

Auswirkungen von erhöhter Temperatur und CO₂-Konzentration im Dauergrünland auf den im Sickerwasser gelösten organischen Kohlenstoff und Stickstoff

Markus Herndl^{1*}, Veronika Slawitsch², Erich M. Pötsch¹, Martina Schink¹ und Matthias Kandolf¹

Zusammenfassung

Unter dem Aspekt des fortschreitenden Klimawandels bekommt die Untersuchung von Wasser- und Nährstoffflüssen im Dauergrünland einen neuen und wichtigen Stellenwert. Gelöster organischer Stickstoff (DON) und Kohlenstoff (DOC) stellen im Hinblick auf die Austragsmengen im Grünland den mobilen Pool dar. Um DOC und DON im Sickerwasser unter zukünftigen Klimabedingungen in einem Grünlandboden quantifizieren zu können, wurde an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein ein Dauergrünlandpflanzenbestand auf sechs Lysimetern unterschiedlicher Kombinationen von Temperatur (T) und CO₂-Konzentration (C) ausgesetzt. Ein Lysimeter repräsentiert die ambiante Situation (C0T0), zwei Lysimeter werden beheizt (+3 °C, C0T2), zwei begast (+300 ppm CO₂, C2T0) und ein Lysimeter unterliegt den prognostizierten Klimabedingungen (+3 °C und +300 ppm CO₂, C2T2). Im Laufe der Behandlungsjahre 2015/16 differenzierten sich die Sickerwassermengen zwischen den begasten Lysimetern (C2T0), die in der Vegetationsperiode 2015 durchschnittlich 297 mm und den beheizten und begasten (C0T2 und C2T2), die 48 und 43 mm aufwiesen. Die δ¹³C-Signaturen des DOC im Sickerwasser deuten darauf hin, dass in den letzten Jahren Kohlenstoff aus dem Oberboden nicht bis in die Tiefe von 1,4 m ausgewaschen wurde. Über beide Behandlungsjahre zeigte vor allem die Begasung (C2T0), aber auch in Kombination mit Temperaturerhöhung (C2T2), die höchsten DON-Konzentrationen. Sowohl DOC- als auch DON-Frachten korrelierten positiv mit der Sickerwassermenge, wodurch die Konzentrationen für die Beurteilung der Behandlungseffekte zweitrangig wurden. Die Behandlungen schlugen sich auf die Frachten im Wesentlichen durch die veränderte Sickerwassermenge nieder.

Schlagwörter: Klimawandel, Erderwärmung, Lysimeter, DON, DOC

Summary

Under the aspect of progressive climate change, the study of water and nutrient fluxes in permanent grassland takes on a new and important status. Dissolved organic nitrogen (DON) and carbon (DOC) represent the mobile pool with regard to the discharge rates in grassland. In order to quantify DOC and DON in the leachate under future climatic conditions in a grassland soil, a permanent grassland plant stand at six lysimeters have been exposed to different combinations of temperature (T) and CO₂ concentration (C). One lysimeter represents the ambient situation (C0T0), two lysimeters are heated (+3 °C, C0T2), two are fumigated (+300 ppm CO₂, C2T0) and one lysimeter is subject to the predicted climatic conditions (+3 °C and +300 ppm CO₂, C2T2). During the 2015/16 treatment years, the leachate volumes differed between the fumigated lysimeters (C2T0), which averaged 297 mm in the vegetation period 2015 and the heated and fumigated (C0T2 and C2T0), which had 48 and 43 mm. The δ¹³C signatures of the DOC in the leachate indicate that in recent years carbon from the topsoil has not been washed down to the depth of 1,4 m. Overall, the fumigation (C2T0) and the temperature increase (C2T2) showed the highest DON concentrations over both treatment years. Both DOC and DON loads correlated positively with the amount of leachate, which made the concentrations for the assessment of treatment effects secondary. The treatments mainly affected the loads due to the changed amount of leachate.

Keywords: climate change, global warming, lysimeter, DON, DOC

Einleitung

Kenntnis über Art und Menge von Nährstoffverlusten ist für eine effiziente und umweltverträgliche Grünlandbewirtschaftung unumgänglich. Da die meisten Grünlandökosysteme stickstofflimitiert sind, wirken sich Faktoren, die den Stickstoffverlust beeinflussen, meist auch auf das Potential Kohlenstoff (C) zu binden aus (Hunt et al. 1988, Huemreke

et al. 1990). Obwohl die jährlichen Stickstoffverluste (N) durch Auswaschung vergleichsweise nur einen kleinen Teil des gesamten N-Pools des Grünlandökosystems ausmachen, können anhaltende Auswaschungsverluste langfristig die Akkumulation von N und C in pflanzlicher Biomasse und organischer Bodensubstanz erheblich reduzieren (Vitousek et al. 1998, Rastetter et al. 2005). Gelöster organischer Stickstoff (DON) und Kohlenstoff (DOC) repräsentieren im

¹ HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Institut für Pflanzenbau und Kulturlandschaft, Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

² Universität Graz, NAWI Graz Geozentrum, Institut für Erdwissenschaften, Heinrichstraße 26, A-8010 GRAZ

* Ansprechpartner: Dr. Markus Herndl, markus.herndl@raumberg-gumpenstein.at



Hinblick auf die Eintrags-, Umsatz- und Austragsmengen im Grünland meist nur einen geringen Teil des gesamten Stickstoff- und Kohlenstoffkreislaufs, stellen jedoch den mobilen und damit austragsgefährdeten Pool dar. Kindler et al. (2011) zeigen DOC-Austräge von 5,3 g m⁻² a⁻¹ unter Grünland und schlussfolgern daraus, dass der Austrag von gelöstem organischen Kohlenstoff insbesondere für die Kohlenstoffbilanzen landwirtschaftlich genutzter Böden relevant ist. Fu et al. (2017) dokumentieren, dass über den Sickerwasseraustrag rund 20% des gesamten Stickstoffverlustes in Form von DON in alpinen Grünland stattfindet, wobei bei intensivem Management mehr ausgewaschen wird als bei extensiver Bewirtschaftung.

Da sowohl DOC als auch DON eine hohe Sensitivität gegenüber den meteorologischen und hydrologischen Rahmenbedingungen aufweisen, können sie als Indikator für Effekte anthropogener Eingriffe und klimatischer Veränderungen auf die Speicherung und den Austrag von Bodenwasser verwendet werden.

Ziel dieses Beitrages ist es, die Konzentrationen und Frachten von DOC und DON unter zukünftigen Klimabedingungen (erhöhte Temperatur und CO₂-Konzentration) in einem Grünlandboden zu quantifizieren.

Material und Methoden

Versuchsstandort

Das Versuchskonzept zur Simulation der Erderwärmung auf Lysimetern (Lysi-T-FACE) wurde auf einer Grünlandfläche an der HBLFA Raumberg-Gumpenstein im Jahr 2011 er-

richtet. Der Versuch ist seit 2013 Teil der ClimGrass-Anlage wo prognostizierte Erhöhungen von Temperatur und CO₂-Konzentration sowie Trockenperioden auf insgesamt 54 Versuchspartellen in unterschiedlichen Abstufungen und Kombinationen simuliert werden (Pötsch et al. 2019). Die Versuchsfläche befindet sich in 700 m Seehöhe wobei die langjährige Jahresmitteltemperatur 8,2 °C und der durchschnittliche Jahresniederschlag 1056 mm beträgt. In den Untersuchungsjahren 2013, 2015 und 2016 waren die Unterschiede im Monatsniederschlag in der Vegetationsperiode im Juli und August am höchsten. Bei den durchschnittlichen Monatstemperaturen weist vor allem der September im Jahresvergleich die größten Unterschiede zwischen den Jahren auf (Abbildung 1).

Lysi-T-FACE

Im Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ wird ein Dauergrünlandpflanzenbestand auf sechs Lysimetern seit dem Jahr 2014 einer Faktorkombination von einer erhöhten Temperaturstufe (+3 °C; C0T2) und einer Behandlungsstufe mit gesteigerten CO₂-Konzentrationen der Luft (+300 ppm; C2T0) ausgesetzt (Herndl et al. 2011, *Abbildung 2*). Das Lysimeter-System ergibt ein Lysimeterhexagon, welches aus Bodenmonolithen mit je 1 m² Oberfläche und 1,5 m Tiefe besteht. Die Sensorausstattung der wägbaren Lysimeter ist auf die Tiefen 10, 30 und 50 cm konzentriert und umfasst TDR-Trime Sonden pico32 (IMKO GmbH) zur Wassergehaltsmessung sowie mit Temperaturerfassung kombinierte Tensiometer T8-30 (Meter Group AG) zur Bestimmung des Matrixpotentials. Die Sickerwassererfassung erfolgt über einen 50 Liter-Tank und eine Waage, die grammgenau

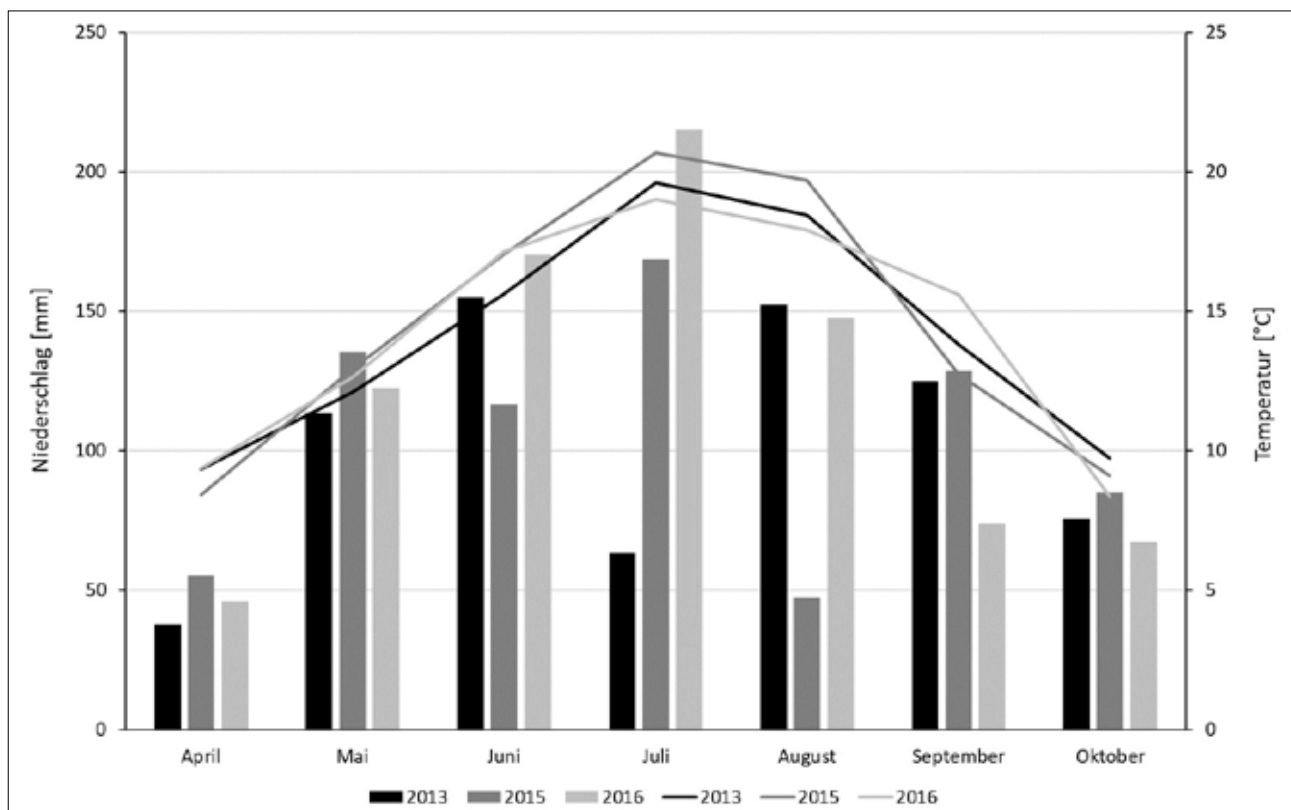


Abbildung 1: Mittlere Tagestemperatur und Niederschlagssumme für die Vegetationsperioden 2013, 2015, 2016 am Standort Raumberg-Gumpenstein.

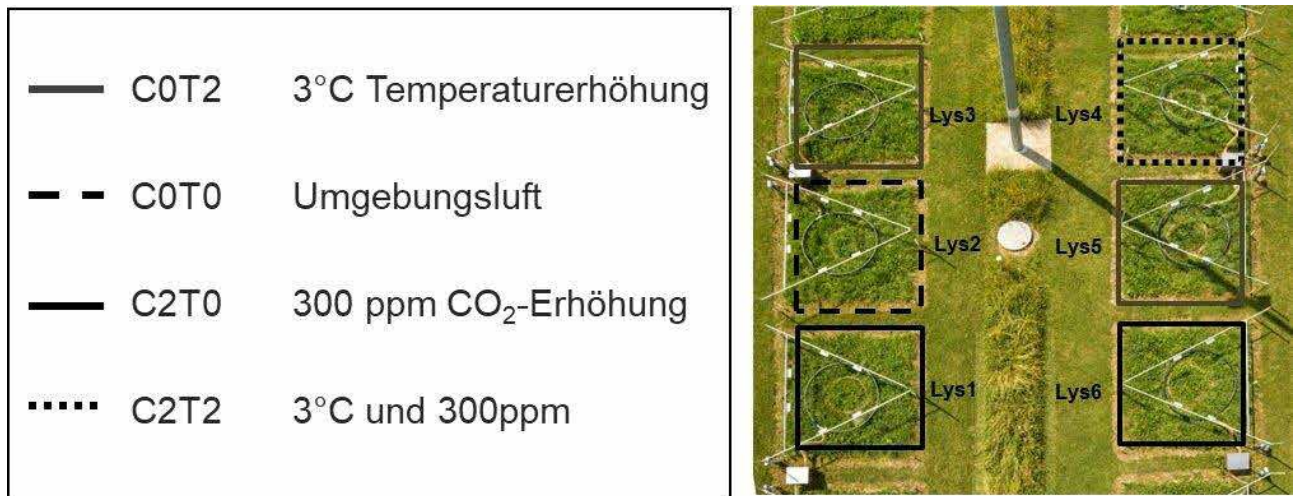


Abbildung 2: Behandlungsvarianten im Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“ (Beschreibung siehe Herndl et al. 2011).

Tabelle 1: Bodenkennwerte der Bodenmonolithen in den Lysimetern Versuchskonzept „Lysi-T-FACE“.

Lysimeter [Variante]	Tiefe [cm]	Horizont	ρ_b [g cm ⁻³]	Sand [%]	Schluff [%]	Ton [%]	TOC [%]	TN [%]	TOC g m ⁻²	TN g m ⁻²
Lys1	0-30	A	1,40	38,3	54,2	7,5	2,43	0,21	10,21	0,88
C2T0	30-100	B	1,28	39,2	53,5	7,3	1,57	0,12	14,07	1,08
	>100	C	1,44	40,5	48,0	11,6	0,17	0,02	0,98	0,12
Lys2	0-30	A	1,41	72,2	23,1	4,7	1,93	0,16	8,16	0,68
C0T0	30-90	B	1,60	46,2	47,5	6,4	1,21	0,10	11,61	0,96
	>90	C	1,46	40,6	49,3	10,1	0,16	0,02	1,17	0,15
Lys3	0-25	A	1,35	42,6	47,6	9,8	2,01	0,17	6,78	0,57
C0T2	25-100	B	1,24	80,5	15,2	4,3	1,49	0,11	13,86	1,02
	>100	C	1,27	42,9	50,3	6,8	0,20	0,02	1,02	0,10
Lys4	0-25	A	1,38	38,9	51,1	10	2,11	0,18	7,28	0,62
C2T2	25-100	B	1,18	42,4	47,7	9,9	1,33	0,14	11,77	1,24
	>100	C	1,44	68,8	24,0	7,2	0,25	0,03	1,44	0,17
Lys5	0-25	A	1,38	42,8	50,1	7,2	1,87	0,15	6,45	0,51
C0T2	25-100	B	1,33	38,0	53,1	8,9	0,78	0,06	7,78	0,60
	>100	C	1,43	39,1	49,6	11,3	0,36	0,04	2,06	0,23
Lys6	0-25	A	1,39	72,4	23,7	3,9	1,57	0,13	5,46	0,45
C2T0	25-105	B	1,24	40,2	52,0	7,8	0,81	0,07	8,04	0,69
	>105	C	1,63	40,7	48,4	10,9	0,25	0,03	1,43	0,17

ρ_b Lagerungsdichte
TOC Totaler organischer Kohlenstoff
TN Gesamtstickstoff

den Sickerwasseraustrag erfassen kann. Der Einsatz einer bidirektionalen Pumpe sowie eines Saugkerzenrechs an der Unterseite des Lysimeters und Tensiometer im Freiland in gleicher Tiefe, ermöglichen feldidentische Wasserflüsse an der Unterkante der Bodensäule (von Unold 2008).

Bodenkennwerte

Die Bodenmonolithen in den Lysimetern wurden nahe der Versuchsfläche im Jahr 2009 entnommen und sind damit mit der sehr homogenen restlichen Versuchsfläche vergleichbar. Der Bodentyp ist eine Braunerde mit einem A-Horizont von 0-30 cm, einem B-Horizont bis ca. 100 cm und einem C-Horizont >100 cm. Die vorherrschende Bodenart ist über alle Horizonte sandiger Lehm mit einem TOC-Gehalt im Oberboden von durchschnittlich 2% und einer Lagerungsdichte von 1,39 g/cm³ (Tabelle 1). Die Nährstoffversorgung liegt bei allen Makronährstoffen im Bereich der Versorgungsstufe C (= ausreichend).

Bodenwasserhaushaltskennwerte

Die Auswertung der Bodenwasserhaushaltskennwerte Sickerwassermenge sowie reduzierte Gewichts Differenz (RGD = Niederschlag minus aktuelle Evapotranspiration) erfolgt über eine technisch als auch manuelle Datenkorrektur (Slawitsch et al. 2016) sowie mit der kürzlich entwickelten Filtermethode AWAT (Peters et al. 2016).

Laboranalyse und Auswertung

Die Sickerwasserproben wurden im Labor der HBLFA Raumberg-Gumpenstein und der Universität Wien analysiert. Mittels multi N/C 2100S-Analyzert wurde mit Hilfe thermokatalytischer Hochtemperaturoxidation der gesamte organische Kohlenstoff und der gesamte gebundene Stickstoff erfasst. DOC entspricht dem gesamten organischen Kohlenstoff nach Probenfiltration durch einen 0,45µm Filter. DON wird durch Subtraktion des NO₃-N, NH₄-N und NO₂-N vom gesamten gebundenen löslichen Stickstoff ermit-

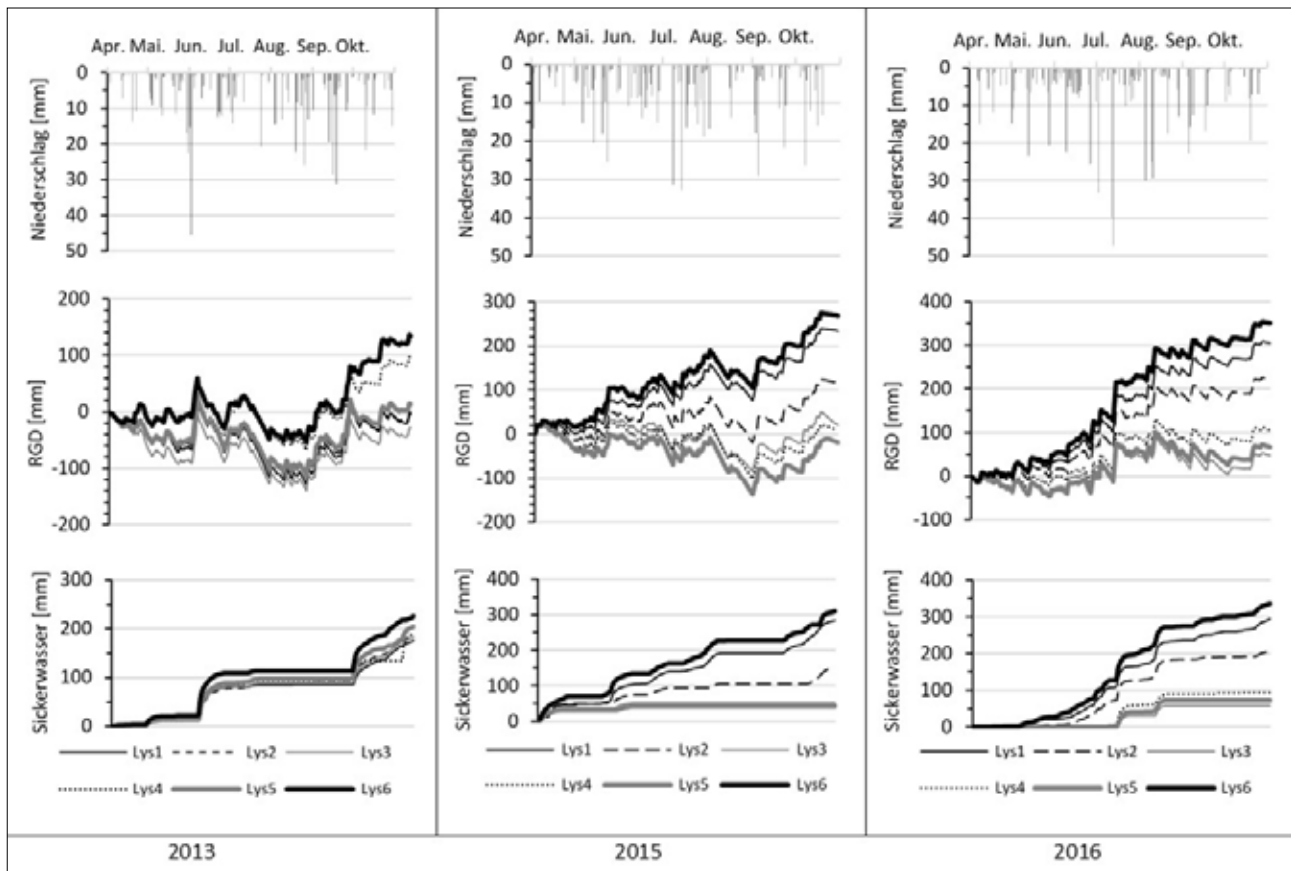


Abbildung 3: Niederschlag (Lys2), reduzierte Gewichts-differenz (RGD) und Sickerwasser ermittelt aus den Lysimetern über die Vegetationsperioden 2013, 2015 und 2016.

telt. Die Kohlenstoffisotopenzusammensetzung ($\delta^{13}\text{C}$) von DOC wurde nach Ansäuern mit HCl auf eine Konzentration von 50 mM zur Entfernung vom gelösten anorganischem Kohlenstoff quantifiziert. DOC wurde durch Online-Säure-Persulfat-Spaltung mittels einer an ein Isotopenverhältnis-Massenspektrometer gekoppelten LC-Isolink-Vorrichtung (Delta V Advantage, Thermo Fisher, Wien, Österreich) in CO₂ umgewandelt. Die natürliche Häufigkeit von ¹³C wurde wie folgt berechnet:

$$\delta^{13}\text{C} (\text{‰ vs. V-PDB}) = \left(\frac{R_{\text{Probe}}}{R_{\text{Standard}}} - 1 \right) \times 1000$$

wobei R das Verhältnis von ¹³C / ¹²C ist. Die Standardabweichung wiederholter Messungen eines Laborstandards betrug <0,1 ‰ für ~ ¹³C.

Die statistische Analyse erfolgte mittels Allgemeinem linearen Modell im Statistikpaket SAS 9.4 (SAS Institute, Cary, NC, USA).

Ergebnisse und Diskussion

Sickerwassermengen

Die Sickerwassermengen aus den Lysimetern in der Vegetationsperiode 2013 (ohne Behandlungsvarianten) war im Mittel 193(18) mm (Abbildung 3). Der Verlauf der kumulativen Mengen war im Wesentlichen geprägt von starken Niederschlägen Anfang Juni und Mitte September. Im ersten Versuchsjahr 2015, differenzierten sich die Sickerwassermengen zwischen den begasten Lysimetern (C2T0) die in der Vegetationsperiode durchschnittlich 297(18) mm und

den beheizten und begasten (C0T2 und C2T0) die 46(6) mm aufwies. Die Kontrollvariante (C0T0) hatte im Vergleichszeitraum 215 mm. Ein ähnliches Bild zeigt sich im Versuchsjahr 2016 wobei hier die Evapotranspiration bei den temperaturerhöhten Varianten eine größere Rolle spielte als 2015 (siehe RGD).

DOC-Konzentration im Sickerwasser

Die DOC-Konzentrationen im Sickerwasser im Ausgangsjahr 2013 schwankten über alle Lysimeter (Varianten) im Mittel von 1,9(0,4) im Juli bis 29,0(51,6) mg l⁻¹ im August (Abbildung 4). Der Mittelwert über die Vegetationszeit war 10,8(18) mg l⁻¹ was mit Vergleichswerten im Unterboden aus der Zusammenstellung von Kindler et. al. 2011 vergleichsweise gut übereinstimmt. Die statistische Analyse der Konzentrationen in den Behandlungsjahren 2015/2016 ergab signifikante ($p < 0,0001$) Wechselwirkungen zwischen der Behandlung und dem Jahr. Darüber hinaus konnten die DOC-Konzentrationen in den Vegetationsperioden fachlich nur teilweise mit den Dynamiken in den Behandlungsvarianten in Beziehung gesetzt werden. Diese Tatsache veranlasste die Vermutung, dass der Kohlenstoff aus dem Oberboden möglicherweise nicht in das Sickerwasser ausgewaschen wurde. Zur Bestätigung dieser Hypothese wurden $\delta^{13}\text{C}$ -Signatur der DOC-Sickerwasserproben durchgeführt.

$\delta^{13}\text{C}$ DOC

Die $\delta^{13}\text{C}$ -Signaturen im Sickerwasser über die Behandlungsjahre 2015/16 hinweg lagen zwischen -21,9 und -28,7‰ und

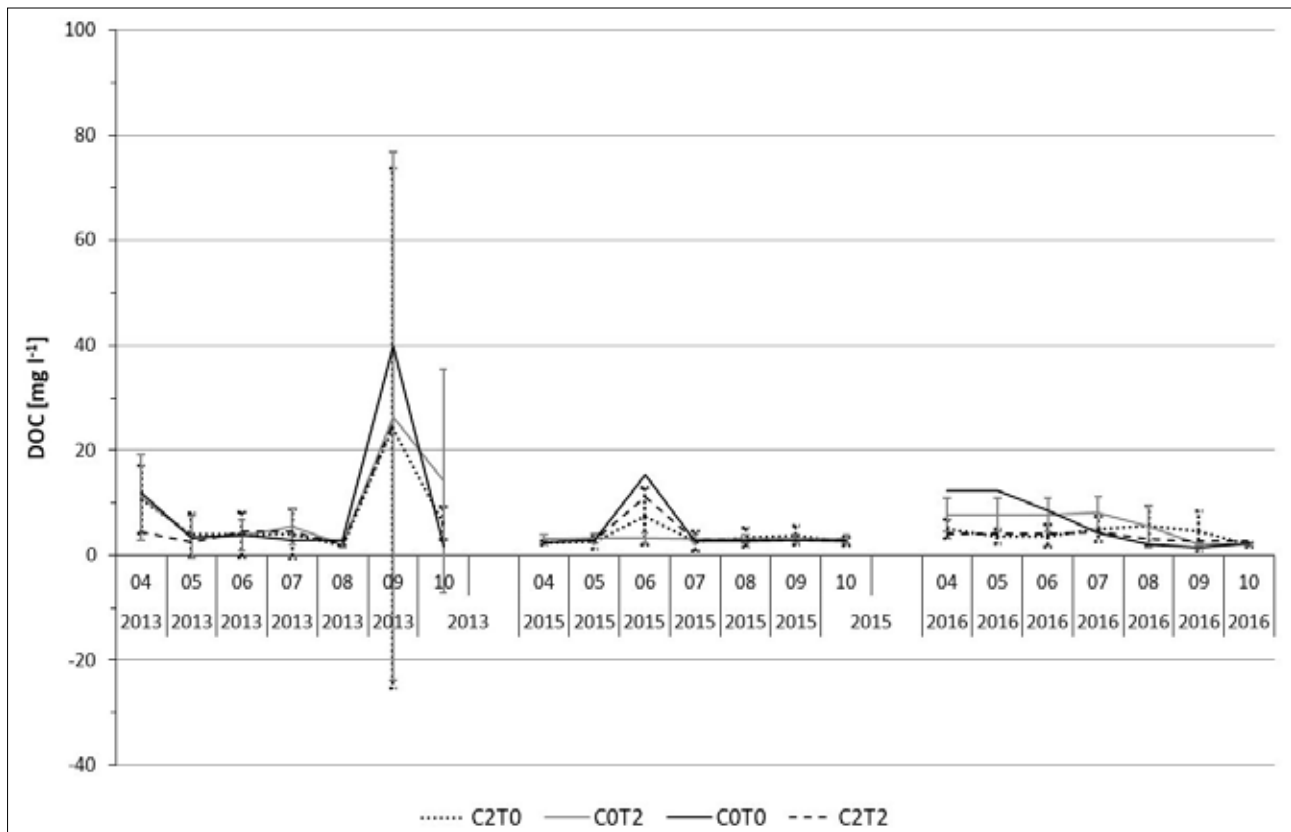


Abbildung 4: Mittlere DOC-Konzentrationen im Sickerwasser der Behandlungsvarianten in den Vegetationsperioden 2013, 2015 und 2016.

Tabelle 2: Varianzanalyse von δ¹³C im DOC des Sickerwassers über die Behandlungen und die Untersuchungsjahre 2016-2017.

Ursache	Quadratsumme	Freiheitsgrad	mittl. Abweichungsquadr.	F-Quotient	p-Wert
Behandlung	231,879	3	77,293	3,06	0,0492
Beprobungszeitpunkt	475,425	5	95,085	3,77	0,0129
Residuen	554,796	22	25,218		
Total (Korrigiert)	1353,15	30			

wurden durch Beprobungszeitpunkt (Saison- und Jahreseffekt, $p=0,013$) und Behandlung ($p=0,049$) beeinflusst (Tabelle 2). Der Behandlungseffekt folgte jedoch nicht dem CO₂-Effekt, da atmosphärisches CO₂ und pflanzlicher Kohlenstoff bei der C2T0-Variante um 12 ‰ isotopisch abgebaut wurde (Abbildung 5). Im Gegensatz dazu zeigten sich bei C0T0 und C0T2 die negativsten δ¹³C-Werte, die derzeit nicht erklärt werden können, möglicherweise aber in späteren Behandlungsjahren. Insgesamt deuten die Daten darauf hin, dass es in jüngster Zeit zu keiner Auswaschung von aus dem Oberboden stammenden Kohlenstoff gekommen zu sein scheint. Die Isotopensignatur von DOC ähnelt eher älteren C-Quellen für DOC, was auf Desorption/Auflösung von organischem C aus tieferen Bodenschichten hinweist. Die Isotopensignatur von DOC ähnelt eher älteren C-Quellen für DOC, höchstwahrscheinlich Desorption/Auflösung von organischem C im Boden in der Tiefe.

DON-Konzentration im Sickerwasser

Die durchschnittliche DON-Konzentration im Zeitraum April-November 2013 betrug über alle Lysimeter (Vari-

anten) hinweg 0,34(0,07) mg N l⁻¹ (Abbildung 6). Dijkstra et. al. 2007 fanden unter künstlich angelegtem Grünland in der Vegetationsperiode 0,57 mg l⁻¹ wohingegen Fu et al. 2017 eine mittlere jährliche DON-Konzentration im Sickerwasser je nach Management und Klima von 0,04 – 1,4 mg l⁻¹ fand. Über beide Behandlungsjahre zeigte vor allem die Begasung (C2T0) aber auch in Kombination mit Temperaturerhöhung (C2T0) signifikant ($p=0,05$) die höchsten DON-Konzentrationen (Tabelle 3). eCO₂ kann prinzipiell zu vermehrter Wurzelbildung führen, welche die unterirdische Kohlenstoffzuteilung inkl. Wurzelexudation und Wurzelumsatz stimuliert. Dieser erhöhte Wurzelinput kann im Oberboden (Hauptwurzelhorizont) einen „Rhizosphären-Primingeffekt“ auslösen, was bedeutet dass der labile C Input einen verstärkten Abbau von Humus induziert (z.B. Nie & Pendall 2016). Letzterer könnte eine Mobilisierung von gelösten organischen N Formen (Aminosäuren, Peptide) aber auch anorganischen N Formen (Ammonium, Nitrat) auslösen. Ob solche Prozesse vom Oberboden bis in die Sickerwasser langfristig durchschlagen kann bis dato nicht geklärt werden.

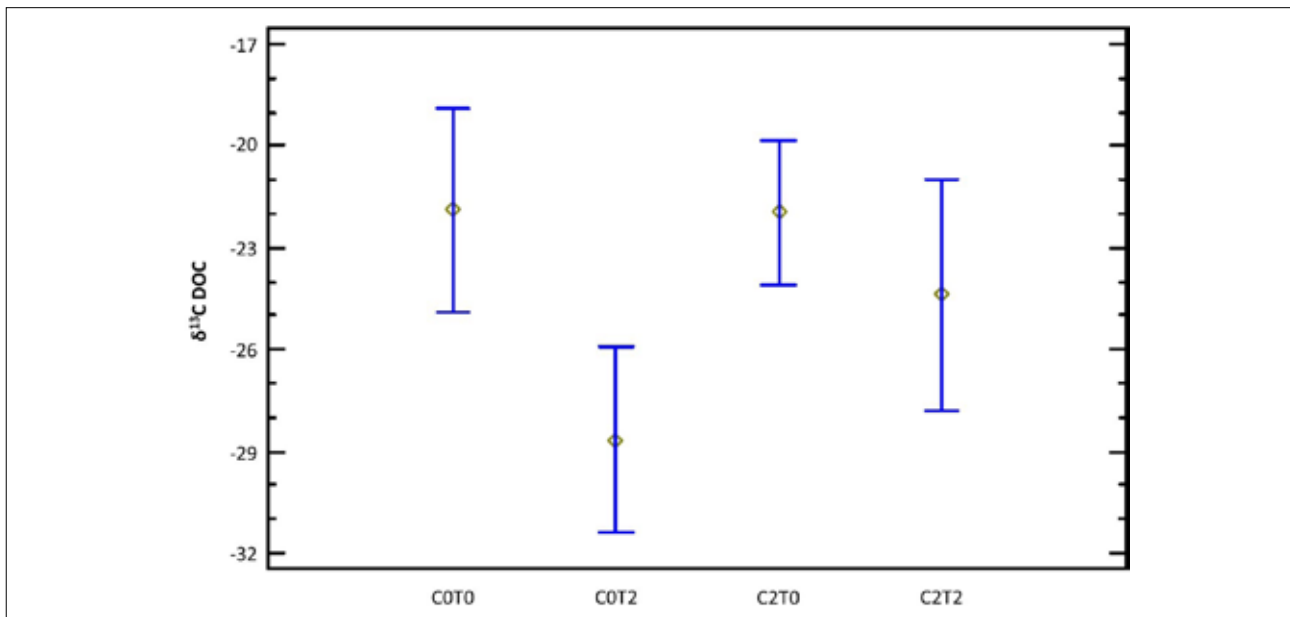


Abbildung 5: δ¹³C im DOC des Sickerwassers über die einzelnen Behandlungsvarianten in den Versuchsjahren 2016 und 2017.

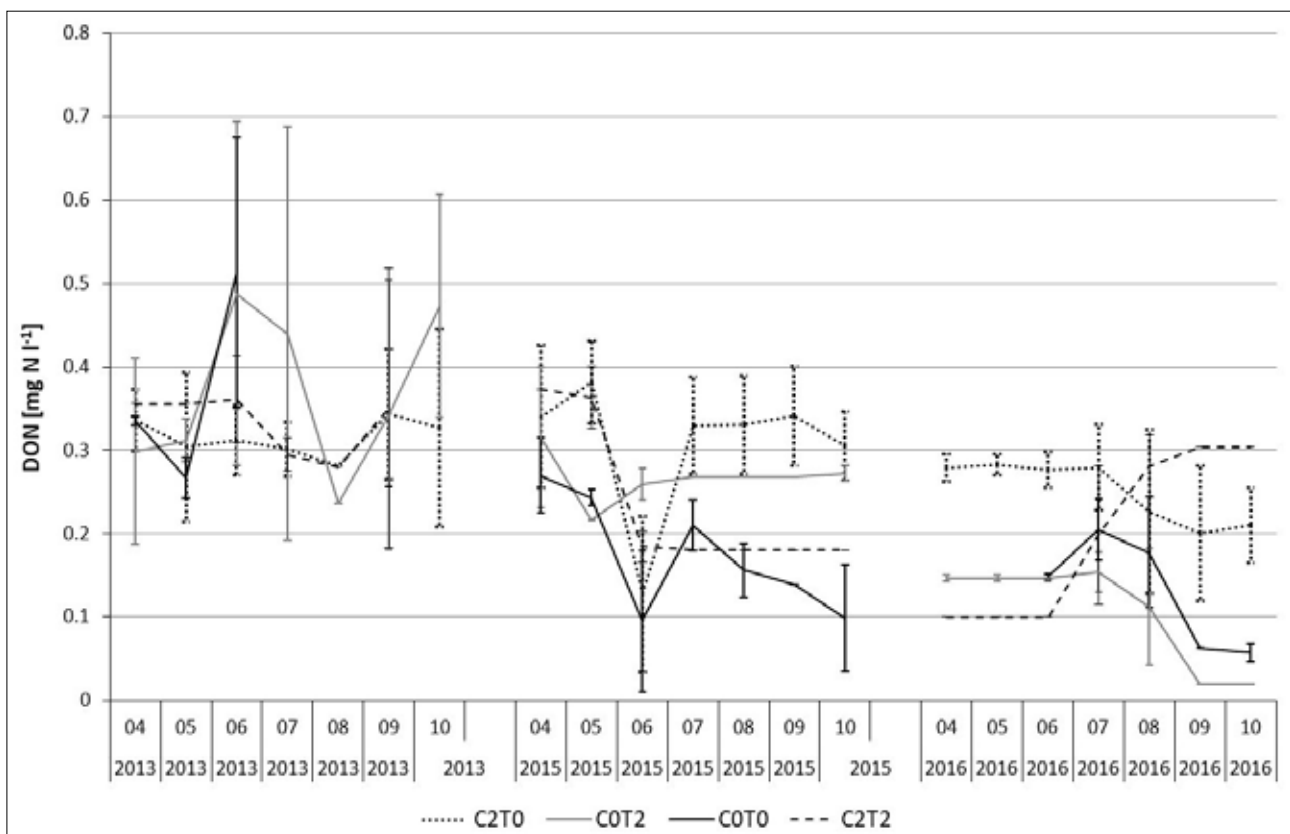


Abbildung 6: Mittlere DON-Konzentrationen im Sickerwasser der Behandlungsvarianten in den Vegetationsperioden 2013, 2015 und 2016.

DOC-DON-Frachten im Sickerwasser

Die DOC-Fracht im Sickerwasser in der Vegetationsperiode 2013 lag durchschnittlich bei 3,19(1,13) g m⁻², wobei sie im ganzen Versuchsjahr 3,96(0,1) g m⁻² betrug (Tabelle 4). Kindler et al. 2011 errechnete eine durchschnittliche DOC-Auswaschung aus dem Unterboden für Grünland im

Sommer von 2,6(1,0) bzw. 5,3(2,0) g m⁻² ganzjährig, was mit den Werten aus dieser Studie weitgehend übereinstimmt.

Die mittlere DON-Fracht in der Vegetationsperiode bzw. im ganzen Versuchsjahr 2013 betrug 0,05(<0,01) bzw. 0,09(<0,01) g N m⁻². Fu et al. 2017 fanden je nach Klima zwischen 0,03-0,07 g N m⁻² wobei über 2/3 im Zeitraum

Tabelle 3: Mittlere DON-Konzentrationen der Behandlungsvarianten in den Vegetationsperioden 2013, 2015 und 2016. Werte mit dem gleichen Buchstaben unterscheiden sich nicht signifikant (p=0,05) voneinander.

Variante	Jahr													
	2015							2016						
	4	5	6	7	8	9	10	4	5	6	7	8	9	10
C0T0	0,27a	0,24a	0,10a	0,21b	0,16a	0,14a	0,10a	-	-	0,15ab	0,21ab	0,18b	0,06b	0,06b
C0T2	0,31ab	0,21a	0,26d	0,27c	0,27c	0,27c	0,27c	0,15a	0,15b	0,15ab	0,15a	0,11a	0,02a	0,02a
C2T0	0,34ab	0,38c	0,13b	0,33d	0,33d	0,34d	0,31d	0,28c	0,28c	0,28b	0,28b	0,23c	0,20c	0,21c
C2T2	0,37b	0,36b	0,18c	0,18a	0,18b	0,18b	0,18b	0,10b	0,10a	0,10a	0,20ab	0,28d	0,30d	0,30d

Tabelle 4: Sickerwassermengen (SW), mittlere DOC- und DON_N-Frachten der Behandlungsvarianten über das Sommer- (April-Oktober) und Winterhalbjahr (November-März).

Variante	2013/2014				2015/2016				2016/2017			
	Apr. - Okt.		Nov. - Mrz.		Apr. - Okt.		Nov. - Mrz.		Apr. - Okt.		Nov. - Mrz.	
	SW	DOC	SW	DOC	SW	DOC	SW	DOC	SW	DOC	SW	DOC
	[mm]	[g m ⁻²]	[mm]	[g m ⁻²]	[mm]	[g m ⁻²]	[mm]	[g m ⁻²]	[mm]	[g m ⁻²]	[mm]	[g m ⁻²]
C0T0	184	4,15	210	0,58	152	0,62	193	0,99	209	0,96	258	0,70
C0T2	194	3,01	223	0,47	48	0,14	184	0,63	66	0,47	210	0,60
C2T0	200	2,87	226	0,74	297	0,96	268	0,84	315	1,38	291	0,87
C2T2	192	3,24	206	0,51	43	0,16	182	0,60	93	0,37	244	0,78
		0,04		0,03		0,01		0,05		0,02		0,08

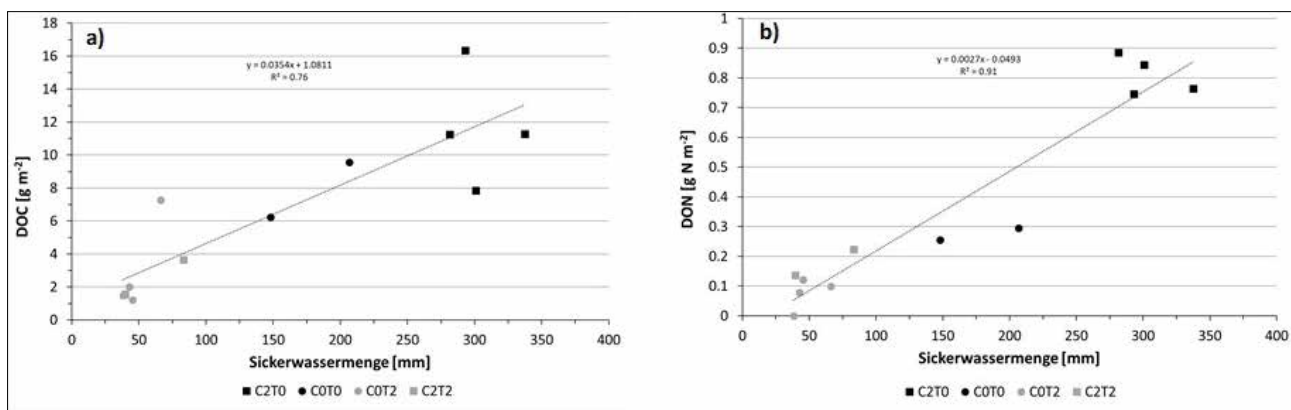


Abbildung 7: Beziehung zwischen Sickerwassermenge und a) DON-Frachten und b) DOC-Frachten der Behandlungsvarianten in den Vegetationsperioden 2013, 2015 und 2016.

September bis Februar ausgewaschen wurde, was sich auch in den Ergebnissen aus den Behandlungsjahren 2015/16 zeigt. In diesen Jahren korrelierten sowohl DOC- als auch DON-Frachten mit der Sickerwassermenge (Abbildung 7). Bei den DON-Frachten schlägt zwar auch der CO₂-Effekt durch, jedoch werden die Konzentrationen durch diese starke Beziehung zum Sickerwasser zweitrangig. Die Behandlungen schlagen sich auf die Frachten im Wesentlichen durch die hydrologischen Effekte nieder.

Stellt man abschließend den potentiell auswaschbaren organischen Kohlenstoff aus dem Boden (Tabelle 1) der DOC-Fracht gegenüber, zeigt sich im Falle der höchsten C-Facht 4,63 g m⁻² a⁻¹ (Tabelle 3), dass unabhängig von der Behandlung in gewissen Jahren bis zu 1/3 des organischen Kohlenstoffs aus dem Unterboden (B und C-Horizont) ausgewaschen werden können. Natürlich wird dieser C-Pool

langfristig vom Oberboden her aufgefüllt, die Dynamik ist aber langsam wie die Analyse der δ¹³C-Werte im Sickerwasser zeigt.

Bei der Betrachtung von Stickstoff im Boden kann die Auswaschung über DON rund 10% betragen wobei zum bodengebundenen-N in der Praxis auch noch die N-Düngung und der atmosphärische Eintrag hinzukommt.

Literatur

- Dijkstra F.A., West J.B., Hobbie S.E., Reich P.R., Trost J. (2007) Plant diversity, CO₂, and N influence inorganic and organic N leaching in grasslands. *Ecology* 88, 490-500.
- Fu J., Gasche R., Wang N., Lu H., Butterbach-Bahl K., Kiese R. (2017) Impacts of climate and management on water balance and nitrogen leaching from montane grassland soils of S-Germany. *Environmental Pollution* 229, 119-131

- Herndl M., Pötsch E.M., Bohner A., Kandolf M. (2011) Lysimeter als Bestandteil eines technischen Versuchskonzeptes zur Simulation der Erderwärmung im Grünland. 14. Gumpensteiner Lysimetertagung 2011, LFZ Raumberg-Gumpenstein.
- Huenneke L.F., Hamburg S.P., Koide R., Mooney H.A., Vitousek P.M. (1990) Effects of soil resources on plant invasion and community structure in Californian serpentine grassland. *Ecology* 71, 478-491.
- Hunt H.W., Ingham E.R., Coleman D.C., Elliott E.T., Reid C.P.P. (1988) Nitrogen limitation of production and decomposition in prairie, mountain meadow, and pine forest. *Ecology* 69, 1009-1016.
- Kindler R., Siemens J., Kaiser K., Walmsley D.C., Bernhofer C., Buchmann N., Cellier W., Eugster P., Gleixner G., Grunwald T., Heim A., Ibrom A., Jones S.K., Jones M., Klumpp K., Kutsch W., Steenberg Larsen K., Lehuger S., Loubet B., McKenzie R., Moors E., Osborne B., Pilegaard K., Rebmann C., Saunders M., Schmidt M.W., Schrupp M., Seyfferth J., Skiba U., Soussana J.-F., Sutton M.A., Tefs C., Vowinckel B., Zeeman M.J., Kaupenjohann M. (2011) Dissolved Carbon leaching from soil is a crucial component of the net ecosystem Carbon balance. *Global Change Biology* 17, 1167-1185.
- Nie M., Pendall E. (2016) Do rhizosphere priming effects enhance plant nitrogen uptake under elevated CO₂? *Agriculture Ecosystems Environment* 224, 50-55.
- Peters A., Nehls T., Wessolek G. (2016) Technical note: Improving the AWAT filter with interpolation schemes for advanced processing of high resolution data. *Hydrological Earth System Sciences* 20, 2309-2315.
- Pötsch E.M., Herndl M., Schaumberger A. (2019) Produktivität von Grünland unter zukünftigen Klimabedingungen. 25. Österreichische Wintertagung, 23-25.
- Slawitsch V., Birk S., Herndl M. (2016) A lysimeter-based approach to quantify the impact of climate change on soil hydrological processes. *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 18, EGU2016-15838.
- Unold G.v., Fank J. (2008) Modular Design of Field Lysimeters for Specific Application Needs. *Water Air Soil Pollution*, 8:233-242.