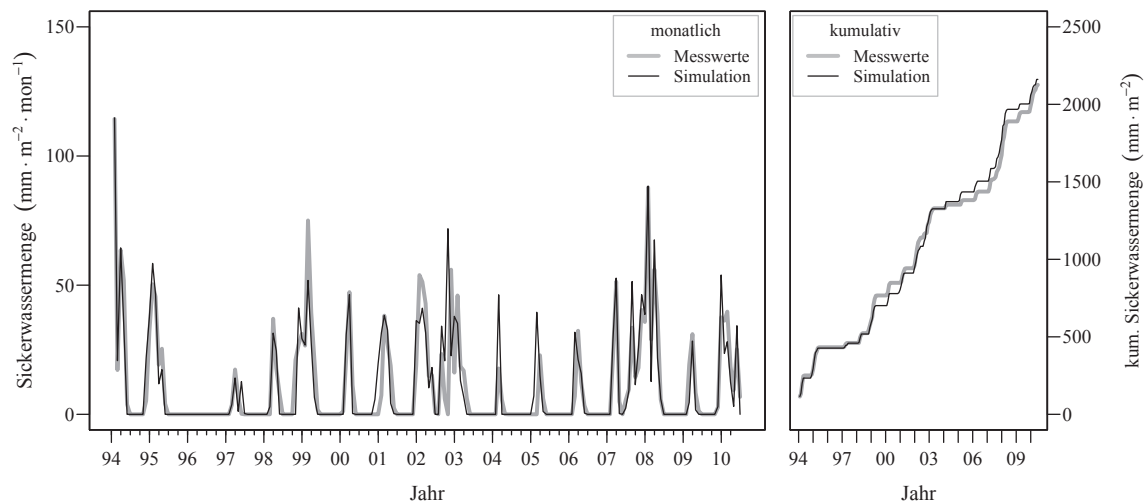


Abbildung 5.2.: Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 4, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)

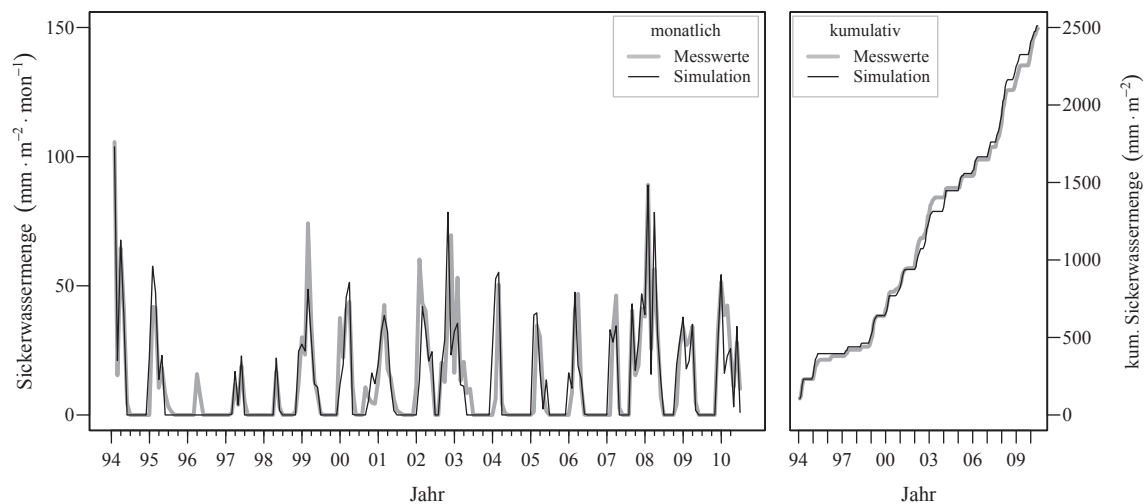


Abbildung 5.3.: Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 11 mit reduzierter Bodenbearbeitung, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)

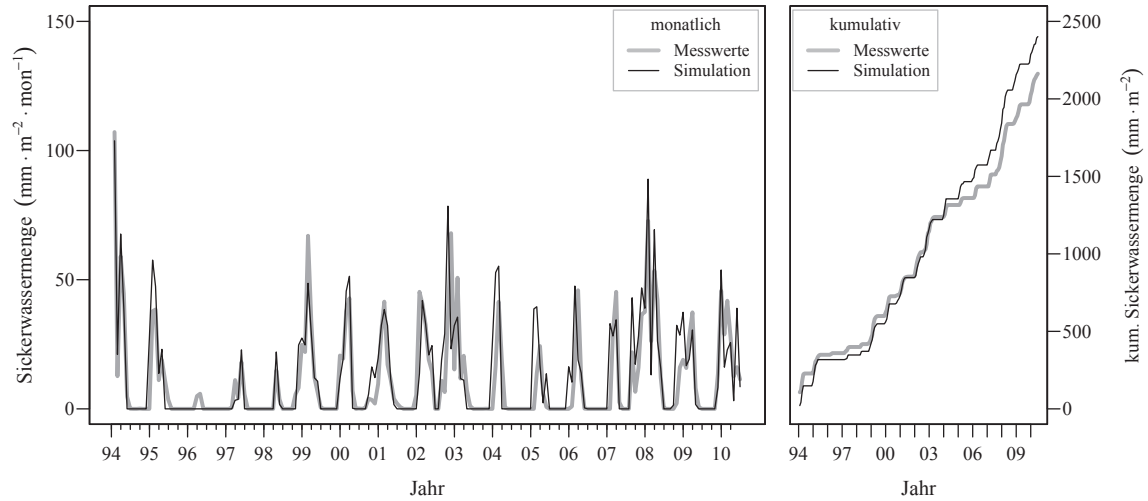


Abbildung 5.4.: Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 12 mit regulärer Bodenbearbeitung, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)

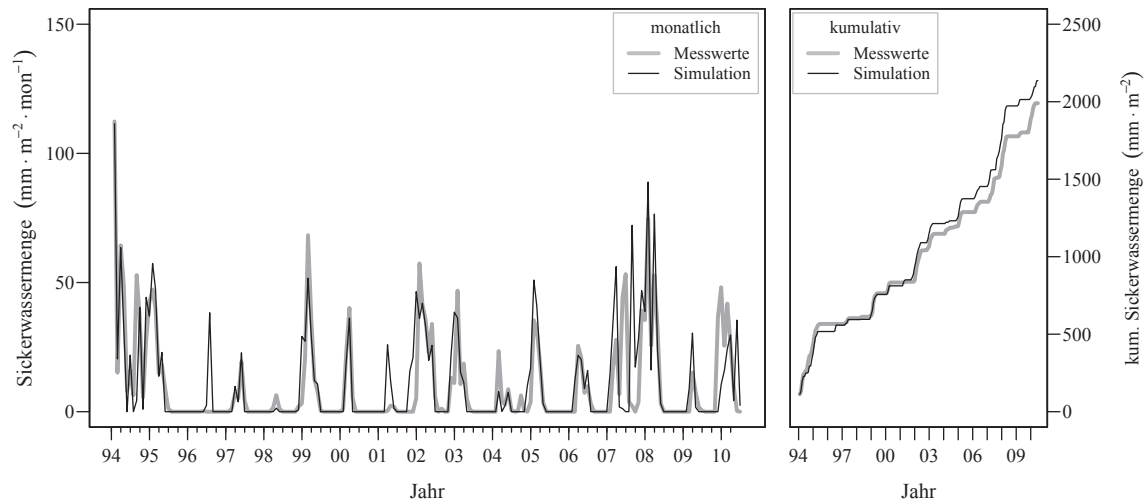


Abbildung 5.5.: Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 34 mit einer Zwischenfrucht, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)

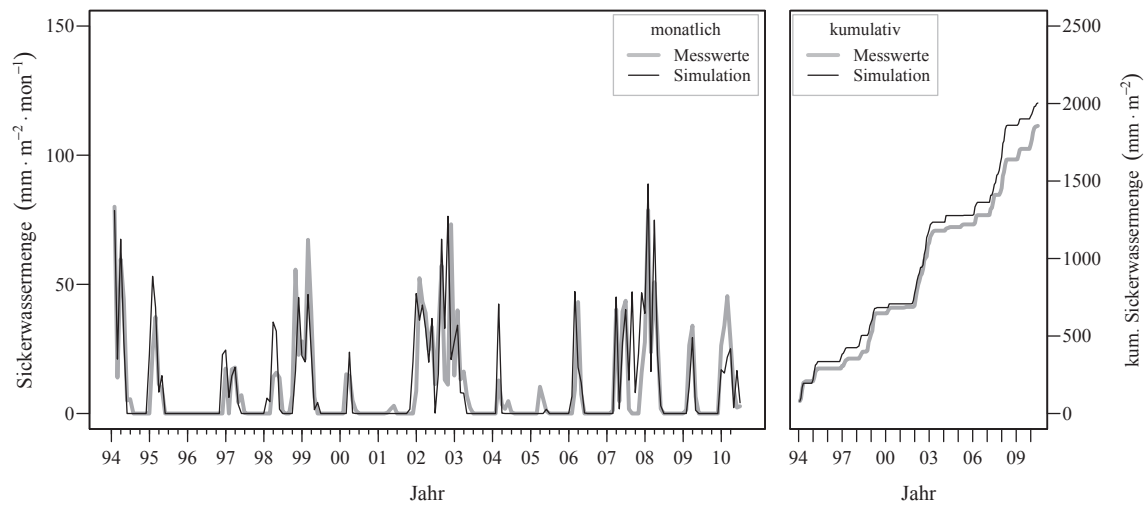


Abbildung 5.6.: Simulation der Sickerwassermengen des Lysimeterpaars 42 mit zwei Zwischenfrüchten, Monatswerte (li.) und kumulativ (re.)

Die Simulationsgüten der Sickerwassersummen korrespondieren mit Ergebnissen von Godlinski (2005). Bei dem hier gewählten Ansatz werden jedoch die monatlichen Sickerwassermengen besser abgebildet. Die Modellgüte gemäß RMSE- und NSE-Werten ist sehr gut, auch im Vergleich zu Simulationen von Sauer (2009). Die Simulationsgüte der kumulativen Sickerwassermengen ist grafisch vergleichbar mit Ergebnissen von Korsæth et al. (2003) für Lysimeter mit sandigem Böden unter Sommergerste und Grünland in Norwegen.

Tabelle 5.1.: Simulationsgüte der Lysimetersickerwassermenge in der Kalibrierung

Lysimeter	Zeitraum	Simulationsgüte der Kalibrierungsphase					
		monatliche Sickerwassermengen				hydrologische Jahre	
		NSE	RMSE	NSE _l	MAE	NSE	RMSE
Brachelysimeter:	2003-2010	0,59	27,7	0,45	19,9	0,99	51,7
Lysimeterpaar 4:	1994-2007	0,70	9,8	0,66	4,4	0,99	31,8
Lysimeterpaar 11 u. 12:	1994-2007	0,66	10,2	0,60	5,0	0,98	36,1
Lysimeterpaar 34:	1994-2007	0,47	12,5	0,53	5,8	0,98	31,9
Lysimeterpaar 42:	1994-2007	0,44	12,0	0,49	5,8	0,98	44,3

Die Simulationsgüten sind in der Kalibrierungs- und Validierungsphase ähnlich (vgl. Tab. 5.1 und 5.2). Dies gilt für das Lysimeterpaar 34 mit konstanter Nutzung und für die Lysimeterpaare mit Nutzungsumstellungen während der Projektlaufzeit. Bei der hier vorgenommenen Kombination mit der Ertragskalibrierung der oberirdischen Pflanzenparameter erweist sich SWAP für die Simulation der Nutzungsumstellungen als zweckgemäß. (Simulationen der wöchentlichen Sickerwassermengen s. Anhang Abb. A.26).

Es wurden langfristige Effekte der reduzierten Bodenbearbeitung des Lysimeterpaars 11 im Vergleich zum Lysimeterpaar 12 mit regulärer Bodenbearbeitung im Zeitraum 1994 bis 2007 festgestellt (s. Anhang Abb. A.27). Bei gleicher Fruchtfolge und N_{min} -Düngung sind die kumulativen Sickerwassermengen bei reduzierter Bodenbearbeitung langfristig höher. Dies ist auf langsam erfolgende Veränderungen der Bodenstruktur und erhöhte Makroporenflüsse zurückzuführen, die mit SWAP nicht simuliert werden können. Für beide Lysimeterpaare wurde daher die selbe Simulation verwendet (Abb. 5.3 und 5.4 bzw. Abb. A.27 im Anhang).

Tabelle 5.2.: Simulationsgüte der Lysimetersickerwassermenge in der Validierung

Lysimeter	Zeitraum	Simulationsgüte der Validierungsphase					
		monatliche Sickerwassermengen				hydrologische Jahre	
		NSE	RMSE	NSE _l	MAE	NSE	RMSE
Lysimeterpaar 4:	2007-2010	0,88	7,4	0,73	4,7	0,99	19,8
Lysimeterpaar 11:	2007-2010	0,66	11,1	0,51	7,8	0,94	24,1
Lysimeterpaar 12:	2007-2010	0,85	8,2	0,72	5,0	0,93	27,9
Lysimeterpaar 34:	2007-2010	0,55	13,5	0,55	7,8	0,94	42,6
Lysimeterpaar 42:	2007-2010	0,71	10,3	0,61	6,1	0,82	47,6

5.1.2. Simulation der Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder

Die saisonale und kurzfristige Dynamik der Saugspannungen an der Untergrenze des A-Horizonts werden sowohl für das Messfeld 1 als auch für das Messfeld 2 mit gutem Ergebnis simuliert (Abb. 5.7 oben¹ und 5.8 oben). Erhebliche Differenzen zeigen nur die Ergebnisse im Winter 2009. Für das Messfeld 2 kann die Dynamik der Saugspannungen der mittleren Tiefe mit hoher Güte abgebildet werden.

Für das Messfeld 1 wird jedoch der zeitliche Verlauf der Austrocknung und Wiederbefeuchtung überschätzt. Die saisonale Austrocknung und Wiederbefeuchtung in der unteren Tiefe der Messfelder werden dementsprechend mit gutem bis sehr gutem Ergebnis simuliert (Tab. 5.3). SWAP reproduziert jedoch kurzfristige Saugspannungsabfälle im Bodenprofil nach intensiven Niederschlägen nur teilweise.

Die gemessenen hohen Saugspannungen im Winter 2009 auf dem Messfeld 1 sind durch Bodenfrost bedingt und daher weder für den biochemischen Stoffumsatz noch für den Stoffaustag relevant. Die gemessenen Saugspannungskurven in der mittleren und unteren Tiefe des Messfelds 1 deuten darauf hin, dass in den trockenen Sommermonaten 2008 verstärkt die Bodenwasservorräte in 80 cm uGOK ausgeschöpft wurden. Dies kann in SWAP mit der maximalen Durchwurzelungstiefe und dem statischen Durchwurzelungsdichteprofil nicht reproduziert werden. Die Simulation der selektiven Wasseraufnahme durch die Pflanzenwurzeln, entsprechend der vorliegenden Bodenfeuchte, erfordert komplexe Pflanzenentwicklungsmodelle wie z. B. PLATHO (Gayler und Priesack, 2005). Aufgrund des methodischen Aufwands ist die Simulation der selektiven Wasseraufnahme durch die Pflanzen in dieser Studie nicht modelliert worden.

Tabelle 5.3.: Simulationsgüte der Saugspannungen im Tiefenprofil der Messfelder

Messfeld	Zeitraum	Simulationsgüte der Saugspannungen im Tiefenprofil					
		20 bzw. 25 cm uGOK		40 bzw. 50 cm uGOK		80 cm uGOK	
		NSE	RMSE	NSE	RMSE	NSE	RMSE
Messfeld 1:	10/2007 - 11/2009	0,55	18,6	0,52	15,1	0,83	9,4
Messfeld 2:	10/2007 - 11/2009	0,64	28,8	0,90	19,8	0,90	10,2

Die im September und Oktober 2008 sowie im August 2009 kurzfristig abfallenden Saugspannungen im Unterboden des Messfelds 2 können nur ansatzweise simuliert werden. Resultierend aus der Hangposition und den Bodeneigenschaften des Messfelds 2 können diese Saugspannungsabfälle im Unterboden durch laterale Abflussbildung bedingt sein. Darauf weist auch der Bodentyp Hangpseudogley hin. Für die Simulation dieser lateralen Abflussprozesse kann ein dreidimensionales Wasserhaushaltsmodell eingesetzt werden, wie z. B. WaSim-ETH (Ollesch, 2010).

Die hier vorliegende gute Simulation der jahreszeitlichen Bodenfeuchteveränderungen mit SWAP sowie die Unterschätzung kurzfristiger Änderungen in tieferen Bodenschichten dokumentieren ebenfalls Eitzinger et al. (2004) und Marinov et al. (2005). Sauer (2009) erzielte in ähnlichen Tiefenstufen vergleichbare Resultate mit dem Modell CATFLOW unter Grünland. Er dokumentiert jedoch abnehmende NSE-Werten im Tiefenprofil eines Pseudogley-Kolluvisols sowie in einer Pseudogley-Braunerde (ebd.). Im Vergleich zu den dargelegten Studien ist festzustellen, dass die Saugspannungen beider Bodenprofile zufriedenstellend mit SWAP abgebildet werden. Sie können

¹ Die auf dem Messfeld 1 in 20 cm uGOK im August 2009 ungewöhnlich hohen Saugspannungen sind im Vergleich zum Jahr 2008 und den Messwerten des Messfelds 2 ungewöhnlich hoch. Die Temperaturen waren in diesem Zeitraum etwa 2°C höher als im Vorjahr, der Grasbestand deutlich niedriger. Der Saugspannungsanstieg kann daher nicht mit der Pflanzenentwicklung und Evapotranspiration erklärt und abgebildet werden.

daher als Basis für die nachfolgende Simulation der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder verwendet werden.

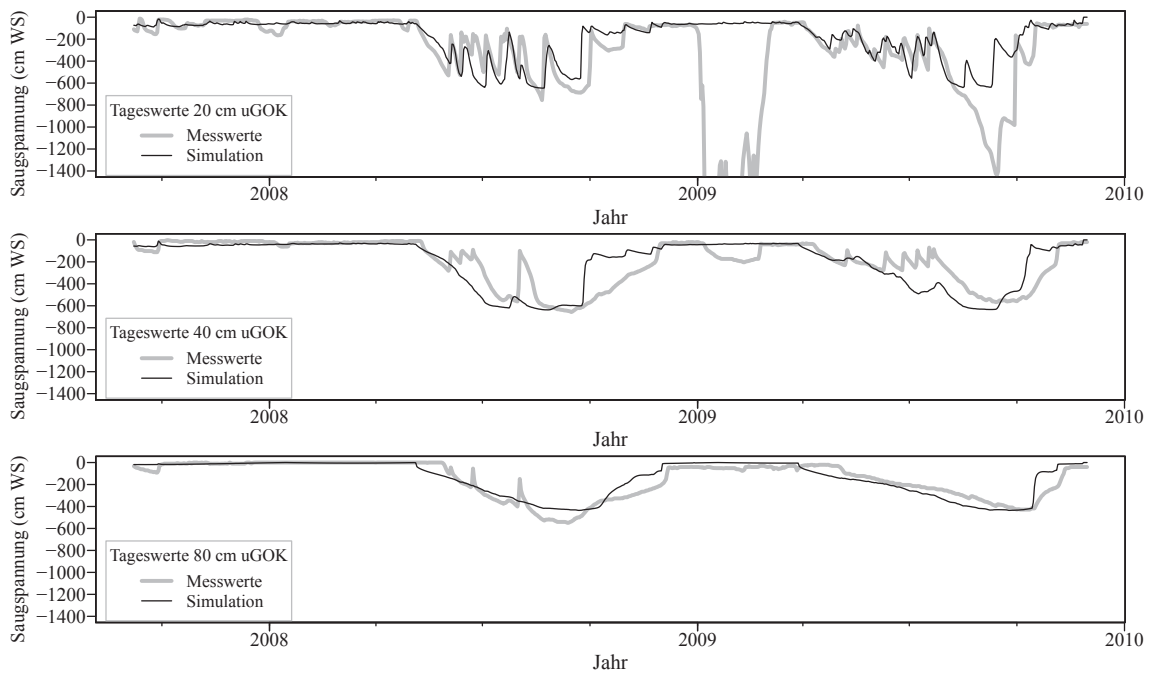


Abbildung 5.7.: Simulation der Saugspannungen im Messfeld 1 in 20, 40 und 80 cm uGOK (oben, Mitte, unten)

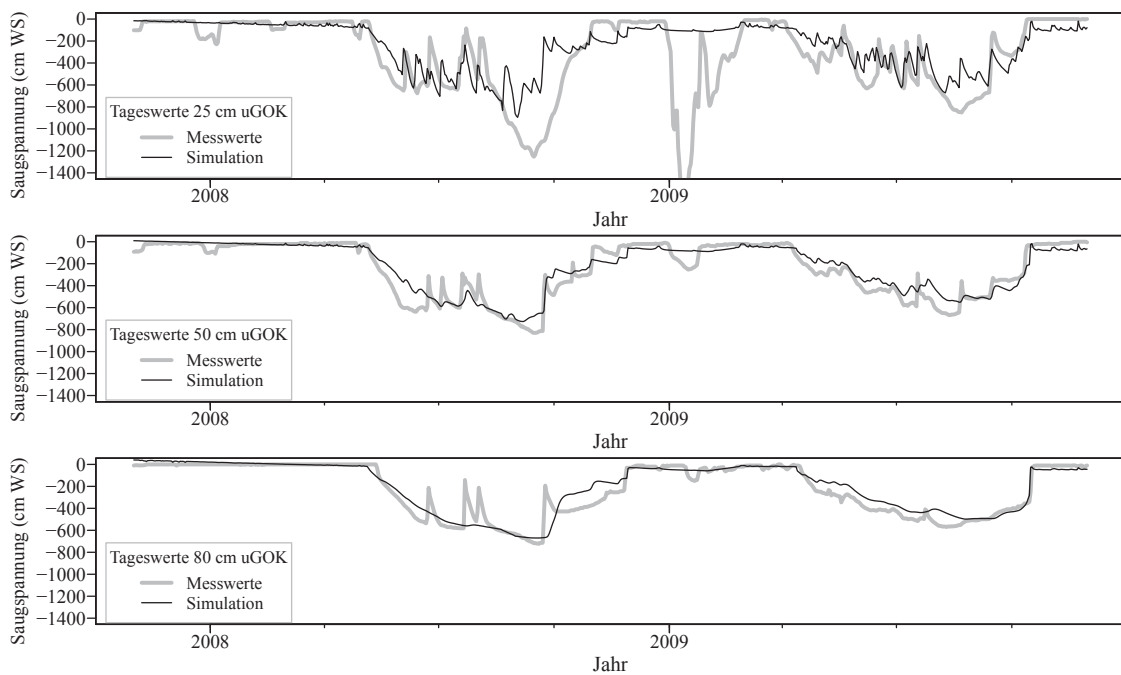


Abbildung 5.8.: Simulation der Saugspannungen im Messfeld 2 in 25, 50 und 80 cm uGOK (oben, Mitte, unten)

5.1.3. Zusammenfassung

Die Simulationsergebnisse belegen die Anwendbarkeit des SWAP-Modells für die Simulation der Pflanzenentwicklung und des Bodenwasserhaushalts der Lysimeter. Die Sickerwasserbildung der Nutzungsumstellungen im Zeitraum 2007 bis 2010 kann mit vergleichbar hoher Güte simuliert werden. Die jahreszeitliche Dynamik der Spannungen der Bodenmessfelder wird ebenfalls sehr gut abgebildet. Die kurzfristige Bodenfeuchtedynamik im Oberboden der Messfelder wird mit hoher Güte simuliert. Problematisch ist die Simulation kurzfristiger Saugspannungsabfälle im Unterboden durch Makroporenflüsse und laterale Abflussprozesse. Diese können bspw. durch eine Weiterentwicklung von SWAP, oder die Anwendung eines Modells mit lateralen Abflussprozessen in Hangpositionen reduziert werden.

Der Bodenwasserhaushalt steuert die Verlagerung und den Austrag von DOC mit dem Sickerwasser. Die Bodenfeuchte beeinflusst zudem die Nährstoffkonzentrationen direkt durch Verdünnung und Aufkonzentration sowie indirekt über den Einfluss auf die biochemischen Umsatz- und Stabilisierungsprozesse. Die simulierten Sickerwassermengen sind im Vergleich zu den Messungen stärker ausgeglichen und zeigen eine höhere Konsistenz der Landnutzungsformen. Diese stärker ausgeprägte Homogenität deutet darauf hin, dass mit SWAP nicht alle relevanten Prozesse vollständig abgebildet werden, oder die Parametersensitivitäten im Vergleich zur natürlichen Dynamik zu gering sind.

5.2. Modellierung der DOC-Konzentrationen mit ANIMO 4.1

5.2.1. Simulation der DOC-Konzentrationen im Sickerwasser der Lysimeter

Mit SWAP und ANIMO können die DOC-Konzentrationen und die -Verlagerung im Bodenprofil modelliert werden. Als Proxi für die gemessenen DOC-Konzentrationen und -Frachten im Lysimeterablauf, werden die Konzentrationen und -Frachten in 100 cm uGOK simuliert und hier dargestellt. Diese Tiefe entspricht der Basis der Pedone der Lysimeter bzw. Lysimeterpaare. Vergleichswerte für die Gradienten der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil liegen für die Lysimeterpaare nicht vor. Es werden daher die DOC-Konzentrationen an der Basis des A-Horizonts (30 cm uGOK) als weiterer Indikator für die Modellierungsgüte simuliert und mit DOC-Konzentrationen anderer Studien abgeglichen.

5.2.1.1. Umwandlung von Grünland zu Schwarzbrache mit Sandauflage

Nach der **Nutzungsumwandlung** von Grünland zu **Schwarzbrache** im Februar 2000 (Lysimeternutzung s. Kap. 2.1.1, bzw. Tab. 2.3) liegen die in 100 cm uGOK simulierten DOC-Konzentrationen bis September 2000 zunächst erheblich über den gemessenen Monatswerten (Abb. 5.9). Danach liegen die Mittelwerte und die jahreszeitliche Dynamik der simulierten DOC-Konzentrationen im Bereich der Messwerte. Im Zeitraum von 2001 bis 2006 und von 2006 bis 2010 werden Konzentrationsmediane von 3,2 und 1,8 mg · l⁻¹ simuliert. Die Modellierungsgüte in diesem Zeitraum gemäß RMSE beträgt 2,7 (NRMSE 28 %). Wird der Zeitraum 2001 bis 2008 betrachtet, sinkt der RMSE auf 1,6 (NRMSE 24 %). Die im ersten Halbjahr **2009** ungewöhnlich hohen DOC-Konzentrationen werden von ANIMO nicht simuliert.

Die Überschätzung der simulierten DOC-Austräge nach dem **Grünlandumbruch** bis September 2000, resultiert aus den Startwerten der Wurzelbiomasse, die von der Grünlandnutzung des Lysimeterpaars 4 abgeleitet sind. Diese wurden verwendet, da keine Messwerte für das Brachelysimeter vorliegen. Ab Oktober 2000, sechs Monate nach der Nutzungswandlung, wird deutlich weniger labiles DOC simuliert. Ab diesem Zeitpunkt bildet ANIMO die mittleren DOC-Konzentrationen, die jahreszeitliche Dynamik und die tendenzielle Konzentrationsabnahme der Messwerte ab. Die

gemessenen und simulierten DOC-Konzentrationen liegen innerhalb der von Mertens et al. (2007) unter Schwarzbrache in 1,2 m uGOK dokumentierten Messwertbereichen von $0,1$ bis $50,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Die simulierte Gesamtfracht umfasst mit $6,39 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ etwa 93 % der gemessenen Frachten.

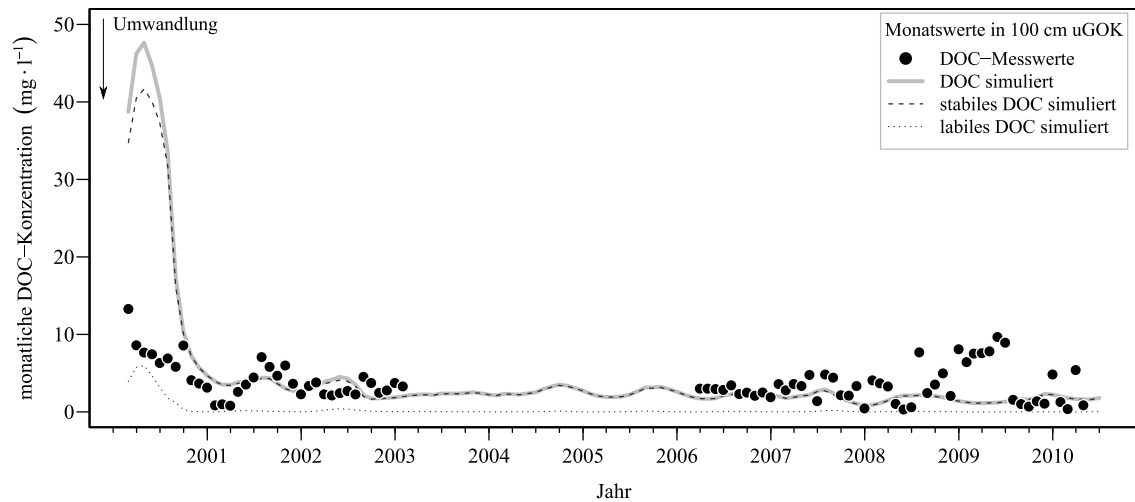


Abbildung 5.9.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Brachelysimeters in 100 cm uGOK

Die ungewöhnlich hohen DOC-Konzentrationen **2009** können mit ANIMO nicht abgebildet und auch nicht durch die dokumentierte Bewirtschaftung oder biochemische Prozesse erklärt werden. Aus der Wasserhaushaltssimulation resultierende Verdünnungseffekte liegen nicht vor, da die Sickerwassermengen unterschätzt werden.

ANIMO simuliert nach der **Nutzungsumwandlung** im **Unterboden** vermehrt labiles DOC, das aus der Biomasse der verbliebenen Wurzelreste freigesetzt wird (s. DOC-Fractionen in Abb. 5.9). Mit dem fortschreitenden Abbau dieser frischen Biomasse sinken die labilen DOC-Konzentrationen. Ab 2006 wird fast ausschließlich stabiles DOC im ablaufenden Sickerwasser simuliert, resultierend aus dem biochemischen Umsatz von Humus und Biomasse. Dementsprechend ist der Gesamtaustrag geringer und nimmt tendenziell ab. Die Bedeutung der Kohlenstoffinträge durch Wurzeln und deren Abbauprodukte auf die DOC-Konzentrationen beschreiben z. B. Wiesenberg et al. (2010). Darüber hinaus dokumentieren Fischer et al. (2007) Indizien für den Eintrag niedrig molekularer organischer Verbindungen durch frische Pflanzenbiomasse. Die simulierten relativen Anteile der DOC-Fractionen und ihre Veränderung sind demnach durch Studien unter natürlichen Bedingungen belegt. Die vorliegenden Simulationsergebnisse und weitere Vergleichsrechnungen (nicht dargestellt) zeigen, dass die DOC-Austräge nach dem Grünlandumbruch vorwiegend von den Gehalten an Pflanzenbiomasse, Humus und der DOC-Freisetzung aus diesen gesteuert werden. Dies bestätigt die in Kapitel 3.1.2 aufgestellte These, dass unter Brache der DOC-Austrag durch die im Boden vorliegende und mobilisierbare DOC-Menge begrenzt wird.

Im Vergleich zum Unterboden werden mit ANIMO an der Untergrenze des **A-Horizonts** Konzentrationsänderungen der DOC-Fractionen auf höherem Niveau und mit stärkerer jahreszeitlicher Dynamik abgebildet (Abb. 5.10).

Die an der Untergrenze des **A-Horizonts** simulierten Konzentrationen liegen mit Werten zwischen $0,7$ und $31,7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ im unteren Drittel der von Mertens et al. (2007) für Schwarzbrache dokumentierten Spannweite von $0,8$ bis $92,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Dies kann auf das Abplaggen und die somit entnommene Biomasse zurückgeführt werden. Die Ergebnisse zeigen, dass die von Mertens et al. (2007) beschriebene basale DOC-Synthese aus pedogenen Kohlenstoff und der DOC-Austrag mit ANIMO reproduziert werden. Der damit einhergehende Humusabbau kann leider nicht mit Messwerten belegt werden. Einen Humusabbau von 35 % unter Schwarzbrache ermittelten Christensen (1990) innerhalb von 30 Jahren in Schweden sowie Kiem und Kögel-Knabner (2003) in Bad

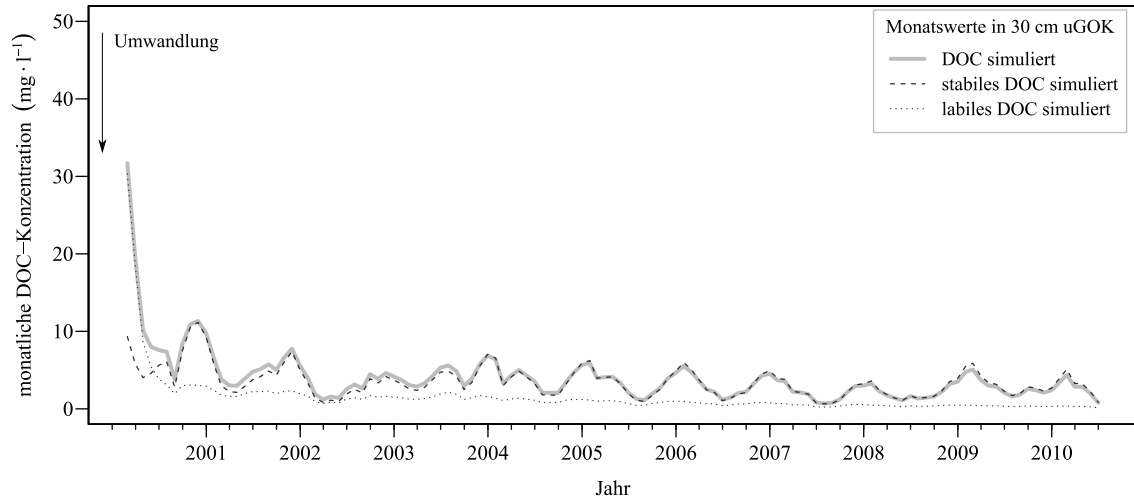


Abbildung 5.10.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Brachelysimeters in 30 cm uGOK

Lauchstädt. Ebenso ermittelten Akagi und Zsolnay (2008) eine deutliche Reduktion der WEOC-Konzentrationen unter Schwarzbrache bei München. Darüber hinaus simuliert ANIMO nach der Umstellung die erwartete Abnahme der labilen Fraktion und die Dominanz der stabilen Fraktion.

5.2.1.2. Extensive Grünlandnutzung und Umwandlung zu Ackerbau - LP 4

Die simulierten DOC-Konzentrationen im **ablaufenden Sickerwasser** dieser **bis 2008** bestehenden Grünlandnutzung zeigen den Messwerten entsprechende mittlere DOC-Konzentration und ebenfalls eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik (Abb. 5.11). Innerhalb und nach andauernden Perioden mit ausgeprägt positiver oder negativer klimatischer Wasserbilanz (1997 bis 1999) weichen die Simulationsergebnisse verstärkt von den Messwerten ab. Die simulierte saisonale DOC-Konzentrationsdynamik bildet die gemessenen hohen initialen und finalen DOC-Konzentrationen der Austragsperioden nicht hinreichend ab. Die Simulationsgüte gemäß RMSE beträgt 9,9 (NRMSE 57 %). Die gemessene Gesamtfracht wird mit $25,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ zu 37 % überschätzt.

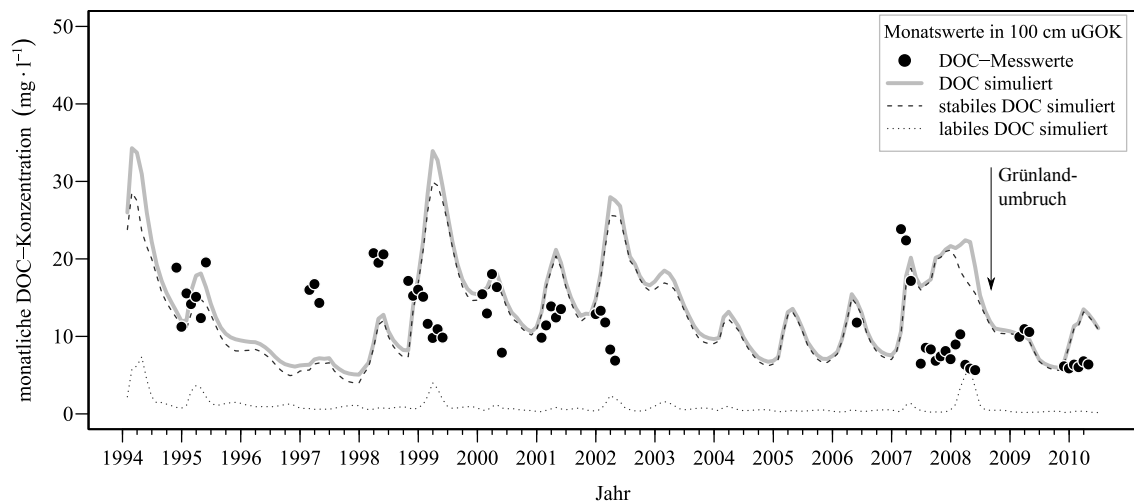


Abbildung 5.11.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Grünlandlysimeterpaars in 100 cm uGOK

Der mittlere DOC-Austrag und die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen unter **Grünland** bis 2008 werden mit ANIMO zufriedenstellend reproduziert. Die simulierten DOC-Konzentrationen entsprechen den von Brye et al. (1996), Corre et al. (1999) und Buckingham et al. (2008) in vergleichbaren Tiefen gemessenen Werten. Wie mit dem neuen Modellkonzept anvisiert, sinken die simulierten monatlichen Konzentrationen nicht unter die von Mertens et al. (2007) beschriebene Basis-DOC-Konzentration von $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ bei Grünlandnutzung. Die simulierte jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen resultiert aus der DOC-Freisetzung im Sommerhalbjahr sowie jahreszeitlich bedingten Bodenfeuchteveränderungen und Sickerwasserbildung im Bodenprofil. Sanderman et al. (2008) beschreibt ähnliche Beobachtungen für Grünland in Kalifornien.

In Perioden mit ausgeprägt positiver oder negativer **klimatischer Wasserbilanz** zeigen die simulierten DOC-Konzentrationen deutliche Abweichungen zu den Messwerten. Die Verlagerung des DOC wird z. B. in der niederschlagsarmen Periode 1995 bis 1997 unterschätzt. Der Kohlenstoff akkumuliert im Boden und wird erst in der nachfolgenden Feuchtperiode ausgetragen, daher die Überschätzung der DOC-Konzentrationen im Jahr 1998. Dies zeigen ebenfalls die simulierten DOC-Konzentrationen im Oberboden (Abb. 5.12). Es wird insbesondere die stabile Fraktion angereichert. Diese Zunahme des stabilen DOC in trockenen Phasen wurde experimentell auch von Embacher et al. (2007) mit WEOC aus Ackerböden nachgewiesen, was die Modellergebnisse prozessual bestätigt.

Die DOC-Maxima zu Beginn und am Ende der **Sickerwasserperioden** können mit ANIMO nicht abgebildet werden. Diese DOC-Freisetzung resultiert aus erheblichen Temperatur- oder Bodenfeuchteveränderungen (Haynes, 2000; Kaiser et al., 2001b) und kann eine mengenmäßig relevante Einflussgröße darstellen (s. Tab. A.11 in Anhang A.2.2). Diese Prozesse können bislang jedoch nicht in ANIMO implementiert und abgebildet werden.

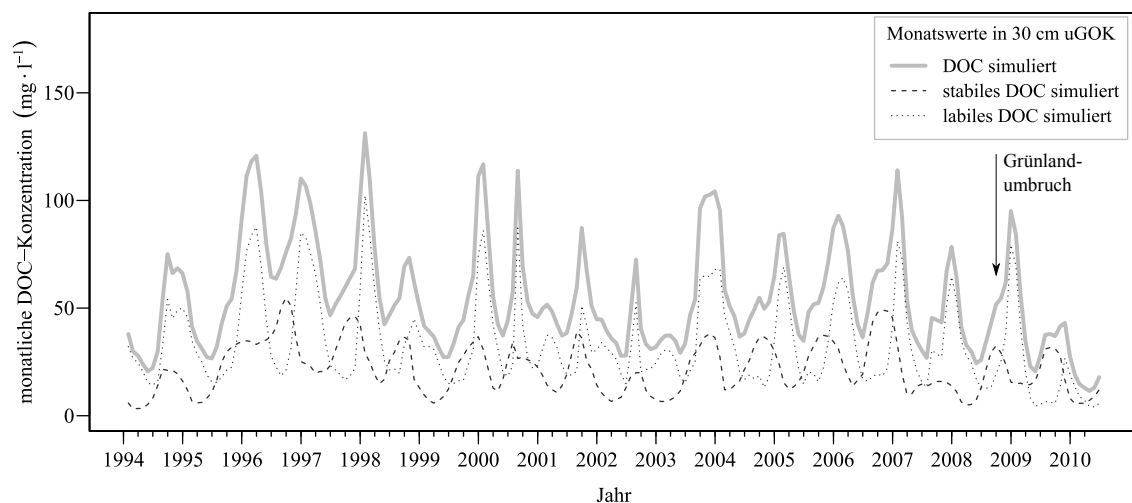


Abbildung 5.12.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Grünlandlysimeterpaars in 30 cm uGOK

Im simulierten DOC-Austrag an der Untergrenze des **Mineralbodens** dominiert die **stabile Fraktion**. Im Frühjahr steigt der relative Anteil des labilen DOC leicht an (Abb. 5.11). Die Dominanz des stabilen DOC im Unterboden resultiert aus dem geringeren simulierten Eintrag und Abbau des labilen DOC im Oberboden und der 8,5-fach geringeren Umsatzrate des stabilen DOC. Im Frühjahr, in Perioden mit hoher Sickerwasserbildung und geringer Umsatzraten, kann ebenfalls labiles DOC ausgetragen werden. Die Relevanz der stabilen Fraktion nimmt zum Oberboden hin ab. An der Untergrenze des A-Horizontes überwiegt die labile Fraktion aufgrund hoher Eintragsmengen, trotz höherer Umsatzraten (Abb. 5.12). Eine ähnliche Tendenz - mit zunehmender Tiefe

abnehmender Umsatzraten - ermittelten Michalzik et al. (2003). Sie führten dies auf eine höhere Rekalkitrans oder eine abnehmende mikrobielle Aktivität im Tiefenprofil zurück (ebd.).

Die an der Untergrenze des A-Horizonts simulierten mittleren DOC-Konzentrationen von $55,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ entsprechen den von Zsolnay (1996) und Vinther et al. (2006) gemessenen DOC-Konzentrationen unter Grünland. Im Verhältnis zur Brache sind die Konzentrationen etwa zehnfach höher. Ein ähnlich weites Verhältnis der DOC-Konzentrationen ermittelte Khalid et al. (2007) experimentell für grasbewachsene und vegetationsfreie Oberböden. Die Modellergebnisse liegen demzufolge in experimentell belegten Wertebereichen.

Die mit ANIMO simulierte präferenzielle und rasche **Metabolisierung der labilen DOC-Fraktion im Oberboden** wiesen Fierer et al. (2003) unter natürlichen Rahmenbedingungen durch Gram-negative Bakterien und Pilze nach. Im mineralischen Unterboden hingegen wurden auf die Metabolisierung stabiler Kohlenstoffverbindungen unter Kohlenstoff- und Stickstoff-limitierten Bedingungen spezialisierte Gram-positive Bakterien und Actinomyceten in deutlich geringerer Diversität und Quantität nachgewiesen (ebd.). Sanderman et al. (2008) und (2009) ermittelten mit UV- und Isotopenanalysen im Oberboden überwiegend DOC mit Strukturmerkmalen pflanzlicher Substrate und frischer organischer Substanz, mit zunehmender Tiefe hingegen nahmen stärker abgebaute Verbindungen mit humosen Charakteristika zu. Ebenso fassen Rumpel und Kögel-Knabner (2010) zusammen, dass in zahlreiche Studien Indizien für leicht abbaubare organische Verbindungen pflanzlichen Ursprungs im Oberboden gefunden wurden, im Unterboden hingegen mikrobiell umgesetzte Kohlenstoffverbindungen überwiegen. Die simulierten DOC-Fraktionen und Prozesse bilden demzufolge in experimentellen Studien nachgewiesene DOC-Umsatzprozesse und -Relationsänderungen im Bodenprofil ab.

Bis zum Grünlandumbruch im Oktober 2008 wird an der Untergrenze des A-Horizonts eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen simuliert. Mit dem Anstieg der Temperaturen im Frühling nehmen die DOC-Konzentrationen zu und fallen in der Sickerwasserperiode wieder ab. Die simulierten Anteile der DOC-Fraktionen zeigen ebenfalls eine Saisonalität. Steigen die Monatsmitteltemperaturen im Frühjahr über 5°C , nimmt die Konzentration der stabilen Fraktion zu. Während des Sommers dominiert vorrangig die stabile Fraktion. Ein bis drei Monate nach dem Temperaturmaximum im Juli sinken mit Beginn der Sickerwasserperiode die Konzentrationen der stabilen Fraktion. Im Winterhalbjahr überwiegt die labile DOC-Fraktion mit weiten Schwankungsbereichen (Abb. 5.12).

Eine abnehmende Amplitude der Konzentrationsänderungen im Tiefenprofil, wurden z. B. von Don und Schulze (2008) und Kaiser et al. (2001a) auf Messspots nachgewiesen, sowie auf Einzugsgebietsebene von Worrall und Burt (2005) sowie Haaland und Mulder (2010). Kaiser et al. (2001a) dokumentieren darüber hinaus in Waldböden in den Sommermonaten eine höhere Abundanz aromatischer, mikrobiell metabolisierter DOC-Verbindungen, wohingegen im Winter und Frühjahr leicht verfügbare Verbindungen überwiegen. Vergleichbar dazu beschreiben Embacher et al. (2007) die tendenzielle Abnahme der Bioverfügbarkeit in WEOC-Proben vom Frühjahr zum Herbst. Die simulierte Dynamik der DOC-Fraktionen spiegelt demzufolge das Muster experimentell beobachteter Konzentrationsänderungen im Boden wider.

Nach dem Grünlandumbruch im Oktober 2008 simuliert ANIMO im Winterhalbjahr 2008/2009 an der Untergrenze des A-Horizonts ansteigende Konzentrationen der labilen Fraktion. Nach der Nutzungssumwandlung auf die Feldfrüchte (Sommergerste und Kartoffeln Kap. 2.1.1, bzw. Tab.2.3) sinkt die Konzentration des labilen DOC deutlich unter das vorherige Niveau. Daraus resultierend sinkt die Gesamt-DOC-Konzentration an der Untergrenze des A-Horizontes auf ca. 40 % der vorangegangenen Grünland-DOC-Konzentration. Die simulierte Dynamik der stabilen Fraktion besteht weiter fort. Das relative Verhältnis der labilen und stabilen Fraktion verschiebt sich und nach dem Umbruch der Grasnarbe überwiegt die stabile Fraktion ganzjährig.

Nach dem Grünlandumbruch nimmt in 100 cm uGOK die labile Fraktion kurzfristig zu. Darauf folgend wird kaum labiles DOC in dieser Tiefe simuliert und die DOC-Konzentrationen nehmen ab. Entsprechend dieser Modellergebnisse bildete der Eintrag von frischer organischer Substanz durch den Grasbestand die Hauptkohlenstoffquelle der labilen DOC-Fraktion im Oberboden. Die Simulation erhöhter DOC-Austräge nach dem Grünlandumbruch dokumentieren ebenso Gjettermann et al. (2008). McGechan et al. (2005) beschreiben einen Rückgang der Korn- und Biomasseerträge nach dem Grünlandumbruch, wenn der Nährstoffbedarf nicht gedeckt wird. Dies wurde ebenfalls in der vorliegenden Studie beobachtet und in die SWAP-Simulation übertragen. Daraus resultieren niedrigeren Einträge frischer Biomasse, die neben der Nutzungsumwandlung, Bodenbearbeitung und der ab 2008 negativen klimatischen Wasserbilanz zu den niedrigen gemessenen DOC-Konzentrationen im Sickerwasser beitragen. Die hohen simulierten DOC-Konzentrationen in den Jahren 2007 bis 2008, zeigen wiederum den Effekt der vorangegangenen trockneren Periode von 2003 bis 2006.

5.2.1.3. Extensiver Ackerbau mit Gründüngung und reduzierter Bodenbearbeitung bis 2007 und nachfolgend weitere Extensivierung - LP 11

Die mittleren DOC-Konzentrationen in **100 cm uGOK** werden mit $7,2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ zufriedenstellend abgebildet (Abb. 5.13). Der relative Anteil der simulierten stabilen DOC-Fraktion im mineralischen Unterboden ist etwa 65 % stärker ausgeprägt als unter Grünland. Die Unter- bzw. Überschätzung des DOC-Austrags während Trocken- oder Feuchteperioden ist bei dieser Ackernutzung schwächer ausgeprägt. Die unter der Grünlandnutzung zu Beginn der Sickerwasserperiode erhöhten DOC-Konzentrationen treten kaum auf. In der trockeneren Phase 1995 bis 1997 wurden jedoch erhöhte Konzentrationen am Ende der Sickerwasserperiode gemessen. Diese werden von ANIMO nicht abgebildet. Die Simulationsgüte ist mit einem RMSE von 3,9 (NRMSE 34 %) deutlich besser als die der Grünlandnutzung. Die gemessene Gesamtfracht wird mit $13,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ nur zu zehn Prozent überschätzt.

Die simulierten DOC-Konzentrationen an der Untergrenze des **A-Horizonts** schwanken um den Mittelwert von $16,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Abb. 5.14). Sie sind 70 % geringer als unter der Grünlandnutzung des Lysimeterpaars 4. Die simulierte Zusammensetzung des DOC wird bereits in dieser Tiefe von der stabilen Fraktion dominiert. Im Herbst, nach der Ernte, steigen die simulierten Konzentrationen der labilen Fraktion an der Untergrenze des A-Horizontes an und sinken mit dem Fortschreiten der Sickerwasserperiode im Winter und Frühling wieder ab.

Nach Änderung des **Düngungsregimes 2007** von der vorab organisch-mineralischen zu einer rein organischen Düngung mit Stallmist (s. Kap. 2.1.1, bzw. 2.3) sind ab 2007 im mineralischen Unterboden die simulierten DOC-Konzentrationen niedrig und entsprechen dem ab 2003 simulierten Austragsniveau. An der Untergrenze des A-Horizontes werden jedoch abnehmende DOC-Konzentrationen simuliert. Diese resultieren aus dem simulierten Rückgang der labilen und stabilen Fraktion um jeweils 80 und 68 % des vorherigen Konzentrationsniveaus.

Die mittleren DOC-Konzentrationen und die jahreszeitliche Konzentrationsdynamik im **ablaufenden Sickerwasser** werden mit ANIMO zufriedenstellend abgebildet. Im Vergleich zur Grünlandnutzung ist das simulierte DOC-Konzentrationsniveau niedrig. Dies bestätigen ebenso Vinther et al. (2006) für den Vergleich von langjährigem Grünland und einer Ackerfruchtfolge mit Klee-Gras-Untersaat. Insbesondere die Konzentrationen der labilen Fraktion im Oberboden sind gering. Dies kann vorrangig auf den geringeren Eintrag von frischer Biomasse und labilem DOC durch die Feldfrüchte zurückgeführt werden. Eine Abnahme wasserlöslicher und labiler organischer Verbindungen unter Ackernutzung im Vergleich zu Grünland wies Haynes (2000) durch WEOC-Proben nach. Die Simulationsergebnisse sind somit plausibel und experimentell belegbar.

Wie für die Grünlandnutzung beschrieben, wird die Dynamik des stabilen DOC von der Lufttemperatur und die Sickerwasserbildung beeinflusst. Die Ausprägung der jahreszeitlichen Dynamik ist

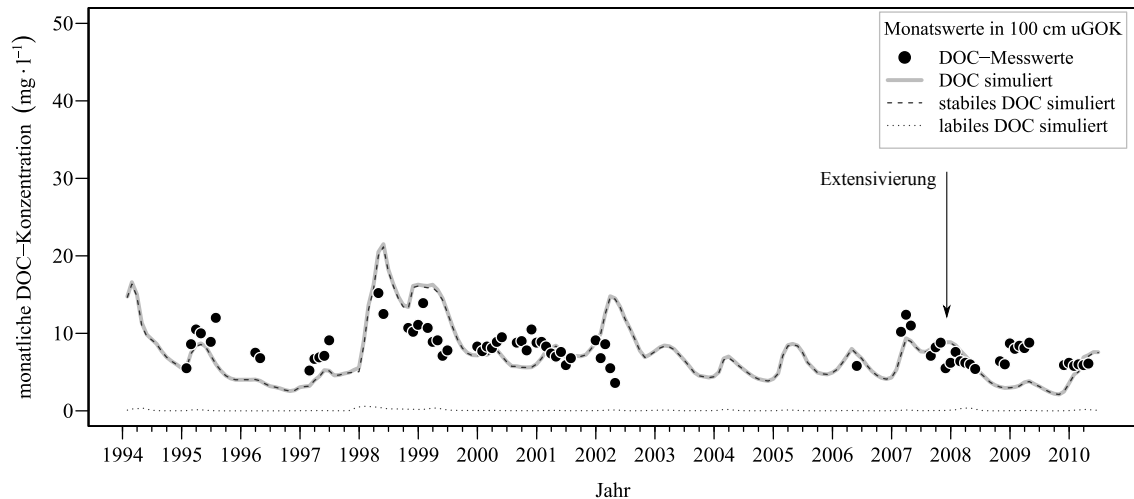


Abbildung 5.13.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 11 in 100 cm uGOK

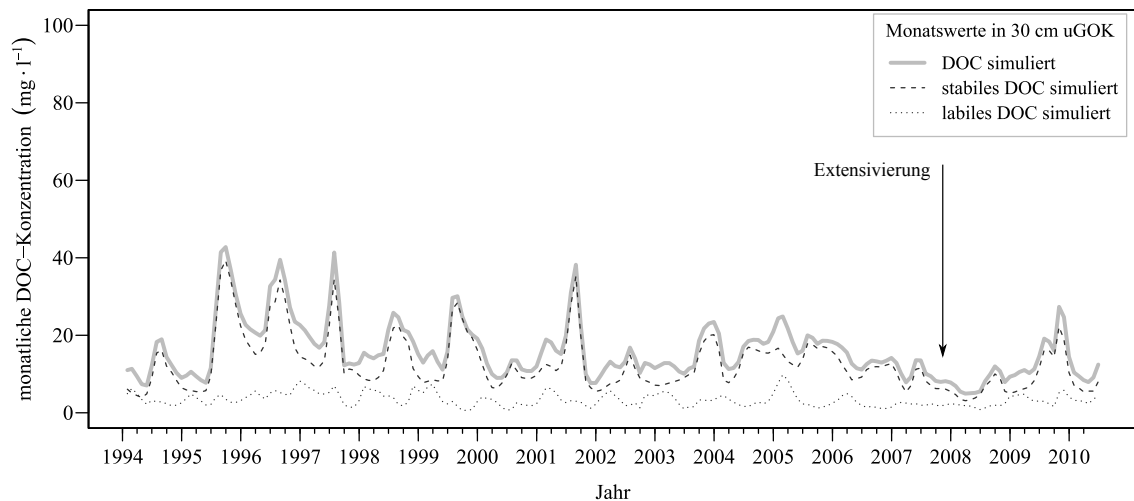


Abbildung 5.14.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 11 in 30 cm uGOK

entsprechend des niedrigeren mittleren Konzentrationsniveaus dieser Ackernutzung geringerer. Da zudem kurzfristig erhöhte DOC-Konzentrationen zu Beginn bzw. am Ende der Sickerwasserperioden seltener und weniger intensiv auftreten, ist Simulationsgüte besser.

Die geringen simulierten Konzentrationen der labilen Fraktion im **Oberboden** werden im mineralischen Unterboden nahezu vollständig abgebaut. Im Gegensatz zum Grünland wird daher im Ablauf nur bei hoher Sickerwasserbildung im Frühjahr ein sehr geringer Anteil der labilen DOC-Fraktion im ablaufenden Sickerwasser simuliert.

Ab 2007 werden die DOC-Konzentrationen weiterhin zufriedenstellend abgebildet. Die simulierte Konzentrationsabnahme an der Untergrenze des A-Horizontes resultiert aus sinkenden Konzentrationen der labilen und stabilen Fraktion von jeweils 80 und 68 %. Die Erträge zeigen einen vergleichbaren Trend mit Rückgängen um ca. 50 %. Die abnehmenden DOC-Konzentrationen sind demzufolge durch die negative klimatische Wasserbilanz und die ausbleibende Gründüngung bedingt. Weitere Faktoren sind das reduzierte Düngungsniveau sowie die daher geringere unterirdische Biomassebildung und -Einträge. Diese Biomassedefizite ab 2007 können nur teilweise durch die Stallmistdüngung kompensiert werden.

5.2.1.4. Extensiver Ackerbau mit Gründung bei regulärer Bodenbearbeitung bis 2007, nachfolgend weitere Extensivierung und Umwandlung zu Grünland 2009 - LP 12

Die mittleren **DOC-Konzentrationen** in 100 cm uGOK dieses Lysimeterpaars werden mit $6,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ noch zufriedenstellend simuliert (Abb. 5.15). Diese mittlere Konzentration ist geringer als die des Lysimeterpaars 11 mit reduzierter Bodenbearbeitung. Die simulierten Konzentrationsänderungen sind jedoch etwas stärker. Die Simulationsgüte gemäß RMSE beträgt 4,1 (NRMSE 27 %). Die Gesamtfrachten werden bis zur Nutzungsumwandlung mit insgesamt $7,6 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ lediglich um acht Prozent überschätzt (im Gesamtzeitraum $11 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ und sieben Prozent).

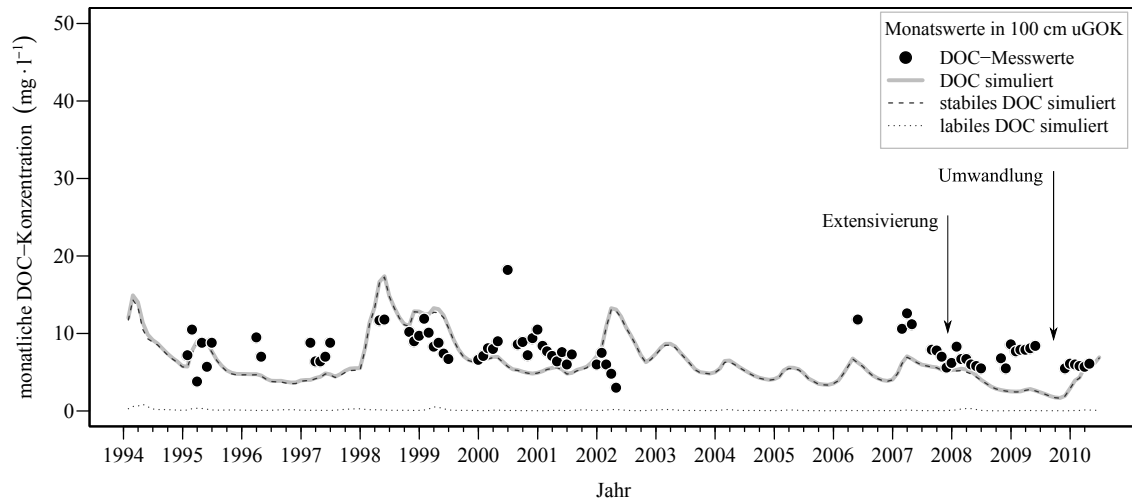


Abbildung 5.15.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 100 cm uGOK

An der Untergrenze des **A-Horizonts** werden mittlere DOC-Konzentrationen von $15,7 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ modelliert (Abb. 5.16). Dieses Konzentrationsniveau entspricht nahezu dem Lysimeterpaar 11 (s. Anhang Abb. A.30). Der Schwankungsbereich der simulierten Konzentrationsänderungen ist etwas weiter, der zeitliche Verlauf stimmt wiederum überein.

Nach der **Nutzungsumwandlung** im Jahr 2007 werden bis 2009 abnehmende und ab 2010 wieder ansteigende DOC-Konzentrationen im Sickerwasser simuliert. Diese Dynamik entspricht den gemessenen DOC-Konzentrationen. Im Jahr 2009 sind die modellierten DOC-Konzentrationen jedoch sehr gering. Im Gegensatz zum Lysimeterpaar 11 werden die Messwerte dieses Lysimeterpaars leicht unterschätzt (s. Anhang Abb. A.29). Die Umwandlung zu Grünland zeigt innerhalb von 17 Monaten nach der Einsaat keine Effekte auf die Messwerte und Simulationsergebnisse.

Die mittleren DOC-Konzentrationen und die jahreszeitliche Dynamik im **ablaufenden Sickerwasser** werden im gesamten Simulationszeitraum zufriedenstellend simuliert. ANIMO bildet im Vergleich zum Lysimeterpaar 11 ein niedrigeres DOC-Konzentrationsniveau für das Lysimeterpaar 12 ab, ebenso wie die Messwerte. Im Vergleich zum Lysimeterpaar 11 ist die Simulationsgüte etwas schlechter, da das mittlere Niveau und die Konzentrationsänderungen weniger gut vom Modell abgebildet werden. Die temporäre Übereinstimmung der simulierten Konzentrationsänderungen der Lysimeterpaare 11 und 12 bis zum Jahr 2007 ergibt sich aus der Bewirtschaftung, wie z. B. gleicher Aussaat- und Erntezeitpunkt.

Die für das Lysimeterpaar 12 simulierte höhere DOC-Dynamik an der **Basis des A-Horizonts** resultiert aus höheren Konzentrationen der labilen Fraktion, insbesondere nach der Ernte. Durch die Einarbeitung der Erntereste in den gesamten A-Horizont ist die Transportstrecke zur Horizontbasis kürzer. Es wird in größerer Tiefe labiles DOC freigesetzt und nur teilweise zu stabilem DOC umgesetzt. ANIMO simuliert demzufolge direkt nach der Ernte höhere labile und Gesamt-DOC-Konzentrationen an der Untergrenze des A-Horizonts. Aufgrund der Bearbeitungsintensität und

damit einhergehenden Belüftung und Durchmischung des Bodens wird nachträglich eine erhöhte Metabolisierung simuliert, so dass das langfristig das mittlere Konzentrationsniveau des Lysimeterpaars 11 erreicht oder leicht unterschritten wird.

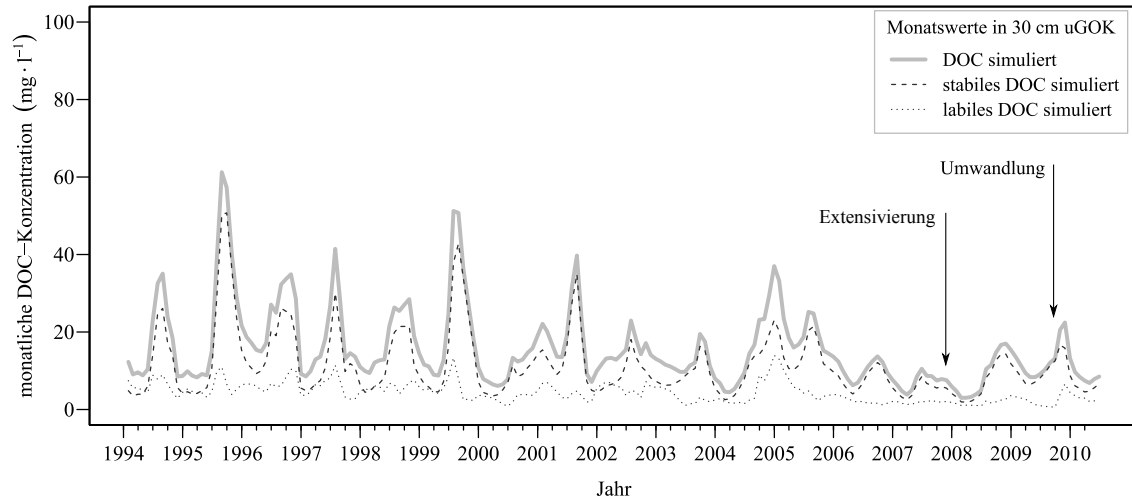


Abbildung 5.16.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 12 in 30 cm uGOK

Die **ab 2008** niedrigen simulierten DOC-Konzentrationen sind, ebenso wie die sehr niedrigen Konzentrationen im Jahr 2009, durch die geringeren simulierten Bodenwasserfeuchten und deren übermäßig reduzierenden Effekt auf die Simulationsergebnisse bedingt. Dies wurde vorab für die relativ trockenen Jahre 1996 und 1997 dargelegt. Durch die Überschätzung der Sickerwasserbildung (Kap. 5.1.1) werden die Konzentrationen zudem reduziert. Diese hydrologischen Effekte und der kurze Betrachtungszeitraum überprägen die Auswirkungen der Nutzungsumwandlungen. Dies kann bei der Betrachtung kurzer Zeitperioden auftreten, wie im Kapitel 3.1.1.4 dargelegt.

5.2.1.5. Ackerfruchtfolge mit Öl- und Zwischenfrüchten und Umwandlung zu Grünland 2008 - LP 42

Die mittleren DOC-Konzentrationen in **100 cm uGOK** sowie die jahreszeitlichen Konzentrationsänderungen im Sickerwasser dieser komplexen Fruchtfolge werden mit $9,18 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ simuliert. Das mittlere Konzentrationsniveau der Messwerte von $9,90 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ wird dementsprechend leicht unterschätzt (Abb. 5.17). Die Simulationsgüte gemäß RMSE beträgt 4,5 (NRMSE 34 %). Sie ist mit den Lysimeterpaaren 11 und 12 vergleichbar.

An der Untergrenze des **A-Horizonts** werden mittlere DOC-Konzentrationen von $26,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Abb. 5.18) simuliert. Diese liegen zwischen den Lysimeterpaaren 11 und 12 mit Ackerbau und Gründüngung und dem Lysimeterpaar 4 mit Grünlandnutzung bis 2008.

Nach der **Nutzungsumwandlung** liegen die gemessenen und simulierten DOC-Konzentrationen auf einem mittlerem bis niedrigem Niveau. Im Jahr 2008 entsprechen die simulierten Konzentrationen den Messwerten. Im Jahr 2009 werden die Messwerte unterschätzt und 2010 wieder zufriedenstellend abgebildet.

Das Konzentrationsniveau und die -Dynamik im **ablaufenden Sickerwasser** dieser komplexen Fruchtfolge werden mit ANIMO zufriedenstellend abgebildet. Die im Vergleich zu den anderen Lysimeterpaaren hohe Simulationsgüte resultiert aus der besseren Simulation der jahreszeitlichen und jahresübergreifenden Dynamik der DOC-Konzentrationen. Die Betrachtung der Messwerte und Simulationsergebnisse zeigt, dass mit abnehmender Variationsbreite der Messwerte ebenfalls

die Variationsbreite der Simulationsergebnisse abnimmt. Diese Tendenz wird durch ANIMO abgebildet, dabei wird jedoch die Intensität überschätzt (Abb. A.31 im Anhang Darstellung der rMAD-Werte).

Nach der **Einsaat von Grünland** 2008 steigt im Jahr 2009 die simulierte Konzentration des labilen DOC im **Oberboden** an und dominiert die simulierte DOC-Zusammensetzung, erstmalig für dieses Lysimeterpaar. Im Jahr 2010 entspricht der relative Anteil der labilen Fraktion dem Niveau des Lysimeterpaars 4 vor dem Grünlandumbruch. Die rasche Etablierung eines geschlossenen Grasbestands erbringt demzufolge für diese Simulation bereits im Folgejahr erhöhte Einträge frischer organischer Substanz und vermehrt labiles DOC. Dieser Prozess schreitet im zweiten Jahr nach der Etablierung fort. Resultierend aus der Etablierung des Grasbestands sowie den damit einhergehenden Biomasseeinträgen und der veränderten Sickerwasserbildung werden Konzentrationsniveaus und -Änderungen entsprechend der Grünlandnutzung des Lysimeterpaars 4 simuliert.

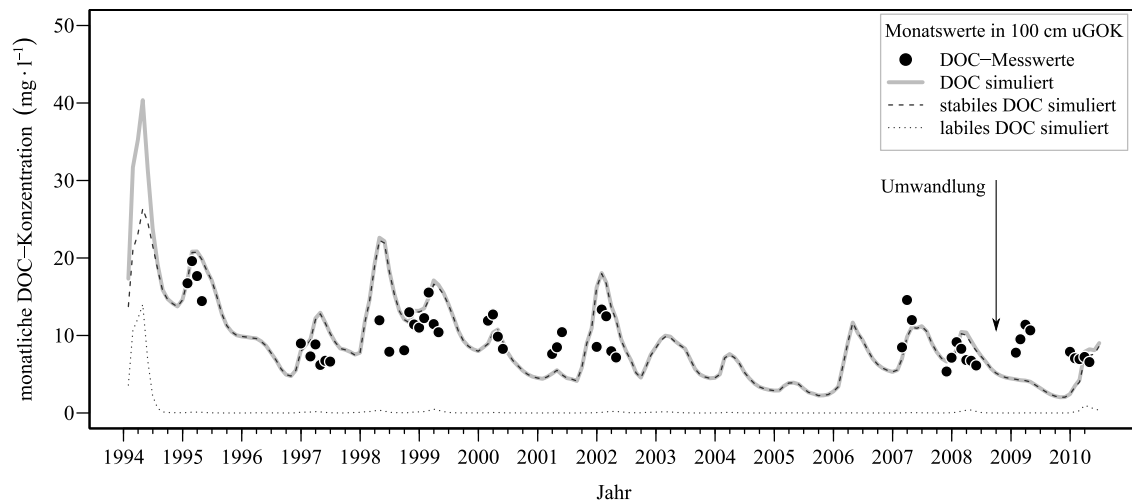


Abbildung 5.17.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 42 in 100 cm uGOK

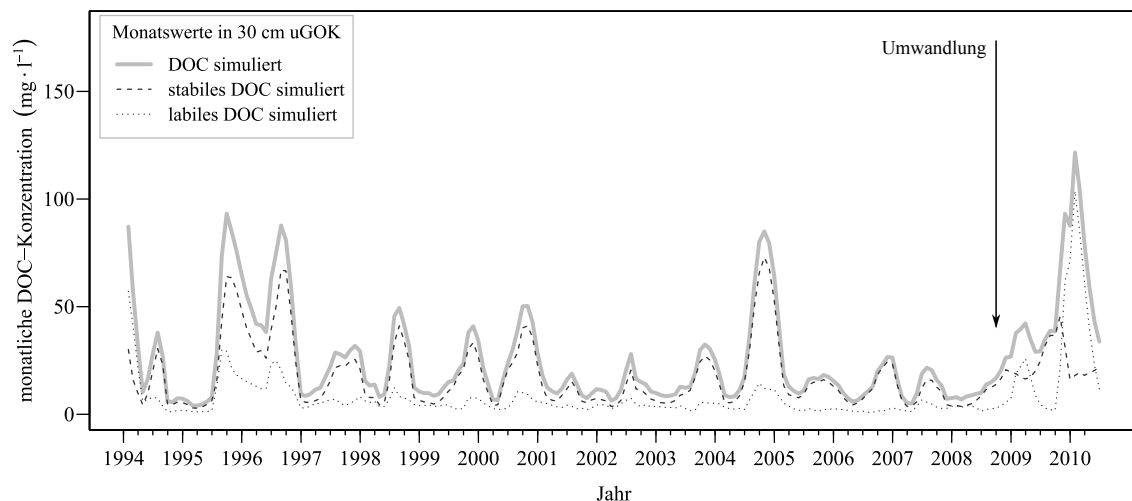


Abbildung 5.18.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 42 in 30 cm uGOK

In **100 cm uGOK** sind die berechneten Konzentrationsrelationen **nach der Graseinsaat** weiterhin stabil. Bedingt durch die Sickerwasserstrecke sowie die biochemischen Abbau- und Retentionsprozesse zeigen die Nutzungsänderungen in dieser Tiefe noch keine Wirkung. Es ist davon auszugehen, dass die 2009 niedrigen simulierten Sickerwassermengen und die damit einhergehende Unterschätzung der DOC-Austräge durch ANIMO weitere Ursachen sind.

5.2.1.6. Fortführung ackerbaulichen Bewirtschaftung - LP 34

Die mittleren DOC-Konzentrationen in **100 cm uGOK** dieses Lysimeterpaars mit langjähriger Ackernutzung ab 1994 werden von ANIMO mit $6,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ bis 2007 tendenziell unterschätzt, ebenso die jahreszeitliche Dynamik (Abb. 5.19). Die Simulationsgüte gemäß RMSE liegt daher mit 3,7 (NRMSE 34 %) auf dem Niveau des Lysimeterpaars 11 und ist noch zufriedenstellend. Im Vergleich zu den vorab erläuterten Lysimeterpaaren ist die saisonale Dynamik der simulierten DOC-Konzentrationen geringer, wobei die Konzentrationen in den Jahren 1995, 1996 und 2000 weiterhin unterschätzt werden. Sie werden jedoch 1998 und 2002 nicht überschätzt, aufgrund des niedrigeren mittleren Konzentrationsniveaus. Die akkumulierten DOC-Frachten werden mit insgesamt $7,4 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ bis 2007 um lediglich drei Prozent unterschätzt.

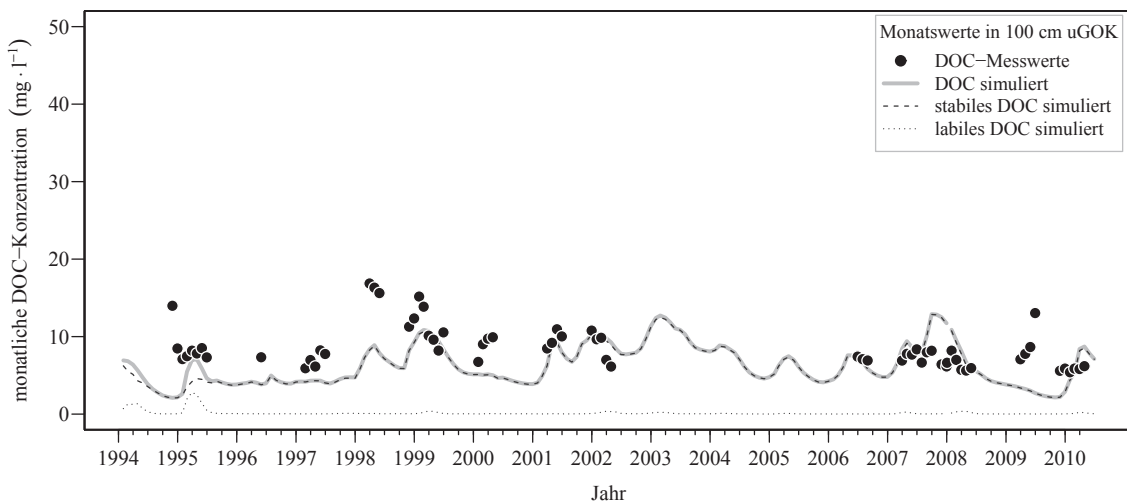


Abbildung 5.19.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 34 in 100 cm uGOK

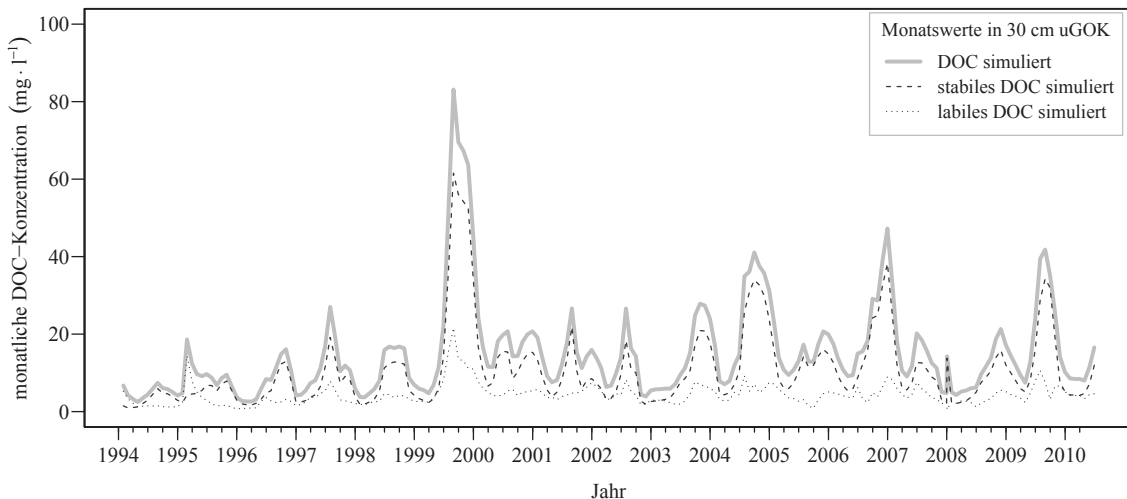


Abbildung 5.20.: Simulierte DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 34 in 30 cm uGOK

Die im Zeitraum 1994 bis 2007 simulierte Dynamik der DOC-Konzentrationen besteht **ab 2007** fort. Jedoch zeigen die Messwerte ab 2007 eine geringe Variabilität, die Ursachen wurden in Kapitel 2.3.2 dargelegt. Ungewöhnlich sind zudem die langen Sickerwasserperioden in den Jahren 2007 und 2008. Die akkumulierten Frachten werden bis 2010 um nur sechs Prozent unterschätzt.

An der Untergrenze des **A-Horizonts** simuliert ANIMO von 1994 bis 2007 mittlere DOC-Konzentrationen von $15,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ (Abb. 5.20). Diese Konzentrationen sind geringfügig niedriger

als die der Lysimeterpaare 11 und 12 mit Ackerbau und Gründüngung (7 %). Sie sind jedoch deutlich reduziert gegenüber den Werten des Lysimeterpaars 4 mit Grünlandnutzung bis 2008 (um 73 % geringer).

Das niedrige simulierte Konzentrationsniveau des Lysimeterpaars kann auf relativ geringe Einträge frischer organischer Substanz dieser Ackernutzung zurückgeführt werden. Dies zeigt ebenso das niedrigere Konzentrationsniveau im **Oberboden**. Die **ab 2007** ausgeglichene Dynamik der DOC-Konzentrationen kann teilweise auf erhöhte Sickerwassermengen in den Jahren 2007 und 2008 sowie 2010 zurückgeführt werden. Diese bedingen zudem erhöhte Abweichungen bei der Simulation des Bodenwasserhaushalts.

5.2.2. Simulierte DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder

5.2.2.1. Simulation der DOC-Konzentrationen des Messfelds 1

Die Bodenmessfelder zeigen eine **jahreszeitliche DOC-Dynamik** mit ansteigenden Konzentrationen im Frühjahr bis in die Sommermonate und danach abnehmenden Konzentrationen (Abb. 5.21). Die Dynamik der DOC-Konzentrationen in 20 und 40 cm uGOK des Messfelds 1 wird zufriedenstellend simuliert. Das mittlere Konzentrationsniveau und die Schwankungsbereiche nehmen mit zunehmender **Tiefe** ab und zeigen eine zeitliche Verzögerung. Das mittlere Konzentrationsniveau in 80 cm uGOK wird mit ANIMO abgebildet, es werden jedoch die Konzentrationen in den Wintermonaten überschätzt.

Mit dem Einsetzen der **Sickerwasserbildung** simuliert ANIMO die Verlagerung von DOC im Tiefenprofil, in Abhängigkeit von den DOC-Konzentrationen und der Sickerwassermenge. Es können die jahreszeitlichen Veränderungen der DOC-Konzentrationen in 20 und 40 cm uGOK abgebildet werden. Die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen wurde ebenso mit den Lysimeter beobachtet (z. B. Kap. 5.2.1.2). Messungen anliegender Grundwassermessstellen zeigen im Winter einen **Anstieg von Grundwasser** mit niedriger DOC-Konzentration ($1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Auf der Punktskala ist es nicht möglich die damit einhergehenden Verdünnungseffekte und die resultierende Verdünnung der DOC-Konzentrationen mit SWAP und ANIMO zu simulieren. Es sind zweidimensionale Modelle notwendig, um diese Prozesse abzubilden.

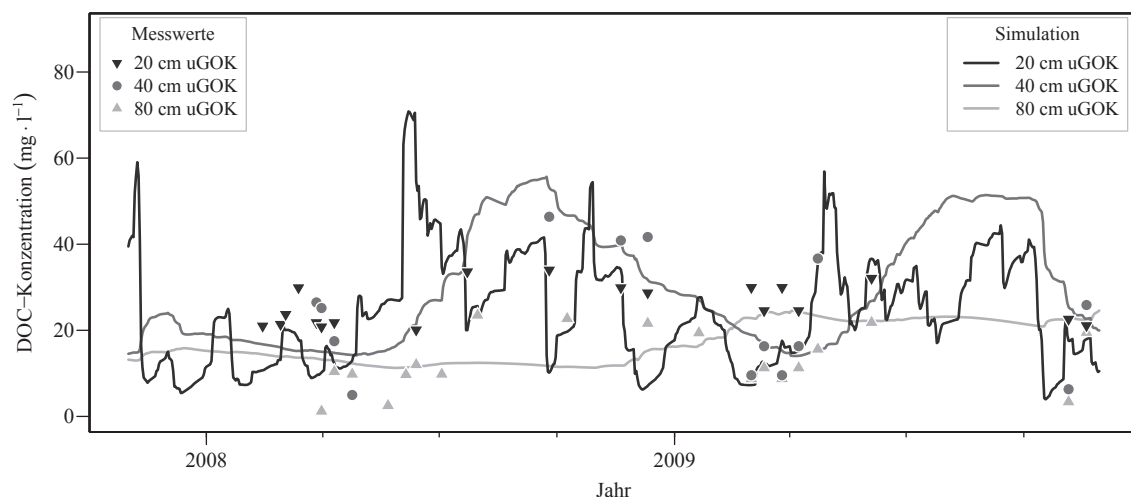


Abbildung 5.21.: Simulierte DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil des Messfelds 1

ANIMO simuliert kurzfristige Konzentrationsabnahmen in 20 cm uGOK sowie in geringerem Ausmaß in 40 cm uGOK. Diese resultieren aus **Niederschlagsereignissen** und den damit einhergehenden Verdünnungseffekten sowie der Verlagerung des DOM. Bspw. im Sommer 2008 wer-

den durch ergiebige Niederschläge die DOC-Konzentrationen im humosen Oberboden reduziert (s. Anhang Abb. A.32, 20 cm uGOK) und die Verlagerung von DOM in den mineralischen Unterboden simuliert (s. Anhang Abb. A.32 40 cm uGOK sowie Saugspannungen Kap. 5.1.2). Die Simulation der Tiefenverlagerung in 80 cm uGOK ist nicht möglich. Die vorliegenden Defizite in der Simulation der DOC-Tiefenverlagerung resultieren daraus, dass SWAP kurzfristige Saugspannungsabfälle im Bodenprofil nach intensiven Niederschlägen nicht vollständig reproduziert (Kap. 5.1.2 und Vergleichsdiagramme Abb. A.28). Die DOC-Verlagerung im Tiefenprofil kann daher in den Simulationen nicht immer realistisch abgebildet werden.

An der Untergrenze des A-Horizonts, in **20 cm uGOK**, werden ganzjährig hohe Konzentrationen der labilen Fraktion simuliert (Abb. 5.22 links). Dies resultiert aus dem Eintrag von labilem DOC mit der frischen organischen Substanz durch den Grasbestand. Die jahreszeitliche Dynamik in dieser Tiefe, mit ansteigenden Konzentrationen ab März/April und dem Konzentrationsmaximum im Mai bzw. Juni, bildet die Entwicklung des Grasbestands und der klimatischen Rahmenbedingungen ab. Mit zunehmender Tiefe steigt der relative Anteil der stabilen Fraktion (Abb. 5.22).

Die in **40 cm uGOK** simulierten Gesamt-DOC-Konzentrationen zeigen ebenfalls eine ausgeprägte jahreszeitliche Dynamik. Die Konzentrationsänderungen spiegeln den Verlauf der Temperaturen wider, mit dem Maximum im Juli bzw. August. Im Winter und Frühling überwiegt in 40 cm uGOK der simulierte Anteil der labilen Fraktion, bei niedrigen Temperaturen und einer hohen Bodenfeuchte. In den warmen Sommer- und Herbstmonaten dominiert die stabile Fraktion, resultierend aus dem Abbau des labilen DOC und der Synthese von stabilem DOC.

Aufgrund der Defizite in der Simulation hoch anstehenden Grundwassers können die simulierten Konzentrationen in **80 cm uGOK** die gemessene jahreszeitliche Dynamik nur schematisch abbilden. Außerhalb dieser Perioden wird eine den Messwerten entsprechende geringe Konzentrationszunahme in den Frühlings- und Sommermonaten simuliert. Dabei überwiegt auf niedrigem Konzentrationsniveau ganzjährig die stabile DOC-Fraktion. Dies resultiert aus dem geringen Eintrag von frischer organischer Substanz und labilem DOC in dieser Tiefe.

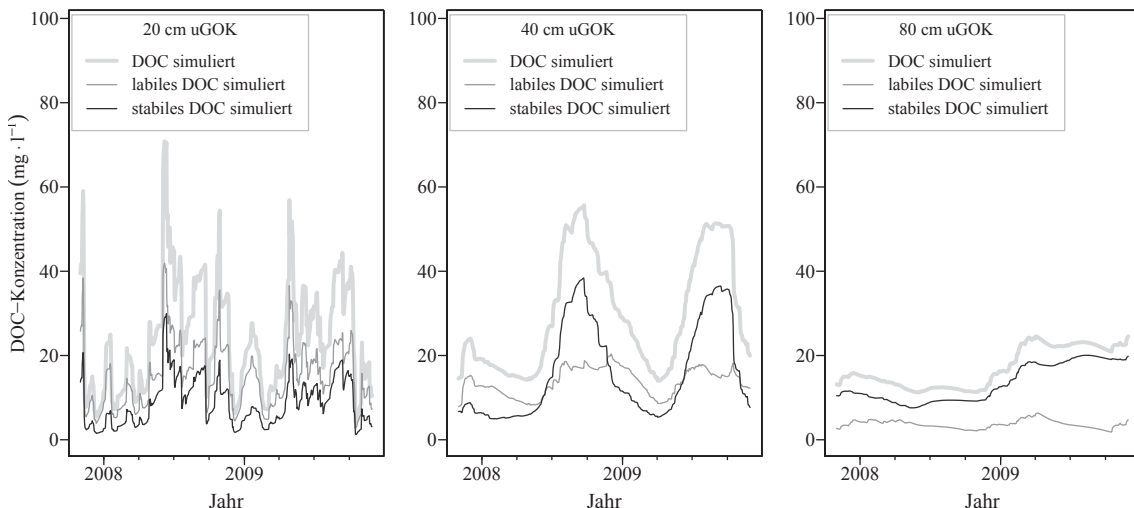


Abbildung 5.22.: Simulierte DOC-Fractionen im Tiefenprofil des Messfelds 1

5.2.2.2. Simulation der DOC-Konzentrationen des Messfelds 2

Wird die **Parametrisierung des Messfelds 1** angewandt, entspricht der simulierte jahreszeitliche Verlauf der DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil des Messfelds 2 der simulierten Dynamik des

Messfelds 1 (vgl. Abb. 4.6 oben und 4.6 unten). Dies spiegelt zudem die simulierten Saugspannungen wider (s. Kap. 5.1.2). Im Vergleich zum Messfeld 1 sind die mittleren Konzentrationsniveaus bei dieser Parametrisierung etwa 50 bis 30 % niedriger, die Mediane etwa 20 bis 40 %. Es wird dementsprechend das geringere Konzentrationsniveau der Messwerte in der Simulation (s. Kap. 3.2.2).

Insbesondere im Oberboden wird ein geringeres mittleres Niveau der DOC-Konzentrationen simuliert. Dies ist bedingt durch die geringere Biomassebildung und somit niedrigeren Einträge frischer organischer Substanz sowie des niedrigeren Niveaus der pedogenen Kohlenstoffpools. Es werden jedoch die Messwerte unterschätzt. Die im Messfeld 2 ausgeprägtere Amplitude der Saugspannungen, die sich in den gemessenen DOC-Konzentrationen des humosen A-Horizonts zeigt, kann mit dieser Parametrisierung nicht simuliert werden (s. Kap. 4.5.2).

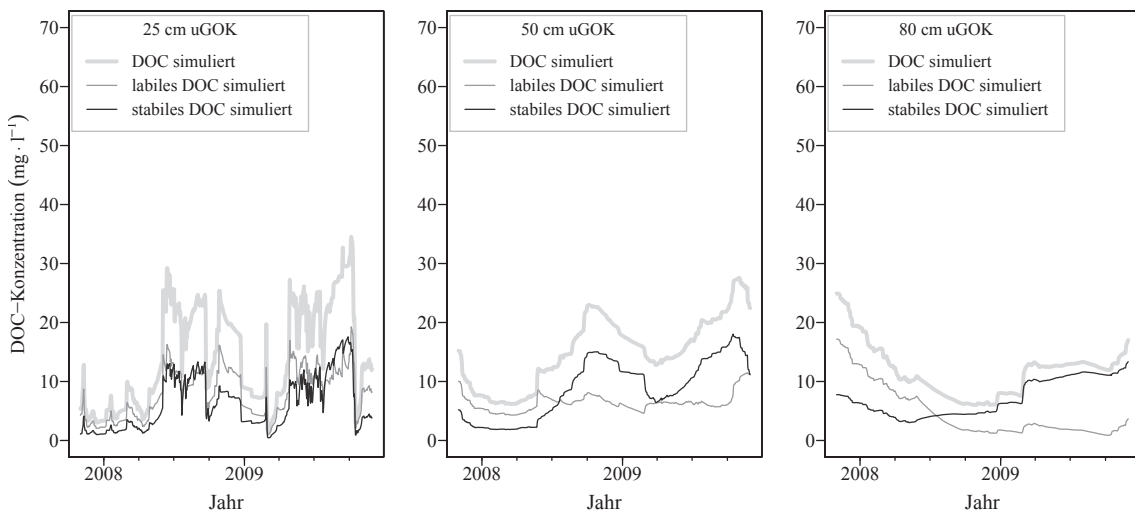


Abbildung 5.23.: Simulierte DOC-Fractionen im Tiefenprofil des Messfelds 2

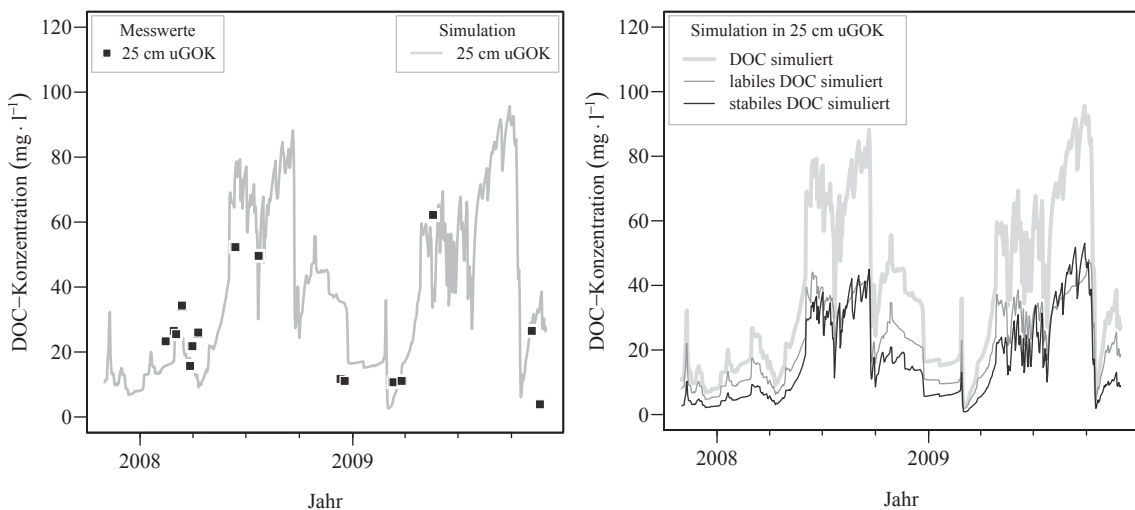


Abbildung 5.24.: Simulierte DOC-Konzentrationen (li.) und DOC-Fractionen (re.) in 25 cm uGOK des Messfelds 2 bei 30 % DOM-Synthese

Wie für das Messfeld 1 bildet ANIMO die Verlagerung eines Teils des DOC in die Unterbodenhorizonte ab, dabei werden jedoch die DOC-Konzentrationen im mineralischen Unterboden überschätzt (Kap. 5.2.2.1). Wie bereits für das Messfeld 1 beschrieben, zeigen die simulierten Konzentrationen des Messfelds 2 Defizite in Wintermonaten mit hohem Grundwasserspiegel. Dies

resultiert aus den damit einhergehenden Verdünnungseffekten, die auf der Punktskala nicht abbildbar sind (s. Kap. 3.2.2).

Im Gegensatz zum Messfeld 1 wird im Messfeld 2 in 25 cm uGOK im **Sommer** eine zunehmende Dominanz der stabilen Fraktion simuliert (Abb. 5.23 links). Dies resultiert aus dem geringeren Eintrag frischer organischer Substanz und darin enthaltenem labilem DOC, wodurch der relative Anteil dieser labilen Fraktion geringer ist. Aufgrund des reduzierten Eintrags von labilem DOC ist zudem die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen in dieser Tiefe abgeschwächt. Daraus resultiert wiederum die geringere jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen im mineralischen Unterboden und der höhere relative Anteil der stabilen Fraktion.

Wird, **abweichend zum Messfeld 1**, eine alternative Parametrisierung des Umsatzes der labilen und stabilen Fraktion der Grashalme zu Humus und Biomasse auf 70 % reduziert (bzw. die DOM-Synthese auf 30 % angehoben), nimmt die jahreszeitliche Dynamik der labilen DOC-Fraktion in 25 cm uGOK deutlich zu. Der relative Anteil der stabilen Fraktion bleibt weitgehend gleich, so dass die simulierte gesamt-DOC-Konzentration höher ist. Die Simulations- und Messwerte an der Untergrenze des A-Horizonts sowie die Niederschläge sind in der Abbildung 5.24 links dargestellt, die Simulation der DOC-Fraktionen in der Abbildung 5.24 rechts.

Werden die DOC-Konzentrationen im **mineralischen Unterboden des Messfelds 2** mit der für das Falkenberger Grünlandlysimeterpaar (LP 4) gewählten Parametrisierung simuliert (Abb. 5.25 links), werden die Messwerte besser repräsentiert (s. Kap. 4.5.2). Der zeitliche Verlauf der DOC-Fraktionen, und deren relative Anteile an der Gesamt-DOC-Konzentration, sind im Vergleich zur Simulation mit den für das Messfeld 1 optimalen Parameterwerten weitgehend gleich (Abb. 5.25 Mitte und rechts). Das mittlere Konzentrationsniveau ist jedoch niedriger. Die Parameter der **DOC-Synthese aus Grassprossen** beeinflussen demzufolge insbesondere das Konzentrationsniveau und in geringerem Ausmaß die jahreszeitliche Dynamik der DOC-Konzentrationen. Der relative Anteil der DOC-Fraktionen ist zudem durch weitere sensitive Parameter (s. Kap. 4.4.3) und Standortbedingungen reguliert.

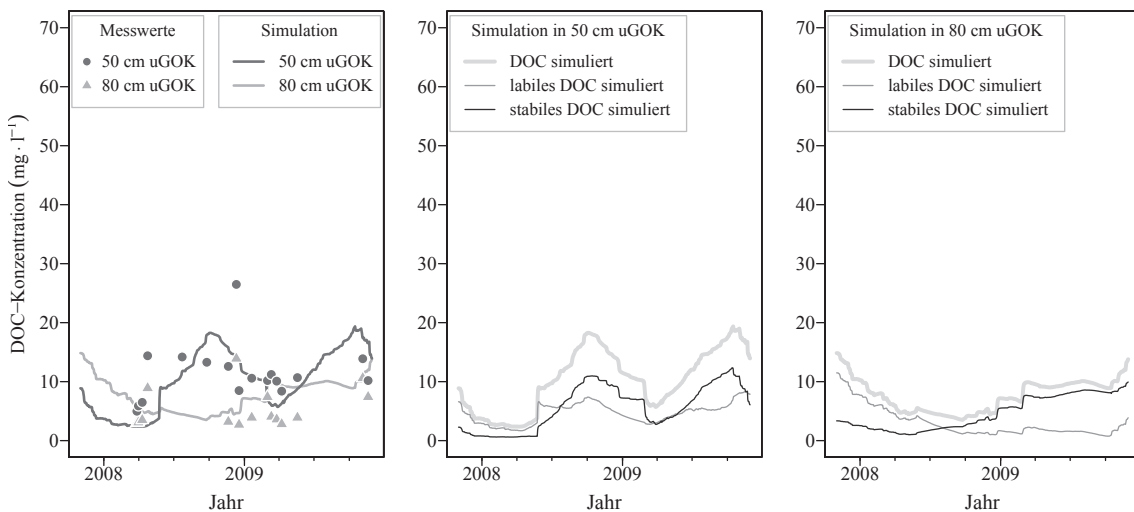


Abbildung 5.25.: Simulierte DOC-Konzentrationen (li.) und DOC-Fraktionen (Mi. u. re.) in 50 und 80 cm uGOK des Messfelds 2 wie LP 4

5.2.3. Zusammenfassung und Ausblick

Die DOC-Austragsperioden und -Konzentrationen sowie die jahreszeitlichen Konzentrationsänderungen unter langjähriger **ackerbaulicher Nutzung** werden mit ANIMO zufriedenstellend abgebildet. Dies trifft sowohl für die weitgehend stabilen DOC-Frachten des Referenzlysi-

meterpaars mit fortbestehendem Ackerbau als auch für die weiteren extensiven Ackernutzungen mit unterschiedlicher Fruchtfolgekomplexität, Düngungsregime und Bodenbearbeitung zu.

Die im Vergleich zu den Ackerfruchtfolgen mitunter höheren DOC-Austräge unter langjährigem **Grünland** werden episodisch überschätzt. In langjährigen Trockenperioden wird eine zu hohe DOC-Retention im Bodenprofil simuliert. Der Trend abnehmender Austragsspitzen nach der Konversion von Grünland zu Acker und von Grünland zu Brache wird adäquat abgebildet. Ebenso nach der **Konversion von Acker** zu Grünland und nach der **Extensivierung der Ackernutzung** werden die temporär erhöhten DOC-Konzentrationen und -Frachten zufriedenstellend reproduziert.

Die **modellierten DOC-Frachten** und Sickerwassermengen zeigen gegenüber den Messwerten eine sehr starke Wechselwirkung von DOC-Konzentration und Sickerwasserbildung. Zugleich ist die simulierte Dynamik der Sickerwassermengen ausgeglichener als die der Messwerte. Es liegt eine höhere Konsistenz zwischen den untersuchten Bewirtschaftungsformen vor. Dies spiegelt die Simulation der DOC-Austräge wider, indem nutzungsspezifische Differenzierungen und witterungsbedingte Extremwerte nicht adäquat abgebildet werden. Auf der Grundlage weitergehender Prozessanalysen und Erkenntnisse kann daher zukünftig, durch die Implementierung neuer sensitiver Parameter und weiterer Prozessfunktionen, eine weitere Verbesserung der Simulationsergebnisse von SWAP und ANIMO erzielt werden.

Liegt insbesondere die Modellierung von **Landnutzungsänderungen** im Fokus, sollten statt der bisher konstanten Werte für die sensitiven Parameter der DOC-Produktion und des -Umsatzes prozessuale Parameterwertänderungen implementiert werden. Die dargelegten Ergebnisse können auf diese Weise als Grundlage für die weitere Verbesserung der Simulationsergebnisse und -Güte von Nutzungskonversionen dienen.

Darüber hinaus können mit **ANIMO 4.1** zwei DOC-Fraktionen mit unterschiedlicher Abbaubarkeit sowie die DOC-Sorption simuliert werden. Die Simulationsergebnisse zeigen in den Sommermonaten bei ansteigenden Temperaturen und zunehmender biologischer Aktivität sowie ebenso mit zunehmender Profiltiefe eine relative Zunahme des stabilen DOC. Dies wurde bereits in unterschiedlichen Feldstudien dokumentiert und bestätigt so die Modellergebnisse.

Für das **Messfeld 1** im Schäfertal werden ebenfalls zufriedenstellende Simulationsergebnisse erzielt. Mit ANIMO werden sowohl die mittleren Konzentrationsniveaus im Tiefenprofil als auch die jahreszeitlichen Konzentrationsänderungen abgebildet. Die Simulation zeigt, dass bei Niederschlagsereignissen auch im Sommerhalbjahr DOC im Tiefenprofil verlagert wird. Bei ausreichender Sickerwassermenge kann dies dazu führen, dass das Konzentrationsprofil in 20 und 40 cm uGOK umgekehrt wird. Die Simulationsergebnisse bestätigen und erklären somit die Messwerte. Sie zeigen zudem die Relevanz exogener hydrologischer Einflüsse. Im Schäfertal sind dies Verdünnungseffekte aufgrund des ansteigenden Grundwasserspiegels, die auf der Punktskala erfasst, jedoch nicht modelliert werden können. Dies bestätigen die Messungen und Modellergebnisse in 50 und 80 cm uGOK des Messfelds 2.

Die gemessenen Konzentrationen in 25 cm uGOK sind im **Messfeld 2** ungewöhnlich hoch und nur separat durch erhöhte DOM-Einträge aus frischer organischer Substanz zu simulieren. Das Bodenprofil kann aufgrund der standortspezifischen Bedingungen dieser Hangposition (südexponierter Hangpseudogley mit präferenziellen Fließwegen) nicht als eine Einheit auf der Punktskala simuliert werden. Diese Ergebnisse zeigen, dass über die Abbildung der DOC-Eintrags- und -Umsatzprozesse hinaus die Simulation der Hydrologie im Einzugsgebiet und weitere DOC-Messungen im Rahmen nachfolgender Projekte notwendig sind.

6. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Gelöster organischer Kohlenstoff ist ein quantitativ geringer, jedoch mobiler Teil des Kohlenstoffkreislaufs mit hoher chemischer Reaktivität und Bioverfügbarkeit. DOC wird weltweit aus terrestrischen Böden in die Gewässer ausgetragen und kommt nahezu ubiquitär vor. Erhöhte Austragsmengen reduzieren die Kohlenstoffspeicherung im Boden. Hohe Konzentrationen in den Gewässern fördern die Bioverfügbarkeit zahlreicher Nähr- und Schadstoffe sowie das mikrobielle Wachstum und können so die Wasserqualität und Trinkwasseraufbereitung negativ beeinflussen.

Bisherige Studien fokussierten überwiegend auf DOC in aquatischen Systemen, Feuchtgebieten, Wald oder unter Grünland. **Ziel der vorliegenden Arbeit** war es DOC-Konzentrationen und -Austräge in landwirtschaftlich genutzten Mieralböden, insbesondere unter Ackernutzung, zu analysieren und zu simulieren. Zunächst wurden dazu die DOC-Konzentrationen und der DOC-Austrag unterschiedlicher Grünland und Ackerlandnutzungen sowie von Nutzungsumstellungen quantifiziert. Durch Zeitreihen und Vergleichsanalysen wurden die natürlichen und anthropogenen Einflussfaktoren identifiziert und bewertet. Von Interesse waren dabei ebenso Mitigationsoptionen in Zusammenhang mit der landwirtschaftlichen Bodennutzung und Bewirtschaftung. Um weitere Prozessanalysen und Austragsprognosen durchzuführen, war es erforderlich ein DOM-Modell einzusetzen. Mit dem Modell sollen die relevanten Prozesse und Einflussgrößen abgebildet und für ausgewählte Lysimeter- und Feldstudien die realisierbare Modellgüte ermittelt werden.

Zwei Untersuchungsstandorte wurden ausgewählt. In der Forschungsstation Falkenberg wurden mit landwirtschaftlich genutzten Lysimetern der DOC-Austrag und die mittleren DOC-Konzentrationen im ablaufenden Sickerwasser kontinuierlich erfasst und zeitlich über vier bzw. ab 2007 über eine Woche aggregiert gemessen. Mit ausgewählten Lysimeterpaaren wurden zudem im Zeitraum von 2007 bis 2010 Vergleichsmessungen zum DOC-Austrag nach gezielter Umstellung der landwirtschaftlichen Nutzung vorgenommen. Ergänzend wurden Feldstudien im Schäfertal durchgeführt. Auf zwei Bodenmessfeldern wurden diskontinuierlich, alle 14 Tage oder ereignisbezogen in drei Tiefenstufen mittels Borsilikatsaugplatten Bodenlösung gewonnen und die DOC-Konzentrationen bestimmt. Sowohl mit den Lysimetern als auch den Saugplatten kann der DOC in der Bodenlösung direkt bestimmt werden. Beide Verfahren können jedoch nur lokal eingesetzt werden. Sie sind ortsgebunden, technisch aufwändig und teuer. Im Schäfertal wurde daher geprüft, ob mittels Zentrifugation oder Boden-Wasser-Extraktion zukünftig Kalibrierungs- und Modellparameter für die Simulation des DOC-Austrags auf Einzugsgebietsebene bereitgestellt werden können.

Im Sickerwasser der **Lysimeter** liegen die gemessenen **DOC-Konzentrationen** zwischen 4,5 und 29,0 mg · l⁻¹. Die DOC-Konzentrationen zeigen eine Rangfolge mit hohen Werten unter extensiver Weidenutzung, mittleren Werten unter Acker- und Wiesennutzungen sowie den niedrigsten Werten unter Schwarzbrache mit Sandauflage. Eine langfristige Abnahme der DOC-Konzentrationen tritt nach der Umstellung von Grünland zu Schwarzbrache mit Sandauflage ein, bedingt durch den ausbleibenden Biomasseeintrag und eine höhere Sickerwasserbildung.

Nach **Nutzungsumwandlungen** steigen die DOC-Konzentrationen und -Austräge im Sickerwasser der Lysimeter temporär an. Dies wurde insbesondere in der ersten Sickerwasserperiode nach Grünlandumbruch oder Einsaat von Grünland beobachtet. Nachfolgend gleichen sich Austragsdynamik und Konzentrationsniveau zunehmend der neuen Nutzungsform an. Um die Kohlenstoffspeicherung im Boden zu erhalten, sind demzufolge Nutzungsumstellungen, insbesondere von Grünland zu Ackerland, möglichst zu vermeiden. Langjähriges Grünland ist zu erhalten, da

nach dem Grünlandumbruch kurz- und langfristig vermehrt DOC mit dem Sickerwasser ausgetragen wird.

Im **Schäferfetal** sind in der **Bodenlösung unter Grünland** am Gebietsauslass die gemessenen mittleren DOC-Konzentrationen höher als auf dem südexponierten Ackerschlag, trotz ausgeglichenerer Bodenfeuchtedynamik, jedoch bei höheren Biomassegehalten und -Einträgen. Mit zunehmender Bodentiefe nehmen die DOC-Konzentrationen standortspezifisch regulär ab. Wiederholt treten jedoch nach ergiebigen Niederschlägen im Sommerhalbjahr in der zweiten Tiefenstufe die höchsten Konzentrationswerte auf, wenn DOC-reiche Bodenlösung aus dem A-Horizont in den Mineralboden eingetragen wird. Diese Verlagerung war mit ANIMO reproduzierbar.

DOC-Austrag bzw. die -Frachten aus bewachsenen Böden werden vorrangig durch die **Sickerwassermenge** gesteuert, da diese bei hohen DOC-Konzentrationen den begrenzenden Faktor darstellen. Bei langjähriger Brache liegt wenig Kohlenstoff im Boden vor und DOC wird ganzjährig mit dem Sickerwasser ausgetragen. Der Austrag wird daher nicht durch die Sickerwassermenge, sondern den im Boden vorliegenden und mobilisierbaren DOC begrenzt.

Im Gegensatz zu den natürlichen Faktoren können durch die **landwirtschaftliche Bewirtschaftung** die DOC-Konzentrationen gezielt beeinflusst werden, wenn auch in geringerem Ausmaß. Relevant sind dabei insbesondere die Kohlenstoffvorräte und deren Umsatz sowie die Abflussbildung im Bodenprofil. Beide Faktoren können langfristig und indirekt gesteuert werden. Die Auswertung der langjährigen Lysimeterversuche zeigt, dass die DOC-Konzentrationen darüber hinaus durch Bewässerung, organische Düngung (Stallmist oder Kuhfladen), Gründüngung (Getreidestroh, Zuckerrübenblätter) sowie Anbau von Zwischenfrüchten erhöht werden können (Rangkorrelationskoeffizient nach Kendall bis 0,31). Eine rein mineralische Stickstoffdüngung wirkt hingegen reduzierend. Darüber hinaus liegen fruchtspezifische DOC-Konzentrationsbereiche vor. Insbesondere unter Weide- und Klee-Gras-Nutzung sowie Winterraps und Möhren werden vermehrt hohe DOC-Konzentrationen beobachtet. Unter Wiesennutzungen, Getreide und Hackfrüchten sind die gemessenen Konzentrationen tendenziell niedriger. Der Anbau von Zwischenfrüchten wirkt tendenziell erhöhend auf die gemessenen DOC-Konzentrationen. Dies weist darauf hin, dass durch die Auswahl der Fruchtarten und Kulturen sowie die Zusammensetzung der Fruchtfolge die DOC-Konzentrationen und der -Austrag beeinflusst werden können. Zu berücksichtigen sind dabei die große Spannbreiten der gemessenen DOC-Konzentrationen, resultierend aus dem Einfluss der natürlichen Standortfaktoren.

Die **DOC-Verlagerung** im Boden und der -Austrag können entsprechend der betrachteten Wasserflüsse mit Lysimetern oder Saugplatten (in Kombination mit Wasserhaushalts- und DOC-Modellen) erfasst werden. Ist dies nicht möglich, können auf der Punkt- und Plotskale mittels Zentrifugation repräsentativ, jedoch nicht exakt, das mittlere Konzentrationsniveau und die jahreszeitliche DOC-Dynamik im Oberboden ermittelt werden. Bei ausreichender Bodenfeuchte und Wasserleitfähigkeit ist es mit entsprechendem Arbeitsaufwand technisch möglich die Zentrifugation bis hin zur Einzugsgebietsebene einzusetzen. Mit der Boden-Wasser-Extraktion können skalenübergreifend die WEOC-Konzentrationen bestimmt werden. Diese sind methodisch bedingt höher als die DOC-Konzentrationen. Diese Überschätzung kann durch die Verwendung von feldfrischem Boden und ein schonendes Verfahren reduziert werden. Der WEOC kann als Proxi zur Abschätzung des standort- und nutzungsspezifischen DOC-Austragspotenzials herangezogen werden. Letzteres ist potenziell als Eingangsvariable oder Testparameter für die DOC-Simulation auf Einzugsgebietsebene relevant. Die WEOC-Extraktion ist ein einfaches und effizientes Verfahren, das ganzjährig einsetzbar und skalenübergreifend bis hin zur Einzugsgebietsebene angewandt werden kann.

Die Extraktion mit Wasser kann zur Ermittlung der **WEOC-/WSOC-Gehalte**, bzw. des hydrophilen Kohlenstoffanteils **organischer Düngemittel**, wie Stalldung, Gründünger etc., eingesetzt werden. Dies sind Eingangsgrößen der Parametrisierung von DOC/DOM-Modellen wie bspw.

ANIMO. Die bisher in ANIMO verwendeten Parameterwerte konnten weitgehend bestätigt werden. Weitere organische Substanzen wurden ergänzt und messwertbasiert parametrisiert.

Aus den verfügbaren DOC/DOM-Modellen wurde **ANIMO 4.0** ausgewählt, um die untersuchten landwirtschaftlichen Bewirtschaftungsformen und Nutzungsumstellungen zu simulieren. Mit ANIMO können der Umsatz und Austrag von organischer Substanz und DOM in landwirtschaftlich genutzten Böden simuliert werden. Die unterschiedlichen in der vorliegenden Studie untersuchten Bewirtschaftungsmaßnahmen wie z. B. komplexe Fruchtfolgen, organische, mineralische und Gründüngungsvarianten sowie Bodenbearbeitungstiefen können parametrisiert und abgebildet werden. In der Modellversion 4.0 war ein DOM-Pool mit intermediären Abbauraten implementiert. Dieses Konzept und weitere Modellroutinen erwiesen sich als unzureichend für die Simulation der hier untersuchten komplexen Ackerfruchtfolgen und vielfältigen Bewirtschaftungsstrategien. Daher wurde in Zusammenarbeit mit dem Modellentwicklerteam von Alterra Wageningen (NL) eine **neue Modellversion 4.1** mit einem 2-Pool DOM-Modul erstellt. Das Modul simuliert Eintrags, -Synthese, -Abbau und Sorptionsprozesse sowie den Austrag einer labilen und stabilen DOM-Fraktion. Sensitivitätsanalysen belegten die Relevanz der neu implementierten DOM-Parameter und legten Wirkungszusammenhänge offen. Die neue ANIMO 4.1 Version entspricht dem aktuellen Stand der Forschung und bildet, soweit bisher nachweisbar, natürliche Einflussgrößen und Wirkungsmechanismen ab.

Der Bodenwasserhaushalt wurde erfolgreich mit dem Modell SWAP simuliert und in ANIMO importiert. Für die **Kalibrierung** von ANIMO auf die DOC-Austräge der in Falkenberg untersuchten landwirtschaftlichen Nutzungsformen sind insgesamt vier Parameter ausreichend, die Sorption, Synthese und Umsatz der DOM-Fraktionen steuern. Die ermittelten Parameterwerte weisen auf nutzungsspezifische Wirkungszusammenhänge von Kohlenstoffeintrag und -Gehalt, Umsatzprozessen und DOM-Austrag hin. Für die Simulation des DOC-Tiefenprofils im Messfeld 1, auf der Talwiese unter Grünland im Schäfertal, war neben der Standortparametrisierung lediglich die Anpassung eines weiteren Parameters, der den Umsatz der Grassprosse zu Humus und Biomasse bzw. stabilem DOM steuert, notwendig. Das DOC-Tiefenprofil im Messfeld 2 konnte nicht mit einem Datensatz zufriedenstellend kalibriert werden. Relevante Faktoren sind die im Schäfertal dokumentierten lateralen Abfluss- und Stofftransportprozesse dieser Talhangpositionen, die beobachtete Abflussbildung in Makroporen und die am Südhang ausgeprägten Temperatur- und Bodenfeuchteveränderungen. Diese Prozesse werden mit der verwendeten Messtechnik nicht vollständig erfasst und auf eindimensionaler Ebene ohne Makroporenfluss-Modul nicht simuliert.

Für die Nutzungsformen der **Lysimeter**, von Schwarzbrache über Acker bis hin zum Grünland, werden zufriedenstellende **Simulationsergebnisse** erzielt. ANIMO 4.1 bildet mit NRMSE-Werten von 24 bis 47 % die mittleren DOC-Konzentrationen, Austragsperioden, jahreszeitliche Konzentrationsänderungen sowie Trends abnehmender Austragsspitzen nach Konversion von Grünland zu Acker und ebenso von Grünland zu Brache adäquat ab. Für die Konversion von Acker zu Grünland und nach Extensivierung der Ackernutzung werden ebenso die temporär erhöhten DOC-Konzentrationen und -Frachten noch zufriedenstellend mit ANIMO reproduziert. Für die Grünlandnutzung der Talwiese im **Schäfertal** werden zudem die abnehmenden mittleren DOC-Konzentrationsniveaus im Tiefenprofil und die im Sommerhalbjahr nach Niederschlagsereignissen gemessene Umkehrung des Konzentrationsprofils in 20 und 40 cm uGOK simuliert und erklärt.

Zur Charakterisierung und Modellierung von DOC in landwirtschaftlich genutzten Mineralböden können folgende **Schlussfolgerungen** gezogen werden:

- In den landwirtschaftlich genutzten Mineralböden im Schäfertal wurden DOC-Konzentrationen von 1,2 bis 62,6 mg · l⁻¹ ermittelt, die im Tiefenprofil regulär abnehmen. Der Schwankungsbereich der DOC-Konzentrationen im Ablauf der Lysimeter war

mit 4,5 bis 29 mg · l⁻¹ meist geringer. Die mittleren DOC-Konzentrationen und die Austragsdynamik erwiesen sich als standort- und nutzungsspezifisch. Sie zeigten die Rangfolge extensive Weidenutzung > Acker- und Wiesenutzung > Schwarzbrache mit Sandauflage.

- Die DOC-Konzentrationen werden vorrangig durch den Bodenwasserhaushalt gesteuert. Insbesondere die Frachten sind von der Sickerwassermenge abhängig. Einen Ausnahmefall bildet das Lysimeter mit Schwarzbrache und Sandauflage, aufgrund des geringen Humusgehaltes und der hohen Sickerwasserraten bildet der austragbare Kohlenstoff im Boden den begrenzenden Faktor. DOC wird vorrangig in Phasen positiver klimatischer Wasserbilanz oder reduzierter Bodenbedeckung ausgetragen. Neben den natürlichen Standorteigenschaften wie Klima und Boden beeinflussen ebenso die Nutzungshistorie sowie die aktuelle Bodennutzung die DOC-Konzentrationen und den -Austrag.
- Nach Nutzungsumstellungen treten temporär erhöhte DOC-Konzentrationen und -Austräge auf. Nutzungsumstellungen sind daher zu vermeiden, um erhöhte DOC-Austräge zu verhindern. Nach Umwandlung einer Grasnutzung in eine Schwarzbrache wurde zudem ein langfristiger Trend abnehmender DOC-Konzentrationen und -Austräge beobachtet. Darüber hinaus können die DOC-Konzentrationen in begrenztem Ausmaß durch die landwirtschaftliche Bewirtschaftung beeinflusst werden. Werden Klee-Gras-Mischung, Winterraps oder Möhren, Leguminosen oder Zwischenfrüchte angebaut, sind erhöhte DOC-Konzentrationen zu erwarten, ebenso wenn bewässert wird oder organische Düngemittel eingesetzt werden. Werden hingegen Getreide oder Hackfrüchte angebaut, sind die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser langfristig geringer.
- Die DOC-Verlagerung und der -Austrag landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsvarianten können direkt mit Lysimetern erfasst werden. Auf der Punkt- und Plotskale ermöglichen Lysimeter und Saugplatten die Erfassung der DOC-Konzentrationen in der Bodenlösung. Kleinskalig können alternativ durch Zentrifugation von Bodenproben das mittlere Konzentrationsniveau und die jahreszeitliche Dynamik repräsentativ ermittelt werden. Die Zentrifugation ist zudem nicht an einen Messpunkt gebunden, bei Wiederholungs- oder Zeitreihenmessungen jedoch nicht exakt lagegleich. Für skalenübergreifende oder großskalige Untersuchungen kann der WEOC als Proxi für die Abschätzung des standort- und nutzungsspezifischen Austragspotenzials herangezogen werden.
- Mit dem Modell ANIMO ist es möglich, DOC-Konzentrationen landwirtschaftlich genutzter Böden und den -Austrag zu simulieren. Die ANIMO-Version 4.1 bildet für eine labile und eine stabile DOM-Fraktion die DOC-Synthese aus frischer organischer Substanz bzw. Humus sowie den biochemischen Umsatz und die Sorption ab. Dieses Prozessschema bildet den aktuellen Stand der DOC-Forschung mit den für die Simulation relevanten und modelltechnisch implementierbaren Pools und Prozessgleichungen ab.
- Für die untersuchten landwirtschaftlichen Nutzungen der Lysimeter von Schwarzbrache über Grünland bis hin zu komplexen Ackerfruchtfolgen mit Zwischenfrüchten und unterschiedlichem Düngungsniveau wurden zufriedenstellende Simulationsergebnisse erzielt. Die Nutzungsumstellungen wurden ebenfalls adäquat abgebildet. Die Simulation der DOC-Tiefenprofile der Messfelder im Schäferetal war noch mit zufriedenstellenden Ergebnissen möglich. Auf der simulierten Punktebene können jedoch nicht alle austragsrelevanten hydrologischen Prozesse abgebildet werden.

Über die dargelegten Ergebnisse hinaus bestehen weiterhin offene Fragen und **Forschungsbedarf** in der Erfassung und Simulation von DOC in landwirtschaftlich genutzten Böden:

- Über die vorliegende Studie hinaus sind die ermittelten Effekte der landwirtschaftlichen Bodennutzung durch weitere langjährige Studien unter veränderten Standortbedingungen in Hinblick auf ihre Relevanz zu prüfen. Dabei sollte der DOC-Austrag in Vergleichsstudien direkt gemessen werden, wie hier vorgenommen, um methodische und standortspezifische Effekte zu minimieren und so Landnutzungseffekte sowie Bewirtschaftungsstrategien effizient zu untersuchen.
- Die Simulation des Einflusses von präferenziellen Fließwegen und lateralen Stofftransportprozessen sowie des Grundwassereinflusses auf Einzugsgebietsebene können zukünftig durch die Anwendung mehrdimensionale Modelle verbessert werden, wie z. B. WaSiM-ETH. Für kleinräumige Simulationen sollte zudem ein SVAT-Modell mit Makroporenfluss-Modul eingesetzt werden. Ebenso kann auf dieser räumlichen Ebene der Einsatz von Modellen mit dynamischer Anpassung der hydraulischen Parameter an veränderte Rahmenbedingungen die Simulationsergebnisse verbessern. Zu berücksichtigen ist, dass mit einer höheren Parameteranzahl und deren Erfassungsgüte ein erhöhter Arbeitsaufwand und zunehmende Parameterunsicherheiten einhergehen. Des Weiteren sollte das hier entwickelte DOM-Modul in ANIMO für andere Standorte überprüft und bedarfsgerecht weiterentwickelt werden.
- Die Einbindung und Weiterentwicklung von DOM-Modulen in Boden-Kohlenstoffmodellen sollte möglichst weiter vorangetrieben werden, um diesen austragsrelevanten Kohlenstoffpool in Zukunft besser abzubilden. Wichtig sind dabei insbesondere die Erfassung und Parametrisierung der initialen Kohlenstoffpools sowie der DOC-Synthese und des -Umsatzes. Werden zukünftig Nutzungsänderungen simuliert, sind statt der bisher verwendeten nutzungsspezifischen sensitiven Parameter, prozessuale Routinen zu implementieren. Dann können zukünftig die beobachteten, schrittweise erfolgenden Veränderungen der DOC-Konzentrationen und -Austräge simuliert werden. Auf der vorliegenden Studie aufbauend, sollte in weiteren Forschungsprojekten die DOC-Austragssimulation auf Einzugsgebietsebene anvisiert werden.

Literatur

- Abdank, H. und M. Steininger (1995): Auswirkungen unterschiedlicher Flächennutzung auf die Wasserqualität in einem landwirtschaftlich genutzten Kleineinzugsgebiet im Unterharz - Abschlussbericht. Techn. Ber. Halle: Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Agrartechnik und Landeskultur.
- Abdank, H., B. Zimmerling und M. Steininger (1998): Ermittlung von Sickergeschwindigkeiten und Sickerwassermengen auf Berlöß-Standorten des Harzes - 1. Zwischenbericht. Techn. Ber. Halle: Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg, Landwirtschaftliche Fakultät, Institut für Agrartechnik und Landeskultur.
- Abiven, S., S. Recous, V. Reyes und R. Oliver (2005): Mineralisation of C and N from root, stem and leaf residues in soil and role of their biochemical quality. In: *Biology and Fertility of Soils* 42.2, S. 119–128.
- Adams, F., C. Burmester, N. V. Hue und F. L. Long (1980): A comparison of column-displacement and centrifuge methods for obtaining soil solutions. In: *Soil Science Society of America Journal* 44, S. 733–735.
- Aitkenhead, J. A., D. Hope und M. F. Billett (1999): The relationship between Dissolved Organic Carbon in stream water and soil organic Carbon pools at different spatial scales. In: *Hydrological Processes* 13, S. 1289–1302.
- Aitkenhead, J. A. und W. H. McDowell (2000): Soil C:N ratio as a predictor of annual riverine DOC flux at local and global scales. In: *Global Biogeochemical Cycles* 14.3, S. 127–138.
- Aitkenhead, M. J., J. A. Aitkenhead-Peterson, W. H. McDowell und R. P. Smart (2007): Modelling DOC export from watersheds in Scotland using neural networks. In: *Computers & Geosciences* 33, S. 423–436.
- Akagi, J. und Á. Zsolnay (2008): Effects of long-term de-vegetation on the quantity and quality of Water Extractable Organic Matter (WEOM) - Biogeochemical implications. In: *Chemosphere* 72.10, S. 1462–1466.
- Akkanen, J. (2002): Does Dissolved Organic Matter matter? – Implications for bioavailability of organic chemicals. Ph.D. thesis. University of Joensuu.
- Akkanen, J., M. Lyytikäinen, A. Tuikka und J. V. K. Kukkonen (2005): Dissolved Organic Matter in pore water of freshwater sediments - Effects of separation procedure on quantity, quality and functionality. In: *Chemosphere* 60, S. 1608–1615.
- Albert, E., F. Förster, H. Ernst, H. Kolbe, B. Dittrich, H. Laber, M. Handschack, G. Krieghoff, T. Heidenreich, G. Rhiel, S. Heinrich und W. Zorn (2007): Umsetzung der Düngeverordnung - Hinweise und Richtwerte für die Praxis. Techn. Ber. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft, S. 1–164.
- Allen, R. G., L. S. Pereira, D. Raes und M. Smith (1998): Crop evapotranspiration - Guidelines for computing crop water requirements. Bd. 56. FAO Irrigation and drainage paper. Rome (I): FAO.
- Altermann, M. und M. Steininger (1995): Böden, Landnutzung, Natur- und Gewässerschutz im östlichen Harz. In: *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 77, S. 155–206.

- Amelung, W., S. Brodowski, A. Sandhage-Hofmann und R. Bol (2008): Combining biomarkers with stable isotope analyses for assessing the transformation and turnover of Soil Organic Matter. In: *Advances in Agronomy*. Advances in Agronomy 100, S. 155–250.
- Amiri, F. (2005): Influence of pH and NOM on sorption of Phenols onto aquifer material. Ph. D. thesis. TU Dresden.
- Anesio, A. M., W. Grane, G. R. Aiken, D. J. Kieber und K. Mopper (2005): Effect of humic substance photodegradation on bacterial growth and respiration in lake water. In: *Applied and Environmental Microbiology* 71.10, S. 6267–6275.
- Aravena, R., L. I. Wassenaar und E. C. Spiker (2004): Chemical and Carbon isotopic composition of Dissolved Organic Carbon in a regional confined methanogenic aquifer. In: *Isotopes in Environmental and Health Studies* 40.2, S. 103–114.
- Ascough, J. C., T. R. Green, L. Ma und L. R. Ahjuan (2005): „Key criteria and selection of sensitivity analysis methods applied to natural resource models“. In: *International Congress on Modeling and Simulation Proceedings*. Salt Lake City, USA, S. 2463–2469.
- Askawa, D., H. Mochizuki, Y. Yanagi, T. Suzuki, S. Nagao und N. Fujitake (2006): Effects of operational conditions for extraction and sample storage on the structural properties of Water-Extractable Humic Substances in soil. In: *Humic Substances Research* 3, S. 15–24.
- Bavec, M., K. Vuković, S. G. Mlakar, Č. Rozman und F. Bavec (2007): Leaf area index in winter wheat - Response on seed rate and Nitrogen application by different varieties. In: *Journal of Central European Agriculture* 8.3, S. 337–342.
- Berggren, M., H. Laudon, M. Haei, L. Ström, M. Jansson und L. Stro (2010): Efficient aquatic bacterial metabolism of dissolved low-molecular-weight compounds from terrestrial sources. In: *The ISME Journal* 4.3, S. 408–416.
- Berthrong, S. T., D. H. Buckley und L. E. Drinkwater (2013): Agricultural management and labile Carbon additions affect soil microbial community structure and interact with Carbon and Nitrogen cycling. In: *Microbial Ecology* 66, S. 158–170.
- Bi, R., Q. Lu, W. Yu, Y. Yuan und S. Zhou (2013): Electron transfer capacity of soil Dissolved Organic Matter and its potential impact on soil respiration. In: *Journal of Soils and Sediments* 13, S. 1553–1560.
- Bird, J. A., D. J. Herman und M. K. Firestone (2011): Rhizosphere priming of Soil Organic Matter by bacterial groups in a grassland soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 43.4, S. 718–725.
- Boddy, E., P. W. Hill, J. Farrar und D. L. Jones (2007): Fast turnover of low molecular weight components of the Dissolved Organic Carbon pool of temperate grassland field soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 827–835.
- Boddy, E., P. Roberts, P. W. Hill, J. Farrar und D. L. Jones (2008): Turnover of low molecular weight Dissolved Organic C (DOC) and microbial C exhibit different temperature sensitivities in Arctic tundra soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 40, S. 1557–1566.
- Bolan, N. S., D. C. Adriano und M. de-la Luz (2004): „Dynamics and environmental significance of Dissolved Organic Matter in soil“. In: *Super Soil 2004 - 3rd Australian NewZealand Soil Conference*. Sydney: University of Sydney, S. 5–9.
- Boyer, J. N. und P. M. Groffman (1996): Bioavailability of Water Extractable Organic Carbon fractions in forest and agricultural soil profiles. In: *Soil Biology & Biochemistry* 28.6, S. 783–790.

- Braakhekke, M. C., C. Beer, M. R. Hoosbeek, M. Reichstein, B. Kruijt, M. Schrumpf und P. Kabat (2011): SOMPROF - A vertically explicit Soil Organic Matter model. In: *Ecological Modelling* 222.10, S. 1712–1730.
- Bradford, M. A., A. D. Keiser, C. A. Davies, C. A. Mersmann und M. S. Strickland (2013): Empirical evidence that soil Carbon formation from plant inputs is positively related to microbial growth. In: *Biogeochemistry* 113, S. 271–281.
- Bredemeier, M., N. Lamersdorf und G. A. Wiedey (1990): A new mobile and easy to handle suction lysimeter for soil water sampling. In: *Fresenius Journal of Analytical Chemistry* 336, S. 1–4.
- Breuer, L., K. Eckhardt und H.-G. Frede (2003): Plant parameter values for models in temperate climates. In: *Ecological Modelling* 169, S. 237–293.
- Brye, K. R., J. M. Norman, L. G. Bundy und S. T. Gower (1996): Nitrogen and Carbon leaching in agroecosystems and their role in denitrification potential. In: *Journal of Environmental Quality* 30.1, S. 58–70.
- Buckingham, S., E. Tipping und J. Hamilton-Taylor (2008): Dissolved Organic Carbon in soil solutions - A comparison of collection methods. In: *Soil Use and Management* 24.1, S. 29–36.
- Campbell, C. A., G. P. Lafond, V. O. Biederbeck, G. Wen, J. Schoenau und D. Hahn (1999): Seasonal trends in soil biochemical attributes - Effects of crop management on a Black Chernozem. In: *Canadian Journal of Soil Science* 79, S. 85–97.
- Cannavo, P., A. Richaume und F. Lafolie (2004): Fate of Nitrogen and Carbon in the vadose zone - In situ and laboratory measurements of seasonal variations in aerobic respiratory and denitrifying activities. In: *Soil Biology & Biochemistry* 36.2, S. 463–478.
- Castilho, P. del (1994): Validity of soil-solution samples from unsaturated soil, collected with various methods. In: *Quimica Analitica* 13.1, S21–S25.
- Chantigny, M. H. (2003): Dissolved and Water-Extractable Organic Matter in soils - A review on the influence of land use and management practices. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 357–380.
- Chantigny, M. H., D. A. Angers, D. Prévost, R. S. Régis, F.-P. Chalifour und R. R. Simard (1999): Dynamics of soluble organic C and C mineralization in cultivated soils with varying N fertilization. In: *Soil Biology & Biochemistry* 31.4, S. 543–550.
- Chen, H.-L., J.-M. Zhou und B.-H. Xiao (2010): Characterization of Dissolved Organic Matter derived from rice straw at different stages of decay. In: *Journal of Soils and Sediments* 10.5, S. 915–922.
- Christ, M. J. und M. B. David (1996): Temperature and moisture effects on the production of Dissolved Organic Carbon in a Spodosol. In: *Soil Biology & Biochemistry* 28.9, S. 1191–1199.
- Christensen, B. T. (1985): Decomposability of barley straw - Effect of cold-water extraction on dry weight and nutrient content. In: *European Journal of Applied Microbiology* 17.1, S. 93–97.
- Christensen, B. T. (1990): Saedskiftets indflydelse på jordens indhold af organisk stof. In: *Tidsskr. Planteavv* 94, S. 161–169.
- Clutterbuck, B. und A. R. Yallop (2010): Land management as a factor controlling Dissolved Organic Carbon release from upland peat soils 2 - Changes in DOC productivity over four decades. In: *The Science of the Total Environment* 408, S. 6179–6191.
- Cook, B. D. und D. L. Allan (1992): Dissolved Organic Carbon in old field soils - Total amounts of a measure of available resources for soil mineralization. In: *Soil Biology & Biochemistry* 24.6, S. 585–594.

- Cookson, W. R., M. Osman, P. Marschner, D. A. Abaye, I. Clarke, D. V. Murphy, E. A. Stockdale und C. A. Watson (2007): Controls on soil Nitrogen cycling and microbial community composition across land use and incubation temperature. In: *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 744–756.
- Corre, M. D., R. R. Schnabel und J. A. Sha (1999): Evaluation of Soil Organic Carbon under forests, cool-season and warm-season grasses in the northeastern US. In: *Soil Biology & Biochemistry* 31, S. 1531–1539.
- Corvasce, M., A. Zsolnay, V. D’Orazio, R. Lopez und T. M. Miano (2006): Characterization of Water Extractable Organic Matter in a deep soil profile. In: *Chemosphere* 62.10, S. 1583–90.
- Creed, I. F., S. E. Sanford, F. D. Beall, L. A. Molot und P. J. Dillon (2003): Cryptic wetlands - Integrating hidden wetlands in regression models of the export of Dissolved Organic Carbon from forested landscapes. In: *Hydrological Processes* 17, S. 3629–3648.
- Creed, I. F., K. L. Webster, G. L. Braun, R. A. Borubonnière und F. D. Beall (2013): Topographically regulated traps of Dissolved Organic Carbon create hotspots of soil Carbon Dioxide efflux in forests. In: *Biogeochemistry* 112, S. 149–164.
- Dalva, M. und T. R. Moore (1991): Sources and sinks of Dissolved Organic Carbon in a forested swamp catchment. In: *Biogeochemistry* 15, S. 1–19.
- Dannowski, A. und A. Wurbs (2003): Räumlich differenzierte Darstellung maximaler Durchwurzelungstiefen unterschiedlicher Pflanzengesellschaften auf einer Feldgehölzfläche des Nordostdeutschen Tieflandes. In: *Die Bodenkultur* 54.2, S. 93–108.
- David, M. B. und W. Zech (1990): Adsorption of Dissolved Organic Carbon and Sulfate by acid forest soils in the Fichtelgebirge, FRG. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 153.6, S. 379–384.
- Davies, B. E. und R. I. Daies (1963): A simple centrifugation method for obtaining small samples of soil solution. In: *Science* 198.4876, S. 216–217.
- DeLuca, T. H., D. R. Keeney und G. W. McCarty (1992): Effect of freeze-thaw events on mineralization of soil Nitrogen. In: *Biology and Fertility of Soils* 14.2, S. 116–120.
- Derome, J. und I. Expert Panel on Soil (2002): Submanual on soil solution collection and analysis. Techn. Ber. ICP Programme on Assessment und Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, Expert Panel on Soil.
- Dhillon, S. S. (1997): „Fallow age influences microbial functional abilities, soil properties and plant functional groups“. In: *Microbial Communities - Functional versus structural approaches*. Hrsg. von H. Insam und A. Rängger. 1 edition. New Jersey: Springer, S. 140–148.
- Diepenbrock, W., F. Ellmer und J. Léon (2005): Ackerbau, Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung. Verlag Eugen Ulmer.
- Dilling, J. und K. Kaiser (2002): Estimation of the hydrophobic fraction of dissolved organic matter in water samples using UV photometry. In: *Water Research* 36, S. 5037–44.
- Domanski, G., Y. Kuzyakov, S. V. Siniakina und K. Stahr (2001): Carbon flows in the rhizosphere of ryegrass (*Lolium perenne*). In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164, S. 381–387.
- Don, A. und E.-D. Schulze (2008): Controls on fluxes and export of Dissolved Organic Carbon in grasslands with contrasting soil types. In: *Biogeochemistry* 91, S. 117–131.
- Drewes, N. (2005): „Umsatz verschiedener Ernterückstände in einem Bodensäulenversuchssystem - Einfluss auf die organische Bodensubstanz und den Transport zweier Xenobiotika“. Aachen, Deutschland.

- DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Hrsg. von DVWK. Bd. 238/1996. DVWK Merkblätter. GFA.
- Eiler, A., S. Langenheder, S. Bertilsson und L. J. Tranvik (2003): Heterotrophic bacterial growth efficiency and community structure at different natural organic carbon concentrations. In: *Applied and Environmental Microbiology* 69.7, S. 3701–3709.
- Eitzinger, J., D. Marinkovic und H. Hösch (2002): „Sensitivity of different evapotranspiration calculation methods in different crop-weather models“. In: *IEMSs*. Hrsg. von A. E. Rizzoli und A. J. Jakeman. Lugano, Schweiz, S. 395–400.
- Eitzinger, J., M. Trnka, J. Hösch, Z. Žalud und M. Dubrovský (2004): Comparison of CERES, WOFOST and SWAP models in simulating soil water content during growing season under different soil conditions. In: *Ecological Modelling* 171.3, S. 223–246.
- Elkhatib, E. A., J. L. Hern und T. E. Stanley (1987): A rapid centrifugation method for obtaining soil solution. In: *Soil Science Society of America Journal* 51, S. 578–583.
- Ellenberg, H. und C. Leuschner (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen - In ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. 6. bearb. Stuttgart, Deutschland: Ulmer.
- Elliot, E. T. und C. A. Cambardella (1991): Physical separation of Soil Organic Matter. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 34, S. 407–419.
- Embacher, A., A. Zsolnay, A. Gattinger und J. Munch (2008): The dynamics of Water Extractable Organic Matter (WEOM) in common arable topsoils - II. Influence of mineral and combined mineral and manure fertilization in a Haplic Chernozem. In: *Geoderma* 148.1, S. 63–69.
- Embacher, A., A. Zsolnay, A. Gattinger und J. C. C. Munch (2007): The dynamics of Water Extractable Organic Matter (WEOM) in common arable topsoils - I. Quantity, quality and function over a three year period. In: *Geoderma* 139.1-2, S. 11–22.
- Evans, C. D., D. T. Monteith und D. M. Cooper (2005): Long-term increases in surface water Dissolved Organic Carbon - Observations, possible causes and environmental impacts. In: *Environmental Pollution* 137.1, S. 55–71.
- Farrell, M., P. W. Hill, J. Farrar, R. D. Bardgett und D. L. Jones (2011): Seasonal variation in soluble soil Carbon and Nitrogen across a grassland productivity gradient. In: *Soil Biology & Biochemistry* 43.4, S. 835–844.
- Fellman, J. B., E. Hood, D. V. D’Amore, R. T. Edwards und D. White (2009): Seasonal changes in the chemical quality and biodegradability of Dissolved Organic Matter exported from soils to streams in coastal temperate rainforest watersheds. In: *Biogeochemistry* 95, S. 277–293.
- Fiedler, S. und K. Kalbitz (2003): Concentrations and properties of Dissolved Organic Matter in forest soils as affected by the redox regime. In: *Soil Science* 168.11, S. 793–801.
- Fierer, N., J. P. Schimel und P. A. Holden (2003): Variations in microbial community composition through two soil depth profiles. In: *Soil Biology & Biochemistry* 35, S. 167–176.
- Fischer, H., A. Meyer, K. Fischer und Y. Kuzyakov (2007): Carbohydrate and amino acid composition of Dissolved Organic Matter leached from soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 2926–2935.
- Flessa, H., B. Ludwig, B. Heil und W. Merbach (2000): The origin of soil organic C, dissolved organic C and respiration in a long-term maize experiment in Halle, Germany, determined by ¹³C natural abundance. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163.2, S. 157–163.

- Fließbach, A. und P. Mäder (1997): „Carbon source utilisation by microbial communities in soils under organic and conventional farming practice“. In: *Microbial Communities - Functional versus structural approaches*. Hrsg. von H. Insam und A. Rangger. 1st editi. New York, USA: Springer, S. 109–120.
- Fonte, E. S., A. M. Amado, F. Meirelles-Pereira, F. A. Esteves, A. S. Rosado und V. F. Farjalla (2013): The combination of different Carbon sources enhances bacterial growth efficiency in aquatic ecosystems. In: *Microbial Ecology* 66.4, S. 871–8.
- Franko, U. (1995): Simulation of temperature-, water- and Nitrogen dynamics using the model CANDY. In: *Ecological Modelling* 81, S. 213–222.
- Fröberg M. and Jardine, P. M., C. W. Hanson P. J. and Swanston, D. E. Todd, J. R. Tarver und C. T. Garten (2007): Low Dissolved Organic Carbon input from fresh litter to deep mineral soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 71.2, S. 347–354.
- Futter, M. N., S. Löfgren, S. J. Köhler, L. Lundin, F. Moldan und L. Bringmark (2011): Simulating Dissolved Organic Carbon dynamics at the Swedish integrated monitoring sites with the integrated catchments model for carbon, INCA-C. In: *AMBIO* 40, S. 906–919.
- Futter, M. N. und H. A. de Wit (2008): Testing seasonal and long-term controls of streamwater DOC using empirical and process-based models. In: *The Science of the total environment* 407, S. 698–707.
- Gallet, C. und C. Keller (1999): Phenolic composition of soil solutions - Comparative study of lysimeter and centrifuge waters. In: *Soil Biology & Biochemistry* 31.8, S. 1151–1160.
- Gayler, S. und E. Priesack (2005): PLATHO - A simulation model of resource allocation in the plant-soil system. Techn. Ber. Oberschleiß heim, Germany: GSF, Institut of Soil Ecology.
- Gerzabek, M. H., F. Pichlmayer, H. Kirchmann und G. Haberhauer (1997): The response of Soil Organic Matter to manure amendments in a long-term experiment at Ultuna, Sweden. In: *European Journal of Soil Science* 48.2, S. 273–282.
- Ghani, A., U. Sarathchandra, S. Ledgard, M. Dexter und S. Lindsey (2013): Microbial decomposition of leached or extracted Dissolved Organic Carbon and Nitrogen from pasture soils. In: *Biology and Fertility of Soils* 49, S. 747–755.
- Giling, D. P., M. R. Grace, J. R. Thomson, R. Mac Nally und R. M. Thompson (2014): Effect of native vegetation loss on stream ecosystem processes - Dissolved Organic Matter composition and export in agricultural landscapes. In: *Ecosystems* 17, S. 82–85.
- Giorgio, P. A. del und J. J. Cole (1998): Bacterial growth efficiency in natural aquatic systems. In: *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 29, S. 503–541.
- Gjettermann, B., M. Styczen, S. Hansen, O. K. Borggaard und H. C. B. Hansen (2007): Sorption and fractionation of Dissolved Organic Matter and associated Phosphorus in agricultural soil. In: *Journal of Environmental Quality* 36.3, S. 753–763.
- Gjettermann, B. (2005): Modeling Dissolved Organic Matter mobilization and immobilization in the root zone. Techn. Ber. June. The Royal Veterinary and Agricultural University, Department of Agricultural Science, S. 56.
- Gjettermann, B., M. Styczen, H. C. B. Hansen, F. P. Vinther und S. Hansen (2008): Challenges in modelling Dissolved Organic Matter dynamics in agricultural soil using DAISY. In: *Soil Biology & Biochemistry* 40.6, S. 1506–1518.
- Gleixner, G. (2013): Soil Organic Matter dynamics - A biological perspective derived from the use of compound-specific isotopes studies. In: *Ecological Research* 28.5, S. 683–695.

- Glugla, G., P. Janiewicz, C. Rachimow, K. Lojek, K. Richter, F. Giesela und P. Krahe (2003): Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung des Gesamtabflusses. Techn. Ber. 1342. Koblenz: Bundesanstalt für Gewässerkunde.
- Godlinski, F., P. Leinweber, R. Meissner und J. Seeger (2004): Phosphorus status of soil and leaching losses - Results from operating and dismantled lysimeters after 15 experimental years. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 68, S. 47–57.
- Godlinski, F. (2005): Abschätzung der Phosphorausträge aus der ungesättigten Bodenzone anhand numerischer Interpretationen von Lysimeterversuchen. Dissertation. Universität Rostock.
- Gregorich, E. G., M. H. Beare, U. Stoklas und P. St-Georges (2003): Biodegradability of soluble Organic Matter in maize-cropped soils. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 237–252.
- Groenendijk, P., L. Renaud und J. Roelsma (2005): Prediction of Nitrogen and Phosphorus leaching to groundwater and surface waters. Techn. Ber. 983. Wageningen (NL): Alterra.
- Gruber, D. F., J.-P. Simjouw, S. P. Seitzinger und G. L. Taghon (2006): Dynamics and characterization of refractory Dissolved Organic Matter produced by a pure bacterial culture in an experimental predator-prey system. In: *Applied and Environmental Microbiology* 72.6, S. 4184–91.
- Gu, B., J. Shmitt, Z. Chen, L. Liang und J. F. McCarty (1995): Adsorption and desorption of different Organic Matter fractions on Iron oxide. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 59.2, S. 219–229.
- Guggenberger, G., K. Kaiser und W. Zech (1998): Mobilization and immobilization of Dissolved Organic Matter in forest soils. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 161, S. 401–408.
- Guggenberger, G. und K. Kaiser (2003): Dissolved Organic Matter in soil - Challenging the paradigm of sorptive preservation. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 293–310.
- Guggenberger, G. und W. Zech (1992): Retention of Dissolved Organic Carbon and Sulfate in aggregated acid forest soils. In: *Journal of Environmental Quality* 21.4, S. 643–653.
- Guggenberger, G. (1992): „Eigenschaften und Dynamik gelöster organischer Substanzen (DOM) auf unterschiedlichen immissionsbelasteten Fichtenstandorten“. Bayreuth, Deutschland.
- Haaland, S. und J. Mulder (2010): Dissolved Organic Carbon concentrations in runoff from shallow heathland catchments - Effects of frequent excessive leaching in summer and autumn. In: *Biogeochemistry* 97, S. 45–53.
- Haei, M., M. G. Öquist, U. Ilstedt und H. Laudon (2012): The influence of soil frost on the quality of Dissolved Organic Carbon in a boreal forest soil - Combining field and laboratory experiments. In: *Biogeochemistry* 107, S. 95–106.
- Haferkorn, U. (2000): Größen des Wasserhaushaltes verschiedener Böden unter landwirtschaftlicher Nutzung im klimatischen Grenzraum des Mitteldeutschen Trockengebietes - Ergebnisse der Lysimeterstation Brandis. Dissertation. Georg-August-Universität Göttingen.
- Hagedorn, F., P. Schleppi, P. Waldner, H. Flühler, H. Frank, S. Patrick, W. Peter und F. Hannes (2000): Export of Dissolved Organic Carbon and Nitrogen from Gleysol dominated catchments – The significance of water flow paths. In: *Biogeochemistry* 50, S. 137–161.
- Hansson, K., D. Berggren, K. Kalbitz und H. Larsson (2010): Amounts of Carbon mineralised and leached as DOC during decomposition of Norway spruce needles and fine roots. In: *Soil Biology & Biochemistry* 42.2, S. 178–185.
- Hanus, H., E. R. Keller und K.-U. Heyland, Hrsg. (1997): Handbuch des Pflanzenbaues. 1-4. Stuttgart: Ulmer.

- Haugwitz, M. S., L. Bergmark, A. Priemé, S. r. Christensen, C. Beier und A. Michelsen (2013): Soil micro-organisms respond to five years of climate change manipulations and elevated atmospheric CO₂ in a temperate heath ecosystem. In: *Plant and Soil* 374, S. 211–222.
- Haynes, R. J. (2000): Labile Organic Matter as an indicator of Organic Matter quality in arable and pastoral soils in New Zealand. In: *Soil Biology & Biochemistry* 32.2, S. 211–219.
- Haynes, R. J. und R. Naidu (1998): Influence of lime, fertilizer and manure applications on Soil Organic Matter content and soil physical conditions - A review. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 51, S. 123–137.
- Haynes, R. J. und R. S. Swift (1990): Stability of soil aggregates in relation to organic constituents and soil water content. In: *Journal of Soil Science* 41, S. 73–83.
- Henrichs, S. M. (1992): Early diagenesis of Organic Matter in marine sediments- Progress and perplexity. In: *Marine Chemistry* 39.1-3, S. 119–149.
- Hill, M. J. (2003): Generating generic response signals for scenario calculation of management effects on carbon sequestration in agriculture - Approximation of main effects using CENTURY. In: *Environmental Modelling & Software* 18.10, S. 899–913.
- Hinton, M. J., S. L. Schiff und M. C. English (1998): Sources and flowpaths of Dissolved Organic Carbon during storms in two forested watersheds of the Precambrian Shield. In: *Biogeochemistry* 41.2, S. 175–197.
- Hood, E., M. W. Williams und M. Mcknight (2005): Sources of dissolved organic matter (DOM) in a Rocky Mountain stream using chemical fractionation and stable isotopes. In: *Biogeochemistry* 74, S. 231–255.
- Hope, D., M. F. Billett und M. S. Cresser (1994): A review of the export of Carbon in river water - Fluxes and processes. In: *Environmental Pollution* 84, S. 301–324.
- Hornberger, G. M., K. E. Bencala und D. M. McKnight (1994): Hydrological controls on Dissolved Organic Carbon during snowmelt in the Snake River near Montezuma, Colorado. In: *Biogeochemistry* 25, S. 147–165.
- Hughes, S., B. Reynolds und J. D. Roberts (1990): The influence of land management on concentrations of Dissolved Organic Carbon and its effects on the mobilization of aluminium and iron in podzol soils in Mid-Wales. In: *Soil Use and Management* 6.3, S. 137–145.
- Hur, J., M.-H. Park und M. A. Schlautman (2009): Microbial transformation of dissolved leaf litter organic matter and its effects on selected organic matter operational descriptors. In: *Environmental Science & Technology* 43.7, S. 2315–2321.
- Hütsch, B. W., J. Augustin und W. Merbach (2002): Plant rhizodeposition - An important source for Carbon turnover in soils. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165.4, S. 397–407.
- IPCC (2005): Guidance notes for lead authors of the IPCC fourth assessment report on addressing uncertainties. Techn. Ber. July. Intergovernmental Panel on Climate Change of WMO und UNEP, S. 1–4.
- Jahangir, M. M. R., P. Johnston, K. Addy, M. I. Khalil, P. M. Groffman und K. G. Richards (2013): Quantification of in situ denitrification rates in groundwater below an arable and a grassland system. In: *Water, Air, & Soil Pollution* 224, S. 1693–1717.
- Jödemann, D. (2004): Wirkung biotischer und abiotischer Faktoren auf die Freisetzung und Qualität von DOC und CO₂ aus Bodenproben und Pflanzensubstraten. Dissertation. Ruhr-Universität Bochum.

- John, B., B. Ludwig und H. Flessa (2003): Carbon dynamics determined by natural ^{13}C abundance in microcosm experiments with soils from long-term maize and rye monocultures. In: *Soil Biology & Biochemistry* 35, S. 1193–1202.
- Jones, D. L. und V. B. Willet (2006): Experimental evaluation of methods to quantify Dissolved Organic Nitrogen (DON) and Dissolved Organic Carbon (DOC) in soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 38, S. 991–999.
- Kaiser, K. und G. Guggenberger (2000): The role of DOM sorption to mineral surfaces in the preservation of Organic Matter in soils. In: *Organic Geochemistry* 31.7-8, S. 711–725.
- Kaiser, K. und G. Guggenberger (2005): Storm flow flushing in a structured soil changes the composition of Dissolved Organic Matter leached into the subsoil. In: *Geoderma* 127, S. 177–187.
- Kaiser, K. und W. Zech (1999): Release of Natural Organic Matter sorbed to oxides and a subsoil. In: *Soil Science Society of America Journal* 63, S. 1157–1166.
- Kaiser, K. (2003): Sorption of natural organic matter fractions to Goethite ($\alpha\text{-FeOOH}$) - Effect of chemical composition as revealed by liquid-state ^{13}C NMR and wet-chemical analysis. In: *Organic Geochemistry* 34, S. 1569–1579.
- Kaiser, K., G. Guggenberger, L. Haumaier und W. Zech (2001a): Seasonal variations in the chemical composition of Dissolved Organic Matter in organic forest floor layer leachates of old-growth Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in northeastern Bavaria, Germany. In: *Biogeochemistry* 55, S. 103–143.
- Kaiser, K., G. Guggenberger und W. Zech (1996): Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. In: *Geoderma* 74.3-4, S. 281–303.
- Kaiser, K., L. Haumaier und W. Zech (2000): The sorption of Organic Matter in soils as affected by the nature of soil Carbon. In: *Soil Science* 165.4, S. 305–313.
- Kaiser, K. und K. Kalbitz (2012): Cycling downwards – Dissolved Organic Matter in soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 52, S. 29–32.
- Kaiser, K., M. Kaupenjohann und W. Zech (2001b): Sorption of Dissolved Organic Carbon in soils - Effects of soil sample storage, soil-to-solution ratio, and temperature. In: *Geoderma* 99.3-4, S. 317–328.
- Kaiser, K. und W. Zech (1997): Über die Sorptionseigenschaften von Waldböden bezüglich gelöster organischer Substanzen. In: *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde* 160.2, S. 295–301.
- Kaiser, M. (2004): Einfluss von Bewirtschaftungsmaßnahmen auf Menge und Zusammensetzung unterschiedlich stabiler Fraktionen der organischen Bodensubstanz. Dissertation. Universität Potsdam.
- Kalbitz, K., J. Schmerwitz, D. Schwesig und E. Matzner (2003a): Biodegradation of soil-derived Dissolved Organic Matter as related to its properties. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 273–291.
- Kalbitz, K., D. Schwesig, J. Rethemeyer und E. Matzner (2005): Stabilization of Dissolved Organic Matter by sorption to the mineral soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 37.7, S. 1319–1331.
- Kalbitz, K., D. Schwesig, J. Schmerwitz, K. Kaiser, L. Haumaier, B. Glaser, R. Ellerbrock und P. Leinweber (2003b): Changes in properties of soil-derived Dissolved Organic Matter induced by biodegradation. In: *Soil Biology & Biochemistry* 35, S. 1129–1142.
- Kalbitz, K. (2001): Properties of Organic Matter in soil solution in a German fen area as dependent on land use and depth. In: *Geoderma* 104, S. 203–214.
- Kalbitz, K. und S. Geyer (2002): Different effects of peat degradation on Dissolved Organic Carbon and Nitrogen. In: *Organic Geochemistry* 33, S. 319–326.

- Kalbitz, K., S. Geyer, W. Geyer, H. Rupp, R. Meissner und F. Braumann (1997): „Effects of land use changes on the chemical and isotopic signature of Dissolved Organic Matter in a fen area“. In: *16th World Congress of Soil Science*, S. 1–7.
- Kalbitz, K., A. Meyer, R. Yang und P. Gerstberger (2007): Response of Dissolved Organic Matter in the forest floor to long-term manipulation of litter and throughfall inputs. In: *Biogeochemistry* 86.3, S. 301–318.
- Kaplan, L. A. (1994): A field and laboratory procedure to collect, process, and preserve freshwater samples for Dissolved Organic Carbon analysis. In: *Limnology and Oceanography* 39.6, S. 1470–1476.
- Kaštovská, E. und H. Šantrůčková (2007): Fate and dynamics of recently fixed C in pasture plant-soil system under field conditions. In: *Plant and Soil* 300, S. 61–69.
- Kaul, H., W. Aufhammer und W. Wiigner (1996): Dry matter and Nitrogen accumulation and residues of oil and protein crops. In: *European Journal of Agronomy* 5, S. 137–147.
- Kawahigashi, M., K. Kaiser, K. Kalbitz, A. Rodinov und G. Guggenberger (2004): Dissolved Organic Matter in small streams along a gradient from discontinuous to continuous permafrost. In: *Global Change Biology* 10, S. 1576–1586.
- Kennedy, A. C. und V. L. Gewin (1997): „Characterization of microbial communities in agroecosystems“. In: *Microbial Communities - Functional versus structural approaches*. Hrsg. von H. Insam und A. Rangger. 1st editi. New York: Springer, S. 120–131.
- Khalid, M., N. Soleman und D. Jones (2007): Grassland plants affect Dissolved Organic Carbon and Nitrogen dynamics in soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 378–381.
- Khomutova, T. E., L. T. Shirshova, S. Tinz, W. Rolland und J. Richter (2000): Mobilization of DOC from sandy loamy soils under different land use (Lower Saxony, Germany). In: *Plant and Soil* 219, S. 13–19.
- Kiem, R. und I. Kögel-Knabner (2003): Contribution of lignin and polysaccharides to the refractory Carbon pool in C-depleted arable soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 35, S. 101–118.
- Kindler, R., J. Siemens, K. Kaiser, D. C. Walmsley, C. Bernhofer, N. Buchmann, W. Cellier Pierreand Eugster, G. Gleixner, T. Grunwald, A. Heim, A. Ibrom, S. K. Jones, M. Jones, K. Klumpp, W. Kutsch, K. Steenberg Larsen, S. Lehuger, B. Loubet, R. McKenzie, E. Moors, B. Osborne, K. Pilegaard, C. Rebmann, M. Saunders, M. W. Schmidt, M. Schrumpf, J. Seyfferth, U. Skiba, J.-F. Soussana, M. A. Sutton, C. Tefs, B. Vowinkel, M. J. Zeeman und M. Kaupenjohann (2011): Dissolved Carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem Carbon balance. In: *Global Change Biology* 17, S. 1167–1185.
- Kistner, I. (2007): Anwendung des Modells ANIMO zur Simulation des gelösten Phosphors im Oberflächenabfluss auf der Feldskala und der Phosphorverfügbarkeit im Oberboden auf der Einzugsgebietsskala. Ph.D. thesis. Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.
- Kistner, I., G. Ollesch, R. Meissner und M. Rode (2013): Spatial-temporal dynamics of Water Soluble Phosphorous in the topsoil of a low mountain range catchment. In: *RAgriculture, Exosystems & Environment* 176, S. 24–38.
- Klimanek, E.-M. (1997): Bedeutung der Ernte- und Wurzelrückstände landwirtschaftlich genutzter Pflanzenarten für die organische Substanz des Bodens. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 41, S. 485–511.
- Köhler, H. (2003): Untersuchungen zu Transport, Beschaffenheit und Transformation von DOM in Sibirischen Ästuaren. Dissertation. Universität Hamburg.

- Koopmans, G. F. und J. E. Groenenberg (2011): Effects of soil oven-drying on concentrations and speciation of trace metals and Dissolved Organic Matter in soil solution extracts of sandy soils. In: *Geoderma* 161.3-4, S. 147–158.
- Korsaeth, A., L. R. Bakken und H. Riley (2003): Nitrogen dynamics of grass as affected by N input regimes, soil texture and climate - Lysimeter measurements and simulations. In: *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66, S. 181–200.
- Kothawala, D. N., T. R. Moore und W. H. Hendershot (2008): Adsorption of Dissolved Organic Carbon to mineral soils - A comparison of four isotherm approaches. In: *Geoderma* 148.1, S. 43–50.
- Kothawala, D. N., T. R. Moore und W. H. Hendershot (2009): Soil properties controlling the adsorption of Dissolved Organic Carbon to mineral soil. In: *Soil Science Society of America Journal* 73.6, S. 1831–1842.
- Kramer, C. und G. Gleixner (2006): Variable use of plant- and soil-derived Carbon by microorganisms in agricultural soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 38.11, S. 3267–3278.
- Kramer, C., S. Trumbore, M. Fröberg, L. M. C. Dozal, D. Zhang, X. Xu, G. M. Santos und P. J. Hanson (2010): Recent (< 4 year old) leaf litter is not a major source of microbial Carbon in a temperate forest mineral soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 42.7, S. 1028–1037.
- Kroes, J. G. und J. C. van Dam (2003): Reference Manual SWAP version 3.0.3. Techn. Ber. Alterra Report 773. Wageningen (NL): Alterra.
- Kroes, J. G., J. C. van Dam, P. Groenendijk, R. F. A. Hendriks und C. M. J. Jacobs (2008a): Addendum to User Manual of Swap 3.2. Techn. Ber. Alterra Report 1649. Wageningen (NL): Alterra.
- Kroes, J. G., J. C. van Dam, P. Groenendijk, R. F. A. Hendriks und C. M. J. Jacobs (2008b): SWAP version 3.2 - Theory description and user manual. Techn. Ber. Alterra Report 1649. Wageningen (NL): Alterra.
- Kroes, J. G., J. G. Wesseling und J. C. van Dam (2000): Integrated modelling of the soil-water-atmosphere-plant system using the model SWAP 2.0 an overview of theory and an application. In: *Hydrological Processes* 14.11-12, S. 1993–2002.
- Kuka, K., U. Franko und J. Rühlmann (2007): Modelling the impact of pore space distribution on Carbon turnover. In: *Ecological Modelling* 208.2-4, S. 295–306.
- Kuka, K. (2005): Modellierung des Kohlenstoffhaushaltes in Ackerböden auf der Grundlage bodenstrukturabhängiger Umsatzprozesse. Ph.D. thesis. Martin-Luther Universität Halle-Wittenberg.
- Künkel, K. (1989): Landwirtschaftliche Bodenennutzung in Trinkwasserschutzgebieten - Regeln und Richtwerte. Techn. Ber. Landwirtschaftsausstellung der DDR, Markkleeberg.
- Kutschera, L. (1960): Wurzelatlas mitteleuropäischer Ackerunkräuter und Kulturpflanzen. Frankfurt am Main: DLG-Verlag.
- Kutschera, L., E. Lichtenberger und M. Sobotik (1982): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen - Band I Monocotyledoneae. Stuttgart, Deutschland: Gustav Fischer.
- Kutschera, L., M. Sobotik und E. Lichtenberger (1992): Wurzelatlas mitteleuropäischer Grünlandpflanzen - Band II Pteridophyta und Dicotyledoneae - Teil 1 Morphologie, Anatomie, Ökologie, Verbreitung, Soziologie, Wirtschaft. Stuttgart: Gustav Fischer.
- Kuzyakov, Y. und K. Schneckenberger (2004): Review of estimation of plant rhizodeposition and their contribution to Soil Organic Matter formation. In: *Archives of Agronomy and Soil Science* 50. February, S. 115–132.

- Kuzyakov, Y. und G. Domanski (2000): Carbon input by plants into the soil - Review. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 163.4, S. 421–431.
- Laegdsmand, M., L. W. de Jonge und P. Moldrup (2005): Leaching of colloids and Dissolved Organic Matter from columns packed with natural soil aggregates. In: *Soil Science* 170, S. 13–27.
- Larionova, A. A., I. V. Yevdokimov und S. S. Bykhovets (2007): Temperature sensitivity of soil respiration is dependent on readily decomposable C substrate concentration. In: *Biogeosciences Discussions* 4.3, S. 2007–2025.
- Ledesma, J. L. J., S. J. Köhler und M. N. Futter (2012): Long-term dynamics of Dissolved Organic Carbon - Implications for drinking water supply. In: *Science of the Total Environment* 432, S. 1–11.
- Ledgard, S. F. und K. W. Steele (1992): Biological Nitrogen fixation in mixed legume/grass pastures. In: *Plant and Soil* 141.1-2, S. 137–153.
- Leenheer, J. A. und J.-P. Croué (2003): Characterising Dissolved aquatic Organic Matter - Understanding the unknown structures is key to better treatment of drinking water. In: *Environmental Science & Technology* 1, S. 18–26.
- Lehmann, J., J. Kinyangi und D. Solomon (2007): Organic matter stabilization in soil microaggregates - Implications from spatial heterogeneity of organic Carbon contents and carbon forms. In: *Biogeochemistry* 85, S. 45–57.
- Leinweber, P., H.-R. Schulten, K. Kalbitz, R. Meißner und H. Jancke (2001): Fulvic Acid composition in degraded fenlands. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 164.4, S. 371.
- Lennon, J. T. und L. E. Pfaff (2005): Source and supply of terrestrial Organic Matter affects aquatic microbial metabolism. In: *Aquatic Microbial Ecology* 39, S. 107–119.
- Levi-Minzi, R. (1986): Organic Matter and nutrients in fresh and mature farmyard manure. In: *Agricultural Wastes* 16.3, S. 225–236.
- LLfG (2002): Richtwerte für eine gute fachliche Praxis beim Düngen im Rahmen einer ordnungsgemäßen Landbewirtschaftung. Techn. Ber. Bernburg: Landesanstalt für Landwirtschaft und Gartenbau Sachsen-Anhalt.
- Lofts, S., B. M. Simon, E. Tipping und C. Woof (2001): Modelling the solid-solution partitioning of Organic Matter in European forest soils. In: *European Journal of Soil Science* 52.June, S. 215–226.
- Lorenz, S. E., R. E. Hamon und S. P. McGrath (1994): Differences between soil solutions obtained from rhizosphere and non-rhizosphere soils by water displacement and soil centrifugation. In: *European Journal of Soil Science* 45, S. 431–438.
- Lu, Y., A. Watanabe und M. Kimura (2004): Contribution of plant photosynthates to Dissolved Organic Carbon in a flooded rice soil. In: *Biogeochemistry* 71.1, S. 1–15.
- Ludwig, W., J.-L. Probst und S. Kempe (1996): Predicting the oceanic input of organic Carbon by continental erosion. In: *Global Biogeochemical Cycles* 10.1, S. 23–41.
- Lumsdon, D. G., M. I. Stutter, R. J. Cooper und J. R. Manson (2005): Model assessment of biogeochemical controls on Dissolved Organic Carbon partitioning in an acid organic soil. In: *Environmental Science & Technology* 39.20, S. 8057–8063.
- Lundquist, E. J., K. M. Scow, L. E. Jackson, S. L. Uesugi und C. R. Johnson (1999a): Rapid response of soil microbial communities from conventional, low input, and organic farming systems to a wet/dry cycle. In: *Soil Biology & Biochemistry* 31.12, S. 1661–1675.

- Lundquist, E., L. Jackson und K. Scow (1999b): Wet–dry cycles affect Dissolved Organic Carbon in two California agricultural soils. In: *Soil Biology & Biochemistry* 31.7, S. 1031–1038.
- Lützow, M. von, I. Kögel-Knabner, K. Ekschmitt, E. Matzner, G. Guggenberger, B. Marschner und H. Flessa (2006): Stabilization of Organic Matter in temperate soils - Mechanisms and their relevance under different soil conditions - A review. In: *European Journal of Soil Science* 57. August, S. 426–445.
- MacDonald, J. D., M. H. Chantigny, D. A. Angers, P. Rochette, I. Royer und M.-O. Gasser (2011): Soil soluble Carbon dynamics of manured and unmanured grasslands following chemical kill and ploughing. In: *Geoderma* 164, S. 64–72.
- Maie, N., R. Jaffé, T. Miyoshi und D. L. Childers (2006): Quantitative and qualitative aspects of Dissolved Organic Carbon leached from senescent plants in an oligotrophic wetland. In: *Biogeochemistry* 78, S. 285–314.
- Marinari, S., K. Liburdi, A. Fliessbach und K. Kalbitz (2010): Effects of organic management on Water-Extractable Organic Matter and C mineralization in European arable soils. In: *Soil and Tillage Research* 106.2, S. 211–217.
- Marino, S., I. B. Hogue, C. J. Ray und D. E. Kirschner (2008): A methodology for performing global uncertainty and sensitivity analysis in systems biology. In: *Journal of Theoretical Biology* 254, S. 178–196.
- Marinov, D., E. Querner und J. Roelsma (2005): Simulation of water flow and Nitrogen transport for a Bulgarian experimental plot using SWAP and ANIMO models. In: *Journal of Contaminant Hydrology* 77, S. 145–164.
- Marin-Spiotta, E., O. A. Chadwick, M. Kramer und M. S. Carbone (2011): Carbon delivery to deep mineral horizons in Hawaiian rain forest soils. In: *Journal of Geophysical Research* 116.G03011, S. 1–14.
- Marschner, B. und A. Bredow (2002): Temperature effects on release and ecologically relevant properties of Dissolved Organic Carbon in sterilised and biologically active soil samples. In: *Soil Biology & Biochemistry* 34, S. 459–466.
- Marschner, B., S. Brodowski, A. Dreves, G. Gleixner, A. Gude, P. M. Grootes, U. Hamer, A. Heim, G. Jandl, R. Ji, K. Kaiser, K. Kalbitz, C. Kramer, P. Leinweber, J. Rethemeyer, A. Schäffer, M. W. I. Schmidt, L. Schwark und G. L. B. Wiesenberger (2008): How relevant is recalcitrance for the stabilization of Organic Matter in soils? In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 171, S. 91–110.
- Marschner, P. und Z. Rengel, Hrsg. (2007): Nutrient cycling in terrestrial ecosystems. *Soil Biology* 10.
- Matlou, M. C. und R. J. Haynes (2006): Soluble organic matter and microbial biomass C and N in soils under pasture and arable management and the leaching of organic C, N and Nitrate in a lysimeter study. In: *Applied Soil Ecology* 34.2-3, S. 160–167.
- Matschonat, G. und R. Vogt (1997): Assessment of laboratory method to obtain the equilibrium solution composition of forest soils. In: *European Journal of Soil Science* 48, S. 545–552.
- Mattsson, T., P. Kortelainen, A. Laubel, D. Evans, M. Pujo-Pay, A. Räike und P. Conan (2008): Export of Dissolved Organic Matter in relation to land use along a European climatic gradient. In: *Science of the Total Environment* 407.6, S. 1967–1976.
- McCuen, R. H. (1973): The role of sensitivity analysis in hydrologic modeling. In: *Journal of Hydrology* 18, S. 37–53.
- McDowell, W. (2003): Dissolved Organic Matter in soils - Future directions and unanswered questions. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 179–186.

- McGechan, M. B., J. K. Henshall und A. J. A. Vinten (2005): Cultivation and Soil Organic Matter management in low input cereal production following the ploughing out of grass leys. In: *Biosystems Engineering* 90.1, S. 85–101.
- McKay, M. D., R. J. Beckham und W. J. Conover (1979): A comparison of three methods of selecting values of input variables in the analysis of output from a computer code. In: *Technometrics* 21.2, S. 239–245.
- McMaster, G. S. und W. W. Wilhelm (1997): Growing degree-days - One equations, two interpretations. In: *Agricultural and Forest Meteorology* 87, S. 291–300.
- McTiernan, K. B., S. C. Jarvis, D. Scholefield und M. H. B. Hayes (2001): Dissolved Organic Carbon losses from grazed grasslands under different management regimes. In: *Water Research* 35.10, S. 2565–2569.
- Meißner, R., H. Rupp, J. Seeger, G. Ollesch und G. W. Gee (2010): A comparison of water flux measurements - Passive wick-samplers versus drainage lysimeters. In: *European Journal of Soil Science* 61.4, S. 609–621.
- Meißner, R., H. Rupp und M. Schubert (2000): Novel lysimeter techniques - A basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils. In: *Plant Nutrition and Soil Science* 163, S. 603–608.
- Mertens, J., J. Vanderborght, R. Kasteel, T. Pütz, R. Merckx, J. Feyen und E. Smolders (2007): Dissolved Organic Carbon fluxes under bare soil. In: *Journal of Environmental Quality* 36.2, S. 597–606.
- Michalzik, B., E. Tipping, J. Mulder, J. F. G. Lancho, E. Matzner, C. L. Bryant, N. Clarke, S. Lofts, M. A. V. Esteban, J. F. Gallardo-Lancho und M. A. Vicente-Esteban (2003): Modelling the production and transport of Dissolved Organic Carbon in forest soils. In: *Biogeochemistry* 66.3, S. 241–264.
- Moore, R. R., W. de Souza und J.-F. Koprivnjak (1992): Controls on the sorption of Dissolved Organic Carbon by soils. In: *Soil Science* 154.2, S. 120–129.
- Moore, T. R. (1987): „Dissolved Organic Carbon in forested and cutover drainage basins, Westland, New Zealand“. In: *Forest Hydrology and Watershed Management*, S. 481–488.
- Müller, T., J. Magid, L. S. Jensen und N. E. Nielsen (2003): Decomposition of plant residues of different quality in soil - DAISY model calibration and simulation based on experimental data. In: *Ecological Modelling* 166, S. 3–18.
- Neff, J. C. und G. P. Asner (2001): Dissolved Organic Carbon in terrestrial ecosystems - Synthesis and a model. In: *Ecosystems* 4.1, S. 29–48.
- Nodvin, S. C., C. T. Driscoll und G. E. Likens (1986): Simple partitioning of anions and Dissolved Organic Carbon in a forest soil. In: *Soil Science* 142.1, S. 27–35.
- O'Donnell, J. A., G. R. Aiken, E. S. Kane und J. B. Jones (2010): Source water controls on the character and origin of Dissolved Organic Matter in streams of the Yukon River basin, Alaska. In: *Journal of Geophysical Research* 115.G3025, S. 1–12.
- Ogawa, H., Y. Amagai, I. Koike, K. Kaiser und R. Benner (2001): Production of refractory Dissolved Organic Matter by bacteria. In: *Science* 292, S. 917–920.
- Ohno, T. und B. S. Crannell (1996): Green and animal manure-derived Dissolved Organic Matter effects on Phosphorous sorption. In: *Journal of Environmental Quality* 25, S. 1137–1143.
- Ollesch, G. und R. Meißner (2008): Langfristige Sicherung der Trinkwasserversorgung im Wolga-Einzugsgebiet durch Charakterisierung der Umsatz- und Austragsprozesse von DOC unter besonderer Berücksichtigung der winterlichen Rahmenbedingungen. Techn. Ber. Magdeburg: Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung - UFZ, Bodenphysik.

- Ollesch, G., Y. Sukhanovski, I. Kistner, M. Rode und R. Meißner (2005): Characterization and modelling of the spatial heterogeneity of snowmelt erosion. In: *Earth Surface Processes and Landforms* 30, S. 197–211.
- Ollesch, G. (2008): Erfassung und Modellierung der Schneeschmelzerosion am Beispiel der Kleinzugsgebiete Schäfertal (Deutschland) und Lubazhinka (Russland). Habilitation. TU Bergakademie Freiberg.
- Ollesch, G. (2010): Erfassung und Modellierung der Schneeschmelzerosion am Beispiel der Kleinzugsgebiete Schäfertal (Deutschland) und Lubazhinka (Russland)“. Habilitation. TU Bergakademie Freiberg.
- Oulehle, F. und J. Hruska (2009): Rising trends of Dissolved Organic Matter in drinking-water reservoirs as a result of recovery from acidification in the Ore Mts., Czech Republic. In: *Environmental pollution* 157.12, S. 3433–9.
- Parker, S. R., S. R. Poulson, M. G. Smith, C. L. Weyer und K. M. Bates (2009): Temporal variability in the concentration and stable Carbon isotope composition of Dissolved Inorganic and Organic Carbon in two Montana, USA Rivers. In: *Aquatic Geochemistry* 16.1, S. 61–84.
- Paul, E. A. und F. E. Clark (1996): Soil microbiology and biochemistry. Hrsg. von E. A. Paul und F. E. Clark. 2nd edition. California, USA: Academic Press.
- Porcal, P., J.-F. Koprivnjak, L. A. Molot und P. J. Dillon (2009): Humic substances - Part 7 - The biogeochemistry of Dissolved Organic Carbon and its interactions with climate change. In: *Environmental Science & Pollution Research* 16, S. 714–726.
- Premrov, A., C. E. Coxon, R. Hackett, L. Kirwan und K. G. Richards (2012): Effects of over-winter green cover on groundwater Nitrate and Dissolved Organic Carbon concentrations beneath tillage land. In: *Science of the Total Environment* 438, S. 144–153.
- Pribyl, D. W. (2010): A critical review of the conventional SOC to SOM conversion factor. In: *Geoderma* 156.3–4, S. 75–83.
- Qualls, R. G., B. L. Haines, W. T. Swank und S. W. Tyler (2000): Soluble organic and inorganic nutrient fluxes in clearcut and mature deciduous forests. In: *Soil Science Society of America Journal* 1077.May 1999, S. 1068–1077.
- Qualls, R. G. und S. D. Bridgham (2005): Mineralization rate of ¹⁴C-labelled Dissolved Organic Matter from leaf litter in soils of a weathering chronosequence. In: *Soil Biology & Biochemistry* 37, S. 905–916.
- Qualls, R. G. und B. L. Haines (1991): Geochemistry of dissolved organic nutrients in water percolating through a forest ecosystem. In: *Soil Science Society of America Journal* 55, S. 1112–1123.
- Qualls, R. G. und B. L. Haines (1992a): Biodegradability of Dissolved Organic Matter in forest throughfall, soil solution, and stream water. In: *Soil Science Society of America Journal* 56, S. 578–586.
- Qualls, R. und B. L. Haines (1992b): Measuring adsorption isotherms using continuous, unsaturated flow through intact soil cores. In: *Soil Science Society of America Journal* 56, S. 456–460.
- Quanrud, D. M., J. Hafer, M. M. Karpiscak, J. Zhang, K. E. Lansey und R. G. Arnold (2003): Fate of organics during soil-aquifer treatment - Sustainability of removals in the field. In: *Water Research* 37.14, S. 3401–11.
- Raber, B., I. Kögel-Knabner, C. Stein und D. Klem (1998): Partitioning of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons to Dissolved Organic Matter from different soils. In: *Chemosphere* 36.1, S. 79–97.

- Ramos, Á. F. (2007): Influences of land management on Dissolved Organic Carbon chemistry in the Yorkshire region. Master Thesis. Cranfield University.
- Rasmussen, J., J. Eriksen, E. Steen und K. H. Esbensen (2007): In situ Carbon and Nitrogen dynamics in ryegrass-clover mixtures - Transfers, deposition and leaching. In: *Soil Biology & Biochemistry* 39, S. 804–815.
- Renaud, L. V., J. Roelsma und P. Groenendijk (2006): User's guide of the Animo 4.0 nutrient leaching model. Techn. Ber. Wageningen (NL): Alterra.
- Riffaldi, R. (1998): Adsorption on soil of Dissolved Organic Carbon from farmyard manure. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 69.2, S. 113–119.
- Rodinov, A., W. Amelung, I. Urusevskaja, W. Zech und A. Rodionov (2000): Carbon and Nitrogen in the enriched labile fraction along a climosequence of zonal Steppe soils in Russia. In: *Soil Science Society of America Journal* 64.4, S. 1467–1474.
- Roelsma, J. und P. Groenendijk (2002): ANIMO 3.7 - User's guide for the ANIMO version 3.7 nutrient leaching model. Techn. Ber. Wageningen (NL): Alterra.
- Rothe, R. (2009): Untersuchungen zum Einfluss von Phosphatbelastung auf Stressreaktionen von Gräsern am Standort „Steudnitz“. Dissertation. Friedrich-Schiller-Universität Jena.
- Rowe, E. C., E. Tipping, M. Posch, F. Oulehle, D. M. Cooper, T. G. Jones, A. Burden, J. Hall und C. D. Evans (2014): Predicting Nitrogen and acidity effects on long-term dynamics of Dissolved Organic Matter. In: *Environmental Pollution* 184, S. 271–282.
- Royer, T. V. und M. B. David (2005): Export of Dissolved Organic Carbon from agricultural streams in Illinois, USA. In: *Aquatic Sciences* 67, S. 465–471.
- Rühlmann, O. (2000): Wirtschaftsdünger effektiv und umweltschonend lagern und einsetzen. Techn. Ber. LUFA Sachsen-Anhalt.
- Rumpel, C. und I. Kögel-Knabner (2010): Deep Soil Organic Matter - A key but poorly understood component of terrestrial C cycle. In: *Plant and Soil* 338.1-2, S. 143–158.
- Salm, C. van der und O. F. Schoumans (2000): Phosphate losses on four grassland plots used for dairy farming - Measured phosphate losses and calibration of the model ANIMO. Techn. Ber. Alterra, Report 83.
- Saltelli, A., S. Tarantola und F. Campolongo (2000): Sensitivity analysis as an ingredient of modeling. In: *Statistical Science* 15.4, S. 377–395.
- Saltelli, A. (2002): Sensitivity analysis for importance assessment. I.
- Saltelli, A., M. Ratto, T. Andres, F. Campolongo, J. Cariboni, D. Gatelli, M. Saisana und S. Tarantola (2008): Global sensitivity analysis - The primer. Wiley.
- Sanderman, J. und R. Amundson (2008): A comparative study of Dissolved Organic Carbon transport and stabilization in California forest and grassland soils. In: *Biogeochemistry* 89.3, S. 309–327.
- Sanderman, J., J. A. Baldock und R. Amundson (2008): Dissolved Organic Carbon chemistry and dynamics in contrasting forest and grassland soils. In: *Biogeochemistry* 89, S. 181–198.
- Sanderman, J., K. A. Lohse, J. A. Baldock und R. Amundson (2009): Linking soils and streams - Sources and chemistry of Dissolved Organic Matter in a small coastal watershed. In: *Water Resources Research* 45, W03418.

- Sauer, T. (2009): Modellierung von Bodenwasserhaushalt und Abflussprozessen auf der Plotskale in Abhängigkeit von Substrat und Landnutzung. Dissertation. Universität Trier.
- Saviozzi, A., R. Levi-Minzi und R. Riffaldi (1994): The effect of forty years of continuous corn cropping on Soil Organic Matter characteristics. In: *Plant and Soil* 160.1, S. 139–145.
- Scaglia, B. und F. Adani (2009): Biodegradability of soil Water Soluble Organic Carbon extracted from seven different soils. In: *Journal of Environmental Sciences* 21.5, S. 641–646.
- Schmitt, D. (2002): Charakterisierung der Bindung von Metallionen an natürliche organische Substanzen und deren Auswirkungen auf Adsorption und Transport. Dissertation. Universität Fridericianat Karlsruhe.
- Schumacher, M., I. Christl, R. D. Vogt, K. Barmettler, C. Jacobsen und R. Kretzschmar (2006): Chemical composition of aquatic Dissolved Organic Matter in five boreal forest catchments sampled in spring and fall seasons. In: *Biogeochemistry* 80.3, S. 263–275.
- Schwalm, M. (2015): Gelöster organischer Kohlenstoff an Niedermoorstandorten Nordostdeutschlands - Zusammenhang zur Landnutzung und Standortausstattung. Dissertation. Humboldt-Universität zu Berlin.
- Schweiger, P. (2004): Oberirdische und unterirdische Aufwüchse von Gründüngungspflanzen und deren N-Gehalt. LAP Forchheim - Landesanstalt für Pflanzenbau.
- Schwesig, D., K. Kalbitz und E. Matzner (2003a): Effects of Aluminium on the mineralization of Dissolved Organic Carbon derived from forest floors. In: *European Journal of Soil Science* 54, S. 311–322.
- Schwesig, D., K. Kalbitz und E. Matzner (2003b): Mineralization of Dissolved Organic Carbon in mineral soil solution of two forest soils. In: *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 166.5, S. 585–593.
- Shand, C. A., B. L. Williams, S. Smith und M. E. Young (2000): Temporal changes in C, P and N concentrations in soil solution following application of synthetic sheep urine to a soil under grass. In: *Plant and Soil* 222, S. 1–13.
- Siemens, J., M. Haas und M. Kaupenjohann (2003): Dissolved Organic Matter induced denitrification in subsoils and aquifers? In: *Geoderma* 113, S. 253–271.
- Sleutel, S. (2005): Carbon sequestration in cropland soils - Recent evolution and potential of alternative management options. Ph. D. Thesis. University Gent.
- Snyder, R. L., M. Orang, S. Matyac und S. Eching (2007): Crop coefficients. University of California.
- Song, C., F. Ballantyne und V. H. Smith (2014): Enhanced Dissolved Organic Carbon production in aquatic ecosystems in response to elevated atmospheric CO₂. In: *Biogeochemistry* 118, S. 1–3.
- Spencer, R. G. M., B. A. Pellerin, B. A. Bergamaschi, B. D. Downing, T. E. C. Kraus, D. R. Smart, R. A. Dahlgren und P. J. Hernes (2007): Diurnal variability in riverine dissolved organic matter composition determined by in situ optical measurement in the San Joaquin River (California, USA). In: *Hydrological Processes* 21, S. 3181–3189.
- Stanley, E. H., S. M. Powers, N. R. Lottig, I. Buffam und J. T. Crawford (2012): Contemporary changes in dissolved organic carbon (DOC) in human-dominated rivers - Is there a role for DOC management? In: *Freshwater Biology* 57, S. 26–42.
- Stumpf, M., T. A. Ternes, B. Schuppert, K. Haberer, P. Hoffmann und H. M. Ortner (1996): Sorption und Abbau von NTA, EDTA und DTPA während der Bodenpassage. In: *Vom Wasser* 86, S. 157–171.
- Stutter, M. I., S. Richards und J. J. C. Dawson (2012): Biodegradability of natural Dissolved Organic Matter collected from a UK moorland stream. In: *Water Research* 47, S. 1169–1180.

- Sun, B., P. D. Hallett, S. Caul, T. J. Daniell und D. W. Hopkins (2011): Distribution of soil Carbon and microbial biomass in arable soils under different tillage regimes. In: *Plant and Soil* 338, S. 17–25.
- Sun, S., J. Liu und S. X. Chang (2013): Temperature sensitivity of soil Carbon and Nitrogen mineralization - Impacts of Nitrogen species and land use type. In: *Plant and Soil* 372, S. 597–608.
- Sun, S., J. Liu, Y. Li, P. Jiang und S. X. Chang (2012): Similar quality and quantity of Dissolved Organic Carbon under different land use systems in two Canadian and Chinese soils. In: *Journal of Soils and Sediments* 13, S. 34–42.
- Tao, S. und B. Lin (2000): Water Soluble Organic Carbon and its measurement in soil and sediment. In: *Water Research* 34.5, S. 1751–1755.
- Tedeschi, A. und M. Menenti (2002): Simulation studies of long-term saline water use - Model validation and evaluation of schedules. In: *Agricultural Water Management* 54.2, S. 123–157.
- Tessema, S. G., D. Mirgorodsky, D. Merten, A. Hildebrandt, S. Attinger und G. Büchel (2013): Hydrochemical characterization of groundwater system of biodiversity experimental field - Jena, Germany. In: *Environmental Earth Sciences* 70, S. 821–837.
- Tian, L., E. Dell und W. Shi (2010): Chemical composition of Dissolved Organic Matter in agroecosystems - Correlations with soil enzyme activity and carbon and Nitrogen mineralization. In: *Applied Soil Ecology* 46.3, S. 426–435.
- Tinker, P. B. und P. H. Nye (2000): Solute movement in the rhizosphere. Topics in. Oxford: Oxford University Press.
- Tipping, E., D. Berggren-Kleja, B. Bergkvist, C. L. Bryant, P. M. Chamberlain, N. Clarke, M. Froberg, B. Michalzik und J. Mulder (2006): „Modelling the production and transport of DOM in soils, making use of ^{14}C “. In: *American Geophysical Union, Fall Meeting*. San Francisco: AGU.
- Tittel, J., O. Büttner, K. Freier, A. Heiser, R. Sudbrack und G. Ollesch (2013): The age of terrestrial Carbon export and rainfall intensity in a temperate river headwater system. In: *Biogeochemistry* 115, S. 53–63.
- Toberman, H., C. D. Evans, C. Freeman, N. Fenner, M. White, B. A. Emmett und R. R. E. Artz (2008): Summer drought effects upon soil and litter extracellular Phenol Oxidase activity and soluble Carbon release in an upland Calluna heathland. In: *Soil Biology & Biochemistry* 40, S. 1519–1532.
- Totsche, K. U., P. Knabner und I. Kögel-Knabner (1996): The modeling of reactive solute transport with sorption to mobile and immobile sorbents - Part II: Model discussion and numerical simulation. In: *Water Resources Research* 32.6, S. 1623–1634.
- Troyer, I. de, F. Amery, C. V. Moorleghem, E. Smolders und R. Merckx (2011): Tracing the source and fate of Dissolved Organic Matter in soil after incorporation of a ^{13}C labelled residue - A batch incubation study. In: *Soil Biology & Biochemistry* 43.3, S. 513–519.
- UFA (1996): Porewater extraction. Techn. Ber. UFA Ventures Inc.
- Vandenbruwane, J., S. De Neve, R. G. Qualls, S. Sleutel und G. Hofman (2007): Comparison of different isotherm models for Dissolved Organic Carbon (DOC) and Nitrogen (DON) sorption to mineral soil. In: *Geoderma* 139.3, S. 144–153.
- Vinther, F. P., E. M. Hansen und J. Eriksen (2006): Leaching of Soil Organic Carbon and Nitrogen in sandy soils after cultivating grass-clover swards. In: *Biology and Fertility of Soils* 43.1, S. 12–19.
- Wagner, A., G. Ollesch, J. Seeger, M. Rode und R. Meißner (2009): Prognose des Einflusses von Landnutzungsänderungen anhand von Lysimeterdaten und des Bodenwasserhaushaltsmodells SWAP. In: *Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung* 26.09, S. 143–148.

- Walmsley, D. C., J. Siemens, R. Kindler, L. Kirwan, K. Kaiser, M. Saunders, M. Kaupenjohann und B. A. Osborne (2011): Dissolved Carbon leaching from an Irish cropland soil is increased by reduced tillage and cover cropping. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 142, S. 393–402.
- Watt, M., W. K. Silk und J. B. Passioura (2006): Rates of root and organism growth, soil conditions, and temporal and spatial development of the rhizosphere. In: *Annals of Botany* 97.5, S. 839–55.
- Weier, K. L., I. C. MacRae und R. J. K. Myers (1991): Seasonal variation in denitrification in a clay soil under a cultivated crop and a permanent pasture. In: *Soil Biology & Biochemistry* 23.7, S. 629–635.
- Wendland, M., M. Diepolder und P. Capriel (2007): Leitfaden für die Düngung von Acker- und Grünland. Techn. Ber. Freising-Weihenstephan: LfL.
- Wesseling, J. G., J. G. Kroes und K. Metselaar (1997): Global sensitivity analysis of the Soil-Water-Atmosphere-Plant (SWAP) model. Techn. Ber. Wageningen (NL): DLO Winand Staring Centre, S. 1–58.
- Wetzel, R. G. (1992): Gradient-dominated ecosystems - Sources and regulatory functions of dissolved organic matter in freshwater ecosystems. In: *Hydrobiologia* 229, S. 181–198.
- Wiesenberg, G. L. B., M. Gocke und Y. Kuzyakov (2010): Fast incorporation of root-derived lipids and fatty acids into soil - Evidence from a short term multiple $^{14}\text{CO}_2$ pulse labelling experiment. In: *Organic Geochemistry* 41.9, S. 1049–1055.
- Wilson, H. F., J. E. Saiers, P. A. Raymond und W. V. Sobczak (2013): Hydrologic drivers and seasonality of Dissolved Organic Carbon concentration, Nitrogen content, bioavailability, and export in a forested New England stream. In: *Ecosystems* 16, S. 604–616.
- Wilson, H. F. und M. A. Xenopoulos (2008): Ecosystem and seasonal control of stream Dissolved Organic Carbon along a gradient of land use. In: *Ecosystems* 11.4, S. 555–568.
- Winn, N., C. E. Williamson, R. Abbitt, K. Rose, W. Renwick, M. Henry und J. Saros (2009): Modeling Dissolved Organic Carbon in subalpine and alpine lakes with GIS and remote sensing. In: *Landscape Ecology* 24, S. 807–816.
- Worrall, F., T. P. Burt und J. Adamson (2006): The rate of and controls upon DOC loss in a peat catchment. In: *Journal of Hydrology* 321, S. 311–325.
- Worrall, F. und T. Burt (2004): Time series analysis of long-term river Dissolved Organic Carbon records. In: *Hydrological Processes* 18, S. 893–911.
- Worrall, F. und T. Burt (2005): Predicting the future DOC flux from upland peat catchments. In: *Journal of Hydrology* 300, S. 126–139.
- Worrall, F., T. Burt, J. Adamson, M. Reed, J. Warburton, A. Armstrong und M. Evans (2007): Predicting the future Carbon budget of an upland peat catchment. In: *Climatic Change* 85, S. 139–158.
- Worrall, F., R. Harriman, C. D. Evans, C. D. Watts, J. Adamson, C. Neal, E. Tipping, T. Burt, I. Grieve, D. Monteith, P. S. Naden, T. Nisbet, B. Reynolds und P. Stevens (2004): Trends in Dissolved Organic Carbon in UK Rivers and Lakes. In: *Biogeochemistry* 70.3, S. 369–402.
- Wu, L. und M. B. McGechan (1999): Simulation of nitrogen uptake, fixation and leaching in a grass/white clover mixture. In: *Grass and Forage Science* 54, S. 30–41.
- Zabowski, D. und F. C. Ugolini (1990): Lysimeter and centrifuge soil solutions - Seasonal differences between methods. In: *Soil Science Society of America Journal* 54, S. 1130–1135.
- Zhou, Q., P. A. Maurice und S. E. Cabaniss (2001): Size fractionation upon adsorption of fulvic acid on Goethite - Equilibrium and kinetic studies. In: *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65.5, S. 803–812.

- Zsolnay, A. (2003): Dissolved Organic Matter - Artefacts, definitions, and functions. In: *Geoderma* 113.3-4, S. 187–209.
- Zsolnay, A. und H. Görlitz (1994): Water Extractable Organic Matter in arable soils - Effects of drought and long-term fertilisation. In: *Soil Biology & Biochemistry* 26.9, S. 1257–1261.
- Zsolnay, A. und H. Steindl (1991): Geovariability and biodegradability of the Water-Extractable Organic Material in an agricultural soil. In: *Soil Biology & Biochemistry* 23.11, S. 1077–1082.
- Zsolnay, Á. (1996): „Dissolved hums in soil waters“. In: *Humic Substances in terrestrial Ecosystems*. Hrsg. von A. Piccolo. Elsevier, S. 171–223.

A. Anhang

A.1. Ergänzende Tabellen und Abbildungen

A.1.1. Lysimeterdatensätze

Tabelle A.1.: Weitere Bewirtschaftungsinformationen der Lysimeter des Analysedatensatzes

Kennung	Lysimeter	Nutzung	Mineral- dünger appliziert	tierischer Dünger appliziert	Gründünger appliziert	Legu- minos angebaut
1	1 u. 2	Weide extensiv	ja	nein	nein	ja
2	3 u. 4	Weide regulär	ja	nein	nein	nein
3	95 u. 97	Weide intensiv	ja	nein	nein	nein
4	108 u. 109	Wiese extensiv	nein	ja	nein	ja
99	104 u. 105	langjährige Grünbrache	nein	nein	nein	ja
11	10 u. 12	Sommergerste, Kartoffeln, Winterweizen, Zuckerrüben	ja	nein	ja	nein
12	14 u. 16	Sommergerste rBB, Kartoffeln rBB, Winterweizen rBB, Zuckerrüben rBB	ja	nein	ja	nein
21	5 u. 7	Kartoffeln, Winterweizen u. Mais-Sonnenblumen, Körnererbsen u. Mais-Sonnenblumen, Hafer u. Klee-Gras-Mischung, Klee-Gras-Mischung	nein	nein	nein	ja
22	15 u. 19	Kartoffeln, Winterweizen u. Mais-Sonnenblumen, Körnererbsen u. Mais-Sonnenblumen, Hafer u. Klee-Gras-Mischung, Klee-Gras-Mischung	nein	nein	nein	ja
29	9 u. 11	Winterweizen u. Ölrettich, Hafer u. Klee-Gras, Klee-Gras-Mischung, Kartoffeln, Körnererbsen u. Mais-Sonnenblumen oder Mais	nein	ja	nein	ja
29	13 u. 20	Winterweizen u. Ölrettich, Hafer u. Klee-Gras-Mischung, Klee-Gras-Mischung, Kartoffeln, Körnererbsen u. Mais-Sonnenblumen oder aber Mais	ja	nein	nein	nein
31	107 u. 29	Wintergerste u. Ölrettich, Mais, Zuckerrüben, Winterweizen u. Ölrettich, Kartoffeln	ja	nein	ja	nein
32	29 u. 30	Wintergerste u. Ölrettich, Mais, Zuckerrüben, Winterweizen u. Ölrettich, Kartoffeln	nein	nein	ja	nein
33	53 u. 54	Wintergerste u. Ölrettich, Mais, Zuckerrüben, Winterweizen u. Ölrettich, Kartoffeln	ja	nein	ja	nein
34	94 u. 96	Wintergerste u. Ölrettich, Mais, Zuckerrüben, Winterweizen u. Ölrettich, Kartoffeln	ja	nein	nein	nein
41	114 u. 115	Möhren, Winterraps u. Phacelia, Kartoffeln, Öl-lein u. Mais-Sonnenblumen	ja	nein	nein	nein
42	116 u. 117	Möhren, Winterraps u. Phacelia, Kartoffeln, Öl-lein u. Mais-Sonnenblumen	ja	nein	ja	nein
51	21 u. 22	Winterroggen u. Mais-Sonnenblumen*	ja	nein	nein	nein
52	25 u. 26	Winterroggen u. Mais-Sonnenblumen*	ja	nein	nein	nein
53	27 u. 28	Winterroggen u. Mais-Sonnenblumen*	ja	nein	nein	nein

Lysimeterpaar-Kennnummer: Eindeutige Kennung die im Folgenden zur Benennung und Kennzeichnung der Lysimeterpaare verwendet wird

Lysimeter: Identifikationsnummern der Lysimeter die an der Lysimeterstation Falkenberg vorgegeben wurden und verwendet werden

rBB - reduzierte Bodenbearbeitung, Bodenbearbeitung nur bis 5 cm uGOK, sonst Bodenbearbeitung bis 15 bzw. 25 cm uGOK

* weitere Früchte dieser Ackerfruchtfolge wurden nicht in den Analysedatensatz aufgenommen und sind daher nicht aufgeführt

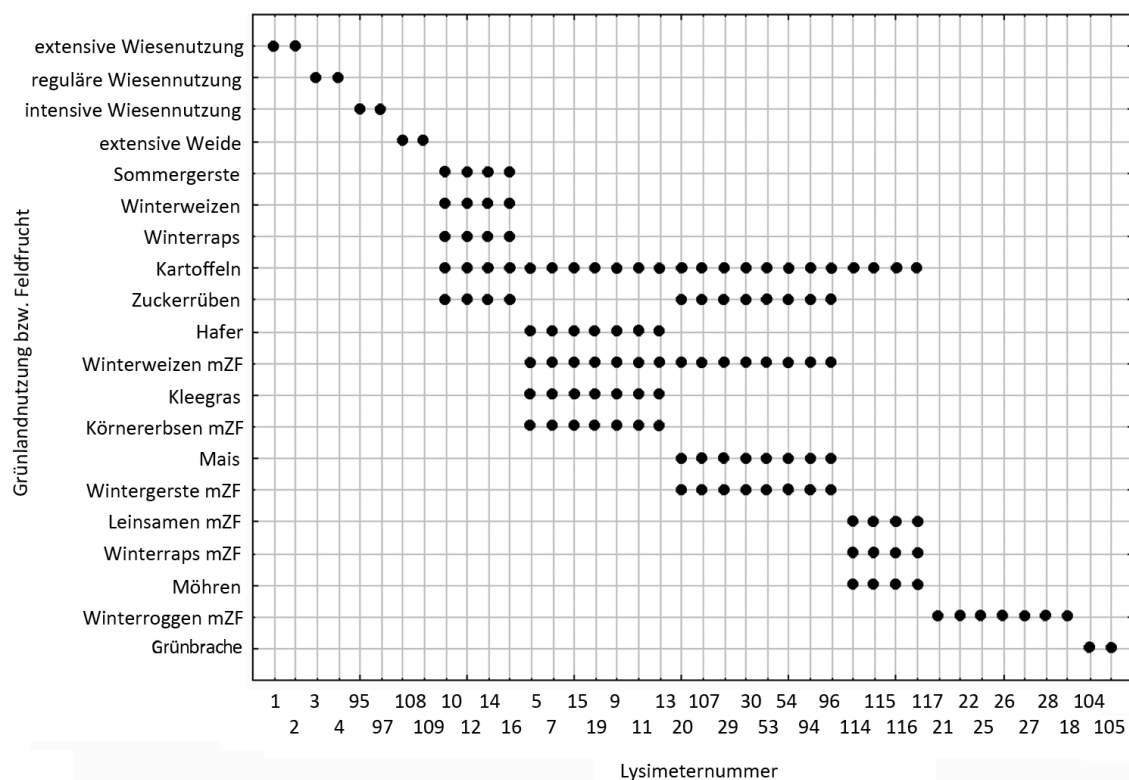


Abbildung A.1.: Nutzungsmatrix der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeterpaare

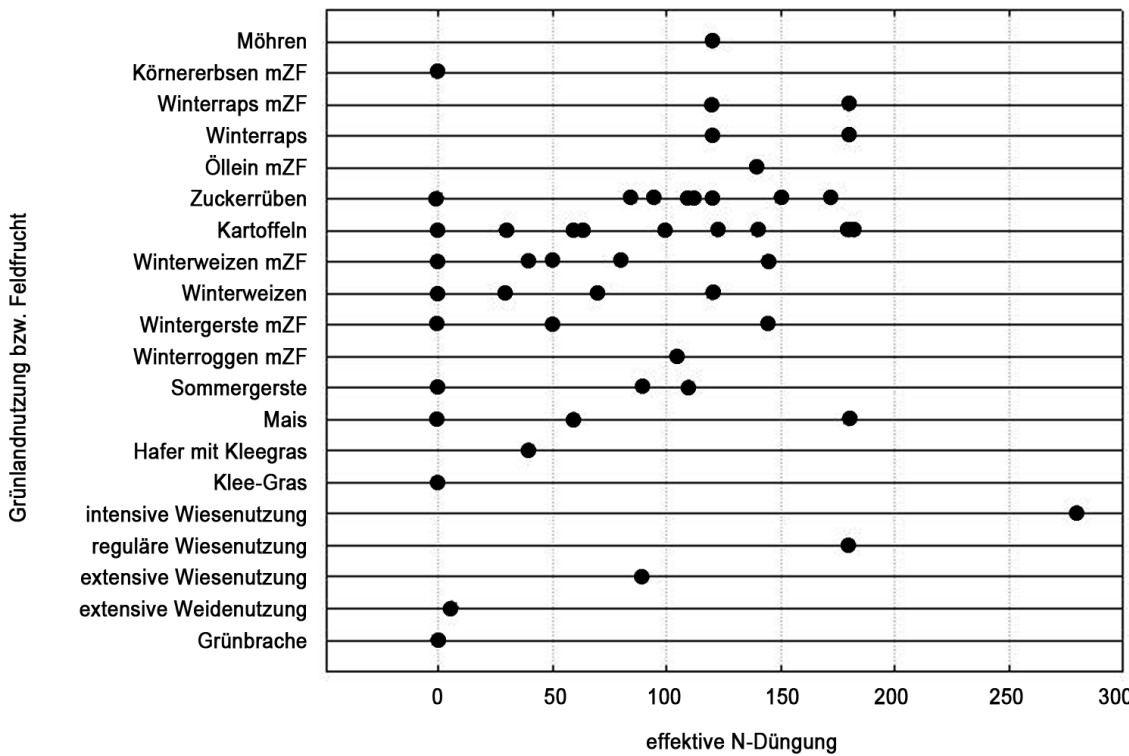


Abbildung A.2.: Matrix der effektiven N-Düngung der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeterpaare

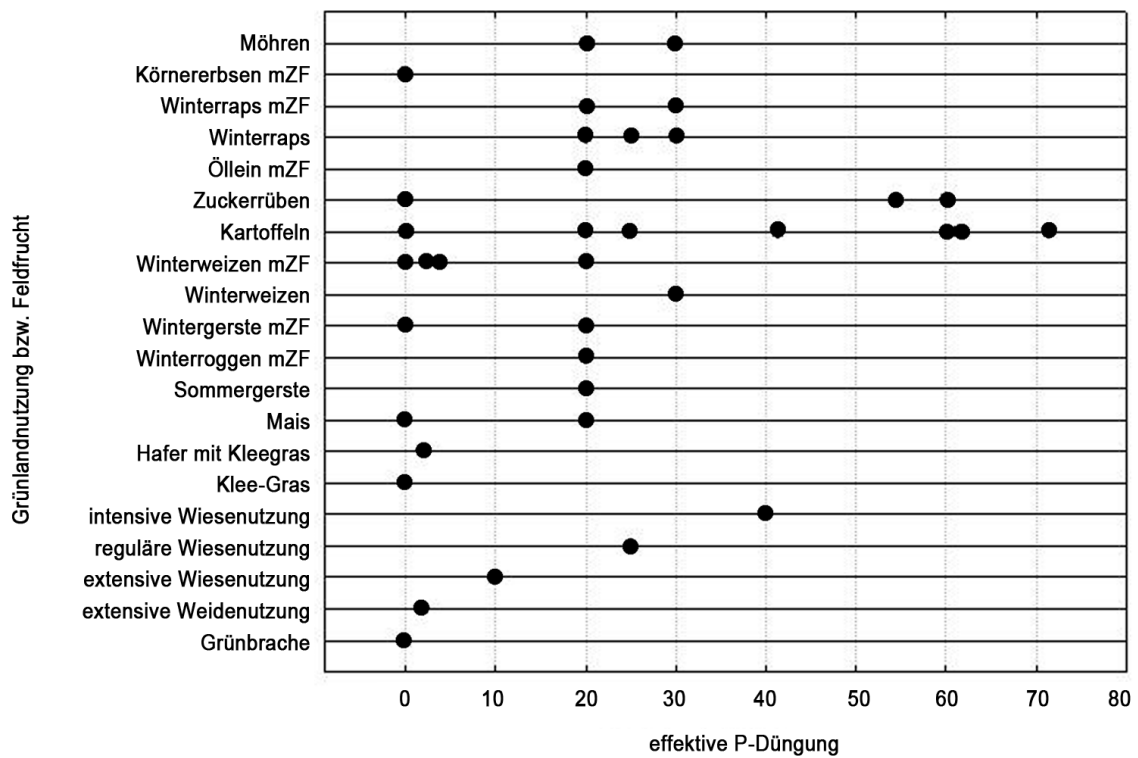


Abbildung A.3.: Matrix der effektiven N-Düngung der für die DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeterpaare

A.1.2. Bodenmessfelder

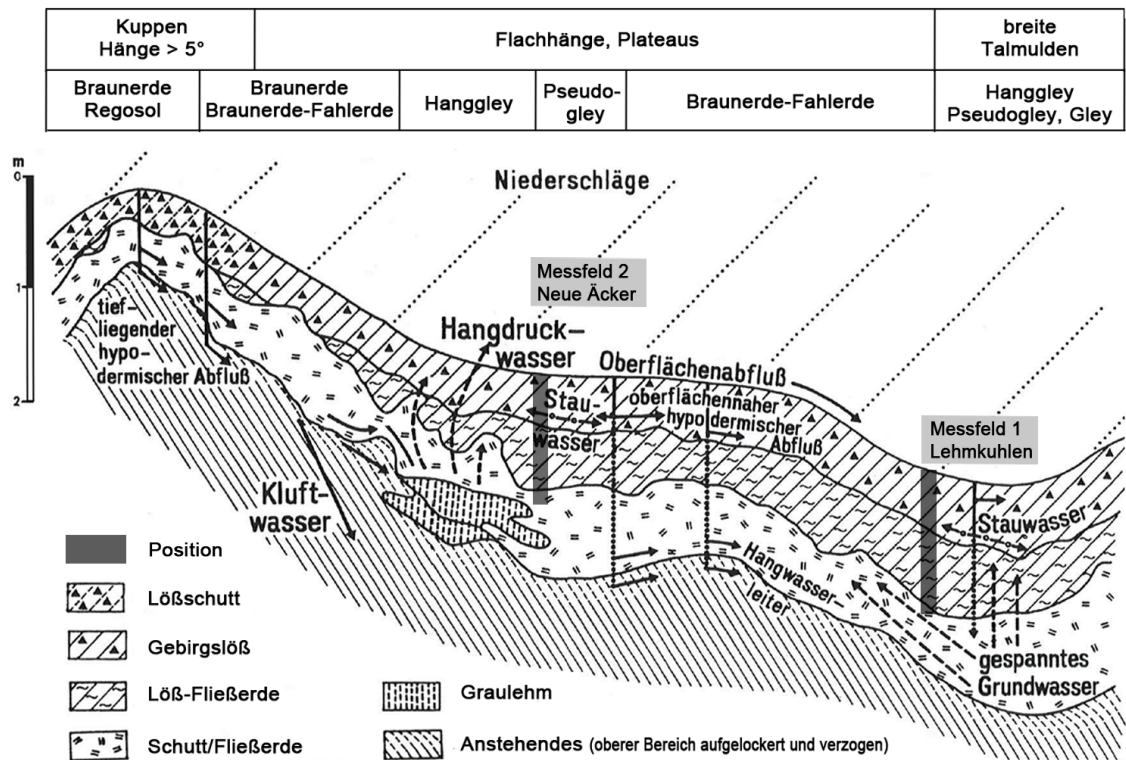


Abbildung A.4.: Schafertal hydrogeologischer Querschnitt mit Messfeldpositionen

Tabelle A.2.: Bodenprofil des Messfelds 1: Braunerde-Auengley

Horizont	Tiefe	Bodenfeuchte	Farbe	Bodenart	Gefüge	Steingehalt	Wurzeln
Ah	0 - 23	trocken bis frisch	10YR 4/2	UT4, Tonschluff	Krümel, Wurm- lösung	kleine kantige Steine	oben: 21 – 50 % mittig: 11 – 20 % unten: 7 – 11 %
Bv-rGo	23 - 35	frisch	gesamt: 10YR 4/2 oxidativ: 7,5 YR 4/4	UT4, Tonschluff	Subpolyeder bis Krümel, Bruchkanten sehr diffus	häufig Steine, klein, kanten- gerundet	etwa 5 %
Gro	35 - 70	frisch bis feucht	2,5Y 4,5/2	UT4, Tonschluff	Subpolyeder bis Krümel, klare Bruchkanten	kaum bis keine Steinchen	oben: 5 % unten: 2 %
Cv-aGor	70 - >98	feucht	2,5Y 4/2	UT4, Tonschluff	Subpolyeder, Bruchkanten relativ diffus	stark grusig, reichlich Ton- schieferbruch	oben: 2 % unten: 1 %



Tabelle A.3.: Bodenprofil der Messfelder 2 und 3: Hangley

Horizont	Tiefe	Bodenfeuchte	Farbe	Bodenart	Gefüge	Steingehalt	Wurzeln
Ap	0 - 25	frisch	7,5YR 4/2	UT4, Tonschluff	kleine Subpolyeder bis Krimmel, kompakt, Bruchkanten meist scharfkantig, Wurmlösung und -Gänge,	vereinzelte große Steine, teilweise kleine Steine, > 7 - 10 %	oben: 7 - 10 % unten: 5 %
sSw	25 - 45	frisch	gesamt: 5Y 6/1 reduktiv: 7,5YR 5/8	Lu, Tonschluff	Subpolyeder bis Polyeder, sehr kompakt und fest, verfüllte Wühl- und Wurmgänge	teilweise große Steine sowie vereinzelte kleine Steine, scharfkantig, 2 - 5 %	3 % hauptsächlich entlang alter Wurzelbahnen, Wurm- und Wühlgänge
sSdw	45 - 75	frisch	gesamt: 5Y 6/1 reduktiv: 7,5YR 5/6	Lu, Tonschluff	kompakter und fester als sSw-Horizont	vereinzelte kleine Steine, < 2 %	2 % entlang alter Wurmgänge und an den Aggregatflächen
Cv	>75	feucht	entspr. sSdw-Horizont	Lu, Tonschluff		steinig, teilweise sehr große Steine	keine Wurzeln



A.1.3. Messverfahren

Tabelle A.4.: Vergleich dokumentierter WEOC-Extraktionsverfahren

Literaturquelle		Tipping et al. (1990)	Matschonat et al. (1997)	Askawa et al. (2006)	Jones und Willett (2006)
Proben-	Material	A-Horizonte saurer Böden mit > 35 % C	A-Horizonte von Waldstandorten mit pH 3,5 bis 5,0	Bodenmaterial von O-, A- und B-Horizonten unter Wald	A-Horizonte von Gras- und Ackerstandorten
	Entnahme	feldfrischer Boden	feldfrischer Boden	feldfrischer Boden	feldfrischer und luftgetrockneter Boden
	Lagerung	bis zu 4 Wochen	bei 2°C	1, 3, 8, 17, 24 Tage bei 1°C oder 7 Tage bei -30°C	
	Vorbereitung	Sieben auf < 4 mm	Sieben auf < 2 mm	Sieben auf < 2 mm	Entfernung größerer Steine und Sieben auf < 5, 2, 1 mm
Extraktions-	Mittel	0,1 M NaOH zwecks Basenextraktion	destilliertes H ₂ O	Reinstwasser	dest. H ₂ O, 2 M KCl, 0,5 M K ₂ SO ₄ , 1 M NaOH, 1 M HCl
	Verhältnis	1:3,5	1:1, 1:2 (TM-basiert)	1:2, 1:5, 1:10, 1:20 (TM-basiert)	1:1, 1:10, 1:100
	Zeit	24 h	2 h	10 min sowie 8, 16, 24, 32, 72 h	5 min bis 24 h
	Temperatur			7°C	2 und 20°C
	Verfahren			Horizontalschüttler (110 U·min ⁻¹) oder Aufschwämmen	Horizontalschüttler (200 U·min ⁻¹)
	Wiederholungen			1 bis 3	2
Analytikvorbereitung		30 min bei 4000 U · min ⁻¹	3750 U·min ⁻¹ sowie Sartorius 0,45 µm Celluloseacetat-Filter	30 min bei 10000 g sowie 0,45 µm Celluloseacetat-Filter	10 min bei 8000 g oder Filtration mit Watman 42-Filter
Bemerkungen				chemischen Zusammensetzung des WEOC wird durch das Einfrieren des Bodes, die Extraktionszeit, aber nicht durch das Extraktionsverhältnis und die Lagerungszeit beeinflusst	Variationskoeffizient beträgt 1,5 % somit mind. 4 Teilproben für räumliche Probenahme; innerhalb von 24 h keine Modifikation bei 2°C resp. 20°C; keine Variationen durch Zentrifugation resp. Filtration; tw. Ausfällung des DOC durch Einfrieren der Extrakte;

Tabelle A.5.: Vergleich dokumentierter Zentrifugationsverfahren

Literaturquelle	Adams et al. (1980)	Zabowski und Ugolini (1990)	Lorenz et al. (1994)	UFA (1996)	Raber et al. (1998)	Jones und Willett (2006)
Material	Böden unterschiedlicher Textur	Spodosol unter Nadelwald	Ap-Horizonte land- wirtschaftlicher Böden	poröse, ungesättigte Substrate	organische Auflagen und Ap-Horizonte	A-Horizonte unter Grünland und Wald
Entnahme	gestörtes Bodenmaterial	gestörtes Bodenmaterial	feldfrischer Boden	Entnahme von Boden- kernen mit Probenzylinder	feldfrisches, gestörtes Bodenmaterial	feldfrisches, gestörtes Bodenmaterial;
Vorbereitung		Sieben auf < 3 mm			Entfernung grober Wur- zeln, Sieben auf < 2 mm und Homogenisieren	Entfernung großer Steine und Brechen in 0,5 bis 5 cm Aggregate
Lagerung	0,5 bis 1,5 Tage	1 bis 1,5 Tage			≤ 4 Tage gekühlt, lagerf- ristig -15°C	
Geräte	Stecksytem aus Plexiglas mit doppeltem Boden und einem Filter in einer PE- Flasche	Probengefäß mit dop- peltem Boden, aus Acryl, PC, PE und PA	Probengefäß mit dop- peltem Boden	zylindrisches Probengefäß und Flüssigkeitssamm- ler aus Plastik in Metallhal- terung	Polyamidgefäß mit doppel- tem Boden (entspr. Adams, 1980)	
Geschwindigkeit	1070 g	1000 bis 10000 U · min ⁻¹	1250 g		1000 bis 3000 g	16000 g
Zeit	120 min	30 min	60 min		20 min	30 min
Temperatur		3°C				4°C
Bemerkungen und Emp- fehlungen	- einfache Anwendung und Handhabung; - Anwendung auf alle Texturklassen möglich; - Equilibrierung des Chemismus der Porenradialen während der Lagerung; - durch Equilibrierung des Chemismus keine Differenzierung der Extraktionsmethoden	- einfache, kontaminationsfreie, kostengünstige Methode; - Bestimmung des Nährstoffvorrates; - deutliche saisonale Schwankungen nachgewiesen; - Konzentrationserhöhung ggü. Saugkerzen um das 4-fache	- vorrangig Entwässerung der Mesoporen; - Zerstörung von Wurzeln und Edaphon; - methodische Konzentrationserhöhung ggü. Bodenlösung	- Anpassung von Zentrifugalkraft, Temperatur und Zeitraum; - ungestörte Bodenproben entnehmen; - Evapotranspirationsverluste möglichst vermeiden	- Extraktion großer Probenmengen möglich; - feldfrisches Bodenmaterial verwenden; - < 3000 g um Zerstörung des Edaphons zu vermeiden; - bei feldfrischem Bodenmaterial keine Veränderung des Chemismus durch Erhöhung der Zentrifugalkraft	- ungesiebes, feldfrisches Probenmaterial verwenden; - mindestens 4 Wiederholungen; - Probennahme und Extraktion möglichst innerhalb von 24 h

A.1.4. Analyse der Lysimeterdatensätze

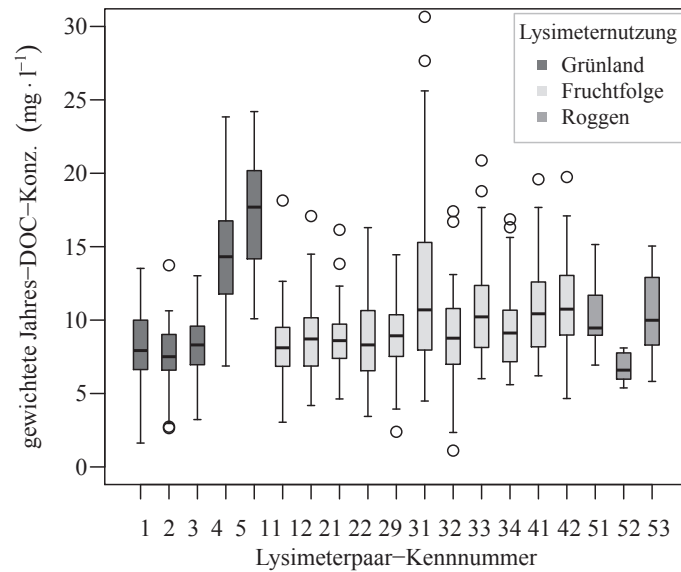


Abbildung A.5.: DOC-Konzentrationen bezogen auf die Werte der Einzellysimeter des jeweiligen Lysimeterpaars

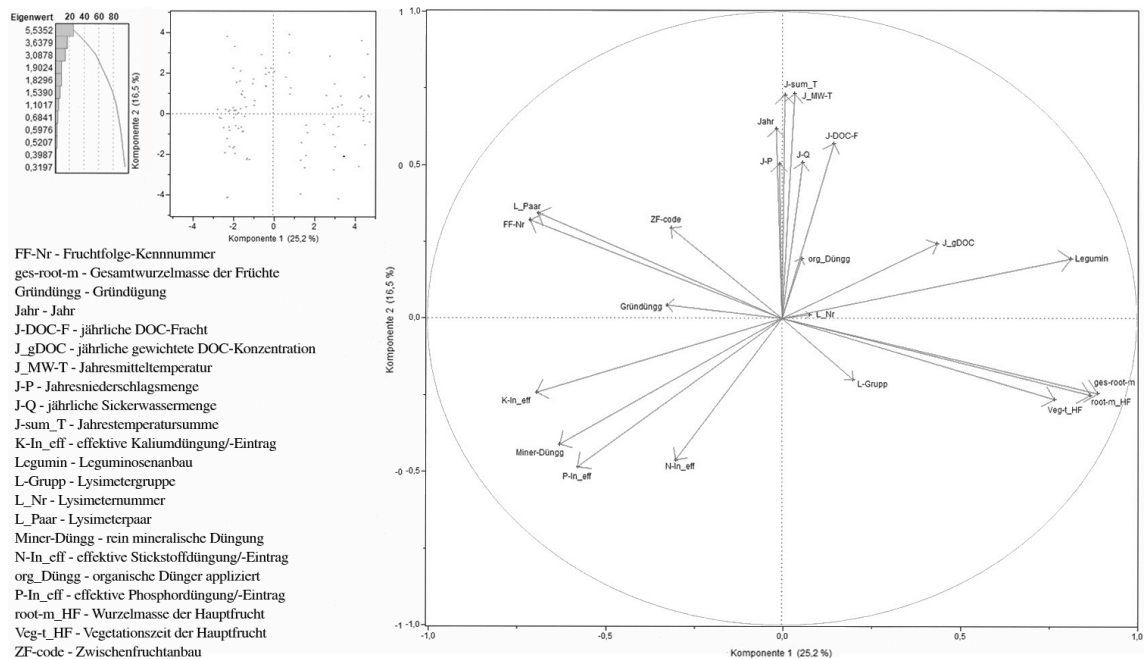


Abbildung A.6.: Faktorenmatrix der DOC-Austragsanalyse ausgewählten Lysimeter

A.1.5. Auswertung der Messungen der Bodenmessfelder

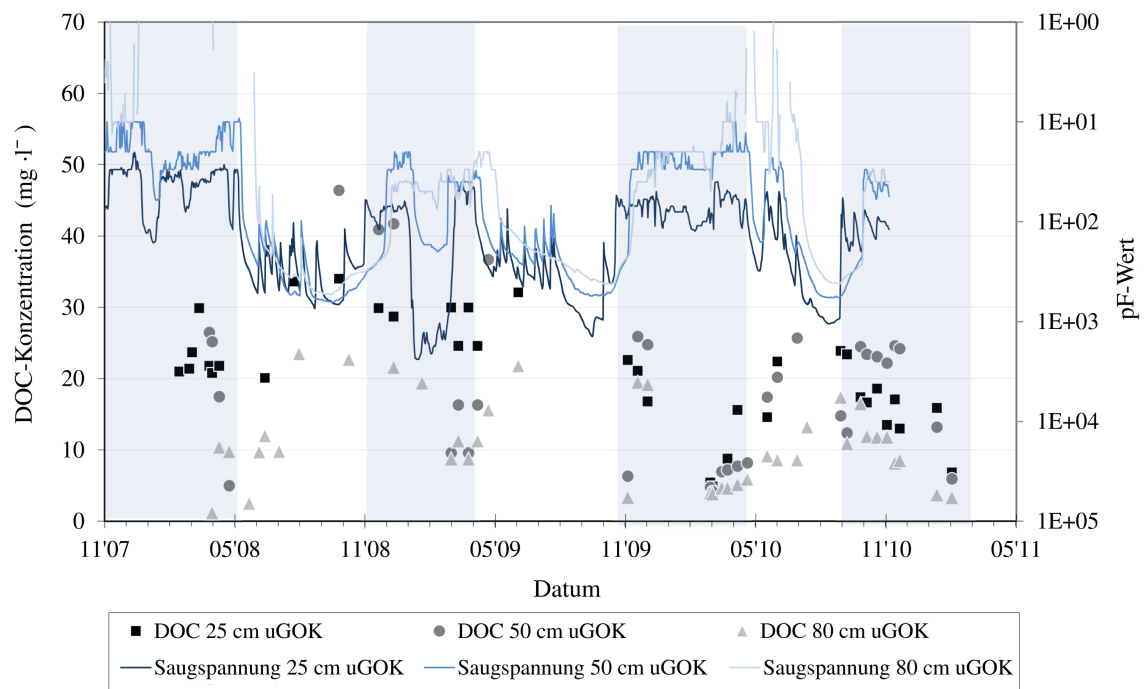


Abbildung A.7.: Saugspannung und DOC-Konzentrationen des Messfelds 1

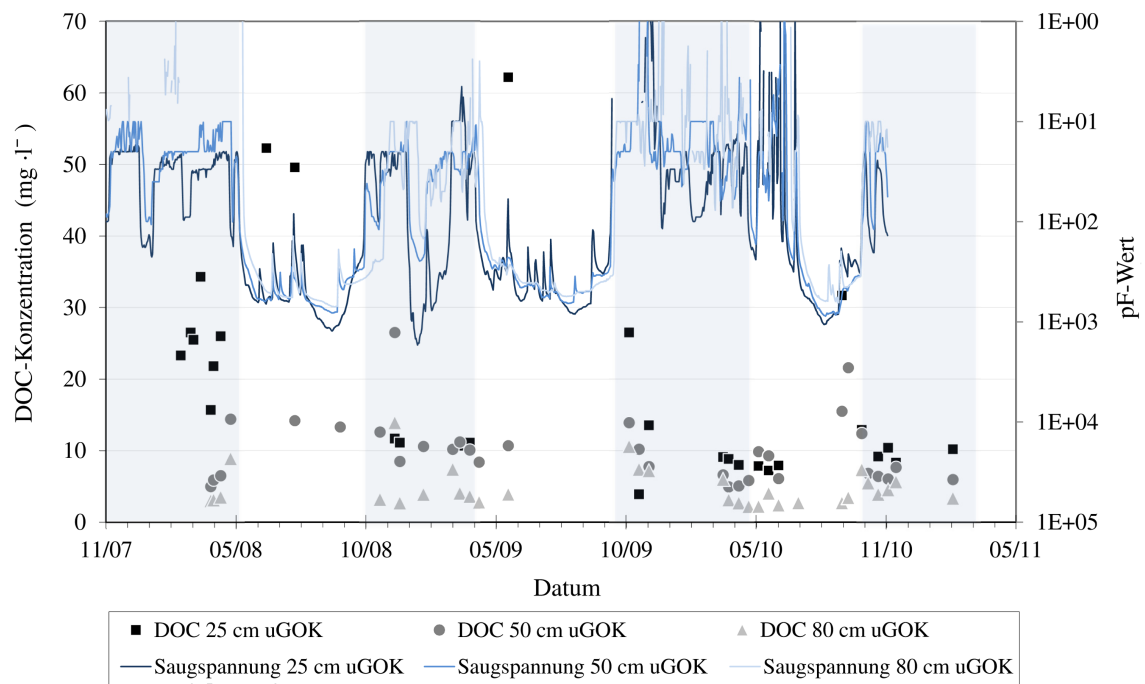


Abbildung A.8.: Saugspannung und DOC-Konzentrationen des Messfelds 2

In Abbildung A.7 und A.8 sind die gemessenen Saugspannungen und DOC-Konzentrationen im Tiefenprofil der Messfelder dargestellt. Die hellblauen Balken in der Zeichnungsfläche markieren die winterlichen Perioden mit geringen Saugspannungen. In diesen Perioden wurden Pegelstände erfasst, sodass Verdünnungseffekte durch das Grund- und Hangwasser (DOC-Konzentrationen ca. $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$) sowie den kapillaren Aufstieg zu erwarten sind. Die im Herbst 2009 niedrigeren Saugspannungen im Messfeld 2 waren durch die frühe Ernte der Gerste auf dem Schlag Neue Äcker bedingt.

Tabelle A.6.: Gemessene DOC-Konzentrationen im März und April sowie Mai und Juni 2010

			DOC-Konzentration (mg · l ⁻¹)							
Stand- ort	Tiefe (cm)	Methode	HP		ZP			HP an ZP anschließend		
			MW ¹	01.03.10	04.03.10	17.03.10	08.04.10	06.05.10	20.05.10	03.06.10
MF01 ²	0 - 20	Zentrifugation	33,7			11,1	13,6		28,9	26,3
	20	Saugplatte	23,2	5,4	4,9	6,9	15,6	25,6	14,6	22,4
	40	Saugplatte	20,7	4,8	4,2	7,0	7,7		17,4	20,2
	80	Saugplatte	12,5	4,0	3,9	4,7	5,2	8,8	9,1	8,6
MF02 ³	0 - 25	Zentrifugation	(15,8) ⁶			16,8	18,9		13,5	14,5
	25	Saugplatte	14,4			9,1	7,9	7,9	7,2	7,9
	50	Saugplatte	9,8			6,6	5,1	5,5	9,3	6,1
	80	Saugplatte	4,3			6,0	2,7	2,2	4,0	2,4
MF03 ⁴	0 - 25	Zentrifugation	18,5			9,2	14,2		10,3	27,8
Schäferbach ⁵		Schöpfprobe	4.3	8,9	4,8	2,3	2,2	2,8	5,5	3,2

Erläuterungen zur Veränderung der DOC-Konzentrationen des Messfelds 1 in der Haupt- und Zwischenphase (**März bis April 2010**). Von Dezember bis Februar waren die Messfelder von Schnee bedeckt. Mit der Schneeschmelze Ende Februar 2010 wurde ein Schnee-Wasser-Äquivalent von etwa $100 \text{ mm} \cdot \text{m}^{-2}$ freigesetzt. Ab dem 25.02.2010 stieg der Pegelstand am Gebietsauslass rasch an. Am 26.02.2010 wurden im Schäferbach am Gebietsauslass DOC-Konzentrationen von bis zu $26 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gemessen, absolute Maximalkonzentrationen im Messzeitraum 2001 bis 2011. Der Flusspegel erreichte 01.03.2010 mit 89 cm der Höchststand des Winterhalbjahrs. Zudem war das Messfeld 1 weitgehend schneefrei und wurde von flussaufwärts exfiltrierendem Wasser ($4,2 \text{ mg DOC} \cdot \text{l}^{-1}$) oberflächlich überflossen. Es wurden in allen Probenahmetiefen des Messfelds niedrige DOC-Konzentrationen von etwa $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ gemessen (s. Tab. A.6, MF01 am 01.03.2010). In beiden Messfeldern war zum Zeitpunkt der Probenahme am 17.03.2010 auf niedrigem Konzentrationsniveau wieder ein in der Tiefe abnehmender DOC-Konzentrationsgradient ausgebildet (s. Tab. A.6, 17.03.2010). In der abzentrifugierten Bodenlösung wurden ähnlich niedrige DOC-Konzentrationen nachgewiesen. Im folgenden Sommerhalbjahr stiegen die DOC-Konzentration in den mittels Saugplatten und Zentrifugation gewonnen Bodenlösung wieder an. Die DOC-Werte der Bodenmessfelder und Zentrifugationsproben sowie des Schäferbachs am Gebietsauslass sind in der Tabelle A.6 zusammengestellt. Im Zeitraum März und April 2010 wurden zudem im gesamten Bodenprofil des **Messfelds 1** für zahlreiche chemische Bodenparameter signifikante Konzentrationsveränderungen in der Bodenlösung ermittelt (s. Tab. A.7 oben).

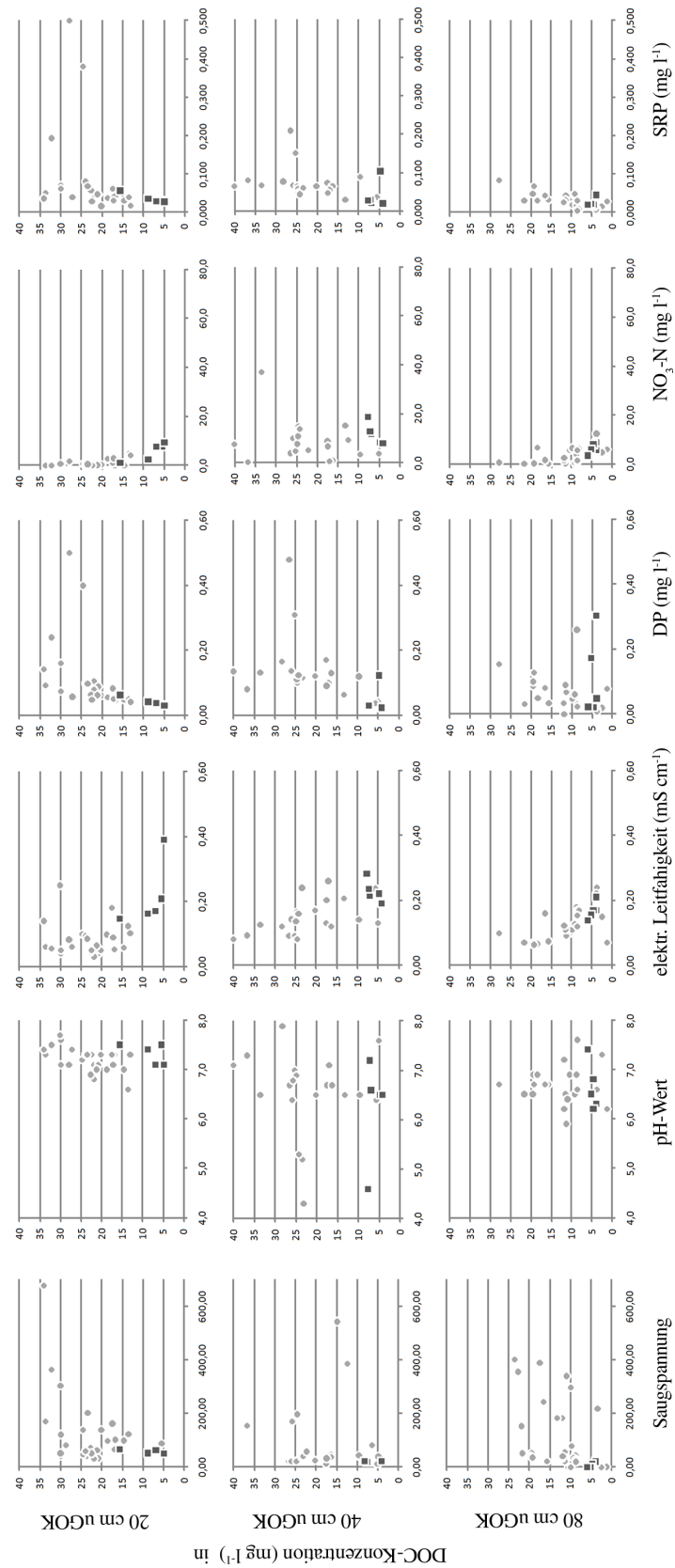


Abbildung A.9.: Punktdiagramme der Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 1 in der Haupt- und Zwischenphase

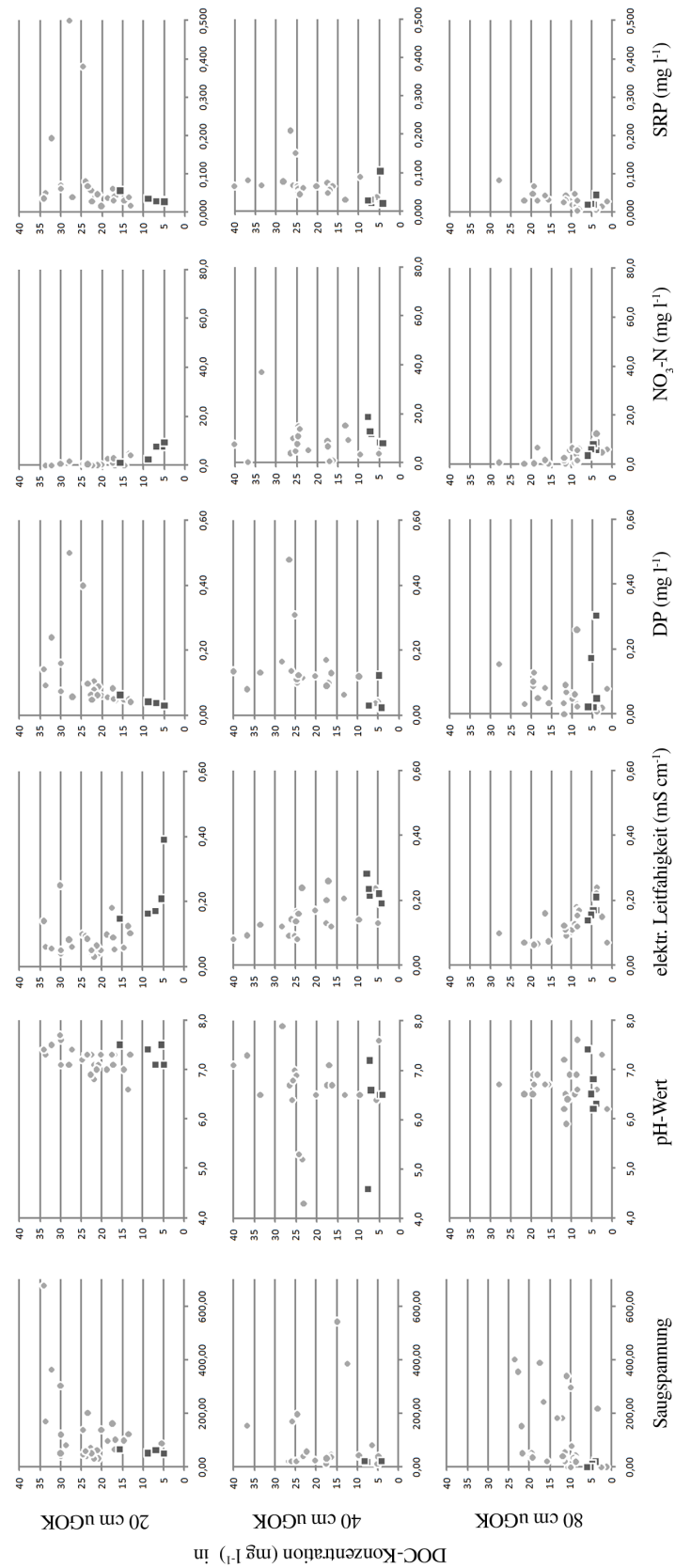


Abbildung A.10.: Punktdiagramme der Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 2 in der Phase 1 und Phase 2

Tabelle A.7.: Ereignisbezogene Nährstoffkonzentrationen des Messfelds 1 (oben) und Messfelds 2 (unten)

Messfeld 1													
Tiefe :	20 cm uGOK				40 cm uGOK				80 cm uGOK				
Parameter:	Lf	pH	DOC	DP	NO ₃ -N	SRP	Lf	pH	DOC	DP	NO ₃ -N	SRP	
Einheit:	(mS·cm ⁻²)		(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mS·cm ⁻²)		(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)
Hauptphase													
Minimum:	0,03	6,6	6,8	0,04	0,0	0,02	0,08	4,3	5,0	0,04	0,1	0,03	0,00
Median:	0,06	7,3	22,5	0,08	0,2	0,05	0,13	6,7	23,8	0,12	7,2	0,07	0,03
Maximum:	0,25	7,7	34,0	0,94	4,6	0,87	0,26	7,9	41,7	0,48	37,0	0,21	0,08
n:	25	25	28	25	23	25	23	23	28	23	22	23	24
Zwischenphase													
Minimum:	0,15	7,1	4,9	0,03	0,9	0,03	0,19	4,6	4,2	0,02	7,9	0,02	0,02
Median:	0,17	7,4	6,9	0,04	7,5	0,03	0,22	6,5	7,1	0,03	11,8	0,03	0,02
Maximum:	0,39	7,5	15,6	0,06	9,3	0,06	0,28	7,2	8,2	0,92	18,8	0,10	0,05
n:	5	5	5	5	5	5	5	5	6	5	5	5	5
% HP zu ZP:	283	101	31	48	4144	64	169	97	30	25	164	42	73
Signifikanz ¹ :	0,02*	>0,10	0,02*	0,02*	0,02*	0,10	0,02*	>0,10	0,02*	>0,10	>0,10	0,05*	>0,10
Messfeld 2													
Tiefe :	25 cm uGOK				50 cm uGOK				80 cm uGOK				
Parameter:	Lf	pH	DOC	DP	NO ₃ -N	SRP	Lf	pH	DOC	DP	NO ₃ -N	SRP	
Einheit:	(mS·cm ⁻²)		(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mS·cm ⁻²)		(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)	(mg·l ⁻¹)
Phase 1													
Minimum:	0,05	5,2	10,7	0,05	0,1	0,03	0,06	6,2	5,0	0,05	0,4	0,03	0,01
Median:	0,08	6,3	21,8	0,08	2,0	0,06	0,12	6,7	10,6	0,08	4,6	0,06	0,02
Maximum:	0,40	7,3	62,6	0,26	39,6	0,11	0,17	7,5	14,4	0,22	13,7	0,13	0,04
n:	8	8	9	8	8	8	15	15	15	14	14	15	13
Phase 2													
Minimum:	0,15	4,8	7,2	0,02	2,5	0,02	0,16	5,4	5,0	0,07	3,7	0,07	0,01
Median:	0,37	5,8	9,2	0,07	32,9	0,06	0,39	6,4	6,7	0,11	37,0	0,09	0,03
Maximum:	0,59	6,6	31,7	0,14	53,1	0,12	0,63	7,2	21,6	0,41	66,6	0,25	0,37
n:	13	13	15	12	13	13	15	15	18	15	15	15	19
% P2 zu P1:	446	93	42	78	1649	97	325	96	63	133	811	147	150
NV ¹ :	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/+	+/-	+/-	+/+	+/-	+/-
Signifikanz ² :	0,003**	0,19	0,17	0,17	0,02*	0,86	0,001***	>0,10	0,10	0,10	1E-06***	0,02*	>0,10

¹ bei Normalverteilung t-Test, wenn keine Normalverteilung u-Test eingesetzt

Signifikanzniveaus: *signifikant; ** sehr signifikant; *** hoch signifikant

¹ Daten der Zwischenphase sind nicht normalverteilt, daher wird der u-Test eingesetzt² Normalverteilung der Daten in Phase 1 / Phase 2 (+ normalverteilt; - nicht normalverteilt)

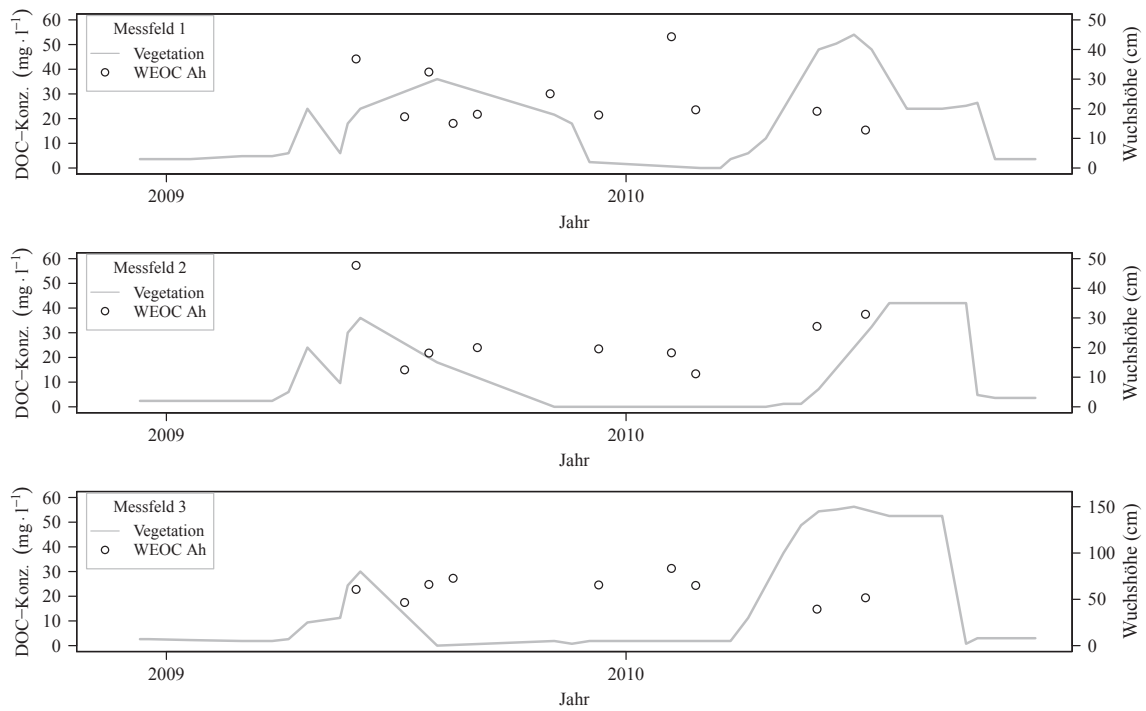


Abbildung A.11.: Entwicklung des Vegetationsbestands und der WEOC-Konzentrationen der Messfelder

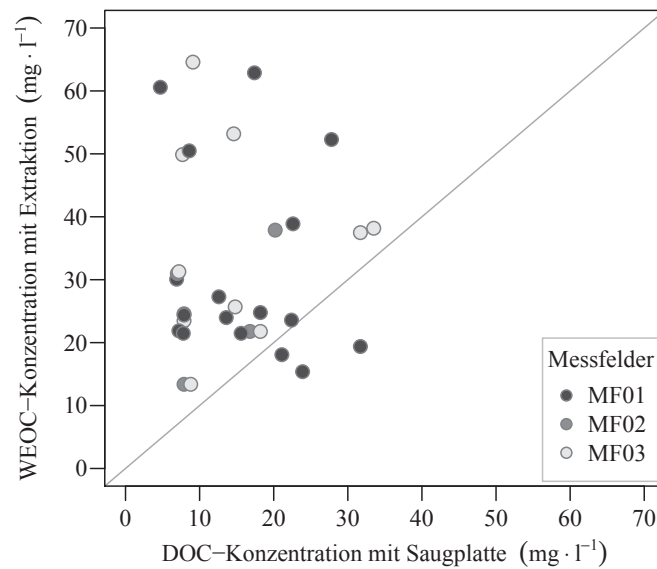


Abbildung A.12.: XY-Plot der mit Boden-Wasser-Extraktion und Saugplatten ermittelten gelösten organischen Konzentrationen der Messfelder

Tabelle A.8.: DOC-Konzentrationen und Vegetationsentwicklung des Messfelds 2 im Juni und August 2010

Standort	Parameter	Juni 2010	August 2010
Messfeld 2	DOC-Konzentration	ungewöhnlich geringe DOC-Konzentration in der Saugplatten und im Zentrifugat	hohe DOC-Konzentration in den Saugplatten
	Biomasse	geringe Biomasse und FOM-Einträge (nur 10 % Bodenbedeckung)	hohe Biomasse und FOM-Eintrag (100 % Bodenbedeckung)
	Bodenfeuchte	Bodensaugspannung niedrig (50 % der regulären Saugspannung im Juni)	hohe Bodensaugspannungen (regulär für August)
Messfeld 3	DOC-Konzentration	hohe DOC-Konzentration im Zentrifugat	geringe DOC-Konzentration im Zentrifugat
	Biomasse	hohe Biomasse und FOM-Einträge (Bestand dicht und 140 cm hoch)	abgeerntet, kein weiterer FOM-Eintrag
	Bodenfeuchte	entsprechend höhere ET_a und geringere Bodenfeuchte (nicht messtechnisch erfasst)	keine Transpiration, nur noch Evaporation

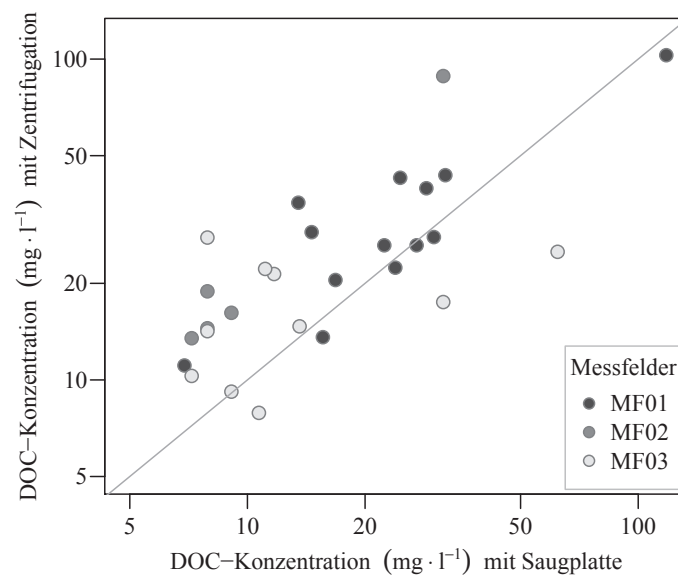


Abbildung A.13.: XY-Plot der mit Zentrifugation und Saugplatten ermittelten DOC-Konzentrationen der Messfelder

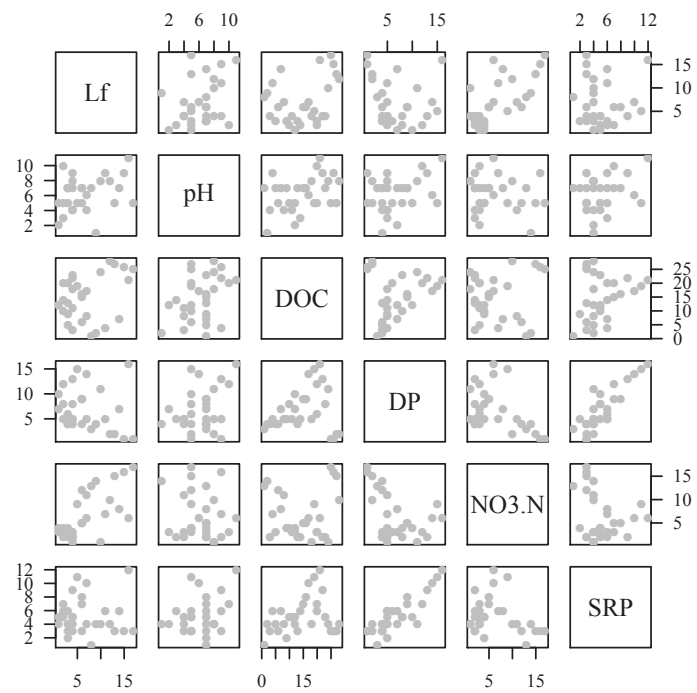


Abbildung A.14.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 20 cm uGOK

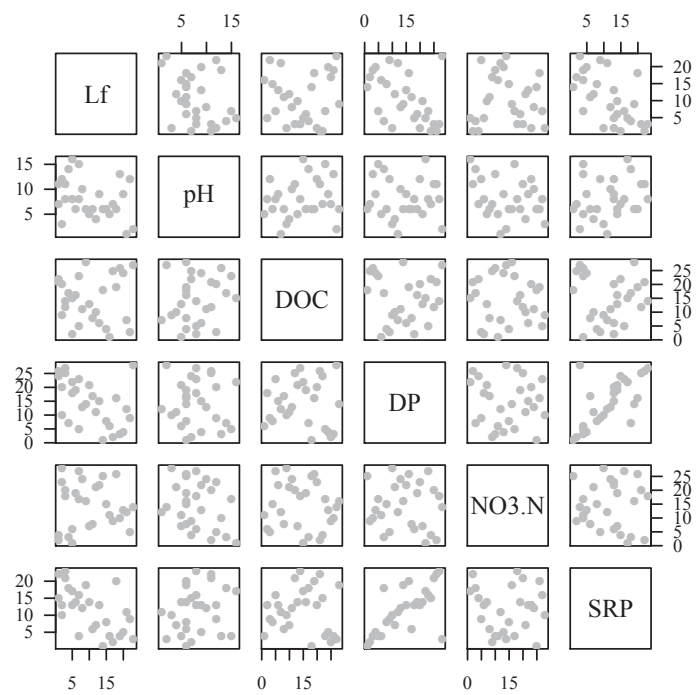


Abbildung A.15.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 40 cm uGOK

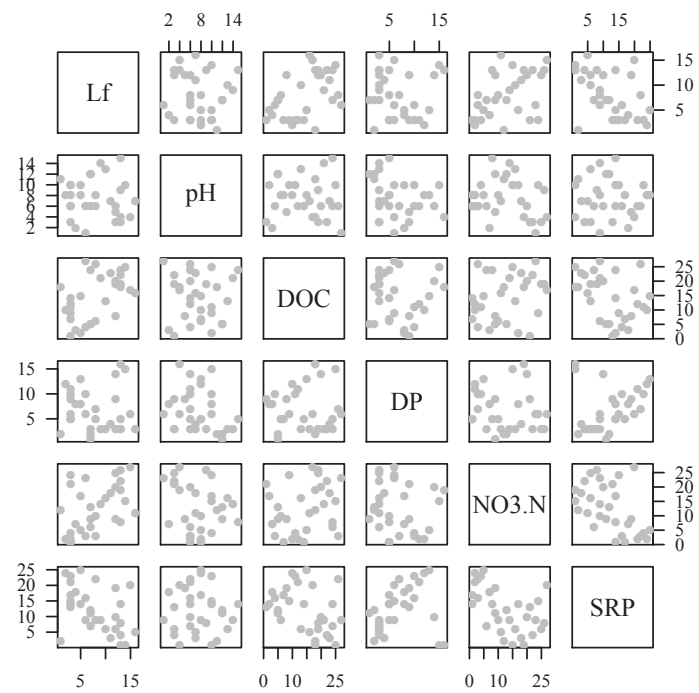


Abbildung A.16.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 1 in 80 cm uGOK

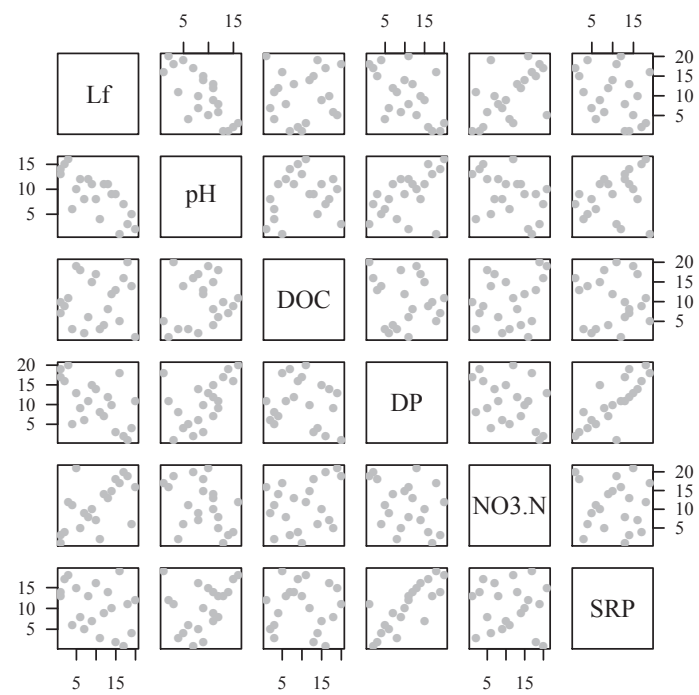


Abbildung A.17.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 25 cm uGOK

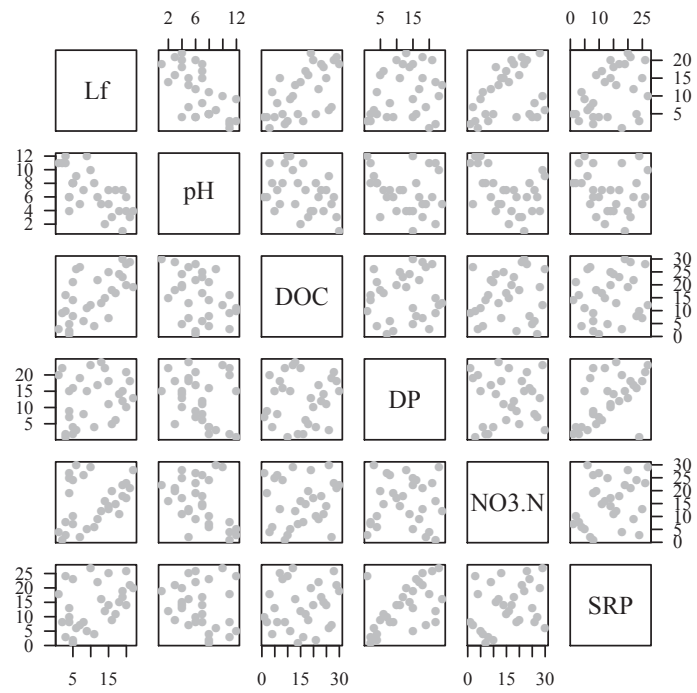


Abbildung A.18.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 50 cm uGOK

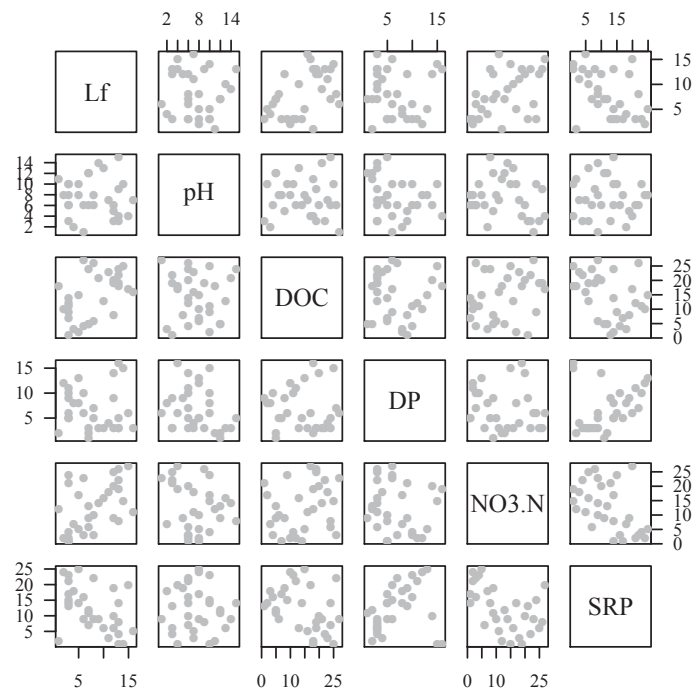


Abbildung A.19.: Korrelationsdiagramme des Messfelds 2 in 80 cm uGOK

A.1.6. Modelle und Modellentwicklung

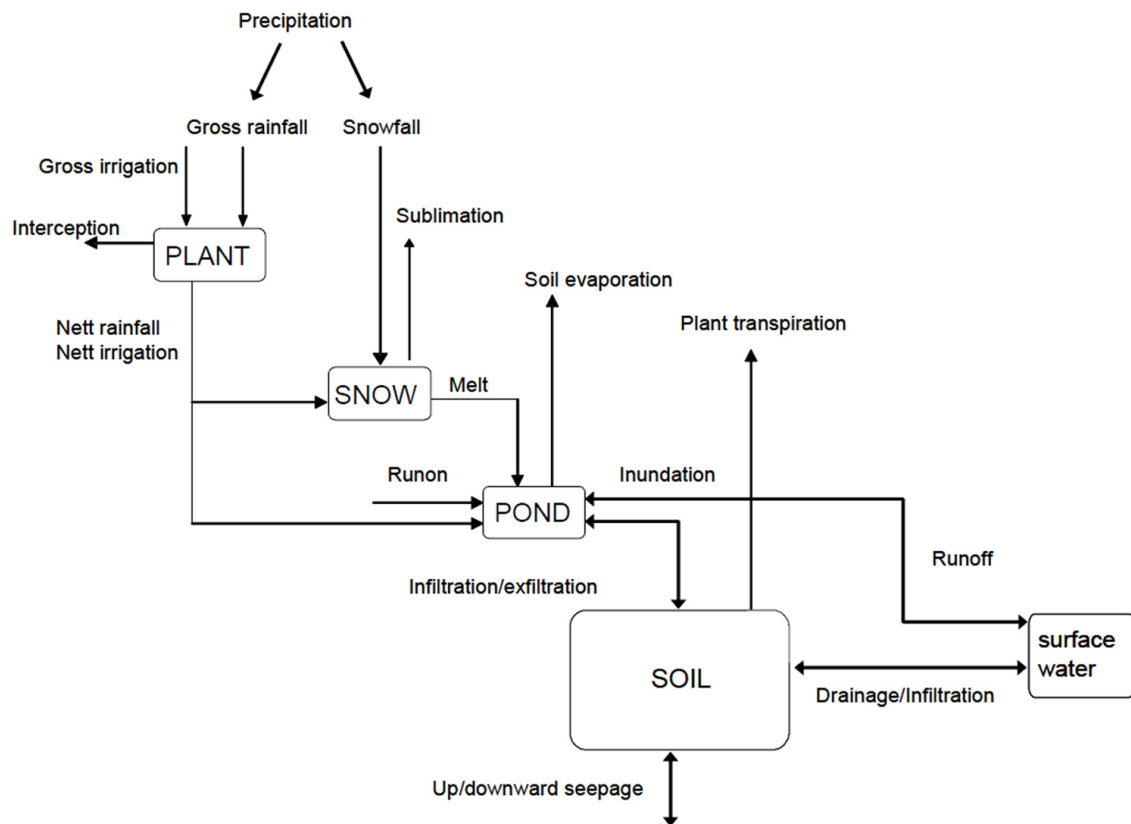


Abbildung A.20.: Schema der Wasserpools und -Flüsse in SWAP (aus Kroes und Dam (2003))

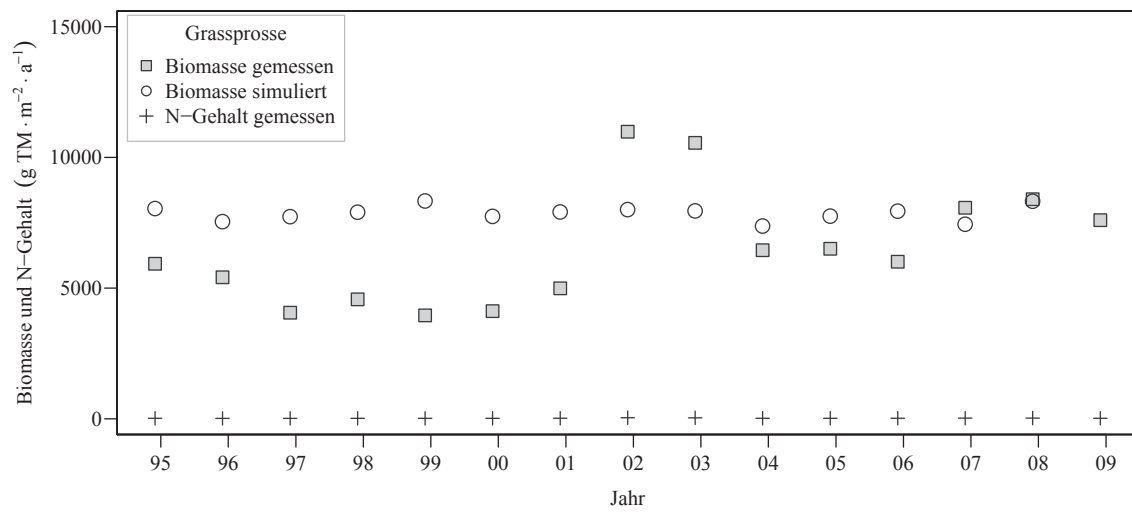


Abbildung A.21.: Reale Biomasseentwicklung und initiale Simulation der oberirdischen Grasbiomasse mit ANIMO 4.0

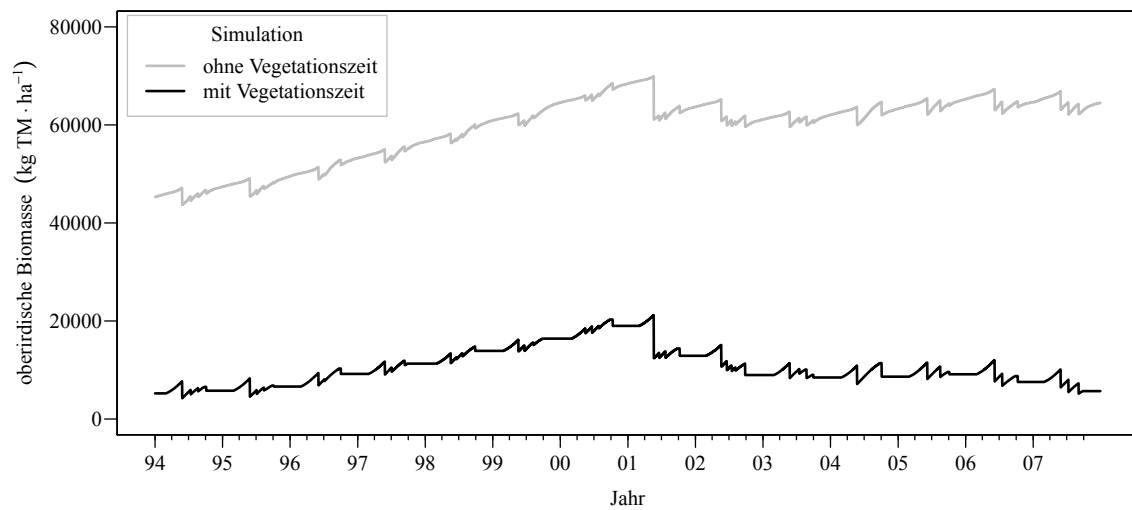


Abbildung A.22.: Simulation der Grasbiomasse mit definierter Vegetationszeit mit ANIMO 4.0

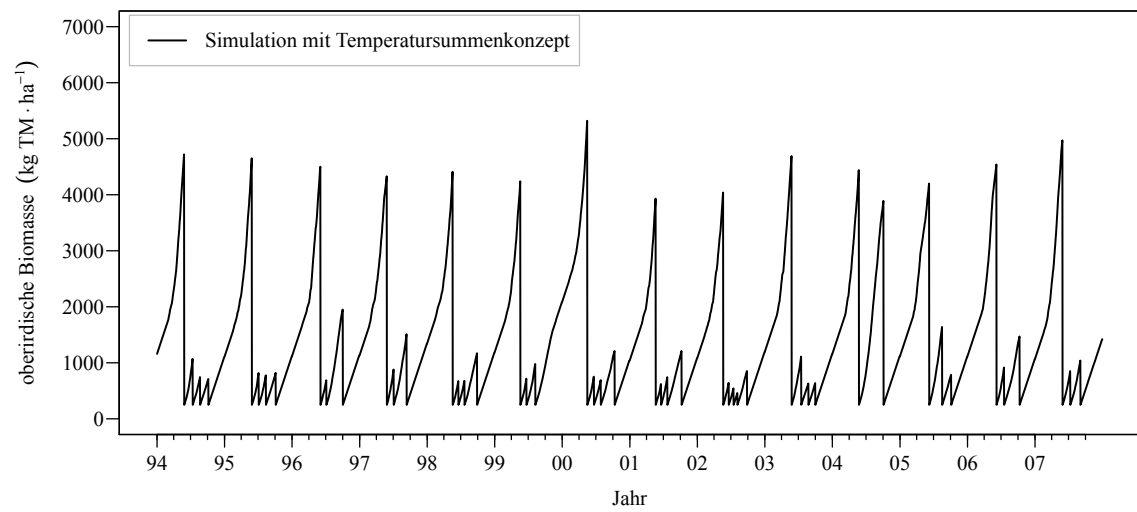


Abbildung A.23.: Simulation der Grasbiomasse mit Temperatursummen-Konzept mit ANIMO 4.0

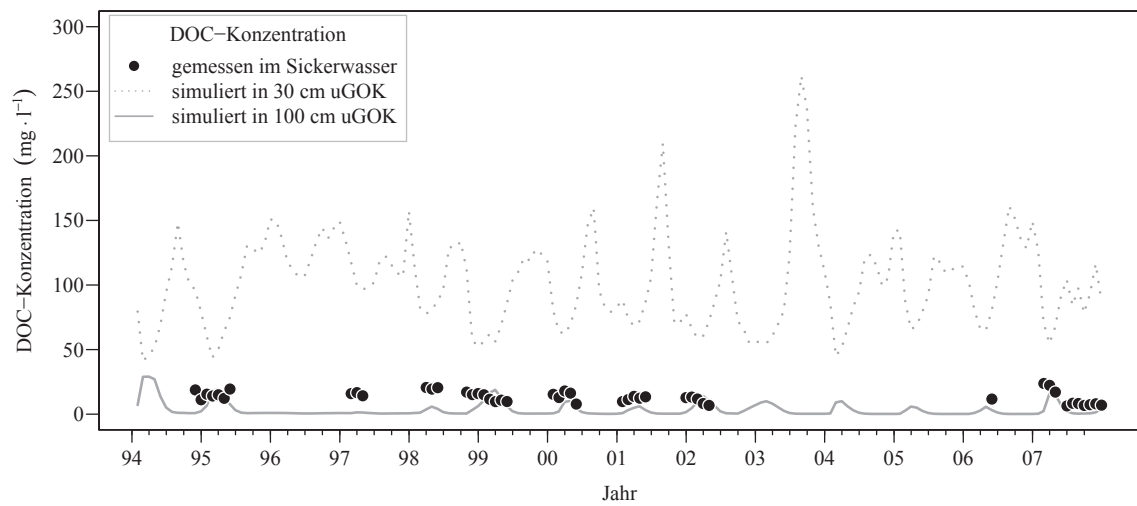


Abbildung A.24.: Simulation der DOC-Konzentrationen des Lysimeterpaars 4 mit ANIMO 4.0

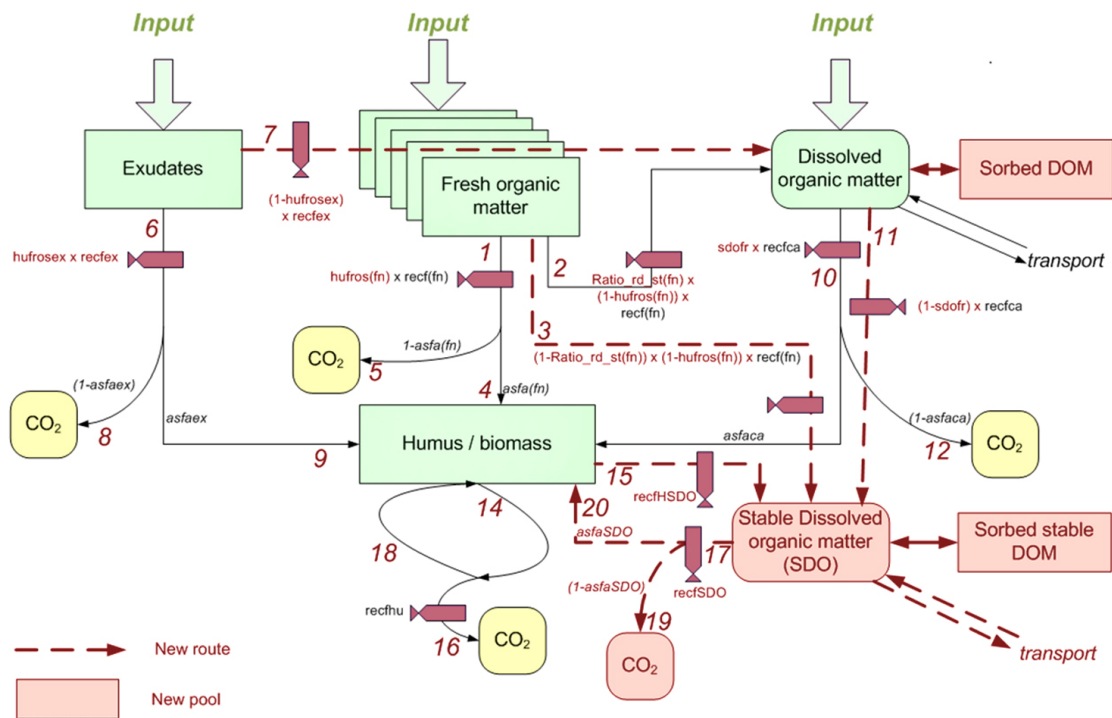


Abbildung A.25.: Das weiterentwickelte DOM-Simulationsschema in ANIMO 4.1 (erstellt von Piet Groenendijk 2010)

A.1.7. Sensitivitätsanalysen

Tabelle A.9.: Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.0 mit Gras-Modul

lokale Sensitivität nach McCuen - ANIMO Version 4.0 mit Gras-Modul	
S_p	Modellparameter
-2,94	pH-Wert des Mineralbodenhorizontes
-2,00	Partitionskoeffizient des Umsatzes frischer organischer Substanz zu Humus und Biomasse sowie reziprok zu DOM
-1,41	Jahresmitteltemperatur der Luft
-1,06	Umsatzrate des DOM
-0,39	pH-Wert des humosen Oberbodenhorizontes
-0,34	Tag des Jahres mit der maximalen Biomassebildung des Bestandes im Grasmodul
-0,25	Partitionierung der BPP zu Spross- reziprok Wurzelbiomasse im Grasmodul
0,24	maximale Durchwurzelungstiefe zur Blütezeit im Grasmodul
-0,23	Phasenverschiebung der Sinuskurve der Lufttemperatur
0,21	Modifikationsfaktor der temperaturabhängigen biochemischen Umsatzprozesse
0,20	Durchwurzelungstiefe des Bestandes zu Beginn der Vegetationsphase im Grasmodul
0,12	Modifikationsfaktor der effektiven Biomassebildung im Grasmodul
-0,12	Jahresamplitude der Lufttemperatur
-0,12	pH-Wert der Filterschicht
0,11	konstante Zuwachsrate der oberirdischen Biomassebildung im Grasmodul
-0,09	<i>mikrobielle Assimilationseffizienz der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse</i>
-0,08	<i>Umsatzrate der stabilen Fraktion der Graswurzelbiomasse</i>
-0,06	<i>mikrobielle Assimilationseffizienz des DOM</i>

Tabelle A.10.: Lokale Sensitivitäten der ANIMO 4.1 mit Feldfrucht- und 2-Pool DOM-Modul

lokale Sensitivität nach McCuen - ANIMO Version 4.1 mit Feldfrucht-Modul	
S_p	Modellparameter
0,92	Transpiration der Zuckerrüben, in der reproduktive Vegetationsphase, im Jahr 1997
0,58	Ertrag der Zuckerrüben im Jahr 2001
0,57	Ertrag der Zuckerrüben im Jahr 1997
0,56	Wurzelmasse (ohne Fruchtkörper) der Zuckerrüben im Jahr 1997
0,56	Wurzelmasse (ohne Fruchtkörper) der Zuckerrüben im Jahr 1997
0,07	Im Jahr 1995 eingearbeitete Biomasse der Zwischenfrucht Ölrettich

A.1.8. Simulation des Bodenwasserhaushalts

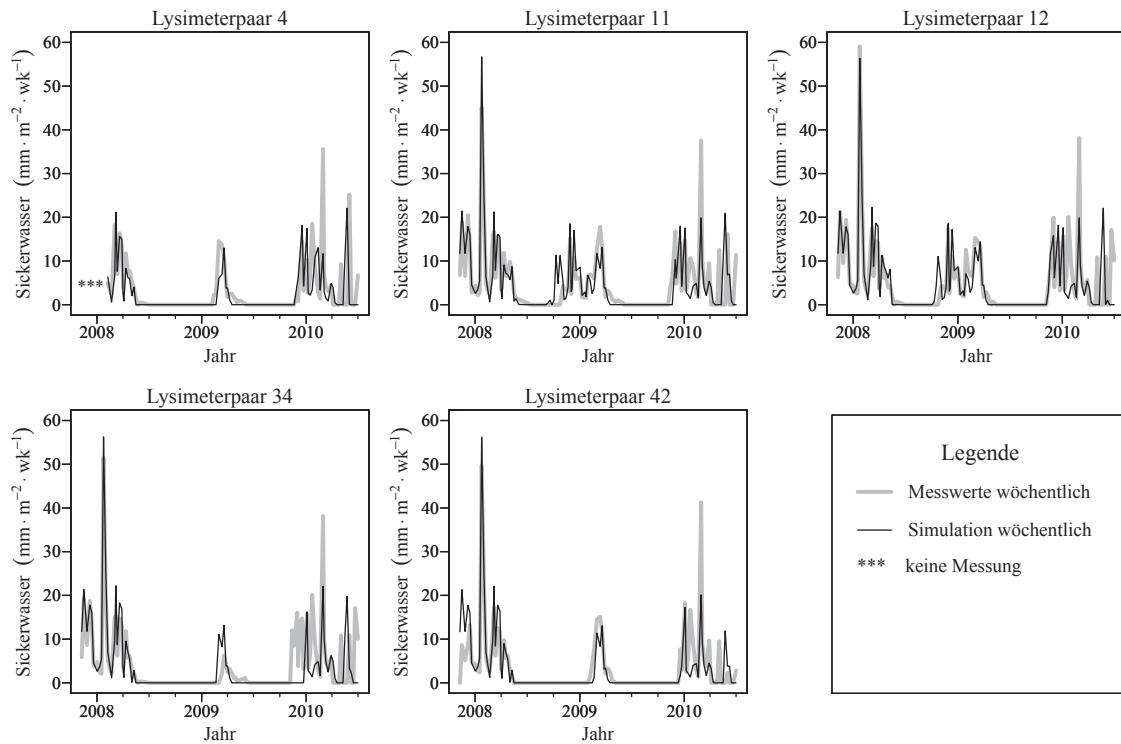


Abbildung A.26.: Simulation der wöchentlichen Sickerwassermengen der Lysimeterpaare von 2007 bis 2010

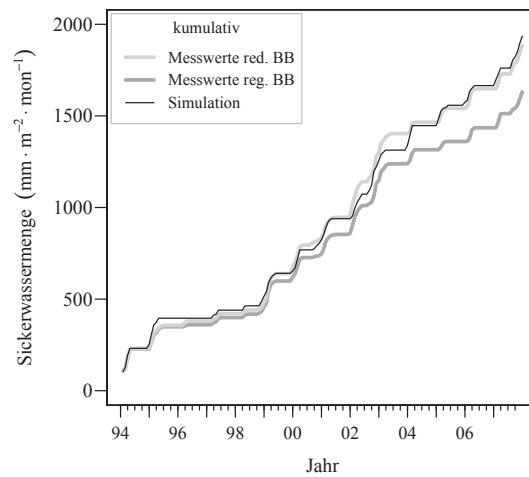


Abbildung A.27.: Simulierte Sickerwassermengen der Lysimeterpaare 11 und 12

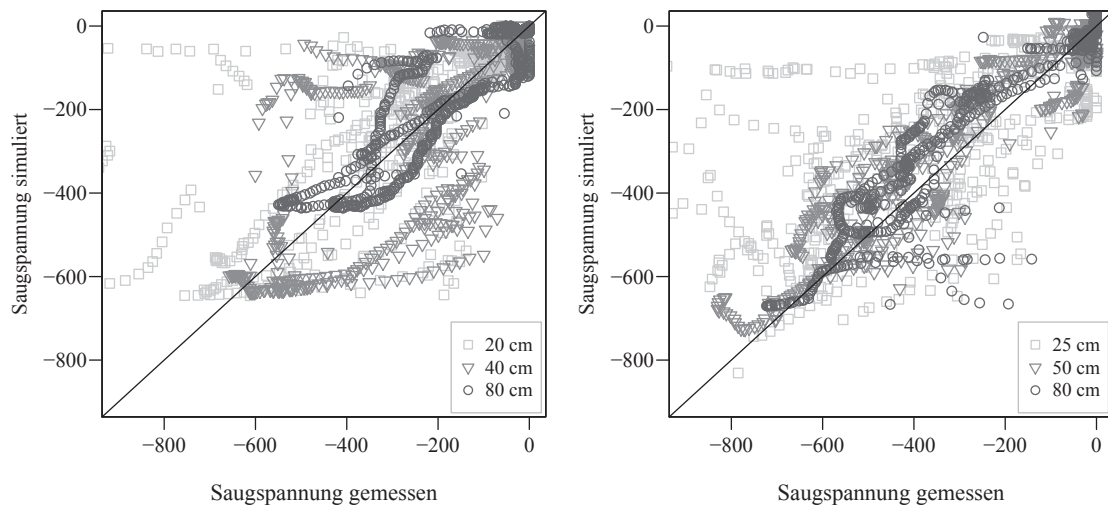


Abbildung A.28.: XY-Plot der gemessenen und simulierten Saugspannungen der Messfelder

A.1.9. Simulation der DOC-Konzentrationen

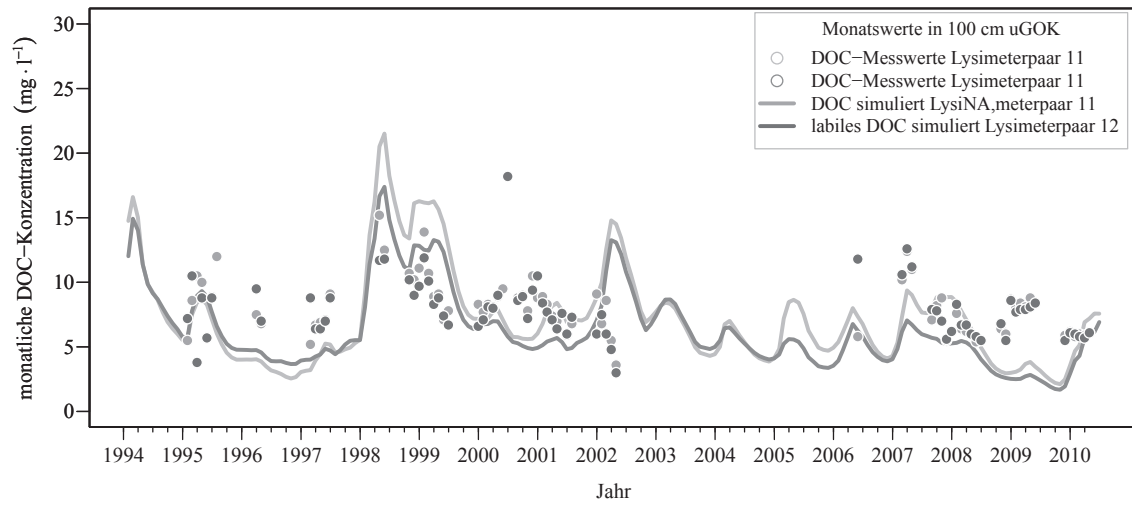


Abbildung A.29.: Simulierte DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare 11 und 12 am Lysimeterboden (100 cm uGOK)

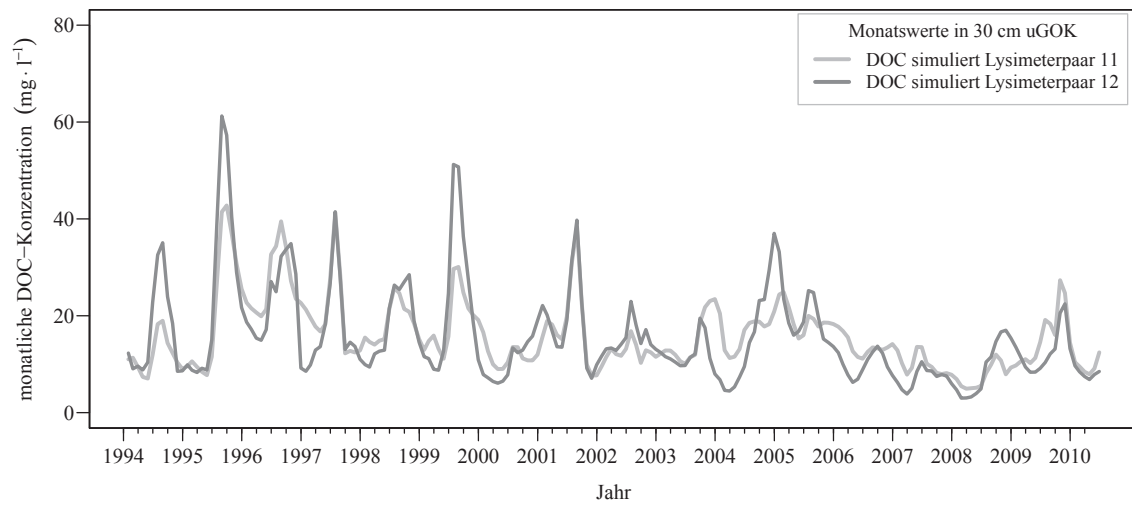


Abbildung A.30.: Simulierte DOC-Konzentrationen der Lysimeterpaare 11 und 12 an der Untergrenze des A-Horizonts (30 cm uGOK)

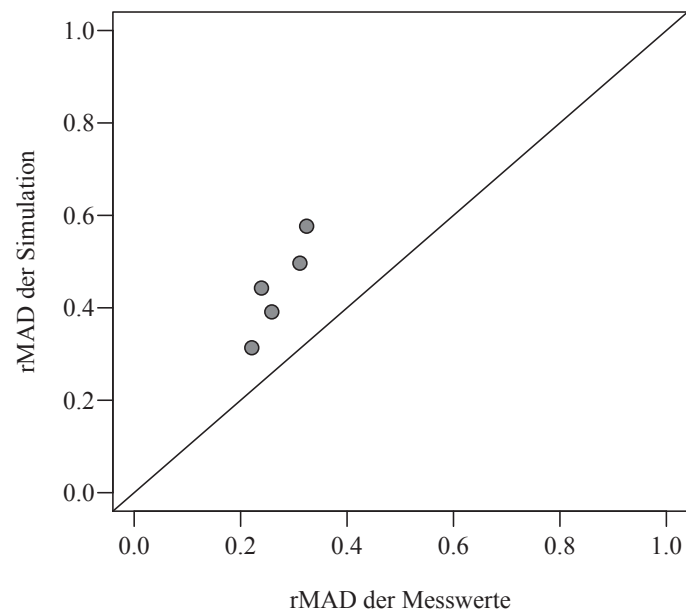


Abbildung A.31.: XY-Plot der Variationen der gemessenen und simulierten DOC-Konzentrationen der Lysimeter im Kalibrierungszeitraum (rMAD-Werte)

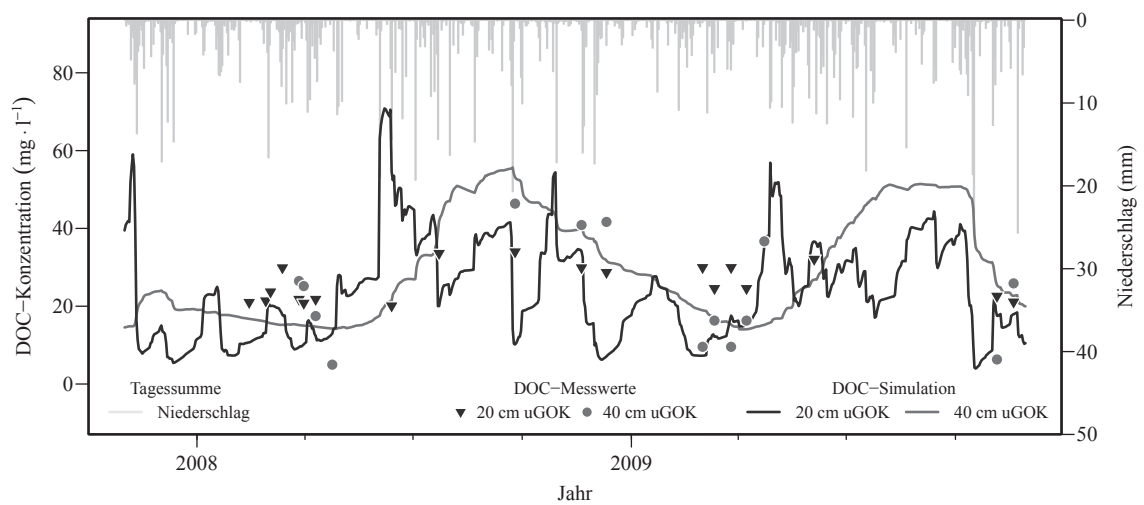


Abbildung A.32.: Simulierte DOC-Konzentrationen in 20 und 40 cm uGOK im Messfeld 1

A.2. Methodische Analysen der Probenvorbereitungsverfahren

Die während der Methodenentwicklung und -Tests auftretenden Effekte des Zentrifugationsverfahrens und der Boden-Wasser-Extraktion auf die gemessenen Konzentrationen werden dargelegt und mit anderen Studien verglichen sowie Schlussfolgerungen für die Handhabung abgeleitet.

Durch den Vergleich der DOC- und WEOC-Gewinnungsverfahren soll zudem geprüft werden, ob mit diesen Verfahren Kalibrierungs- und Modellparameter für die Simulation des DOC-Austrags auf Einzugsgebietsebene bereitgestellt werden könnten.

A.2.1. DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung

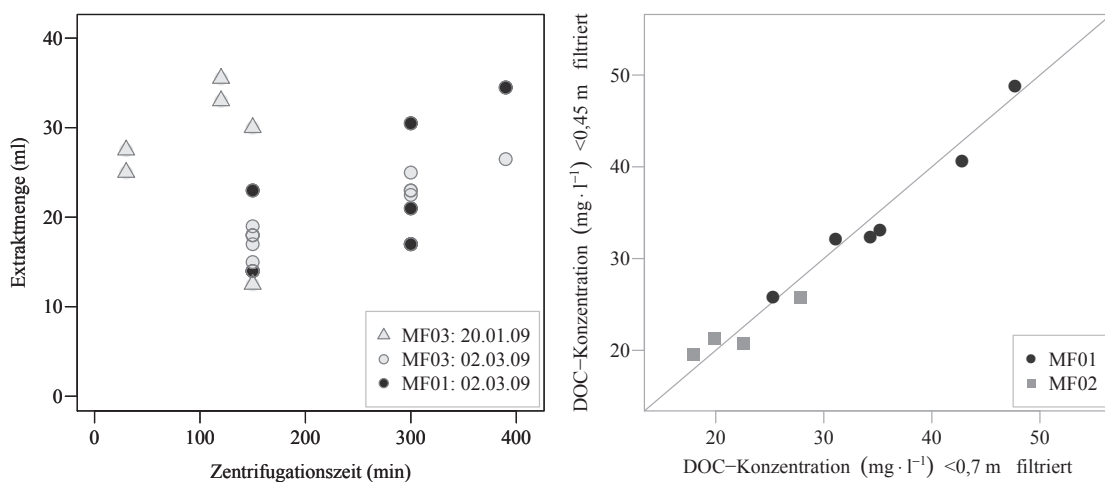


Abbildung A.33.: Effekte der Zentrifugationszeit auf die Extraktmenge (li.) und der Filtration auf die DOC-Konzentrationen (re.)

Mit fortschreitender **Zentrifugationszeit** nahmen die Gesamtextraktmengen zu, wohingegen das Extraktvolumen pro Zentrifugationsschritt abnahm (Abb. A.33 li.). Die gewonnen Volumina variierten entsprechend des Probennahmedatums (Abb. A.33 li., Probennahme 20.01.2009 im Vergleich zum 02.03.2009). Nach 300 min, vereinzelt auch nach 400 min, Extraktionszeit wurde mit der gewählten Methode keine weitere Bodenlösung gewonnen. Die Erhöhung der **Zentrifugationsgeschwindigkeit** um $630 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ zeigte keine konsistenten Effekte auf die DOC-Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung (nicht dargestellt). Der Vergleich der C_{org} -Konzentrationen in der abzentrifugierten Bodenlösung mit und ohne Filtrierung durch $0,45 \mu\text{m}$ PVDF-Filter ergab einen Korrelationsfaktor von 0,97 (Abb. A.33 re.).

Die ermittelte Zunahme der abzentrifugierten Gesamtvolumina bei längerer **Zentrifugationszeit** wurde auch von Elkhatab et al. (1987) dokumentiert. Die Dauer der Volumenzunahme ist abhängig von der Bodenart- und -Struktur (spezifisches Wasserhaltevermögen und Wasserleitfähigkeit des Bodens). Mit einer Gesamtzentrifugationszeit unter 400 min wurde nur ein Teil der bei der gewählten Zentrifugationsgeschwindigkeit abzentrifugierbaren Bodenlösung gewonnen. Im Gegensatz dazu wiesen Davies und Daies (1963) bereits nach 90 min die Abnahme der Extraktionsmengen nach, allerdings bei gestörten Bodenproben.

Variierende Extraktvolumina wurden beobachtet bei hoher Variabilität 1) der Bodenfeuchte zum Probennahmezeitpunkt (Messfeld 3 am 20.01.2009¹ im Vergleich zum 02.03.2009) oder 2) Bodentextur am Standort (Streuung der Proben des Messfelds 1 am 02.03.2009). Dies dokumentieren ebenso Davies und Daies (1963).

¹ Die niedrige Extraktmenge von 12,5 ml wurde aus einer Probe mit ungewöhnlich hohem Steingehalt abzentrifugiert.

Im Gegensatz zu Elkhatib et al. (1987) beschreiben Zabowski und Ugolini (1990) sowie Akkannen et al. (2005) bei Erhöhung der **Zentrifugationsgeschwindigkeit** nur minimale Effekte auf die DOC-Konzentrationen. Es ist daher davon auszugehen, dass die eingesetzten Zentrifugationsgeschwindigkeiten von 2370 und $3000 \text{ U} \cdot \text{min}^{-1}$ (1038 bzw. 1663 g) keine relevanten Variationen der DOC-Konzentrationen bedingen und die ermittelten, nicht systematischen Konzentrationsänderungen durch räumliche Variationen der Bodenfeuchte bedingt sind. Die beobachtete Abhängigkeit des abzentrifugierten Extraktvolumens von Bodentextur und -feuchte wurde ebenfalls von Davies und Daies (1963) sowie Adams et al. (1980) nachgewiesen.

Die C_{org} -Konzentrationen der **Größenfraktion** $\leq 0,7 \mu\text{m}$ und $\leq 0,45 \mu\text{m}$ sind gleich. Daher sind die Kohlenstoffkonzentration der abzentrifugierten Bodenlösung als DOC-Konzentrationen zu interpretieren (Kap. 1.2 DOC-Definition) und können mit den Konzentrationen der Saugplatten verglichen werden.

A.2.2. WEOC- und WSOC-Konzentrationen der Boden-Wasser-Extrakte

Resultierend aus der Extraktion von **feldfrischem Bodenmaterial** auf Frischmassebasis werden im Gegensatz zur Trockenmassebasis im Mittel $0,25 \text{ ml Bodenlösung} \cdot \text{g TM Boden}^{-1}$ zusätzlich als Flüssigphase eingebracht. Dies wurde bei der Berechnung der WEOC- und WSOC-Gehalte korrigiert.

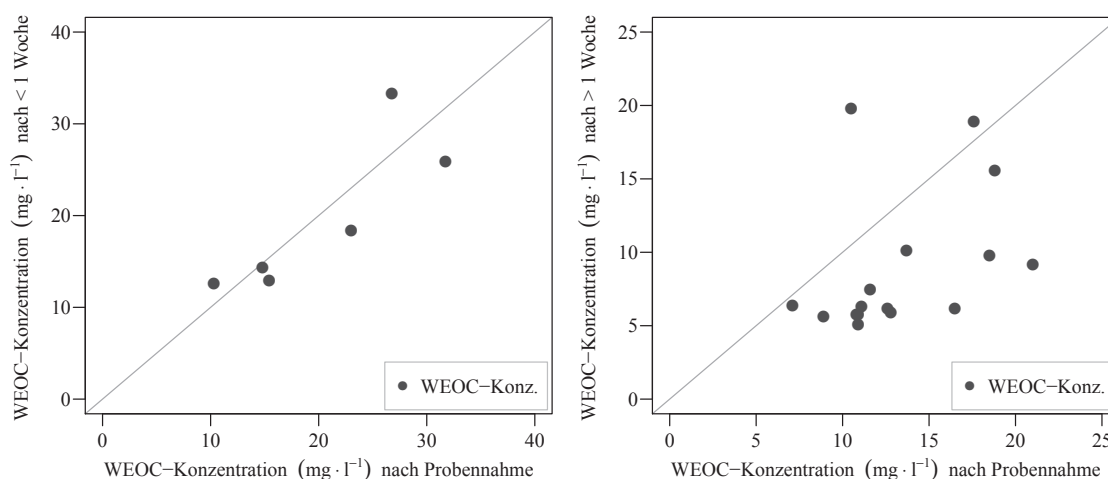


Abbildung A.34.: Effekt der Lagerungszeit auf die WEOC-Konzentrationen

Nach **Lagerung** der Bodenproben über einen Zeitraum von bis zu drei Tagen konnten die initialen WEOC-Konzentrationen (Messung innerhalb von 24 h) reproduziert werden (Abb. A.34 li.). Wurden die Proben länger als eine Woche gelagert, waren die später ermittelten WEOC-Konzentrationen im Mittel geringer (Abb. A.34 re.).

Die **Verdopplung der Extraktionszeit** von 24 auf 48 h führte bei den Ap-Proben des Messfelds 3 zu einer leichten Erhöhung der extrahierten WEOC-Gehalte. Gegenüber der Standardmethode wurde aus den Ah-Proben des Messfelds 1 nach 48 h 40 % mehr WEOC extrahiert (Tab. A.11 Spalte WEOC₁ 48h-Extraktion).

Nach **Zentrifugation** der Probensuspension wurde die Zerstörung der zuvor stabilen Mikroaggregate des Bodens beobachtet. Vergleichsmessungen zeigten eine Erhöhungen der WEOC-Gehalte von 45 % für das Messfeld 1 unter Grünland und von 20 % für das Messfeld 3 unter Ackerland (Tab. A.11 Spalte WEOC₁ zentrifugiert).

Tabelle A.11.: WEOC-Konzentrationen der unterschiedlichen Extraktionsvarianten

Standort	C_{org} %	Boden-Wasser-Extrakt (im Verhältnis 1:2,5)								
		WSOC (Gesamtgehalt)		WEOC ₁ (1. Extraktion)		WEOC ₁ 48h -Extraktion	WEOC ₁ zentrifugiert	WEOC ₁ gefrohren	WEOC ₁ gesiebt	WEOC ₁ FB getrocknet
		mg·kg ⁻¹ Boden	% C_{org}	mg·kg ⁻¹ Boden	% C_{org}	% WEOC ₁	% WEOC ₁	% WEOC ₁	% WEOC ₁	% WEOC ₁
Messfeld 1 Ah	3,8	680	15	120	3	140	150	175	50	210
Messfeld 3 Ap	1,7	515	30	135	8	107	120	150	35	60

Durch vorheriges **Einfrieren** der feldfrischen Bodenproben bei -20°C wurden mit der ersten Extraktion aus dem Ah-Material des Messfelds 1 etwa 75 % und aus dem Ap-Material des Messfelds 3 etwa 50 % mehr WEOC extrahiert (Tab. A.11 Spalte WEOC₁ eingefroren).

Das **Sieben des feldfrischen Oberbodenmaterials** auf <5 mm Maximaldurchmesser bedingte in allen Proben eine Reduktion der extrahierbaren WEOC-Gehalte um mehr als 50 % (Tab. A.11 Spalte WEOC₁ gesiebt).

Das **Trocknen des Bodenmaterials bei Raumtemperatur** und Sieben auf <2 mm zeigte für die Böden der beiden Messfelder gegensätzliche Effekte (Tab. A.11 letzte Spalte). Im Vergleich zum Standardverfahren führte diese Probenvorbereitung bei den Oberbodenproben des Messfelds 1 zu einer Verdopplung der extrahierten WEOC-Konzentrationen. Beim Messfeld 3 hingegen sanken die Konzentrationen auf 60 % des Standardverfahrens.

Die vollständige Elution von WEOC aus den Bodenproben und somit der **WSOC-Gehalt** gemäß Tao und Lin (2000) wurde mit einer fünfstufigen dynamischen Elution und linearen Regressionsfunktionen berechnet (Abb. A.35). Mit der 1:2,5-Elution wurden aus dem Oberboden des Messfelds ein bis zu 680 mg WSOC · kg TM Boden⁻¹ (1,5 % des C_{org}) eluiert, aus dem Oberboden des Messfelds 3 hingegen bis zu 515 mg WSOC · kg TM Boden⁻¹ (3,0 % des C_{org}) (Tab. A.11 Spalte WSOC). Die Elution der Proben des Messfelds 3 zeigte dabei einen engen linearen Zusammenhang mit r^2 -Werten zwischen 0,86 und 0,97. Diese Linearität war für das Messfeld 1 mit r^2 -Werten zwischen 0,67 und 0,77 weniger stark.

Die **Verdünnungsreihen** (1:2,5; 1:5 und 1:10) zeigten für alle Extraktionsschritte der dynamischen Elution eine hohe Linearität (r^2 der linearen Regression 0,87 bis 1,00). Mit fortschreitender Elution nahmen die WEOC-Gehalte deutlich ab (Verdünnungsreihen des Messfelds 3 (Abb. A.36).

Im Vergleich zur Boden-Wasser-Extraktion auf Trockenmassebasis waren die auf **Frischmassebasis** ermittelten WEOC-Gehalte der extrahierten Oberböden im Mittel um 10 mg WEOC · kg TM Boden⁻¹ erhöht. Dies sind im Vergleich zu den ermittelten WEOC-Gehalten <10 % und somit vernachlässigbar.

Die **Lagerung** der Proben über mehrere Tage bei 4°C zeigte keinen Einfluss auf die Messwerte. Nach längerer Lagerung (≥ 7 Tage) wurden erhebliche Veränderungen der WEOC-Konzentrationen ermittelt. Meist nahmen die WEOC-Konzentrationen bei längerer Lagerung ab. Eine Systematik entsprechend der Landnutzung, des Probennahmezeitpunkts oder der Lagerungszeit lag nicht vor.

Bei 24-stündiger **Extraktionszeit** stellte sich das Konzentrationsgleichgewicht im Boden-Wasser-Extrakt des Messfelds 3 ein. Die Gleichgewichtseinstellung innerhalb von 24 h dokumentieren ebenfalls Zsolnay (1996) und Qualls et al. (2000). Aus dem Oberboden des Messfelds 1 hingegen wurden nach 48 h Extraktionszeit deutlich erhöhte WEOC-Gehalte im Vergleich zur 24 h-Extraktion ermittelt. Die Diffusionsphase war in diesen Proben somit nach 24 h nicht abge-

schlossen. Gemäß Tinker und Nye (2000) ist dies auf langsamen diffusiven Austausch aus Mikroporen zurückzuführen. Die höhere Abundanz und Stabilität der Makroaggregate im Oberboden des Messfelds 1 bedingt demzufolge eine verzögerte Freisetzung und Extraktion des WEOC. Dies belegen Haynes und Swift (1990). Sie wiesen unter Grünland eine erhöhte Aggregatstabilität sowie höhere WEOC- und HWOC-Gehalte in diesen Aggregaten nach (ebd.).

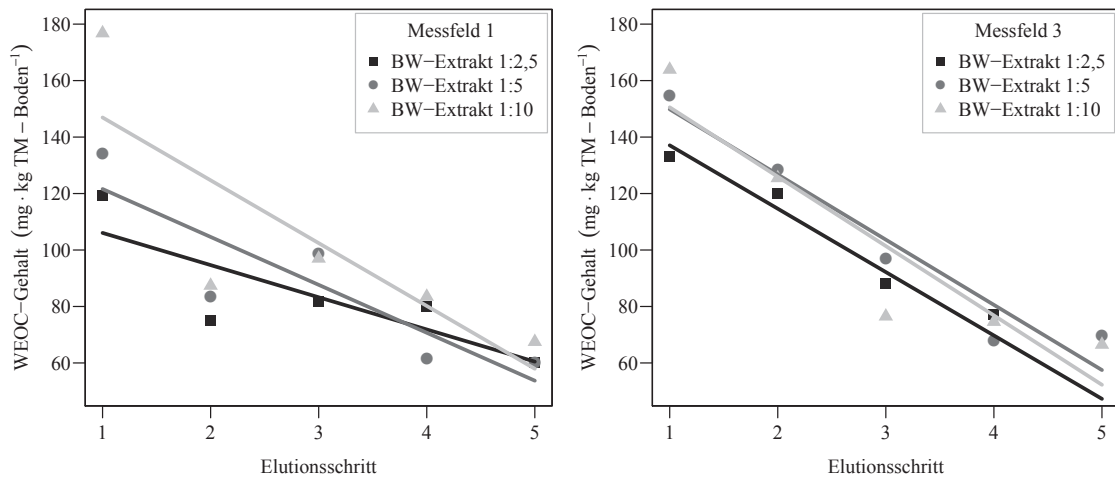


Abbildung A.35.: WEOC-Gehalte und Regressionsgleichungen der fünfstufigen dynamischen Elution, MF01 (li.) und MF03 (re.)

Durch die **Zentrifugation** der Proben und die damit einhergehende vollständige Zerstörung der Bodenstruktur wird aus dem Oberboden des Messfelds 1 achtmal mehr WEOC zusätzlich freigesetzt als aus dem Oberboden des Messfelds 3. Wird entsprechend Raber et al. (1998) angenommen, dass Edaphon erst ab 3000 g (4029 U · min⁻¹) zerstört wird ist die Kohlenstofffreisetzung durch die Zellysis weitgehend auszuschließen. Es handelt sich demzufolge um zuvor immobil, evtl. auch strukturell stabilisierten Kohlenstoff.

Das vorherige **Einfrieren** des Bodenmaterials der Messfelder bedingte erhöhte WEOC-Gehalte. Die ermittelte Zunahme ist jedoch mit 50 bzw. 75 % geringer als die von Kaiser et al. (2001b) in Bs- und Bh-Horizonten und die von Askawa et al. (2006) unter Laubwald ermittelte Verdopplung des WEOC. Demgegenüber ermittelte Jödemann (2004) durch das Einfrieren ebenfalls eine geringe DOC-Zunahme, von lediglich 10 %. Ob dies Effekte der unterschiedlichen Studien vorrangig durch Standortfaktoren und/oder methodisch bedingt sind kann hier nicht bestimmt werden. Das Einfrieren der Bodenproben vor der Extraktion bedingte einen 25 % höheren WEOC-Anstieg in den Ah-Proben des Messfelds 1 im Vergleich zu den Ap- Proben des Messfelds 3. In den Proben des Messfelds 1 wurden nach Einfrieren zudem eine höhere Verschlämmungsneigung und das Fehlen vormals noch vorhandener Makroaggregate beobachtet. Das Einfrieren beeinträchtigte die Stabilität der Bodenstruktur und setzte somit vermehrt DOC frei. Es ist zudem davon auszugehen das Edaphon abgetötet und so DOC freigesetzt wurde Kaiser et al. (2001b). DeLuca et al. (1992) dokumentierten das Absterben von etwa 10 % der mikrobiellen Biomasse durch Einfrieren auf -20°C. Geht man zudem

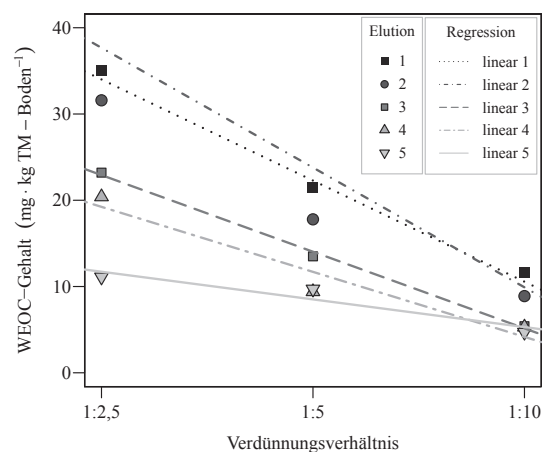


Abb. A.36.: WEOC-Gehalte der Verdünnungsreihen

davon aus, dass etwa 50 % des mikrobiellen Kohlenstoffs leicht extrahierbar sind (Quelle unbekannt), kann der Kohlenstoffeintrag durch die Zell-Lysis der mikrobiellen Biomasse maximal 20 bis 25 % zum ermittelten Anstieg des WEOC betragen. Die WEOC-Zunahme nach dem Einfrieren resultiert demzufolge aus Anteilen mikrobiellem und zuvor physikalisch geschütztem pedogenen Kohlenstoff.

Durch **Sieben des feldfrischen Bodenmaterials** vor der Extraktion wurden um mehr als 50 % verminderte WEOC-Gehalte nachgewiesen. Dies steht im Gegensatz zu der von Jones und Willet (2006) dokumentierten signifikanten Erhöhung des WEOC nach Siebung. Allerdings wies auch Jödemann (2004) für Frühjahresproben eine Reduktion des WEOC nach, für Sommerproben wurden hingegen erhöhte Gehalte ermittelt. Es ist davon auszugehen, dass das im Herbst abgestorbene und/oder eingearbeitete Pflanzenmaterial im Winterhalbjahr kaum zersetzt wurde und leicht zersetzbares WEOC vorlag. Der Austrag niedermolekularer Verbindungen (z. B. Kohlenhydrate und Aminosucker) im Winter und Frühjahr wurde ebenso von Kaiser et al. (2001a) für Waldstandorte und von Farrell et al. (2011) unter Grasland nachgewiesen. Embacher et al. (2007) extrahierten aus Frühjahresproben WEOC mit hoher Bioverfügbarkeit. Diese leicht abbaubaren Kohlenstoffverbindungen können daher während der Siebung aufgrund der besseren Sauerstoffversorgung und höheren Bodentemperaturen leicht abgebaut werden. Dies kann zu reduzierten WEOC-Gehalten führen. Zur Klärung sind weiterführende Untersuchungen notwendig.

Die für den Oberboden des Messfelds 1 ermittelte Verdopplung der WEOC-Gehalte nach **Trocknung und Extraktion des Feinbodens** war geringer als die von Jones und Willet (2006) dokumentierte Erhöhung auf das Drei- bis Zehnfache sowie die von Zsolnay (1996), Haynes (2000) und Kaiser et al. (2001b) ermittelte Erhöhung auf das Drei- bzw. Fünffache. Für das Messfeld 3 wurde hingegen durch Trocknung eine Reduktion der WEOC Gehalte um 40 % ermittelt. Dies steht im Widerspruch zur von Haynes (2000) für Ackerböden nachgewiesene Erhöhung von 200 %. Die Konzentrationsabnahmen weisen darauf hin, dass während der Trocknung in dem Oberbodenmaterial des Messfelds 3 Abbau- und/oder Sorptionsprozesse dominierten, wohingegen es im Oberboden des Messfelds 1 zur vermehrten Freisetzung von WEOC kommt. Eine Überprüfung war mit den verwendeten Methoden nicht durchführbar. Gemäß Don und Schulze (2008) sowie Kennedy und Gewin (1997) liegen in Ackerböden vermehrt einfache, leicht abbaubare organische Verbindungen (z. B. Zucker) vor, wohingegen unter Grünland komplexere organische Verbindungen dominieren.

Die **WSOC-Gehalte**, und somit das maximale DOC-Freisetzungspotenzial der Oberböden zum Probennahmezeitpunkt, wurden mit einer fünfstufigen dynamischen Elution abgeschätzt. Aus dem Oberboden von Messfeld 1 wurde mit bis zu $680 \text{ mg WSOC} \cdot \text{kg TM Boden}^{-1}$ etwa 30 % mehr WEOC extrahiert als aus dem Oberboden des Messfelds 3. Es wurden 1,4 % des SOC aus dem Oberboden des Messfelds 1 und bis zu 3 % des SOC aus dem Oberboden des Messfelds 3 extrahiert. Für die einmalige Elution des Oberbodens des Messfelds 1 ergab sich eine Extraktionseffizienz von 18 % des WSOC (0,3 % des C_{org}). Für das Messfeld 3 lag die Extraktionseffizienz der einmaligen Extraktion bei 26 % des eluierbaren WSOC (0,8 % des C_{org}). Zsolnay (1996) führte eine dynamische Elution mit Ackerböden durch und ermittelte mit 0,04 bis 0,24 % des C_{org} je Elutionsschritt vergleichbare Resultate. Zsolnay (1996) nennt als mögliche Ursachen für das langsame Abfallen der Elutionsmengen die Wiedereinstellung des Konzentrationsgradienten mit jedem neuen Elutionsschritt und die Wirkung eines Verteilungskoeffizienten zwischen der festen, immobilen und der flüssigen, mobilen Phase.

Die WEOC-Konzentrationen der drei **Verdünnungsreihen der dynamischen Elution** glichen sich mit fortschreitender Elution an. Dies weist darauf hin, dass die WEOC-Freisetzung nicht linear erfolgt. Dies ist durch die Bodenstruktur (u. a. Diffusion in die Bodenlösung und in den Porenklassen) und die physikochemischen Wechselwirkungen (u. a. Desorption) im Boden bedingt (Tinker und Nye (2000)). Die Anpassung nicht linearer Regressionsfunktionen an die ermittelten

Datenreihen ist nicht sinnvoll. Resultierend wird festgestellt, dass dynamische Elutionen mit mehr als fünf Extraktionsschritten durchgeführt werden müssen, um nicht-lineare Regressionsfunktionen zu verwenden.

Die lineare Beziehung zwischen **Extraktionsverhältnis** und WEOC-Konzentration wiesen ebenfalls Matschonat und Vogt (1997), Kaiser et al. (2001b) und Jones und Willet (2006) nach. Raber et al. (1998) sowie Scaglia und Adani (2009) dokumentierten diese Effekte, beschreiben aber keine Anpassungsfunktionen.

Mit der gewählten Methode ist die **quantitative WEOC-Extraktion** gering strukturierter Böden gewährleistet (Gleichgewichtseinstellung der WEOC-Konzentrationen bei der 24 h-Extraktion der Oberbodenproben des Messfelds 3). Die für Graslandböden charakteristischen, kohlenstoffreichen **Makroaggregate** des Oberbodens von Messfeld 1 blieben während des Standardverfahrens (einmalige Extraktion im Verhältnis 1:2,5) intakt. Der WEOC der Mikroporen wurde diffusiv und zeitlich verzögert extrahiert. Die Abrasion und Zerstörung von Aggregaten, Bodenpartikeln und Zellen durch die hohen Grobbodenanteile wurde minimiert (deutliche Erhöhung der WEOC-Konzentrationen durch vorheriges Einfrieren oder Zentrifugation der Bodenproben vor der Extraktion).

A.2.3. Vergleich der Zentrifugation und der Boden-Wasser-Extraktion

Im Vergleich zur Zentrifugation war bei der Boden-Wasser-Extraktion das Verhältnis von Feststoffphase (Boden) zu Flüssigphase (Wasser) etwa 10-fach weiter. Bei der Extraktion mit Wasser wurde aus dem Oberboden des Messfelds 1 und 3 im Mittel die 50-fache bzw. 70-fache Menge Kohlenstoff in Form von WEOC extrahiert. Diese hohe Extraktionswirkung kann teilweise auf die Zugabe von DOC-freiem Reinstwasser sowie auf das weite Boden-Wasser-Verhältnis und den daraus resultierenden Konzentrationsgradienten zurückgeführt werden. Weitere wichtige Faktoren sind die Probenaufbereitung und der damit einhergehenden Grad der Störung der Bodenstruktur, sowie die Extraktionszeit. Diese Faktoren bedingten, dass vorab stabiler organischer Kohlenstoff mobilisiert und als WEOC extrahiert wurde. Bereits mit dem ersten Extraktionsschritt wurde daher im Mittel 40- bis 70-mal mehr organischer Kohlenstoff aus dem Boden extrahiert als beim Abzentrifugieren der Bodenlösung. Diese Ergebnisse zeigen, dass die folgenden Faktoren für Kohlenstoffaustrag mit dem Sickerwasser relevant sind:

- die Menge an vorhandener und perkolierender Flüssigphase (Boden-Wasser-Verhältnis)
- die Kontaktzeit der Bodenlösung bzw. des Sickerwassers mit dem Boden (Extraktionszeit)
- die Bodenstruktur (Aufbereitung des Bodenmaterials)
- die klimatischen Bedingungen (Gefrieren und Trocknung)

Die Bedingungen im Labor sind extremer als im Gelände. Unter den natürlichen Gegebenheiten wird regulär nur ein geringer Anteil des eluierbaren Kohlenstoffs (WSOC und WEOC) als DOC ausgetragen. Vergleich des durch Zentrifugation und Wasser-Extraktion extrahierbaren organischen Kohlenstoffs mit den über Saugplatten ermittelten DOC-Konzentrationen s. Kap. 3.3.

A.2.4. Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Gewinnung von Bodenlösung mittels Zentrifugation ist möglich, jedoch sehr aufwendig. Die Menge abzentrifugierbarer Bodenlösung wird erheblich durch Bodenfeuchte und -Struktur beeinflusst. Verlauf und Dauer der Volumenzunahme sind bodenart- und bodenstrukturspezifisch. Nach 400 min konnte regulär keine weitere Bodenlösung gewonnen werden. Die DOC-Konzentrationen der Größenfraktion $\leq 0,7$ und $\leq 0,45 \mu\text{m}$ stimmten überein. Bei dem hier durchgeführten Verfahren

ist die Filtration durch Millipore Millex-HV 0,45 μm Filter nicht notwendig. Dies ist insbesondere bei geringen Probenvolumina von Vorteil.

Die exemplarisch untersuchten Verfahrensalternativen der WEOC-Bestimmung zeigten vielfältige Effekte. Erst nach Lagerung von feldfrischem Bodenmaterial bei 4°C im Kühlschrank über eine Woche hinaus wurden die Konzentrationen unterschätzt. Wurde das feldfrische Bodenmaterial hingegen vor der Extraktion bei -20°C eingefroren waren die WEOC-Konzentrationen deutlich erhöht. Das Sieben der feldfrischen Proben auf < 5 mm vor der Extraktion bedingte eine deutlichen Reduktion der WEOC-Konzentrationen. Die vorherige Trocknung bei Raumtemperatur und das Sieben auf < 2 mm vor der Extraktion zeigte für die Ah- und Ap-Proben gegensätzliche Effekte. Die extrahierten Konzentrationen der Ah-Proben stiegen an, wohingegen die Konzentrationen der Ap-Proben abnahmen. Diese Ergebnisse und der Vergleich zu weiteren Studien zeigt, dass die gewählte Methodik in erheblichem Ausmaß die ermittelten Konzentrationen beeinflussen kann. Dies ist insbesondere unter Berücksichtigung des insgesamt im Boden vorliegenden Austragspotenzials (WSOC-Gehalt) relevant und in späteren Arbeitennäher zu analysieren. Ein schonendes Verfahren ist zu bevorzugen.

Die Messwerte werden durch andere dokumentierte Studien weitgehend qualitativ bestätigt. Die quantitativen Ausprägungen weisen jedoch weite Spannbreiten auf. Wie die Analysen zeigen, sind diese methodisch bedingt und materialspezifisch. Um bspw. die hier untersuchte Differenzierung der Acker- und Grünlandböden näher zu untersuchen, sind daher die Vereinheitlichung der Methodik und weitergehende Untersuchungen unabdingbar. Für weitere WEOC-Studien werden folgende Empfehlungen abgeleitet:

- Aufgrund natürlicher Heterogenitäten sind eine ausreichend große Probenanzahl und -Menge zu gewährleisten.
- Eine längerfristige Lagerung, Einfrieren, Sieben und Trocknen sind zu vermeiden.
- Es sollte feldfrischer Boden verwendet, bei 4°C im Kühlschrank gelagert und in einer Woche schonend extrahiert und analysiert werden.
- Ebenso sind Pflanzenmaterialien und organische Dünger möglichst entsprechend der regulären Bewirtschaftung analysieren, d. h. Lagerung und Zerkleinerung möglichst entsprechend der Feld- und Einarbeitungsbedingungen.
- Es sollten Dreifachbestimmungen durchgeführt und bei homogenen Analysenwerten der Mittelwert, bzw. bei inhomogenen Analysenwerten der Median berechnet werden.
- Ist eine längerfristige Lagerung der Bodenlösung bzw. Eluate notwendig, sollten die Proben zunächst filtriert und dann eingefroren werden. Die Proben sind bei 4°C im Kühlschrank aufzutauen. In Proben mit hohen Gehalten kann ein Teil des organischen Kohlenstoffs beim Auftauen als fester Niederschlag ausfallen. Diese Proben sind gut aufzuschütteln und unter Anwendung eines Magnetrührstäbchens zu analysieren damit er aufgewirbelt und der enthaltene Kohlenstoff ebenfalls gemessen wird.

Danksagung

Mein Dank gilt allen Kolleginnen und Kollegen am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ und Thünen-Institut für Ländliche Räume sowie Freunden und meiner Familie die mich in den vergangenen Jahren bei der Bearbeitung und Fertigstellung meiner Arbeit unterstützt und begleitet haben.

Vielen Dank für die vielfältigen fachlichen Anregungen und Diskussionen möchte ich an Professor Ralph Meißner sowie Dr. Michael Rode und Dr. Gregor Ollesch richten. Professor Georg Guggenberger danke ich für die fachlichen Diskussionen und objektive Sichtweise. Die konstruktiven Hinweise haben entscheidend zum Gelingen der Arbeit beigetragen. Dem Modellierungsteam von ALTERRA in Wageningen (NL), insbesondere Piet Groenendijk, danke ich vielmals für die angeregten Gespräche und die Unterstützung bei der Implementierung der DOC-Simulation in ANIMO und die darüber hinausgehenden Entwicklungsarbeiten, die die vorliegenden Modellierungen möglich gemacht haben.

Den Wissenschaftlern und Technikern der Lysimeterstation Falkenberg danke ich vielmals für die Hilfestellungen bei der Bearbeitung der Zeitreihen sowie die in Falkenberg durchgeführten Probennahmen und Analysen. Den Laborantinnen am Helmholtz-Zentrum für Umweltforschung-UFZ in Magdeburg gilt ebenfalls mein Dank für die Messanalytik und die Unterstützung bei der Probenaufbereitung. Ebenso vielen Dank dem Seenforschungsdepartment in Magdeburg für die Nutzung der Labore und Labortechnik für die Probenaufbereitung. Den Wissenschaftlern und Technikern des Departments für Aquatische Ökosystemanalyse in Magdeburg möchte ich danken für die angenehme kollegiale Arbeitsatmosphäre und ihr offenes Ohr bei Fragen und Problemen. Ein großes Dankeschön an Olaf Büttner für die technische Umsetzung der Sensitivitätsanalysen und Kalibrierungsroutinen.

Dr. Gregor Ollesch und den Praxishelfern, die mich als Hilfskräfte und Praktikanten unterstützt haben, danke ich zudem für die tatkräftige Unterstützung und angeregten Gespräche, auch unter schwierigen Bedingungen im Schäfertal.

Die vorliegende Arbeit wurde finanziert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF, Integriertes Wasserressourcenmanagement in den Einzugsgebieten der Flüsse Wolga-Rhein am Beispiel von Problemregionen, Charakterisierung der Umsatz- und Austragsprozesse von DOC, Förderkennzeichen: 02WT0913. Die Auslandsaufenthalte wurden finanziell unterstützt von der COST Action 869 sowie der Graduate School des Helmholtz-Zentrums für Umweltforschung – UFZ.

Weiterhin danke ich Dr. Johanna Fick und Dr. Martin Henseler und meinen weiteren Korrekturlesern für Ihre Unterstützung bei der ‚Redaktion‘ der Arbeit. Familie und Freunden danke ich herzlich für ihr Verständnis und ihre Unterstützung.

Eidesstattliche Erklärung / Declaring under oath

Ich erkläre an Eides statt, dass ich die Arbeit selbstständig und ohne fremde Hilfe verfasst, keine anderen als die von mir angegebenen Quellen und Hilfsmittel benutzt und die den benutzten Werken wörtlich oder inhaltlich entnommenen Stellen als solche kenntlich gemacht habe.

I declare under penalty of perjury that this thesis is my own work entirely and has been written without any help from other people. I used only the sources mentioned and included all the citations correctly both in word or content.

18. April 2016

Datum / Date

A handwritten signature in black ink, appearing to read 'A. Focke', followed by a long horizontal flourish line.

Unterschrift des Antragstellers / Signature of the applicant

