

Treibhausgasemissionen unterschiedlicher Futterproduktionssysteme auf Niedermoorstandorten in Schleswig-Holstein

A. Poyda, T. Biegemann, F. Taube

Christian-Albrechts-Universität zu Kiel, Institut für Pflanzenbau und Pflanzenzüchtung,
Grünland und Futterbau/Ökologischer Landbau,
apoyda@gfo.uni-kiel.de

1 Einleitung und Problemstellung

Intakte, torfbildende Moorökosysteme fungieren als langfristige Senken für Kohlenstoff, da aufgrund des dauerhaft wassergesättigten Bodens der Atmosphäre mehr Kohlendioxid (CO_2) durch Photosynthese entzogen wird als über die Ökosystematmung (R_{ECO}) wieder freigesetzt wird [10]. Die dadurch in Mooren weltweit gespeicherte Kohlenstoffmenge wird derzeit auf etwa 446 Gt C geschätzt [12], was beispielsweise den Kohlenstoffspeicher der Wälder deutlich übertrifft [7]. Zugleich stellen Moorökosysteme, insbesondere die nährstoffreichen Niedermoore, signifikante Quellen für Methan (CH_4) dar, wodurch die Klimarelevanz dieser Standorte in der Regel ausgeglichen oder leicht positiv ist (u. a. [18], [9]).

In Deutschland gelten jedoch nur noch etwa 2,4 % der Moore als intakt, die restliche Moorfläche ist als gestört zu charakterisieren. Insbesondere der Landwirtschaft kommt mit ca. 80 % der gesamten deutschen Moorfläche eine herausragende Bedeutung auf diesen Standorten zu [5]. Die für die Nutzung der Moorböden notwendige Entwässerung führt jedoch zu einem schnellen Abbau des Torfkörpers durch Mineralisation, mit einem damit assoziierten drastischen Anstieg der Emissionen von CO_2 und N_2O (u. a. [16]). Im Zeitraum von 1990 bis 2008 hat sich der globale C-Pool der Moore somit um etwa $0,39 \text{ Gt a}^{-1}$ verringert [12], was 11 % des jährlichen Anstiegs des atmosphärischen C-Pools von 3,5 Gt entspricht [14]. Dies unterstreicht die häufig vorgenommene Charakterisierung von Moorböden als „Klima-Hot-Spots“ [8].

Vor diesem Hintergrund und der gleichzeitig großen Bedeutung von Niedermoorböden für die schleswig-holsteinische Milchproduktion, werden in einem von der Innovationsstiftung Schleswig-Holstein (ISH) und dem Ministerium für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume (MLUR) geförderten Projekt, in Kooperation mit dem United States Department of Agriculture (USDA) gashaushaltliche Untersuchungen auf unterschiedlich bewirtschafteten Niedermoorflächen in der Eider-Treene-Sorge-Niederung durchgeführt. Ziel des Projektes ist zum Einen die Etablierung von Emissionsfaktoren für Niedermoorböden unterschiedlicher Nutzungskategorien und zum Anderen der Beitrag für die Erstellung eines „Carbon-Footprint“ für die Milchproduktion in Schleswig-Holstein.

2 Material und Methoden

Die Auswahl der Beobachtungsflächen erfolgte entlang eines Nutzungsgradienten von einer wiedervernässten und ungenutzten Fläche (Sukzession) über ein intensiv (Grünland I) und ein moderat entwässertes Grünland (Grünland II) bis hin zu einem für den Anbau von Mais und Ganzpflanzensilage (GPS) genutztem Ackerstandort (Tab. 1).

Tab. 1: Charakteristik der vier Beobachtungsflächen in der Eider-Treene-Sorge-Niederung

Fläche	Grundwasserstand, cm (Jahresmittel, Min., Max.)	Kohlenstoffgehalt, % (0 – 30 cm)	Lagerungsdichte, g cm ⁻³ (15 cm)
Sukzession	-9,25 (-33,5; 8,0)	38,6	0,23
Grünland I	-35,5 (-87,8; 2,3)	16,5	0,75
Grünland II	-17,6 (-61,0; 1,8)	37,9	0,41
Acker	-36,1 (-77; 1,5)	13,3	0,76

Die Erfassung der CH₄- und N₂O-Flüsse erfolgte mithilfe des statischen Messkammerprinzips nach [11] mit anschließender gaschromatographischer Analyse (GCA) der Gasproben im Labor. Pro Messkammer wurden drei Gasproben in 15-minütigen Abständen entnommen. Für die Ermittlung des Netto-Ökosystemaustausch (NEE) von CO₂ wurden zum Einen dynamische Messkammern mit Infrarot-Gas-Analyse (IRGA) im Feld und anschließender Simulation der CO₂-Flüsse im Jahresgang [8] und zum Anderen die Eddy-Kovarianz-Technik (u. a. [19]) eingesetzt.

Zur Charakterisierung der Beobachtungsflächen sowie zur Erklärung der Spurengasflüsse erfolgte zusätzlich ein kontinuierliches Monitoring des Gehaltes an mineralischem Stickstoff (N_{min}) im Boden, der Grundwasserstände, des Nährstoffgehaltes im Grundwasser sowie der Erträge und Futterqualitäten.

3 Ergebnisse und Diskussion

Die Treibhausgasbilanzen der Beobachtungsflächen (Abb. 1a) zeigen eine deutliche Abnahme mit geringerer Nutzungs- und Entwässerungsintensität. Alle vier Flächen wiesen im ersten Projektjahr eine Netto-Freisetzung von Methan auf, diese ist für die Klimarelevanz der landwirtschaftlich genutzten Flächen jedoch vernachlässigbar, während die Methanemissionen der Sukzessionsfläche mit 2,17 t CO₂-Äq. deutlich höher ausfielen. Als wichtigste Einflussgröße für die Freisetzung von Methan konnte der Grundwasserstand identifiziert werden, mit hohen Emissionen bei flurnahen Wasserständen, was den Ergebnissen aus anderen Moorgebieten Deutschlands entspricht (u. a. [6], [9]). Auch für N₂O besaßen alle Flächen eine Quellenfunktion, mit Werten von 1,66 (Sukzession) bis 14,2 t CO₂-Äq. (Acker). Die N₂O-Emissionen wurden durch die Entwässerungsintensität, Bodenbearbeitung sowie mineralische N-Düngung erhöht, was ebenfalls in früheren Untersuchungen dokumentiert werden konnte (u. a. [4], [15], [20]).

Die CO₂-Bilanzen der Beobachtungsflächen (Abb. 1a) unterscheiden sich sehr deutlich und reichen von Netto-Aufnahmen auf der Acker- (-3,99 t CO₂) und Sukzessionsfläche (-1,7 t CO₂), über eine mittlere Freisetzung des Grünland II (12,8 t CO₂) bis hin zu sehr hohen Emissionen des Grünland I (42,2 t CO₂). Die Unterschiede zwischen den drei letztgenannten sind auf die unterschiedliche Entwässerungsintensität zurückzuführen, wobei die Torfmineralisation und damit die CO₂-Verluste mit zunehmender Entwässerungsintensität ansteigen ([17], [13]). Die CO₂-Bilanz der Ackerfläche wird hingegen von der hohen Produktivität der Maispflanzen im Jahr 2011 dominiert. Trotz der langen vegetationsfreien Zeit von Oktober 2011 bis Mai 2012 (Sommergerste), stellte diese Fläche eine CO₂-Senke im ersten Projektjahr dar. Gründe hierfür könnten die geringe Durchwurzelungsintensität und niedrige Bodentemperaturen und die damit einhergehende geringe mikrobielle Aktivität bzw. Bodenatmung sein. Aufgrund des sehr geringen C-Gehaltes im Oberboden (vgl. Tab. 1) ist jedoch davon auszugehen, dass die Umnutzung vom Grünland zum Acker zu einer massiven CO₂-Freisetzung im Initialjahr geführt hat. Daher wurde, basierend auf der Annahme, dass die Fläche vor der Umnutzung, aufgrund der räumlichen Nähe, vergleichbare C-Gehalte zum Grünland I aufwies, die Kohlenstoffdifferenz in CO₂-Äquivalente umgerechnet. Dieser Verlust beträgt fünf Jahre nach der Umnutzung 326,5 t CO₂, woraus sich eine jährliche Emission von 65,3 t CO₂ ergibt, um die sich die Klimabilanz der Ackerfläche entsprechend erhöht.

Anhand der produktspezifischen Klimabilanz (Abb. 1b) kann die Effizienz der Futterbereitstellung für die Milchproduktion im Hinblick auf die dabei verursachten Treibhausgasemissionen beurteilt werden. Dabei wird deutlich, dass der Ackerfutterbau auf Niedermoorstandorten die höchsten Emissionen pro erzeugter Energieeinheit (GJ NEL) verursacht und somit eine äußerst geringe Ressourceneffizienz aufweist. Da auf der Sukzessionsfläche kein Futter für die Milcherzeugung gewonnen wird, kann für diese Fläche kein „Carbon-Footprint“ berechnet werden. Bemerkenswert ist jedoch in erster Linie der Vergleich der beiden Grünlandflächen. Aufgrund von deutlich geringeren THG-Emissionen bei gleichzeitig höheren Energieerträgen, ist die produktspezifische Klimabilanz des Grünland II um 69,5 % geringer als die des Grünland I. Die hohe Entwässerungsintensität dieses wird somit nicht durch hohe Erträge gerechtfertigt und ist daher als äußerst ineffizient zu bewerten.

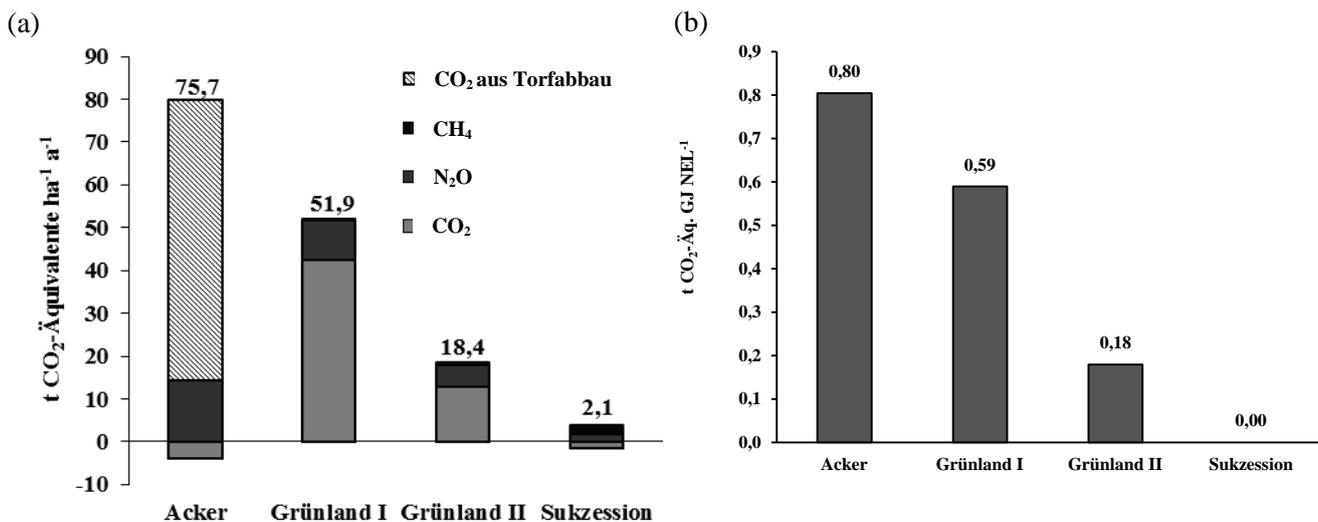


Abb. 1: Treibhausgasbilanzen der Beobachtungsflächen für das erste Projektjahr (10/06/2011 – 10/06/2012) inklusive mittlerer jährlicher Torfmineralisationsrate auf dem Ackerstandort seit dem Zeitpunkt der Umnutzung (a) sowie produktspezifische Klimabilanz („Carbon Footprint“) der Beobachtungsflächen für das erste Projektjahr (b).

4 Schlussfolgerungen

Um die THG-Emissionen von Futterproduktionssystemen auf Niedermoorstandorten zu verringern und somit die Ressourceneffizienz zu erhöhen, sollte keine Ackernutzung dieser Standorte erfolgen. Diese hat zu einer deutlichen Torfdegradierung sowie zu stark erhöhten N_2O -Emissionen geführt. Desweiteren sollte der Einsatz von Mineraldünger so weit wie möglich eingeschränkt und bestenfalls unterlassen werden, um die N_2O -Emissionen zu reduzieren. Es ist davon auszugehen, dass die N-Nachlieferung aus dem Torf sowie der Einsatz von Wirtschaftsdüngern ausreichen, um den Pflanzenbedarf zu decken. Außerdem sollte die Nutzungsintensität besser an die Entwässerungsintensität angepasst sein. Hohe Ertragspotentiale durch eine intensive Entwässerung müssen ausgeschöpft werden, um die produktspezifischen THG-Emissionen zu reduzieren. Unproduktive Standorte, die für die regionale Wertschöpfung eine geringe Bedeutung haben, sollten bestenfalls bis zum naturnahen Zustand vernässt werden. In diesem Zusammenhang würde eine Emissionsminderungsprämie den Anreiz für die Flächeneigentümer auf ihren Flächen Klimaschutzmaßnahmen durchzuführen deutlich erhöhen.

5 Literatur

- [1] DJURHUUS, J. and OLSEN, P. (1997): Nitrate leaching after cut grass/clover leys as affected by time of ploughing. *Soil Use and Management* 13, 61-67.
- [2] MÜLLER, J. (1989): Untersuchungen zur Leistungsdauer von Saatgrasbeständen unter besonderer Berücksichtigung der Wurzelentwicklung. Dissertation, Universität Rostock.
- [3] SCHOLEFIELD, D., HALLING, M., TUORI, M., ISOLATHI, M., SOELTER, U. and STONE, A.C. (2002): Assessment of nitrate leaching from beneath forage legumes. In: Wilkins, R.J. (ed.): *Legume silages for animal production: LEGSIL*, Landbauforschung Völkenrode: Sonderheft 234, 17-25.
- [4] AUGUSTIN, J., MERBACH, W. and ROGASIK, J. (1998): Factors influencing nitrous oxide and methane emissions from minerotrophic fens in northeast Germany. *Biology and Fertility of Soils* 28, 1-4.
- [5] BYRNE, K. A., CHOJNICKI, B., CHRISTENSEN, T. R., DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., FRIBORG, T., FROLKING, S., LINDROTH, A., MAILHAMMER, J., MALMER, N., SELIN, P., TURUNEN, J., VALENTINI, R. and ZETTERBERG, L. (2004): EU peatlands: current carbon stocks and trace gas fluxes. Lund: Concerted Action CarboEurope-GHG.
- [6] COUWENBERG, J., THIELE, A., TANNEBERGER, F., AUGUSTIN, J., BÄRISCH, S., DUBOVİK, D., LIASHCHYNSKAYA, N., MICHAELIS, D., MINKE, M., SKURATOVICH, A. and JOOSTEN, H. (2011): Assessing greenhouse gas emissions from peatlands using vegetation as a proxy. *Hydrobiologia* 674, 67-89.
- [7] DIXON, R.K., BROWN, S., HOUGHTON, R.A., SOLOMON, A.M., TREXLER, M.C. and WISNIEWSKI, J. (1994): Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science* 263, 185-191.
- [8] DRÖSLER, M. (2005): Trace gas exchange and climatic relevance of bog ecosystems, Southern Germany. Dissertation, Technische Universität München.
- [9] DRÖSLER, M., FREIBAUER, A., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMANN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., GIEBELS, M., GÖRLITZ, S., HÖPER, H., KANTELHARDT, J., LIEBERSBACH, H., HAHN-SCHÖFL, M., MINKE, M., PETSCHOW, U., PFADENHAUER, J., SCHALLER, L., SCHÄGNER, P., SOMMER, M., THUILLE, A. und WEHRHAN, M. (2011): Klimaschutz durch Moorschutz in der Praxis - Ergebnisse aus dem BMBF-Verbundprojekt "Klimaschutz - Moornutzungsstrategien" 2006-2010. Braunschweig: Johann Heinrich von Thünen-Institut (vTI), Institut für Agrarrelevante Klimaforschung (AK).
- [10] GORHAM, E. (1991): Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. *Ecological Applications* 1, 182-195.
- [11] HUTCHINSON, G. L. and MOSIER, A. L. (1981): Improved soil cover method for field measurement of nitrous oxide fluxes. *Journal of the Soil Science Society of America* 45, 311-316.
- [12] JOOSTEN, H. (2009): The global peatland CO₂ picture. peatland status and emissions in all countries of the world. *Wetlands International*, Ede.
- [13] KLØVE, B., SVEISTRUP, T. E. and HAUGE, A. (2010): Leaching of nutrients and emission of greenhouse gases from peatland cultivation at Bodin, Northern Norway. *Geoderma* 154, 219-232.
- [14] LAL, R. (2008): Carbon sequestration. *Philosophical Transactions of the Royal Society* 363, 815-830.
- [15] MALJANEN, M., LIIKANEN, A., SILVOLA, J. and MARTIKAINEN, P. J. (2003): Nitrous oxide emissions from boreal organic soil under different land-use. *Soil Biology & Biochemistry* 35, 1-12.
- [16] OLESZCZUK, R., REGINA, K., SZAIDAK, L., HÖPER, H. and MARYGANOVA, V. (2008): Impacts of agricultural utilization of peat soils on the greenhouse gas balance. In: M. STRACK (ed.): *Peatlands and climate change*, 70-97, Jyväskylä: International Peat Society.
- [17] RENGER, M., WESSOLEK, G., SCHWÄRZEL, K., SAUERBREY, R. and SIEWERT, C. (2002): Aspects of peat conservation and water management. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science* 165, 487-493.
- [18] ROULET, N., MOORE, T., BUBIER, J. and LAFLEUR, P. (1992): Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus* 44B, 100-105.

-
- [19] SKINNER, H. and WAGNER-RIDDLE, C. (2012): Micrometeorological methods for assessing greenhouse gas flux. In: Managing agricultural greenhouse gases (2012). Elsevier.
- [20] VAN BEEK, C. L., PLEIJTER, M., JACOBS, C. M., VELTHOF, G. L., VAN GROENIGEN, J. W. and KUIKMAN, P. J. (2010): Emissions of N₂O from fertilized and grazed grassland on organic soil in relation to groundwater level. *Nutrient Cycling of Agroecosystems* 86, 331-340.