

TELMA	Band 41	Seite 137 - 154	2 Abb., 1 Tab.	Hannover, November 2011
-------	---------	-----------------	----------------	-------------------------

DOC-Bildung und -Austrag in Mooren – ein Literaturüberblick

Production and export of DOC on peatlands – A review

MAYTE SCHWALM und JUTTA ZEITZ

Zusammenfassung

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC – dissolved organic carbon) ist in Mooren in hohen Konzentrationen vorhanden und kann im Vergleich zu mineralischen Standorten im Boden wenig gebunden werden. Die daraus resultierenden Austräge von DOC mindern die Wassergüte und sind zudem klimawirksam, da beim mikrobiellen Abbau von DOC die Gase CO₂ und CH₄ emittiert werden können. Die Höhe von DOC-Konzentration und -Austrag unterliegen saisonalen Schwankungen, sind aber auch durch Standort- und Umweltfaktoren beeinflusst. Abiotische Parameter wirken auf DOC, indem die herrschenden Umweltbedingungen für Bodenmikroben sowohl die Produktion, als auch den Verbrauch von DOC beeinflussen. Tendenziell zeigt sich in Laborversuchen eine positive Korrelation zwischen der DOC-Konzentration und Temperatur, Feuchtigkeit sowie pH, die jedoch im Freiland häufig von weiteren Wechselwirkungen und Faktoren überlagert wird. Austräge von DOC sind vornehmlich durch die Hydrologie (Bodenwasservorrat und Abfluss) eines Gebiets reguliert. Durch anthropogene Eingriffe kann der Gleichgewichtszustand in Mooren gestört werden und erhöhte DOC-Frachten sind die Folge. Bei der Entwässerung von Mooren akkumuliert DOC im Boden, was zu hohen Austrägen nach einer Wiedervernässung führt. Insgesamt ist das Wissen zu angepassten Landnutzungsstrategien und der Reduktion von Stoffausträgen auf Moorstandorten noch unzureichend.

Abstract

Dissolved organic carbon (DOC) occurs in high amounts in peatlands. Remarkable export of DOC due to low absorption capacity of organic soils causes concern, because DOC impairs water quality and leads to emission of climate gases after its decomposition. Concentration and export of DOC is influenced by season, abiotic soil characteristics and land use. Production and consumption of DOC is determined by the vitality of soil microbes, which is in turn controlled by temperature, water and pH. Unlike to laboratory experiments, in field experiments correlation of DOC concentration and abiotic soil parameters is often not detectable. Obviously, further parameters have to be taken into account. DOC export is largely controlled by hydrology. Anthropogenic impacts (draining of peatlands) are leading to an accumulation of DOC in soil solution, which is reason for a strong decrease in DOC losses after rewetting. In general, the knowledge of drivers regulating DOC is not sufficient.

1. Einleitung

1.1 Funktionen von DOC in Ökosystemen

Gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) ist ein natürlicher Bestandteil der Bodenlösung und an vielen bedeutsamen Prozessen beteiligt. DOC ist ein wesentliches Nährstoffsubstrat für Mikroben (MARSCHNER & BREDOW 2002) und steuert Habitateigenschaften (Azidität, Temperaturschichtung) in Gewässern (GORHAM et al. 1986, FEE et al. 1996). Des Weiteren ist DOC an Bodenbildungsprozessen beteiligt, bspw. durch Forcierung der mineralischen Verwitterung oder im Zusammenhang mit der Podsolierung (DAWSON et al. 1978). In Abwesenheit von Sauerstoff (besonders relevant auf Moorstandorten) fungieren DOC-Moleküle als Elektronendonator und ermöglichen somit mikrobielle Metabolismen, wie z. B. die Denitrifikation (CHAPELLE 2000). Als Bindungspartner von Metallen und Schadstoffen beeinflusst gelöste organische Bodensubstanz (DOM) die Mobilität und den Transport dieser Stoffe (DRISCOLL et al. 1988, HELMER et al. 1990, CHIN et al. 1998).

1.2 Problematik DOC

DOC erfüllt also vielerlei Funktionen in aquatischen und semiterrestrischen Ökosystemen. Die übermäßige Anreicherung von DOC in Grund- oder Oberflächenwässern ist jedoch als problematisch anzusehen. Zunächst ist der DOC-Austrag aus Böden in Gewässer mit einer erheblichen Minderung der Wasserqualität verbunden: Die Aufbereitung zu Trinkwasser wird technologisch erschwert, bei Chlorierung des Wassers ist die Bildung karzinogener Substanzen möglich (KRASNER 1999, CHOW et al. 2003), zudem führt DOC zu einer farblichen und olfaktorischen Beeinträchtigung des Wassers. Darüber hinaus stellt die Prozesskette von Bildung, Austrag und mikrobiellem Abbau von DOC einen Verlust des im Boden gespeicherten Kohlenstoffs (C) dar, zumal der Abbau von DOC mit der Emission von CO₂ und CH₄ verbunden sein kann. Da die Freisetzung von C aus dem System Boden wesentlich rascher vonstattengeht als die vorangegangene Akkumulation, muss der C-Verlust durch Austrag gelöster organischer Verbindungen als kaum reversibel eingeschätzt werden.

1.3 DOC in Mooren

Von besonderer Relevanz ist DOC in Mooren, denn diese speichern in der organischen Bodensubstanz (OBS) bis zu 2.000 t C ha⁻¹ (ZEITZ et al. 2008) und somit erhebliche Vorkommen an potenziellem DOC (zu DOC abbaubare Produkte, siehe Abb. 1). Aus diesem Grund und wegen des geringen DOC-Adsorptionsvermögens (Ursache ist der relativ geringe Tongehalt verglichen mit mineralischen Böden) zeigen organische Böden bis zu 25-fach höhere DOC-Verluste als mineralische Standorte (MOORE 1998). Die Mineralisierung von DOC in hydromorphen Böden läuft, verglichen mit Mineralböden, relativ langsam ab, da anaerobe Verhältnisse herrschen und wenig labiles, leicht abbaubares DOC vorhanden ist (KALBITZ et al. 2003).

1.4 Zielstellung

Untersuchungsergebnisse zum Einfluss von Umwelt- und Standortparametern auf Konzentrationen und Austräge von DOC aus Niedermooren ergeben momentan kein eindeutiges Bild wesentlicher Wirkungszusammenhänge. Vielmehr führen die regionale (Boden, Vegetation, Klima) und saisonale (Jahreszeit, in der Witterung extreme Jahre) Variabilität sowie der Versuchsaufbau (**ex-situ**, **in-situ**) dazu, dass sich im Einzelnen beobachtete Wirkungen der untersuchten Parameter nicht ohne weiteres verallgemeinern lassen (KALBITZ et al. 2000). Der Einfluss anthropogener Landschaftsüberprägung auf DOC-Frachten scheint durchaus vorhanden zu sein (z. B. ZAK & GELBRECHT 2008, TAUCHNITZ 2010), ist allerdings bisher wenig für Moorstandorte untersucht. Aufgrund des Umstands, dass insbesondere in Norddeutschland große Teile der Landesfläche Moore sind, welche wiederum zum größten Teil entwässert und in Nutzung befindlich sind, ist Wissen um die Wirkung von Landnutzung auf DOC vonnöten. Aufgrund zunehmender Bemühungen zur Renaturierung von Mooren ist ebenfalls von Interesse, inwiefern eine Wiedervernässung drainierter Standorte Austräge von DOC steuert.

Im folgenden Literaturüberblick sollen daher wesentliche Forschungsergebnisse zum Einfluss von abiotischen Parametern sowie Landnutzung auf DOC-Konzentrationen und -Austräge präsentiert werden, wobei – wenn möglich – auf Ergebnisse von Moorstandorten zurückgegriffen wird.

2. Entstehung von DOC und Stellung im pedogenen C-Kreislauf

2.1 Definition, Entstehung und Abbau von DOC

Als DOC werden generell alle organischen Kohlenstoffverbindungen angesprochen, welche einen Filter mit 0,45 µm Porenweite passieren (THURMAN 1985). Das Spektrum der als DOC bezeichneten Substanzen ist groß; beispielhaft seien Huminstoffe, organische Säuren, Saccharide oder Aminosäuren genannt. Diese Produkte werden im Boden durch Pflanzen ausgeschieden oder entstehen im Verlauf der Zersetzung organischer Substanz durch mikrobielle Aktivität sowie abiotische Prozesse (Abb. 1).

Die besondere Bedeutung von Bodenmikroben besteht nicht nur im Abbau von organischer Substanz, sondern auch darin, dass die Mikroben selbst nach dem Absterben ein leicht verwertbares Nährsubstrat darstellen. Die wesentlichen Prozesse zur Entstehung von DOC sind unter anaeroben Bedingungen die Fermentation (ARAVENA & WASSENAAR 1993) sowie in aeroben Bodenzonen die Oxidation von organischer Substanz (PALMER et al. 2001). Der Abbau von mobilem DOC erfolgt im aeroben Bereich durch mikrobielle Respiration unter Bildung von CO₂. Unter anaeroben Bedingungen kann DOC bei der Sulfat- und Nitratreduktion zur CO₂-Bildung bzw. im Rahmen der Methanogenese zur

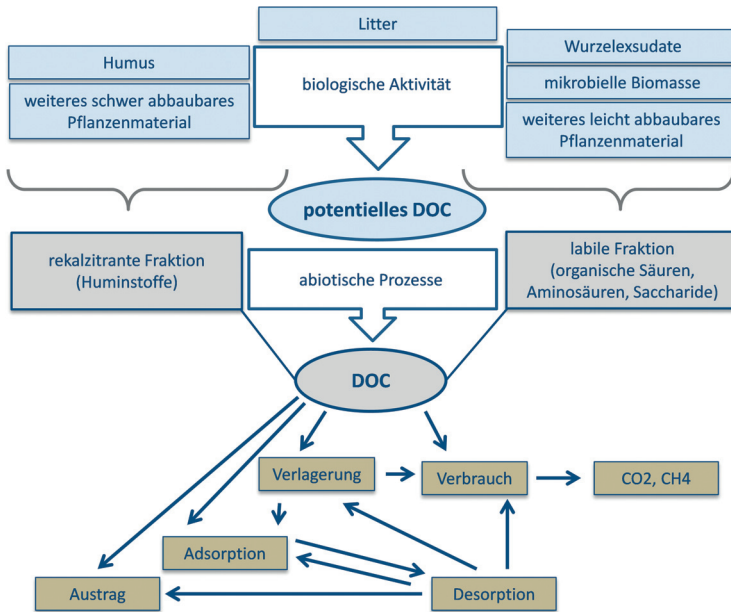


Abb. 1: Entstehung, Klassifizierung und Pfade von DOC im Boden
Origin, classification and pathways of DOC in soil

CH₄-Produktion beitragen (MITCH & GOSSELINK 2000). DOC-Bestandteile werden unterschiedlich schnell abgebaut und können in die zwei Fraktionen **labil** und **rekalcitrant** unterteilt werden. Die Abgrenzung dieser Gruppen erfolgt in der Literatur recht unterschiedlich (z. B. bei SØNDERGAARD & MIDDELBOE 1995 sowie TRANVIK 1998), wobei labiles DOC als kurzfristig für Mikroben nutzbar gilt (Stunden oder Tage), während rekalcitrante Substanzen deutlich länger bestehen (> Jahre).

2.2 Typische Zusammensetzung von DOC und Gehalte in Mooren

Die DOC-Zusammensetzung variiert sowohl auf der zeitlichen als auch auf der räumlichen Ebene (SACHSE et al. 2001, 2005), was in Kombination mit der Vielzahl der unter dem Begriff DOC zusammengefassten Substanzen dazu führt, dass sich die Wirkung abiotischer und biotischer Einflussgrößen nur schwer nachweisen lässt. Speziell für Niedermoore in Brandenburg (ZAK et al. 2004) und generell für Feuchtgebiete i.w.S. (THURMAN 1985) sind Huminstoffe mit einem Anteil von bis zu 90 % als Hauptkomponente von DOC nachgewiesen worden. Diese sind auch für die bräunliche Färbung von Moorwasser verantwortlich. Typische DOC-Konzentrationen im Bodenwasser von Mooren liegen zwischen 20 und 100 mg l⁻¹, es sind jedoch auch weitaus höhere Werte von > 200 mg l⁻¹ erfasst worden (Tab. 1).

Tab. 1: Konzentrationen im Bodenwasser und Austräge von DOC aus Mooren unterschiedlichen Typs und Zustands, Literatursammlung Freilandstudien (D = Deutschland, GB = Großbritannien, CA = Kanada, SE = Schweden; BAY = Bayer, B = Berlin, BB = Brandenburg, MV = Mecklenburg-Vorpommern, NI = Niedersachsen, SH = Schleswig-Holstein)
Concentration and export of DOC (concerning different mire types), data from literature based on field studies

Moortyp und Zustand	DOC		Autor (Region)
	Konzentration mg DOC l ⁻¹	Austrag g C m ⁻² a ⁻¹	
Niedermoor			
nicht entwässert, naturnah	18,7	-	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
	20,7	-	BENGTSON & TÖRNEMAN 2004 (SE - Västerbotten)
	24,4	41	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
wiedervernässt, degradiert	14-66	-	ZAK & GELBRECHT 2008 (D - BB/MV)
	39-61	-	ZAK & GELBRECHT 2008 (D - BB/MV)
	18-130	2,8-3,9	KIECKBUSCH 2003 (D - SH)
	41-55	-	FIEDLER et al. 2008 (D - BAY)
entwässert, degradiert	64-205	-	ZAK & GELBRECHT 2008 (D - BB/MV)
	2-40	1,1-4,9	MOORE 1987 (CA - Québec)
	28,7	-	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
	73-88	-	FIEDLER 2008 (D - BAY)
	87,1	-	KALBITZ & GEYER 2002 (D - NI)
	34,7	-	KALBITZ & GEYER 2002 (D - NI)
naturnah* ¹	72-95	-	FIEDLER et al. 2008 (D - BAY)
	17	0,8	KOPRIVNIAK & MOORE 1992 (CA - Québec)
	-	33	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
	-	40	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
degradiert* ¹	-	46	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
	26-44	-	ZAK 2001 (D - BB)
	-	28,3	BILLET et al. 2004 (GB - Schottland)
	-	30	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
keine Angabe* ¹	-	38	STRACK et al. 2008 (CA - Québec)
	-	3,4	CARROLL & CRILL 1997 (USA - New Hampshire)
	-	-	
Hochmoor			
nicht entwässert, naturnah	18,7	-	TAUCHNITZ et al. 2010 (D - SA)
	36	4,2	McKNIGHT 1985 (USA - Massachusetts)
	24-55	-	ZAK et al. 2009 (D - BB, Polen)
	44,7	-	BENGTSON & TÖRNEMAN 2004 (SE - Västerbotten)
	40-70	8,3	FRASER 2001 (CA - Ontario)
	-	9,4	WORRALL et al. 2003 (GB - Moor House)
wiedervernässt, degradiert	-	12	FROLKING et al. 2002 (CA - Ontario)
	35,4	-	TAUCHNITZ et al. 2010 (D - SA)
entwässert, degradiert	22-79	-	ZAK 2001 (D - BB)
	28	-	TAUCHNITZ 2010 (D - SA)
naturnah* ¹	-	17	DAWSON et al. 2002 (GB - Schottland)
degradiert* ¹	-	8,4	DAWSON et al. 2002 (GB - Wales)
keine Angabe* ¹	-	3,6-23,7	WORRALL et al. 2008 (GB - Moor House)
	-	4,8	SCOTT et al. 1998 (GB - North Pennines)
	-	4-20	URBAN et al. 1989 (USA - Minnesota)
	-	5,9	SCOTT et al. 1998 (GB - North Pennines)

*¹ keine Angaben zum Wasserregime vorhanden

Das Verhältnis von DOC zum gesamten in der OBS gebundenen Kohlenstoff variiert recht stark: Während bereits sehr hohe Anteile von 13 % bis 50 % beschrieben wurden (SZAJDAK et al. 2007), sind in anderen Untersuchungen Werte von < 2 % nachgewiesen worden (BURFORD & BREMNER 1975, HAYNES 2005).

2.3 Kohlenstoffverluste durch DOC

Die C-Austräge aus Mooren werden häufig maßgeblich durch DOC bestimmt. DAWSON et al. (2002, 2004) zeigten, dass die DOC-Verluste aus Mooren in die Hydrosphäre zwischen knapp 70 % und über 90 % der gesamten C-Verluste ausmachten. Eigene Ergebnisse (SCHWALM 2010) und Literatur von KIECKBUSCH (2003) bestätigen dies, indem der Gesamtaustrag des organischen C durch lediglich < 3 % bzw. < 16 % über POC (partikulärer organischer Kohlenstoff) erfolgte. Des Weiteren sind in Inkubationsversuchen von MOORE & DALVA (2001) vom totalen C-Verlust (als DOC+CO₂+CH₄) durchschnittlich 85 % durch DOC ausgetragen worden. Anders als in den vorangegangenen Arbeiten zeigten FIEDLER et al. (2008) für Niedermoores in Süddeutschland, dass Austräge von Kohlenstoff über POC oder DIC (gelöster anorganischer C) bisweilen die Größenordnung von DOC-Verlusten erreichen oder sogar übersteigen können.

Die absolute Menge der C-Verluste durch DOC hängt von der DOC-Konzentration im Wasser und dem Abfluss ab. Diese zwei Parameter sind äußerst dynamisch und die Austräge variieren entsprechend stark. Die beobachteten Werte schwanken zwischen 1 und 50 g C m⁻² a⁻¹, wobei das Gros der Werte unter 10 g C m⁻² a⁻¹ (= 100 kg C ha⁻¹ a⁻¹) liegt. Diese Zahlen zeigen, dass die C-Verluste durch DOC durchaus erheblich sind und eine C-Bilanz ohne Berücksichtigung von DOC mit beträchtlichen Fehlern verbunden ist.

3. Wirkung von Umwelt- sowie Standortfaktoren auf DOC-Gehalte und -Austräge

Da der Begriff DOC lediglich eine Größenklassifikation verschiedener organischer Substanzen darstellt, sind die Beziehungen zu Standortparametern (z. B. pH, KAK) nicht gleichförmig und der Nachweis eindeutiger Wirkungszusammenhänge ist häufig nicht möglich. Unstrittig jedoch korreliert die DOC-Konzentration im Bodenwasser mit dem C-Gehalt des Bodens (DALVA & MOORE 1991); analog steigt die DOC-Konzentration in Gewässern mit dem Anteil der Moorfläche (entspricht hohen C-Gehalten) im Einzugsgebiet (DILLON & MOLOT 1997, KOPRIVNIAK & MOORE 1992). Durch Bindung mit z. B. Tonmineralen oder Eisenoxiden kann DOC adsorbiert bzw. ausgefällt werden (MOORE 1989, MOORE et al. 1992, NELSON et al. 1993, KAISER et al. 1996), so dass hohe DOC-Nachlieferung in der Bodenpassage nicht zwangsläufig zu hohen DOC-Austrägen führt. Diese Prozesse sind auf Moorstandorten allerdings von geringer Bedeutung, da 1. die standorttypisch hohen C_{org}-Gehalte, 2. der geringe Anteil mineralischer Bodenbestandteile und 3.

die natürlicher Weise anaeroben Bedingungen im Moor die DOC-Festlegung minimieren (KAISER et al. 1996, KAISER & ZECH 1997). Wird die Höhe des DOC-Austrags auf mineralischen Standorten vor allem durch den vorhandenen Pool an organischer Substanz und der spezifischen Adsorptionskapazität des Bodens determiniert, so bestimmen in organischen Böden vor allem qualitative Parameter der OBS (Grad der Humifizierung, Abbaubarkeit) den Umfang der DOC-Freisetzung (KALBITZ & KNAPPE 1997). Einfluss auf die Höhe der DOC-Austräge zeigt neben Bodeneigenschaften (Degradierungsgrad oder Gehalt an Eisenoxiden) auch der Hydrogenetische Moortyp. So treten in einem Durchströmungsmoor, bedingt durch dessen Hydrologie (Wasserrückstau in das Einzugsgebiet), höhere Stoffausträge auf, als in einem Verlandungsmoor (ZAUFT & ZEITZ 2011).

3.1 Einflüsse abiotischer Standortparameter

Die Wirkung des pH-Wertes auf DOC-Gehalte wird inkonsistent beschrieben (KALBITZ et al. 2000). Vermutlich überlagern sich Ad- und Desorptionsprozesse mit weiteren Wechselwirkungen, da der pH nicht nur direkt auf die Kationenaustauschkapazität (KAK_{eff}) und somit die DOC-Adsorption wirkt, sondern auch indirekt über bspw. die Beeinflussung des Edaphons. Auch konnten *ex-situ* erzielte Ergebnisse im Freiland – aufgrund der Komplexität und der längeren Betrachtungszeiträume – häufig nicht bestätigt werden (ebd., MICHALZIK & MATZNER 1999). In Laborversuchen mit mineralischen und/oder organischen Bodenhorizonten werden zumeist positive Korrelationen von pH und DOC-Freisetzung beschrieben (HAY et al. 1985, VANCE & DAVID 1989, JÓZEFACIUK et al. 1996, YOU et al. 1999, KALBITZ et al. 2000), was plausibel erscheint, da bei steigendem pH eine Erhöhung der Mikrobenaktivität und damit eine stärkere Zersetzung von OBS zu DOC zu erwarten ist (CURTIN et al. 1998, MOORE 1998). Steigende pH-Werte infolge basischer Immissionen auf organischen Böden haben in Untersuchungen von KALBITZ & KNAPPE (1997) allerdings zu sinkenden Austrägen von gelöster organischer Substanz (DOM) geführt, da erhöhte Bakterienaktivität einen schnellen Umsatz von DOM zur Folge hatte. Niedrige pH-Werte schränken die Bodenmikroben in ihrer Aktivität ein, können allerdings auch dazu führen, dass DOC schlecht löslich ist (EVANS et al. 2006) und eher geringe Austräge die Folge sind. Die in den letzten 20 Jahren z. B. in Großbritannien beobachteten Anstiege der DOC-Austräge sind daher möglicherweise auf den Anstieg des pH-Wertes nach dem Rückgang der Schwefeldepositionen aus Industrieanlagen zurückzuführen (ebd.).

Bei optimaler Temperatur und Feuchtigkeit im Boden werden Destruenten befördert, weshalb eine stärkere DOC-Produktion auftreten kann. So ist in Inkubationsversuchen, sowohl mit mineralischen Böden als auch mit Moorsubstraten, bereits eine enge, positive Korrelation zwischen Temperatur und der DOC-Produktion beobachtet worden (CHRIST & DAVID 1996, CLARK et al. 2009). Andere Ergebnisse aus Inkubationsversuchen von CHOW et al. (2006) weisen einen derartigen Zusammenhang nicht auf, was womöglich daran liegt, dass die verwendeten Temperaturstufen bei einer geringen Bodenfeuchte ($0,3 \text{ g H}_2\text{O g Boden}^{-1}$) der Torfe getestet wurden: Die Wirkung der Temperatur trat in den Hintergrund,

da Wasser der limitierende Faktor war. Die Zusammensetzung und Höhe der DOC-Konzentration zeigt sich als deutlich von der Bodenfeuchte beeinflusst. Da Bakterien auf ein wässriges Milieu angewiesen sind, steigt mit zunehmender Bodenfeuchte deren Aktivität in Humushorizonten, weshalb es zu einer Steigerung in der Produktion von DOC kommt (FALKENGREN-GRERUP & TYLER 1993, CHRIST & DAVID 1996). Je feuchter das Milieu, desto größer wird der Anteil hydrophober Säuren (CHRIST & DAVID 1996, CHOW et al. 2006).

Zusammenfassend lässt sich sagen, dass sowohl pH, als auch Temperatur und Wasserdargebot die Höhe der DOC-Konzentration beeinflussen, wie insbesondere in **ex-situ**-Versuchen belegt werden konnte. Dies beruht im Wesentlichen darauf, dass durch günstige ökologische Bedingungen die Mikrobenaktivität im Boden gesteigert wird und infolgedessen eine beschleunigte Zersetzung der OBS mit entsprechender Nachlieferung von DOC erfolgt. Im Freiland sind die Effekte der genannten Faktoren nicht oder widersprüchlich nachgewiesen worden. Dies ist womöglich damit zu erklären, dass die Optimierung eines Ökofaktors nur dann eine Wirkung auf die Bodenbakterien zeigt, wenn kein anderer Faktor im Minimum ist und limitierend wirkt. Der Umweltfaktor Wasser ist dabei nicht nur mikrobiologisch bedeutsam, sondern stellt auch das Transportmedium für DOC dar; bei Starkregenereignissen wird also einerseits das mikrobielle Edaphon aktiviert und andererseits werden Stoff-Frachten stärker bewegt (ARVOLA et al. 2004, HAGEDORN et al. 2000). Ein zweiter Aspekt, der zu widersprüchlichen Untersuchungsergebnissen führt, ist die Tatsache, dass durch erhöhte Mikробentätigkeit zwar mehr DOC entsteht, aber gleichzeitig auch größere Mengen durch Bakterien metabolisiert werden (CHOW et al. 2006).

In Bezug auf die Diskussion um mögliche Klimaänderungen und deren Auswirkungen auf die Stoffverluste aus Mooren rechnen FREEMAN et al. (2001, 2004) mit steigenden DOC-Austrägen, da erhöhte CO₂-Gehalte der Atmosphäre und steigende Temperaturen die Mikrobenaktivität im Boden erhöhen können und folglich größere DOC-Verluste zu erwarten sind.

3.2 Wirkung von Landnutzung

Um den Einfluss der Landnutzung auf DOC-Verluste von Mooren zu diskutieren, ist es zunächst nötig, mögliche, durch Nutzung entstandene Veränderungen der Standorteigenschaften zu benennen.

Die landwirtschaftliche Innutzungnahme hydromorpher Böden setzt in den meisten Fällen eine Entwässerung der Flächen voraus. So sind im Nordosten Deutschlands zwischen 90 % und 95 % der Niedermoore durch Entwässerung – beginnend im 17. Jahrhundert, aber insbesondere in den letzten 60 Jahren – in ihrem Wasserhaushalt erheblich gestört. Die mit der Belüftung der oberen Bodenzone einsetzende Mineralisierung des

Torfes führt zu Stoffverlusten und einer relativen Anreicherung mit Nährstoffen. Zunehmende Bemühungen zur Revitalisierung von Mooren ergeben einen gegenläufigen Trend, indem entwässerte Landwirtschaftsflächen wiedervernässt oder zumindest höhere Wasserstände eingestellt werden. Weitere, mit Landnutzung einhergehende Maßnahmen sind Düngung, Kalkung, Pflanzenschutzmaßnahmen sowie Bodenbearbeitung. Während Düngungsstrategien auf den Nährstoffhaushalt des Bodens wirken, stellt die Kalkung eine Möglichkeit der Regulation eines ökologischen Faktors (pH) für Edaphon/Vegetation dar. Pflanzenschutzmittel könnten sich auf bodenbewohnende Fauna auswirken und eine mögliche Bodenbearbeitung wirkt vor allem durch eine veränderte Belüftung des Oberbodens (verfestigen *versus* lockern) auf DOC.

Allgemein kann eine starke anthropogene Störung von Mooren zu erhöhten Stoffverlusten in Form von DOC-Austrägen führen. So sind nach Abtorfung (GLATZEL et al. 2003) und auch nach Bau von Windparks (GRIEVE & GILVEAR 2008) infolge der Entwässerung und Nutzung der Standorte steigende DOC-Austräge beobachtet worden. Langjährige und intensive Landbewirtschaftung verändert darüber hinaus die DOC-Qualität eines Standorts, indem bei Fulvinsäuren verstärkt aromatische Strukturen und Humifizierung beobachtet worden sind (KALBITZ et al. 1999).

3.2.1 Entwässerung und Wiedervernässung

Die Veränderung der natürlichen hydrologischen Verhältnisse ist in Mooren der Eingriff mit den größten Auswirkungen. Nach Entwässerung belüftete Bodenschichten unterliegen einer starken Zersetzung und Mineralisierung der organischen Substanz. Als Zwischenprodukt könnte nun verstärkt DOC entstehen. Werden die Böden sehr trocken (bspw. im Sommer) dürfte allerdings die Mikrobenaktivität zurückgehen und der biologische Abbau von OBS sowie der Verbrauch von DOC stagnieren. Insgesamt kommt es in dieser Phase zu einer Akkumulation von DOC im Boden, was sich jedoch aufgrund des geringen Wasservorrats sowie der kurzen Passagezeit des Wassers nicht in hohen Austrägen widerspiegelt (BÖHM 2006, SCHWALM 2011). Kommt es nach einer trockenen Periode zu einem Wiederanstieg der Bodenfeuchte (z. B. Starkregenereignisse oder Wiedervernässung), treten erhöhte DOC-Austräge auf (LUNDQUIST et al. 1999, TIPPING et al. 1999, MERCKX et al. 2001, CHOW et al. 2003). Ursache dafür ist, neben der genannten Akkumulation von DOC, der Umstand, dass nun erhöhte Gehalte redox-sensitiver Substanzen vorhanden sind, die zu einer Mobilisierung von festgelegtem DOC führen (ZAK & GELBRECHT 2007). Nach erfolgter Wiedervernässung kann zudem die Biomasse abgestorbener Mikroben dem DOC-Pool zugeführt werden; zusätzlich ist eine leichtere Zersetzbarkeit vormals stabiler organischer Verbindungen infolge der Störung der Bodenstruktur denkbar (ebd.). Je stärker der Torf während der Entwässerungsperiode degradiert worden ist, desto größer ist die anschließende Mobilisierung des organischen Kohlenstoffs (ZAK & GELBRECHT 2007), so dass degradierende Landnutzung als Aktivator für hohe DOC-Austräge angesehen werden kann (Abb. 2).

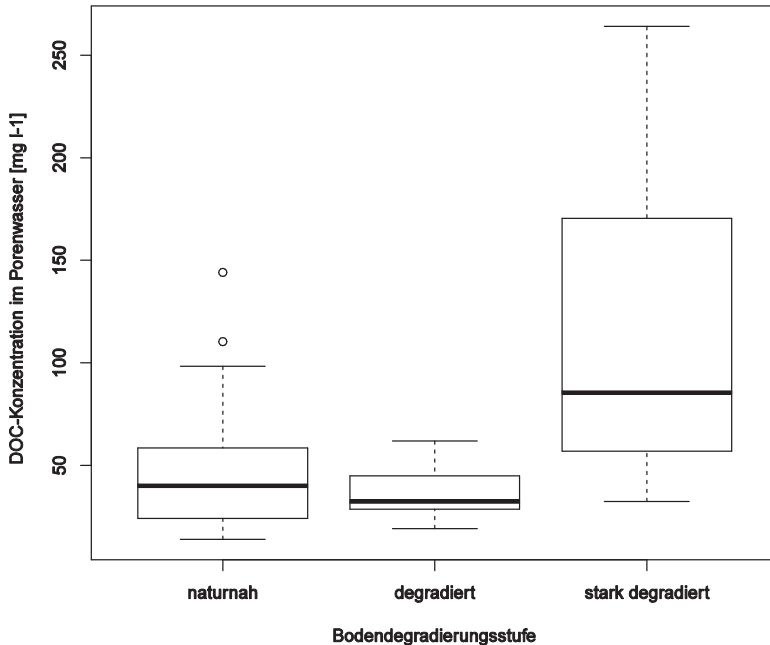


Abb. 2: DOC-Konzentration in Abhängigkeit vom Torf-Degradierungsgrad, Median mit oberem und unterem Quartil, Spannweite und Ausreißern (Auswertung von Meta-Daten (n = 87) aus: KOPRIVNJAK & MOORE 1992, ZAK 2001, KALBITZ & GEYER 2002, BENGTSO & TÖRNEMAN 2004, STRACK 2006, FIEDLER et al. 2008, ZAK & GELBRECHT 2008, TAUCHNITZ 2010)
DOC concentration influenced by degree of peat degradation, median with lower and upper quartil, range and outliers statistical evaluation of meta data (n = 87) from: see above)

Auf vielen intensiv genutzten Niedermooren ist mit periodischen Wasserstandsschwankungen zu rechnen, wodurch erhöhte DOC-Austräge aufgrund der oben genannten Ursachen angenommen werden müssen. Die erhöhten Stoffausträge nach einer Wiedervernässung sinken mit der Zeit. Renaturierte Niedermoore mit dauerhaft oberflächennahen Grundwasserständen können langfristig wieder ihre Retentionsfunktion wahrnehmen. Nach einigen Jahrzehnten sinken deren DOC-Austräge unter das Niveau entwässerter Niedermoore und sie fungieren wieder als C-Speicher (HÖLL 2007, HÖLL et al. 2009), zeigen jedoch höhere Austräge als naturnahe Standorte (ZAK et al. 2004).

3.2.2 Düngung und Kalkung

Der Effekt von Düngung besteht darin, dass sich mit steigenden Gehalten von organischer Bodensubstanz (OBS) die Menge des potenziellen DOC's erhöht, weshalb Produktion und Austrag von DOC verstärkt werden können (MOORE 1998). Alle Formen der organischen Düngung (Ausbringen von Stallmist oder Gülle, Gründüngung, Unterpflügen der

Stoppel) führen demzufolge zu einer erhöhten Nachlieferung von DOC. Beim Vergleich von organischer mit mineralischer Düngung auf Mineralböden zeigten sich deutlich höhere DOC-Gehalte nach der Applikation von organischer Düngung (LUNDQUIST et al. 1999). Durch Einsatz synthetischen Stickstoff-Düngers kann zum einen der pH, zum anderen die Trophie im Boden verändert werden, wodurch wiederum der DOC-Gehalt im Boden verändert werden könnte. Die Beeinflussung des pH-Wertes und der DOC-Konzentration im Boden durch verschiedene N-Düngung untersuchten EVANS et al. (Review 2008) für mineralische Standorte: Während Düngung mit Natronsalpeter die DOC-Konzentration erhöhte, konnte nach Zugabe von Ammoniumsalzen eine Abnahme von DOC beobachtet werden. Für Hochmoore zeigten BRAGAZZA et al. (2006), dass durch steigende Einträge von atmosphärischem N die Zersetzung der organischen Substanz im Torf beschleunigt wird, weshalb es in der Folge zu erhöhten DOC-Austrägen und CO₂-Emissionen kam.

Durch Ausbringen von Kalk wird der pH-Wert im Boden angehoben, was die Umweltbedingungen für Bodenmikroben verbessert. Die folgende Aktivitätssteigerung kann sich einerseits durch erhöhte DOC-Konzentrationen infolge der stärkeren Zersetzung von OBS zeigen, andererseits kann DOC auch entsprechend zügig verbraucht werden, so dass erhöhte Austräge nicht zwingend auftreten (siehe oben „Einflüsse abiotischer Standortparameter“).

3.2.3 Pflanzenschutzmittel und Bodenbearbeitung

Schadstoffeinträge, welche Bodenlebewesen hemmen, können eine Akkumulation von gelöster organischer Substanz in mineralischen Böden zur Folge haben (KALBITZ & KNAPPE 1997) und das Risiko hoher Austräge bergen. Der Einsatz von Pflanzenschutzmitteln auf Moorstandorten könnte demnach durch eine Beeinflussung der pedogenen Mikrobenpopulationen die DOC-Dynamik beeinflussen – diesbezügliche Untersuchungen existieren nach Wissen der Autoren jedoch nicht. Bekannt ist hingegen, dass DOC Pflanzenschutzmittel und andere Schadstoffe sowie Schwermetalle im Boden mobilisiert und transportiert (BASKARAN et al. 1996, DRISCOLL et al. 1995, KALBITZ & WENRICH 1998), weshalb es zum Austrag unerwünschter Substanzen in die Hydrosphäre kommen kann.

Inwiefern Bodenbearbeitungsmaßnahmen DOC beeinflusst, ist bislang wenig untersucht (KALBITZ et al. 2000). Mögliche Auswirkungen sind bedingt durch eine veränderte Belüftung des Oberbodens. Während durch das Walzen von Grünland die oberste, aerobe Bodenzone verdichtet und sauerstoffärmer wird, ist mit lockernder Bodenbearbeitung (Grubbern, Pflügen usw.) eine verstärkte Belüftung des Bodens verbunden. Gute Belüftung bei gleichzeitig ausreichender Wasserversorgung könnte die Mikrobenaktivität im Boden erhöhen und somit zu einer steigenden DOC-Nachlieferung führen. Für zwei mineralische Standorte (Locker-Syroseme und Pelosol) haben DON & SCHULZE (2008) jedoch gezeigt, dass nach Bodenbearbeitung (Pflügen) keine erhöhten DOC-Austräge auftreten, was mit dem recht trockenen und ohnehin gut belüfteten Oberboden erklärt werden könnte.

3.3 Fazit

Abiotische Bodenparameter beeinflussen direkt die Vitalität von Bodenmikroben und somit auch Produktion und Verbrauch von DOC. In Laborversuchen konnten diese Zusammenhänge nachgewiesen werden; im Freiland sind die entsprechenden Nachweise allerdings schwieriger, da Wechselwirkungen und weitere Einflussfaktoren eindeutige Wirkungsbeziehungen überlagern. Die mit landwirtschaftlicher Nutzung verbundenen Veränderungen im Stoff- und Wasserhaushalt von Mooren können als Ursachengefüge für erhöhte Konzentrationen und Austräge von DOC angesehen werden. Insgesamt bestehen noch große Unsicherheiten zu den Zusammenhängen zwischen DOC und Landnutzung, weshalb weiterer Forschungsbedarf besteht, um standortangepasste Landnutzungsempfehlungen für hydromorphe Böden aussprechen zu können.

4. Literaturverzeichnis

- ARAVENA, R. & WASSENAAR, L. I. (1993): Dissolved organic carbon and methane in a regional confined aquifer, southern Ontario, Canada: Carbon isotope evidence for associated subsurface sources. – *App. Geochem.* **8**: 483-493.
- ARVOLA, L., RÄIKE, A., KORTELAINEN, P. & JÄRVINEN, M. (2004): The effect of climate and landuse on TOC concentrations and loads in Finnish rivers. – *Boreal Environ. Res.* **9**: 381-387.
- BASKARAN, S., BOLAN, N. S., RAHMAN, A. & TILLMAN, R. W. (1996): Effect of exogenous carbon on the sorption and movement of atrazine and 2,4-D by soils. – *Aust. J. Soil Res.* **34**: 609-622.
- BENGTSON, G. & TÖRNEMAN, N. (2004): Dissolved organic carbon dynamics in the peat-streamwater interface. – *Biogeochem.* **70**: 93-116.
- BILLET, M. F., PALMER, S. M., HOPE, D., DEACON, C., STORETON-WEST, R., HARGREAVES, K. J., FLECHARD, C. & FOWLER, D. (2004): Linking land-atmosphere-stream carbon fluxes in a lowland peatland system. – *Glob. Biogeochem. Cyc.* **18**: GB1024.
- BÖHM, A. K. (2006): Hochmoore im Erzgebirge – Untersuchungen zum Zustand und Stoffaustagsverhalten unterschiedlich degradierter Flächen. – 200 S.; Dissertation Technische Universität Dresden.
- BRAGAZZA, L., FREEMAN, C., JONES, T., RYDIN, H., LIMPENS, J., FENNER, N., ELLIS, T., GERDOL, R., HÁJEK, M., HÁJEK, T., IACUMIN, P., KUTNAR, L., TAHVANAINEN, T. & TOBERMAN, H. (2006): Atmospheric nitrogen deposition promotes carbon loss from peat bogs. – *Proc. Nat. Acad. Soc. USA* **103**(51): 19386-19389.
- BURFORD, J. R. & BREMNER, J. M. (1975): Relationships between denitrification capacities of soils and total, water-soluble and readily decomposable soil organic matter. – *Soil Biol. Biochem.* **7**: 389-394.
- CARROLL, P. & CRILL, P. (1997): Carbon balance of a temperate poor fen. – *Glob. Biogeochem. Cyc.* **11**(3): 349-356.

- CHAPELLE, F. H. (2000): Ground-water microbiology and geochemistry. – 496 S.; New York (Wiley & Sons).
- CHIN, Y. P., TRAINA, S. J., SWANK, C. R. & BACKHUS, D. (1998): Abundance and Properties of Dissolved Organic Matter in Pore Waters of a Freshwater Wetland. – *Limnol. Oceanogr.* **43**(6): 1287-1296.
- CHOW, A. T., TANJI, K. K. & GAO, S. (2003): Production of dissolved organic carbon (DOC) and trihalomethane (THM) precursor from peat soils. – *Water Research* **37**(18): 4475-4485.
- CHOW, A. T., TANJI K. K., GAO, S. & DAHLGREN, R. A. (2006): Temperature, water content and wet-dry-cycle effects on DOC production and carbon mineralization in agricultural peat soils. – *Soil Biol. Biochem.* **38**: 477-488
- CHRIST, M. J. & DAVID, M. B. (1996): Temperature and moisture effects on the production of dissolved organic carbon in a Spodosol. – *Soil Biol. Biochem.* **28**(9): 1191-1199.
- CLARK, J. M., ASHLEY, D., WAGNER, M., CHAPMAN, P. J., LANE, S. N., EVANS, C. D. & HEATHWAITE, A. L. (2009): Increased temperature sensitivity of net DOC production from ombrotrophic peat due to water table draw-down. – *Glob. Change Biol.* **15**: 794-807.
- CURTIN, D., CAMPBELL, C.A. & JALIL, A. (1998): Effects of acidity on mineralization: pH-dependence of organic matter mineralization in weakly acidic soils. – *Soil Biol. Biochem.* **30**(1): 57-64.
- DALVA, M. M. & MOORE, T. R. (1991): Sources and sinks of dissolved organic carbon in a forested swamp catchment. – *Biogeochem.* **15**: 1-19.
- DAWSON, H. J., UGOLINI, F. C., HURTFORD, B. F. & ZACHARA, J. (1978): Role of Soluble Organics in the Soil Processes of A Podzol, Central Cascades, Washington. – *Soil Sci.* **126**(5): 290-296.
- DAWSON, J. J. C., BILLET, M. F., NEAL, C. & HILL, S. (2002): A comparison of particulate, dissolved and gaseous carbon in two contrasting upland streams in the UK. – *J. Hydrol.* **257**: 226-246.
- DAWSON, J. J. C., BILLET, M. F., HOPE, D., PALMER, S. M. & DEACON, C. M. (2004): Sources and sinks of aquatic carbon in a peatland stream continuum. – *Biogeochem.* **70**: 71-92.
- DILLON, P. J. & MOLOT, L. A. (1997): Effect of landscape form on export of dissolved organic carbon, iron, and phosphorus from forested stream catchments. – *Wat. Resour. Res.* **33**(11): 2591-2600.
- DON, A. & SCHULZE, E.-D. (2008): Controls on fluxes and export of dissolved organic carbon in grasslands with contrasting soil types. – *Biogeochem.* **91**:117-131.
- DRISCOLL, C. T., FULLER, R. D. & SIMONE, D. M. (1988): Longitudinal Variations in Trace Metal Concentrations in a Northern Forested Ecosystem. – *J. Environ. Qual.* **17**: 101-107.
- DRISCOLL, C. T., BILLET, V., YAN, C., SCHOFIELD, C. L., MUNSON, R. & HOLSAPPLE, J. (1995): The role of dissolved organic carbon in the chemistry and bioavailability of mercury in remote Adirondack lakes. – *Water Air Soil Pollut.* **80**: 499-508.
- EVANS, C. D., CHAPMAN, P. J., CLAR, J. M., MONTEITH, D. T. & CRESSER, M. S. (2006): Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. – *Glob. Change Biol.* **12**: 2044-2053.

- EVANS, C. D., GOODALE, C. L., CAPORN, S. J. M., DISE, N. B., EMMETT, B. A., FERNANDEZ, I. J., FIELD, C. D., FINDLAY, S. E. G., LOVETT, G. M., MEESENBERG, H., MOLDAN, F. & SHEPPARD, L. C. (2008): Does elevated nitrogen deposition or ecosystem recovery from acidification drive increased dissolved organic carbon loss from upland soil? A review of evidence from field nitrogen addition experiments. – *Biogeochem.* **91**: 13-35.
- FALKENGREN-GRERUP, U. & TYLER, G. (1993): The importance of soil acidity, moisture, exchangeable cation pools and organic matter solubility to the cationic composition of beech forest (*Fagus sylvatica* L.) soil solution. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **156**(4): 365-370.
- FEE, E. J., HECKY, R. E., KASIAN, S. E. M. & CRUIKSHANK, D. R. (1996): Effects of Lake Size, Water Clarity, and Climatic Variability on Mixing Depths in Canadian Shield Lakes. – *Limnol. Oceanogr.* **41**(5): 912-920.
- FIEDLER, S., HÖLL, B. S., FREIBAUER, A., STAHR, K., DRÖSLER, M., SCHLOTER, M. & JUNGKUNST, H.F. (2008): Particulate organic carbon (POC) in relation to other pore water carbon fractions in drained and rewetted fens in Southern Germany. – *Biogeosci.* **5**: 1615-1623.
- FREEMAN, C., EVANS, C. D., MONTEITH, D. T., REYNOLDS, B. & FENNER, N. (2001): Export of organic carbon from peat soils. – *Nature* **412**: 785.
- FRASER, C. J. D., ROULET, N. T. & MOORE, T. R. (2001): – *Hydrol. Process.* **15**: 3151-3166.
- FREEMAN, C., FENNER, N., OSTLE, N. J., KANG, H., DOWRICK, D. J., REYNOLDS, B., LOCK, M. A., SLEEP, D., HUGHES, S. & HUDSON, J. (2004): Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. – *Nature* **430**: 195-198.
- FROLKING, S., ROULET, N. T., MOORE, T. R., LAFLEUR, P. M., BUBIER, J.L. & CRILL, P. M. (2002): Modelling seasonal to annual carbon balance of MerBleue Bog, Ontario, Canada. – *Glob. Biogeochem. Cyc.* **16**(3): 4.1-4.21.
- GLATZEL, S., KALBITZ, K., DALVA, M. & MOORE, T. (2003): Dissolved organic matter properties and their relationship to carbon dioxide efflux from restored peat bogs. – *Geoderma* **113**: 397-411.
- GORHAM, E., UNDERWOOD, J. K., MARTIN, F. B. & OGDEN, J. G. (1986): Natural and anthropogenic causes of lake acidification in Nova Scotia. – *Nature* **324**: 451-453.
- GRIEVE, I. & GILVEAR, D. (2008): Effects of wind farm construction on concentrations and fluxes of dissolved organic carbon and suspended sediment from peat catchments at Braes of Doune, central Scotland. – *Mires Peat* **4**: Art. 3.
- HAGEDORN, F., SCHLEPPI, P., WALDNER, P. & FLÜHLER, H. (2000): Export of dissolved organic carbon and nitrogen from Gleysol dominated catchments – the significance of water flow paths. – *Biogeochem.* **50**: 137-161.
- HAY, G. W., JAMES, J. H. & VANLOON, G. W. (1985): Solubilization Effects of Simulated Acid Rain on the Organic Matter of Forest Soil; Preliminary Results. – *Soil Sci.* **138**: 422-430.
- HAYNES, R.J. (2005): Labile organic matter fractions as central components of the quality of agricultural soils: an overview. – *Adv. Agron.* **85**: 221-268.

- HELMER, E. H., URBAN, N. R. & EISENREICH, S. J. (1990): Aluminium chemistry in peatland waters. – *Bio-geochem.* **9**: 247-276.
- HÖLL, B. S. (2007): Die Rolle des Porenraums im Kohlenstoffhaushalt anthropogen beeinflusster Niedermoore des Donaurieds. – *Hohenheimer Bodenkundliche Hefte* **79**, Universität Hohenheim; Stuttgart.
- HÖLL, B. S., FIEDLER, S., JUNGKUNST, H.F., KALBITZ, K., FREIBAUER, A., DRÖSLER, M. & STAHR, K. (2009): Characteristics of dissolved organic matter following 20 years of peatland restoration. – *Sci. Total Environ.* **408**(1): 78-83.
- JÓZEFACIUK, G., SOKOLOWSKA, Z., HAJNOS, M., HOFFMANN, CH. & RENGER, M. (1996): Large effect of leaching of DOC on water adsorption properties of a sandy soil. – *Geoderma* **74**(1-2): 125-137.
- KAISER, K., GUGGENBERGER, G. & ZECH, W. (1996): Sorption of DOM and DOM fractions to forest soils. – *Geoderma* **74**(3-4): 281-303.
- KAISER, K. & ZECH, W. (1997): Über die Sorptionseigenschaften von Waldböden bezüglich gelöster organischer Substanzen. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **160**(2): 295-301.
- KALBITZ, K. & KNAPPE, S. (1997): Einfluß der Bodeneigenschaften auf die Freisetzung der gelösten organischen Substanz (DOM) aus dem Oberboden. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* **160**: 475-483.
- KALBITZ, K. & WENRICH, R. (1998): Mobilization of heavy metals and arsenic in polluted wetlands soils and its dependence on dissolved organic matter. – *Sci. Total Environ.* **209**: 27-39.
- KALBITZ, K., GEYER, W. & GEYER, S. (1999): Spectroscopic properties of dissolved humic substances – a reflexion on land use history in a fen area. – *Biogeochem.* **47**: 219-238.
- KALBITZ, K., SOLINGER, S., PARK, J.-H., MICHALZIK, B. & MATZNER, E. (2000): Controls of the Dynamics of Dissolved Organic Matter in Soils: A Review. – *J. Soil Sci.* **165**(4): 277-304.
- KALBITZ, K. & GEYER, S. (2002): Different effects of peat degradation on dissolved organic carbon and nitrogen. – *Org. Geochem.* **33**: 319-326.
- KALBITZ, K., SCHMERWITZ, J., SCHWESIG, D. & MATZNER, E. (2003): Biodegradation of soil-derived dissolved organic matter as related to its properties. – *Geoderma* **113**(3-4): 273-291.
- KIECKBUSCH, J. J. (2003): Ökohydrologische Untersuchungen zur Wiedervernässung von Niedermooren am Beispiel der Pohnsdorfer Stauung. – 197 S., Dissertation der Christian-Albrechts-Universität zu Kiel.
- KOPRIVNJAK, J.-F. & MOORE, T. R. (1992): Sources, sinks and fluxes of dissolved organic carbon in subarctic fen catchment. – *Arc. Alp. Res.* **24**(3): 201-210.
- KRASNER, S. W. (1999): Chemistry of disinfection by-product formation. – In: SINGER, P. C. (Hrsg.): *Formation and Control of Disinfection By-Products in Drinking Water.* – 424 S.; Denver, USA (American Water Works Association).
- LUNDQUIST, E. J., JACKSON, L. E. & SCOW, K. M. (1999): Wet-dry cycles affect dissolved organic carbon in two California agricultural soils. – *Soil Biol. Biochem.* **31**(7): 1031-1038.

- MARSCHNER, B. & BREDOW, A. (2002): Temperature effects on release and ecologically relevant properties of dissolved organic carbon sterilized and biologically active soil samples. – *Soil Biol. Biochem.* **34**: 459-466.
- MCKNIGHT, D., THURMANN, E. M., WERSHAW, E. L. & HEMOND, H. (1985): Biogeochemistry of Aquatic Humic Substances in Thoreau's Bog, Concord, Massachusetts. – *Ecology* **66**(4): 1339-1352.
- MERCKX, R., BRANS, K. & SMOLDERS, E. (2001): Decomposition of dissolved organic carbon after soil drying and rewetting as an indicator of metal toxicity in soils. – *Soil Biol. Biochem.* **33**(2): 235-240.
- MICHALZIK, B. & MATZNER, E. (1999): Dynamics of dissolved organic nitrogen and carbon in a Central European Norway spruce ecosystem. – *Eur. J. Soil Sci.* **50**(4): 579-590.
- MITCH, W. J., GOSSELINK, J. G. (2000): *Wetlands*. – 920 S.; New York (Wiley and Sons).
- MOORE, T. R. (1987): Patterns of dissolved organic matter in subarctic peatlands. – *Earth Surf. Proc. Land.* **12**: 387-397.
- MOORE, T. R. (1989): Dynamics of dissolved organic carbon in forested and disturbed catchments, Westland, New Zealand. – *I. Maimai. Wat. Resour. Res.* **25**: 1321-1330.
- MOORE, T. R., DE SOUZA, W. & KOPRIVNIAK, J.-F. (1992): Controls on the Sorption of Dissolved Organic Carbon by Soils. – *Soil Sci.* **154**(2): 120-129.
- MOORE, T. R. (1998): Dissolved Organic Carbon: Sources, Sinks and Fluxes and Role in the Soil Carbon Cycle. – In: LAL, R. (Hrsg.): *Soil processes and the carbon cycle*. – 609 S.; Boca Raton – Florida, USA (CRC Press LCC).
- MOORE, T. R. & DALVA, M. (2001): Some controls on the release of dissolved organic carbon by plant tissues and soils. – *Soil Sci.* **166**(1): 38-47.
- NELSON, P. N., BALDOCK, J. A. & OADES, J. M. (1993): Concentration and composition of dissolved organic carbon in streams in relation to catchment soil properties. – *Biogeochem.* **19**(1): 27-50.
- PALMER, S., HOPE, D., BILLET, M. F., DAWSON, J. J. C. & BRYANT, C. (2001): Sources of organic and inorganic carbon in a headwater stream: Evidence from carbon isotope studies. – *Biogeochem.* **52**: 321-338.
- SACHSE, A., BABENZIEN, D., GINZEL, G., GELBRECHT, J. & STEINBERG, C. E. W. (2001): Characterization of dissolved organic carbon (DOC) of a dystrophic lake and an adjacent fen. – *Biogeochem.* **54**: 279-296.
- SACHSE, A., HENRION, R., GELBRECHT, J., STEINBERG, C. E. W. (2005): Classification of dissolved organic carbon (DOC) in river systems: Influence of catchment characteristics and autochthonous processes. – *Org. Geochem.* **36**(6): 923-935.
- SCHWALM, M. (2010/2011): unveröffentlichte Messungen.
- SCOTT, M. J., JONES, M. N., WOOF, C. & TIPPING, E. (1998): Concentrations and fluxes of dissolved organic carbon in drainage water from an upland peat system. – *Environ. Int.* **24**(5-6): 537-546.

- SZAJDAK, L., BRANDYK, T. & SZATYŁOŁWICZ, J. (2007): Chemical properties of different peat-moorsh soils from the Biebrza River Valley. – *Agron. Res.* **5**(2): 165-174.
- STRACK, M., WADDINGTON, J. M., BOURBONNIERE, R. A., BUCKTON, E. L., SHAW, K., WHITTINGTON, P. & PRICE, J. S. (2008): Effect of water table drawdown on peatland dissolved organic carbon export and dynamics. – *Hydrol. Proc.* **22**: 3373-3385.
- SØNDERGAARD, M. & MIDDELBOE, M. (1995): A cross-system analysis of labile dissolved organic carbon. – *Mar. Ecol. Prog. Ser.* **118**: 283-294.
- TAUCHNITZ, N., OSTERLOH, K., BERNSDORF, S., MEISSNER, R. & KISON, H.-U. (2010): Veränderung der Wasser- und Nährstoffdynamik eines entwässerten Moores im Nationalpark Harz nach Wiedervernässung. – *Telma* **40**: 229-244; Hannover.
- THURMAN, E. M. (1985): Classification of dissolved organic carbon. – In: *Organic geochemistry of natural waters.* – 496 S.; Dordrecht (Kluwer Academic Publishers).
- TIPPING, E., WOOF, C., RIGG, E., HARRISON, A. F., INESON, P., TAYLOR, K., BENHAM, D., POSKITT, J., ROWLAND, A. P., BOL, R. & HARKNESS, D. D. (1999): Climatic influences on the leaching of dissolved organic matter from upland UK moorland soils, investigated by a field manipulation experiment. – *Environ. Internat.* **25**(1): 83-95.
- TRANVIK, L. J. (1998): Degradation of dissolved organic matter in humic waters by bacteria. – In: HESSEN, D. O. & TRANVIK, L. J. (Hrsg.): *Aquatic humic substances: ecology and biogeochemistry.* – 346 S.; Berlin, Heidelberg (Springer).
- URBAN, N. R., BAYLEY, S. E. & EISENREICH, S. J. (1989): Export of Dissolved Organic Carbon and Acidity From Peatlands. – *Water Resour. Res.* **25**(7): 1619-1628.
- VANCE, G. F. & DAVID, M. B. (1989): Effect of Acid Treatment on Dissolved Organic Carbon Retention by a Spodic Horizon. – *Soil Sci. Soc. Am. J.* **53**, 1242-1247.
- WORRALL, F., REED, M., WARBUTON, J. & BURT, T. (2003): Carbon budget for a British upland peat catchment. – *Sci. Total Environ.* **312**(1-3): 133-146.
- WORRALL, F., BURT, T. P. & ADAMSON, J. (2008): Long-term records of dissolved organic carbon flux from peat-covered catchments: evidence for a drought effect? – *Hydrol. Process.* **22**: 3181-3193.
- YOU, S.-J., YIN, Y. & ALLEN, H. E. (1999): Partitioning of organic matter in soils: effects of pH and water/soil ratio. – *Sci. Total Environ.* **227**(2-3): 155-160.
- ZAK, D. (2001): Steuerungsmechanismen des Stoffrückhaltes beim Übergang von anaerobem Porenwasser aus dem Moor in sauerstoffhaltiges Oberflächenwasser unter besonderer Berücksichtigung des Phosphors. – 95 S.; Diplomarbeit Humboldt-Universität zu Berlin.
- ZAK, D., GELBRECHT, J. & STEINBERG, C. E. W. (2004): Phosphorus Retention at the Redox Interface of Peatlands Adjacent to Surface Waters in Northeast Germany. – *Biogeochem.* **70**(3): 357-368.
- ZAK, D. & GELBRECHT, J. (2007): The mobilisation of phosphorus, organic carbon and ammonium in the initial stage of fen rewetting (a case study from NE Germany). – *Biogeochem.* **85**: 141-151

- ZAK, D. & GELBRECHT, J. (2008): Phosphormobilisierung in wiedervernässten Niedermooren – Status, Ursachen und Risiken für angrenzende Gewässer. – In: GELBRECHT, J., ZAK, D., AUGUSTIN (Hrsg.): Phosphor- und Kohlenstoffdynamik und Vegetationsentwicklung in wiedervernässten Mooren des Peenetales in Mecklenburg-Vorpommern. – Berichte des IGB **26**.
- ZAK, D., STEFFENHAGEN, P. & GELBRECHT, J. (2009): Boden- und Wasserchemische Veränderungen in degradierten Torfmoosmooren und Möglichkeiten ihrer Renaturierung unter Naturschutzaspekten – dargestellt am Beispiel Berliner Moore. – Telma **39**: 119-138; Hannover.
- ZAUFT, M. & ZEITZ, J. (2011): DOC-Austräge aus wiedervernässten Niedermooren – eine Fallstudie. – Telma **41**: 155-170; Hannover.
- ZEITZ, J., ZAUFT, M. & ROSSKOPF, N. (2008): Use of stratigraphic and pedogenetic information for the evaluation of carbon turnover in peatlands. – In: FARRELL & FEEHAN (Hrsg.): Proceedings of 13th International Peat Congress, Vol. 1: 653-655, Tullamore.

Anschrift der Verfasser:

M. Schwalm
Prof. J. Zeitz
Humboldt-Universität zu Berlin
Landwirtschaftlich-Gärtnerische Fakultät
Fachgebiet Bodenkunde und Standortlehre
Albrecht-Thaer-Weg 2
D-14195 Berlin
E-Mail: mayte.schwalm@agrar.hu-berlin.de

Manuskript eingegangen am 22. Juli 2011