

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 34
2013**

**Jahrestagung vom 7./8. Februar 2013 in Zürich
KOHLENSTOFF IM BODEN
Referate, Texte zu den Postern**

Editor: Fabienne Favre Boivin

ISSN 1420-6773
ELVADATA AG
Zollikofen 2013

Druck ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2013 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

KOHLENSTOFF IM BODEN

Jahrestagung vom 7./8. Februar 2013 in Zürich

D. MARGRAF	
Argon as carrier gas in C(N) elemental analysis of soils.	5
C. WÜST	
Area and location of peatlands in Switzerland	9
S. ZIMMERMANN	
Aufforstung einer subalpinen Weide: Effekte auf Kohlenstoffspeicherung und Treibhausgasflüsse.	15
W. WILCKE	
Treiber des Streuumsatzes in einem tropischem Bergregenwald in Ecuador.	21
A. OBERSON	
Phosphorus and carbon relationships in tropical grassland soils.	29
A. BREM	
Heterogene Biocharverteilung: Einfluss auf Biomasse, Wurzelarchitektur und Elementaufnahme von <i>Lupinus albus</i> und <i>Lolium perenne</i>	33
K. KÖCK, J. LEIFELD, J. FUHRER	
Modellierung bodenbürtiger C-Quellen und -Senken für das Treibhausgasinventar	39

Argon as carrier gas in CN elemental analysis of soils

Dominik Margraf¹, Albrecht Sieper¹, Hans-Peter Sieper¹, Lutz Lange¹, Kenneth Slight², Scott Hughes², Nicolas DeGiorno²

¹Elementar Analysensysteme GmbH, Donaust. 7, 63452 Hanau, Germany, margraf@elementar.de

²Elementar Americas, 520 Fellowship Road, Mt Laurel, NJ, 08054, USA

Abstract

Simultaneous organic elemental analysis (EA) of total carbon (TC) and total nitrogen (TN) content usually requires complete conversion of a solid or liquid sample into the gas phase at approx. 1200 K. Afterwards the mixture of combustion gases is chemically converted to defined species, separated and most commonly subjected to a thermoconductivity detector (TCD). Traditionally, helium is employed as carrier gas in TCDs. Owing to the decrease in availability (and thus an increase in price) of helium, novel instrumentation, the *vario MAX cube CN*, was developed being capable of utilizing either helium or argon. This proof of principle study shows a first comparison of EA-data concerning TC and TN obtained on five different macro-sized soil samples based on helium or argon operation. Results are identical within the experimental error.

Keywords: elemental analysis, soil, argon, total nitrogen, total carbon

Zusammenfassung

Die simultane organische Elementaranalyse des Gesamtkohlenstoff (TC)- bzw. Stickstoffgehaltes (TN) basiert auf der quantitativen Überführung einer Feststoff- oder Flüssigprobe in die Gasphase bei ca. 1200 K. Die verschiedenen Verbrennungsgase werden auf chemischen Wege in wohl definierte Spezies umgesetzt, aufgetrennt und in anschließend meist einem Wärmeleitfähigkeitsdetektor zugeführt, wobei in der Regel Helium als Trägergas verwendet wird. Aufgrund der sinkenden Verfügbarkeit von Helium und der damit einhergehenden Preissteigerung wurde ein neuartiger Elementaranalysator, der *vario MAX cube CN*, entwickelt. Dieser gestattet sowohl die Nutzung von Helium als auch von Argon als Trägergas. Unsere Machbarkeitsstudie zeigt einen ersten Vergleich von TC und TN Elementaranalyseergebnissen fünf verschiedener Makrobodenproben im Helium- bzw. Argonbetrieb. Die Ergebnisse sind innerhalb des experimentellen Fehlers identisch.

1. Introduction

TCDs are of widespread use in e.g. gas chromatography and elemental analysis as already reported by EHRENBERGER and WEBER in 1967. The detection principle is based on a difference in thermoconductivity between the pure carrier gas in a reference cell and a mixture of analyte gas plus carrier gas in a measuring cell. In case both cells are kept at a constant gas flows and temperature, the difference in thermoconductivity between the carrier gas and the gas mixture gives rise to a measurable temperature difference by means of e.g. thermistors. Thus, helium has been widely employed as TCD carrier gas in gas chromatography and EA over decades, as it combines a large thermoconductivity and chemical inertness. Alternative carrier gases were also utilized in gas chromatography (GRITTER, BOBBITT and SCHWARTING 1987) and EA based on the analyte gas under study. Such varying experimental set-ups in EA including detection systems and degrees of automation are reviewed by KOZLOWSKI (1983), MA (1990) and FADEEVA et al. (2008).

Throughout the last years helium shortages have been predicted and are currently already occurring according to FERNANDEZ (2012). The authors wish to stress that the latter article was published in the New York Times reflecting the public interest regarding helium shortages and prices. YAM (2007) reported a doubling of helium prices from 2007 - 2012. This is mainly owing to the fact that helium is recovered from natural gas and U. S. policies on Federal Helium Reserves.

Elementar Analysensysteme has reacted towards the limited availability of helium by developing novel elemental analyzers based on argon as carrier gas. As argon is readily isolated from air via cryogenic fractionation (usually as a by-product of the Linde process yielding liquid oxygen), it is commercially available. Moreover, it is chemically stable and less expensive in comparison to helium. Especially, upon analyzing macro-sized, inhomogeneous samples such as soils via EA in this reduces the price per analysis. Yet, the lower thermoconductivity of argon in comparison to the analyte gases demanded development of a novel TCD with increased sensitivity which lead to a lower detection limit of < 100 ppm. To the best of our

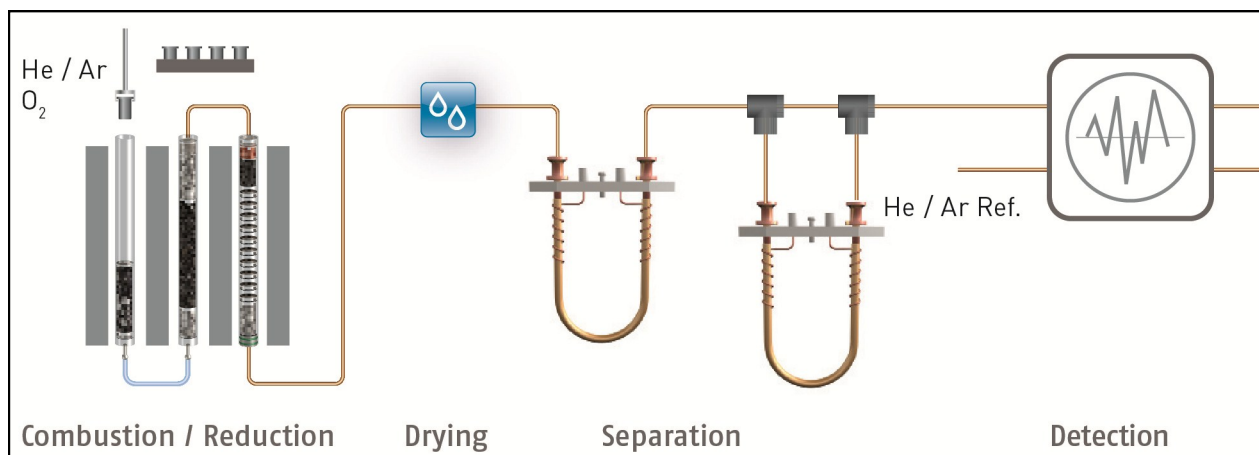


Figure 1: Simplified functional scheme

knowledge our approach for macro-sized samples up to 5 g has not been discussed in peer-reviewed literature. We wish to stress that Perkin-Elmer already introduced argon as carrier gas in the field of micro EA for samples. According to online application notes (ONLINE 2013) typical soil sample sizes accessed by Perkin-Elmer are ranging from 20 - 80 mg.

For a detailed comparison of EA in general to other analytical approaches the interested reader may refer to standard text books of EA (EHRENBERGER 1991) or special ASTM publications from NADKARNI (1991).

2. Methods and Material

Five different commercially available soil standards ("chalky", "clay", "loamy", "silty", "sandy") were subjected to the *vario MAX cube* from Elementar Analysensysteme GmbH. All further reagents were purchased from the manufacturer. Combustion, post-combustion and reduction tubes were filled according to the operating instructions. Furthermore, pre-defined methods for optimum oxygen dosing as specified in the instrument's software were applied. Measurements were performed on an approximate sample weight of 1 g in open steel containers by the same operator on the same instrument, on three independent days either utilizing helium or argon as carrier gas. Each measurement was repeated three times.

Quantitative conversion to N_2 and CO_2 was achieved based on the following sequence in a three-tube furnace (see figure 1):

- combustion on copper oxide
- post-combustion on copper oxide / platinum catalyst
- reduction on tungsten

Unwanted gaseous species were chemically absorbed or in case of H_2O physically removed prior to gas separation utilizing purge & trap columns. Owing to the two absorption columns depicted in Figure 1 which specifically interact with CO_2 an average overall time of analysis of approx. 7 minutes was reached.

After separation N_2 and CO_2 were subjected to a TCD for quantification. The TCD was calibrated with samples of known weight of aspartic acid and uric acid. Three glutamic acid samples of approx. 100 mg served as daily factor samples to take into account instrumental fluctuations.

3. Results and discussion

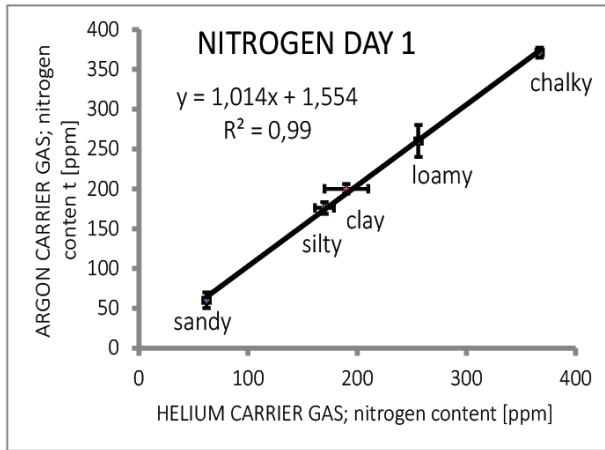
The above described soil samples gave rise to an elemental content ranging from 60 - 364 ppm and 820 - 5370 ppm for TN and TC, respectively. The experimental results are summarized in Figure 2 and displayed as a correlation function of the according elemental content in parts per million obtained from utilization of helium and argon as carrier gas. All correlation coefficients, R^2 , are in the order of 0.99 or higher and slopes differ by a maximum of 2% from the theoretical linear value of 1. All error bars in this study indicate a 99% confidence interval (3 x absolute standard deviation) of triple determinations. Within this experimental error TN and TC results extracted from helium or argon as carrier gas are to be considered as identical. It is worthwhile to note that the large error bar for sample "sandy" in Figure 2 e) is presumably due to an error in weighing.

Regarding EA with a *vario MAX cube* on soil samples investigated in this study argon may be employed as an alternative to helium without limitations.

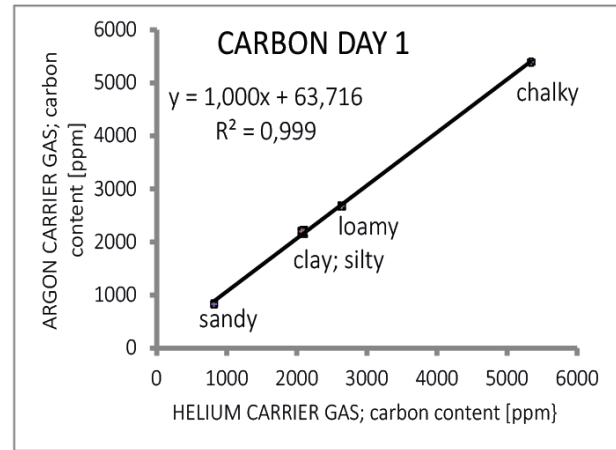
Care has to be taken regarding light weight substances, as these might be blown out of the open steel sample containers while flushing with argon in order to remove atmospheric nitrogen. This may be circumvented by covering the sample with tin foil.

4. Literature:

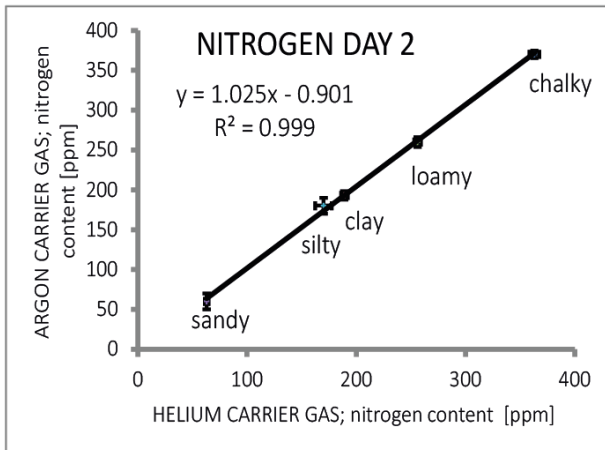
EHRENBERGER, F., 1991: Quantitative organische Elementaranalyse: Analysenmethoden zur Bestimmung der Elemente im Makro, Mikro- und Spurenbereich in organischer und anorganischer Matrix, VCH, Weinheim, 863 pages.



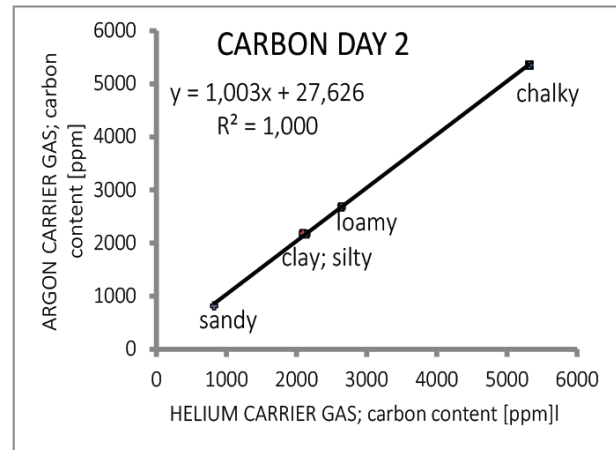
a) Correlation of nitrogen content recorded on day 1 with helium or argon as carrier gas



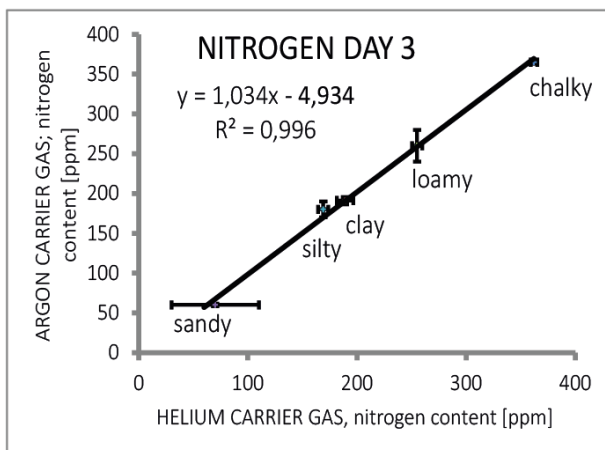
b) Correlation of carbon content recorded on day 1 with helium or argon as carrier gas



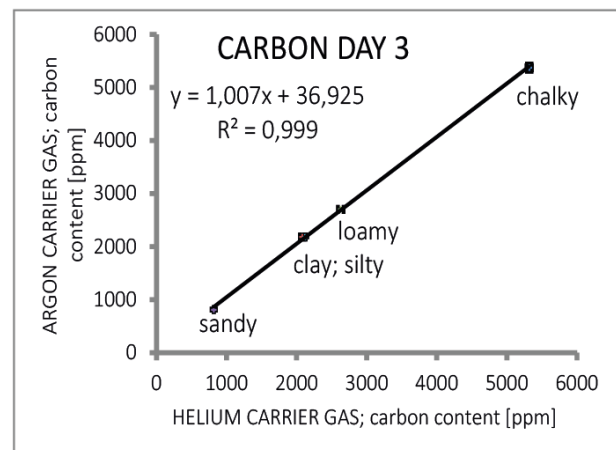
c) Correlation of nitrogen content recorded on day 2 with helium or argon as carrier gas



d) Correlation of carbon content recorded on day 2 with helium or argon as carrier gas



e) Correlation of nitrogen content recorded on day 3 with helium or argon as carrier gas



f) Correlation of carbon content recorded on day 3 with helium or argon as carrier gas

Figure 2: Experimental correlation of TC and TN EA-data obtained on five different soils on three different days either utilizing helium or argon as carrier gas. a), c), e) depict TN correlation in parts per million; b), d), f) depict TC correlation in parts per million. Error bars indicate a 99% confidence interval (3 x absolute standard deviation) of triple determinations.

- EHRENBERGER, F. and WEBER, O., 1967: Bestimmung des Sauerstoffes in organischen Substanzen durch Wärmeleitfähigkeitsmessung und integrale Auswertung der Katharometersignale. *Mikrochimica Acta* 3, 513-527.
- FADEEVA, V. P., TIKHOVA, V. D., NIKULICHEVA, O. N., 2008: Elemental Analysis of Organic Compounds with the Use of Automated CHNS Analyzers, *Journal of Analytical Chemistry* 63, 1094-1106.
- FERNANDEZ, M., 2012: A Helium Shortage Leads to Fewer Balloons in the Sky, *New York Times*, December, 19th 2012.
- GRITTER, R. J., BOBBITT, J. M., SCHWARTING, A. E., 1987: *Einführung in die Chromatographie*, Springer Verlag, Berlin, 263 pages.
- KOZLOWSKI, E., 1983: Trends in Elemental Analysis of Organic Compounds, *Pure and Applied Chemistry* 55, 1887-1903.
- MA, T. S., 1990: Organic Elemental Analysis, *Analytical Chemistry* 62, 78-84.
- NADKARNI, R. A., 1991: ASTM Special Technical Publications, 1109, 19-51.
- ONLINE, 2013: www.perkinelmer.com/CMSResources/Images/44-74110APP_ElementalAnalysisofSoils.pdf.
- YAM, P., 2007: Updates: Into Thin Air". *Scientific American* 297, 18.

Area and location of peatlands in Switzerland

Chloé Wüst-Galley¹, Sebastiano Meier², Jens Leifeld¹, Andreas Grünig¹

¹ Forschungsanstalt Agroscope, Reckenholzstrasse 191, 8046 Zürich

² Emch + Berger AG, Schösslistrasse 19, 3001 Bern

Abstract

Hydrologically intact mires (raised and transitional bogs, and fens with peat-forming vegetation) are carbon sinks; once drained however, the remaining peat becomes an important CO₂ source. In Switzerland it is estimated that 90% of the surface area of bogs and fens has been drained, the land now mostly being used for agriculture, forestry, urban cover or reservoirs for power plants. These carbon sinks and sources need to be accounted for in Switzerland's Greenhouse Gas (GHG) Inventory, yet in order to do this, the location of peatlands (areas of intact or destroyed mires that still contain peat and form organic soils) needs to be known. The new map of peatlands will be based on existing information sources (maps and other data sets) from which the occurrence of organic soil can be deduced. In this context a pilot-study was carried out in the region Einsiedeln-Ibergereg, to reconstruct the actual and original locations and extent of wetlands (i.e. raised and transitional bogs, and fens including litter meadows). This project showed that the potential area of organic soils might be substantially greater than the current estimate; it also demonstrated the heterogeneity of available relevant data sets across cantons, as well as the local nature of many useful information sources; additionally it identified sites that might be suitable for rewetting.

Keywords: bogs, fens, greenhouse gas inventory, organic soil, peatlands

Zusammenfassung

Hydrologisch intakte, torf-bildende Moore (Hochmoore und torfbildende Flachmoore) sind Kohlenstoffsinken – sobald sie jedoch entwässert sind, wird der organische Boden zu einer bedeutenden CO₂-Quelle. Es wird geschätzt, dass ca. 90 % der Moore in der Schweiz entwässert worden sind. Das betreffende Land wird heutzutage für Ackerbau, Forstwirtschaft, Wasserwirtschaft (Stauseen) oder als Siedlungsfläche benutzt. Diese beträchtlichen Kohlenstoffsinken und CO₂-Quellen müssen im nationalen Treibhausgasinventar berücksichtigt werden, wofür Fläche und Mächtigkeit der Torfkörper landesweit besser bekannt sein sollten, um die Datenbasis für das Treibhausgasinventar zu verbessern. Dazu wird eine neue Karte der Torfböden aufgrund vorhandener Datensätze (z.B. historische Karten, Vegetationskarten usw.) erstellt, mit der es landesweit möglich sein sollte, Vorkommen und Schwund von organischen Böden zuverlässiger abzuschätzen. In diesem Rahmen wurde ein Pilotprojekt in der Region Einsiedeln-Ibergereg durchgeführt, bei welchem aktuelle und ehemalige Hochmoore, Flachmoore (inkl. Streuwiesen) sowie weitere Feuchtgebiete erfasst wurden. Es hat auch aufgezeigt, dass die Verfügbarkeit von relevanten Datensätzen je nach Kanton sehr verschieden ist, und erwiesen, dass viele lokale Informationsquellen sehr nützlich sein können. Es zeichnet sich auch ab, dass der Beitrag der organischen Böden zu den Treibhausgasemissionen der Schweiz deutlich nach oben korrigiert werden muss. Zudem lieferte das Pilotprojekt viele Hinweise auf Flächen, deren Potenzial für Wiedervernässungsmassnahmen geprüft werden sollte.

1. Introduction

Peatlands (intact mires or drained mires that still contain peat) play a key role in the global carbon cycle. Although they cover only ~4 million km² (or 3 % of the world's land surface area), their very high C density means that they contain over 550 Gt of C (PARISH et al. 2008). This is approximately the same amount as is stored in the total global terrestrial biomass (PARISH et al. 2008). The accumulation of organic C as peat is a result of long-term water saturation. Rapid decomposition of organic C from dead organisms (aerobic decomposition) requires considerable amounts of

oxygen. In water-logged conditions the situation is however different: The rate of diffusion of oxygen through water is much lower than the rate at which it is used up in aerobic decomposition, meaning that the rapid aerobic decomposition of organic C here is impeded. Instead, organisms capable of decomposition in anaerobic conditions decompose the organic matter, but at a much lower rate. When this rate is lower than that at which matter from dead organism is added to the system, the outcome is a build-up of organic C as peat through centuries or millennia, with a steady state reached after a period of at least several millennia (CLYMO, 1984).

Drainage however reverses this effect by aerating the peat – in addition to causing its rapid collapse and shrinkage due to the lack of hydrostatic uplift. Aeration allows oxygen to reach peat that was previously water saturated, leading to rapid aerobic decomposition (by bacteria and fungi) and removal of C from the system either as dissolved organic C (FREEMAN et al. 2001; TRANVIK and JANSSON, 2002) or CO₂, the latter of which is emitted to the atmosphere. It is estimated that the rate of C loss through CO₂ emissions from peatlands used for intensive agriculture in Switzerland is 9.52 t C ha⁻¹ a⁻¹ (LEIFELD et al. 2003), compared to an estimate of no emissions from agriculture over other soils (FOEN, 2012). Whilst a raised bog or fen, as a habitat, will change or disappear following drainage, the peat persists for decades or centuries (until most of the C has left the system). A consequence of this is that mires that were converted into farmland or forests decades or centuries ago are likely to still be emitting CO₂.

In Switzerland it is estimated that ~90 % of fens and raised or transitional bogs (referred to as 'bogs' from now onwards), in terms of surface area, have been drained or have otherwise disappeared (e.g. by peat cutting for fuel) since the 1800's (GRÜNIG, 1994, 2007; GIMMI et al. 2011), and have been converted to agricultural or forested land, to urban space or reservoirs for power plants. Many of these sites however still contain peat, and the resulting GHG emissions from these sites need to be accounted for in the national Greenhouse Gas (GHG) Inventories, within the Intergovernmental Panel on Climate Change's (IPCC's) sector 'Land Use and Land Use Change and Forestry' (LULUCF).

For the LULUCF sector, GHG emissions are calculated by multiplying the surface area occupied by a certain land use with the emission factor of this land use, for each GHG. Soils can be categorized by their organic C content. Those with a high organic C content are termed "organic" (see definition below) and correspond, broadly speaking, to peaty soils; other soils are termed "mineral". Because mineral and organic soils have very different GHG emission factors, it is necessary to subdivide the surfaces of each land use category into two groups: those surfaces occurring over mineral soil and those occurring over organic soil. In order to do this, it is necessary to know where the two different soil types occur. The location of organic soils for Switzerland's most recent GHG Inventory was estimated using a combination of two data sets: The categories "Grundnasse Alluvionen, Moore" (Q3) and "Moore, Torf" (F1) of the Soil Suitability Map of Switzerland (SFSO, 2000, scale 1:500 000), and the Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance (GRÜNIG et al. 1986, scale 1:25 000). This estimate however needs to be improved and this improvement forms an on-going 2-year project at Agroscope.

The identification of organic soils or of ancient mires is also relevant for the GHG Inventory for a second reason: Sites that were once bogs or peat-building fens might be suitable for rewetting and the restoration of wetland vegetation, with the aim of minimizing net GHG emissions. Site selection for re-wetting depends on many factors, especially socioeconomic factors (e.g., the financial loss of previous agricultural or silvicultural output of a site, the acceptance of a community to the loss of agricultural land, the costs of restoring the water balance, mitigation of flooding peaks by intact peatlands); however, locating sites that contain peat is a pre-requisite for rewetting to be successful in mitigating GHG emissions. Although rewetted sites tend to be associated with higher emissions of CH₄ than drained sites (BUSSELL et al. 2010), rewetting a site is nonetheless desirable for several reasons: CH₄ release from a peatland is strongly determined by water depth meaning that if inundations can be avoided, such as in renaturalised sites, CH₄ emissions should be reduced (DRÖSLER et al. 2013); additionally in renaturalised *Sphagnum*-peat bogs, *Sphagnum* should displace vascular plants that might be acting as methane shunts (LINDSAY, 2010). Over decades, a rewetted 'growing' peat bog should even sequester C. Overall, it is considered that the increased contribution of CH₄ to the GHG balance of a rewetting site is still less than that which would occur through C loss if the site remained drained; over millenia, centuries or even decades, rewetted and renaturalised peatlands are considered beneficial to minimising GHG emissions (LINDSAY, 2010; PARISH et al. 2008; SPRACKLEN et al. 2008). It must be noted however, that empirical evidence regarding the changes in GHG fluxes following rewetting of a drained peatland, is scant (BUSSELL et al. 2010; LINDSAY, 2010).

In Switzerland, rewetting of damaged peatlands may soon come onto the political agenda: The actions "Wetland drainage and rewetting" are actions of the Kyoto Protocol that Annex I countries (including Switzerland) can opt to include in their calculation of GHG emissions and removals for the accounting period 2013 - 2020. In Switzerland, the rewetting of organic soils that are currently intensively used – in conjunction the renaturalisation of mires on these sites – represents an important potential for the mitigation of GHG emissions (LEIFELD et al. 2003).

2. Improving the estimate of the location of organic soils for Switzerland's GHG Inventory

The aim of this project is to produce a digital map showing surfaces of organic soil, across the whole of Switzerland; this will be used to estimate GHG emissions in the LULUCF sector of the GHG Inventory. The approach being used is to utilise ex-

isting data sets / information sources to locate peatlands. These sources can be used to locate organic soils if evidence can be found suggesting that they meet the criteria listed below.

For the GHG Inventory, organic soils are “found in wetlands or have been drained and converted to other land-use types”. They are identified on the basis of criteria 1 and 2, or 1 and 3 listed below (from IPCC, 2006):

1. Thickness of organic horizon greater than or equal to 10 cm. A horizon of less than 20 cm must have 12 % or more organic carbon when mixed to a depth of 20 cm.
2. Soils that are never saturated with water for more than a few days must contain more than 20 % organic carbon by weight (i.e., about 35 % organic matter).
3. Soils are subject to water saturation episodes and has [sic] either:
 - a) At least 12 % organic carbon by weight (i.e., about 20 % organic matter) if the soil has no clay; or
 - b) At least 18 % organic carbon by weight (i.e., about 30 % organic matter) if the soil has 60 % or more clay; or
 - c) An intermediate, proportional amount of organic carbon for intermediate amounts of clay.

All other types of soil are classified as mineral.

The data sets and information sources that are being considered in this project are as follows:

- The Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance (GRÜNIG et al. 1986, scale 1:25 000, <http://www.admin.ch/ch/d/sr/4/451.32.de.pdf>)
- The Federal Inventory of Fens of National Importance (BROGGI, 1990, <http://www.admin.ch/ch/d/sr/4/451.33.de.pdf>) as well as the fens of regional importance, scale 1:25 000
- Local vegetation maps that depict peat-forming vegetation, various scales
- The forest vegetation maps of the cantons, mostly scale 1:10 000
- Vector data from the modern topographical maps indicating wetlands, scale 1:25 000
- Regional and local soil maps, scales 1:5000 to 1:25.000
- Geological maps, from the ‘GeoCover’ dataset (www.swisstopo.admin.ch) based predominantly on the Geological Atlas of Switzerland, scale 1:25 000
- Hydrogeological maps, scale 1:100 000
- Historical topographical maps indicating wetlands and peaty surfaces, scales 1:25 000 to 1:50 000
- Historical texts and photographs depicting or describing mires and peatlands, various scales

Historical sources form an important part of this list. This is due to the fact that so many of Switzerland’s mires have been destroyed, combined with the fact that other information sources that would otherwise show where these remaining peatlands are (e.g. soil or geological maps), are not available in sufficient detail for the whole country. The only evidence we therefore have of many of these peatlands lies in these historical documents.

Each data set is being evaluated for its reliability as an indicator of organic soil either by comparing data sets against one other, or by verification in the field. Relevant surfaces from the reliable data sets are being extracted or, where necessary, being georeferenced and digitised. Maps are being digitised ‘as is’, i.e., no interpretation – at this stage – is carried out. These surfaces are being brought together in a GIS to produce a digital map showing surfaces of potential organic soil. Information from historical texts and photographs is being added to this map; as well as providing additional potential sites of organic soil, these allow us to estimate the date of drainage or peat extraction of sites and, in certain cases, the original thickness of the peat. For sites where we only have historical information, the thickness of the peat, in combination with the drainage date and expected peat decomposition rate, is being used to estimate whether or not organic soil is still likely to be present at the site. Surfaces which we know cannot harbour mires and are unlikely to have done so in the past, include those covered by glaciers, those too high or too steep, and those known to be semi-dry or dry grasslands; such surfaces can be excluded from the map.

The different information sources were published (or were mapped) at different scales. We are minimising the spatial imprecision introduced by coarser maps by including only higher-resolution maps (mostly 1:25 000 or more detailed), with the exception of maps that cover regions for which we otherwise have very little data. This, in combination with the fact that the digital (vector) map produced will be converted to a 100 m grid for use in the GHG inventory, means that the impact of imprecision due to spatial scale should be minimal. A greater source of error however is the fact that definitions of wetlands have changed through time; this means that historical information sources are not necessarily comparable with each other or with modern information sources. The cumulative approach of this project (using multiple information sources as independent estimates of organic soil) should however help mitigate this error.

For each surface of potential organic soil it is necessary to state: (a) by which information source(s) it is represented; and (b) how certain we are that there is enough peat present for it to be considered organic soil for the GHG Inventory. Such an assessment is necessary to fulfil the quality control aspects of the GHG Inventory; it is also re-

quired to make the map reproducible so that further information sources can be added to it in the future, which is necessary to improve the estimate of the location of organic soils for the GHG Inventory. These include: the incorporation of new data sets as they become available; incorporation of further types of information, e.g., herbarium specimens of typical mire species; locating place names on old maps that are associated with bogs and fens; and the development of a method to deal with regions for which there are very few information sources available.

The first challenges in putting together an improved estimate of the locations of peatlands in Switzerland are to identify which information sources might offer relevant material for identifying existing and ex-mires, and to assess which information sources are available for such a project at the local, cantonal and national scales. These issues have been addressed in a pilot-study based on the Einsiedeln-Ibergereg region of Switzerland.

3. Pilot-study – reconstructing the locations of bogs and fens in the Einsiedeln-Ibergereg region

The aim of this project was to identify sites of ancient (i.e. destroyed) bogs and fens that might be suitable for rewetting and conversion to bog or fen

vegetation, as well as to identify those bogs and fens not currently captured in the federal inventories. The aim is different to that of the above-described project, as all fens and bogs were searched for, not just those that contain / contained peat-building vegetation (some fen types do not form peat). A second aim of this pilot-study was to assess the relevance and availability of information sources to locate existing and destroyed bogs and fens.

The project considered the area covered by the map sheets 1132 (Einsiedeln) and 1152 (Ibergereg). This delimitation was chosen for several reasons including the geological, climatic and topographical heterogeneity of the area, which includes parts of the central plateau (~450 m a.s.l.) to the higher pre-Alps (~2000 m a.s.l.); the area is also very rich in mires and destroyed mires. Furthermore, the area includes parts of three cantons (Zurich, Zug and Schwyz), meaning that the variation of availability of data from different cantons would also be assessed.

The information sources used in this project are shown in Table 1. Relevant surfaces from these information sources were georeferenced and digitised (where necessary) and were brought together in a GIS. From these data, a digital map was produced showing location of current and historical bogs and fens of the region.

There were three main outcomes of this pilot-study. Firstly, only five of the fifteen information

Table 1: List of the information sources used in the Einsiedeln-Ibergereg pilot-study, along with an indication of which cantons they were available for, or (in the case of local vegetation maps) in which cantons there was relevant information.]

Information source	Zurich	Schwyz	Zug	Spatial scale
Historical topographical maps from the Dufour (1850-1865) and Siegfried (1887-1893) map series	✓	✓	✓	1:25 000
Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance (GRÜNIG et al. 1986)	✓	✓	✓	1:25 000
Federal Inventory of Fens of National Importance (BROGGI, 1990) and the fens of regional importance	✓	✓	✓	1:25 000
Geological Atlas of Switzerland	✓	✓	✓	1:25 000
Soil maps	✓		✓	1:5 000 to 1:25 000
Modern topographical map (wetland vegetation)	✓	✓	✓	1:25 000
Historical wetland areas (WEIBEL, 2012)	✓		✓	1:10 000
Local vegetation maps: FRÜH and SCHRÖTER (1904) DÜGGELI (1903) BRÜHLMANN (1990) HÖHN-OCHSNER (1936)		✓ ✓ ✓ ✓		1:45 000 1:25 000 1:10 000 1:45 000
Geomorphological map (ANON, 2011)			✓	
Agricultural contract areas: wetlands, nature protection areas, straw meadows		✓	✓	1:5 000
Vegetation maps for raised bog and fen monitoring		✓		1:5 000
Forest vegetation map		✓		

sources considered were available from, or were relevant to, all cantons. These are the topographical maps, the federal inventories and the Geological Atlas. The latter was however available only for part of the Einsiedeln map sheet and covers currently only about half of Switzerland. This, and the fact that local information sources (which from their nature cover only small regions) contain so much useful information, implies that it will not be possible to create a map of the location of organic soils that is of consistent quality across the whole country, i.e., for some regions or cantons there are many information sources, whereas for others, information is scant. The second outcome of this pilot project was the identification of information sources that are useful for indicating bogs or fens that have disappeared; many of these sources are being used in the above-described GHG Inventory project.

Lastly, the surface area of current and destroyed wetlands identified in these maps sheets (7250 ha) is approximately 10 times that considered as organic soil in the current estimate (706 ha) for the GHG Inventory by FOEN 2012. This difference in estimates is due to two main reasons. The first is that the pilot-study explicitly considered fens and bogs in general, i.e. not nec-

essarily peatlands, whereas the estimate for the GHG Inventory considers only peatlands. This makes a direct comparison between the two data sets not completely appropriate. However, the second important reason for the discrepancy between the two maps is that so many fens and bogs have been destroyed in this region, many of which have been captured by the pilot-study. These include: The large wetland shown on the right-hand side of Figure 1a, which is covered today by the Sihl reservoir created in the 1930's; the many peatlands in the NW of the region that have disappeared, identified by the Siegfried maps and the Geological Atlas; and a reduction in the extent of the Rothenthurm area (the large wetland in the centre-left-hand side of Figure 1a). Many of the latter two ex-wetlands are covered today by agricultural land. For reasons explained earlier, it is however likely that many of these sites that once contained peat, still do. Such sites therefore need to be incorporated into the new estimate of organic soils provided by the GHG project described in this paper. The large discrepancy between the two maps suggests that the improved estimate of the extent organic soils will certainly be greater, probably considerably greater, than the current estimate.

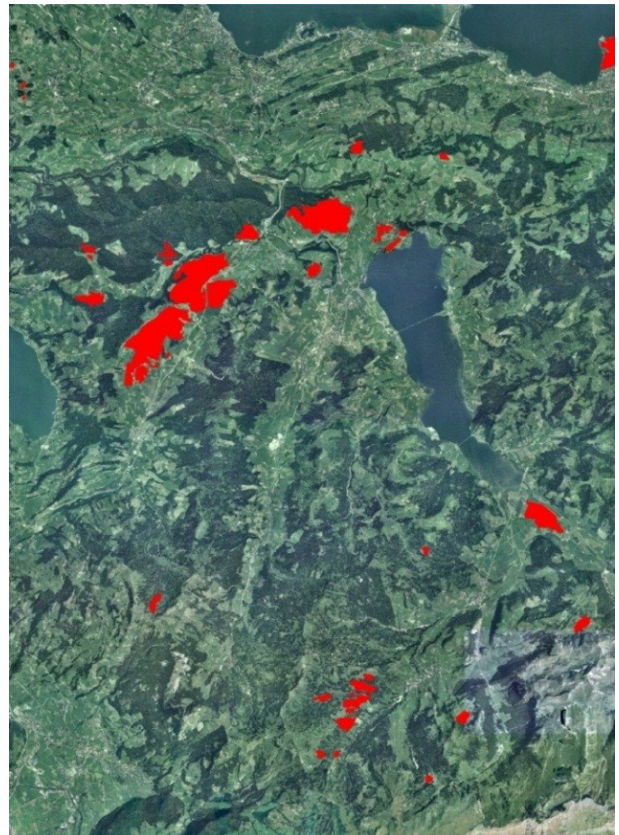
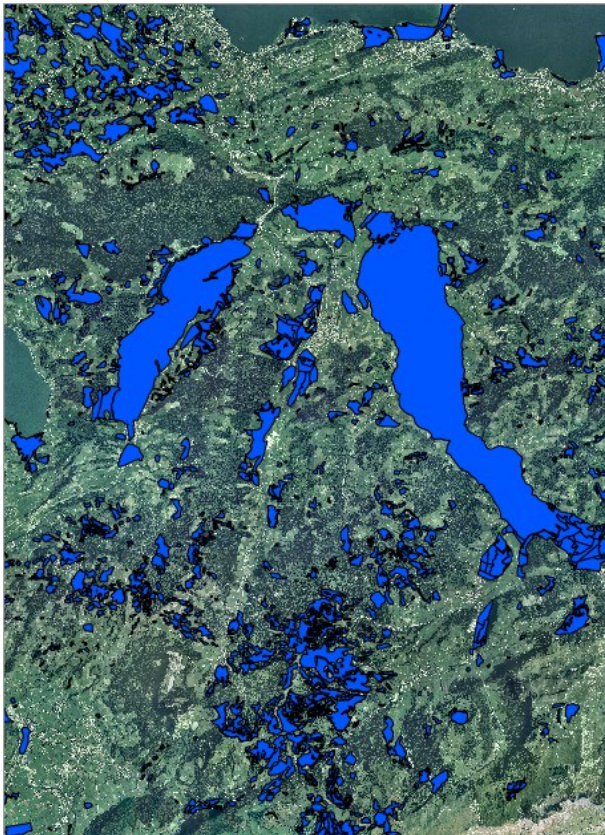


Figure 1: Comparison of the surfaces of ancient and existing wetlands identified in the Einsiedeln-Ibergeregge pilot-study (Figure 1a, surfaces in blue) and the peatlands identified for the current estimate of organic soils for the GHG Inventory (Figure 1b surfaces in red). Figure 1b is a combination of the Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance (GRÜNIG et al. 1986), and two categories ("Grundnasse Alluvionen, Moore" and "Moore, Torf", see main text) of the Soil Suitability Map of Switzerland (SFSO, 2000). Aerial photograph reproduced with the authorisation of Swisstopo (JA100120); outline of the Federal Inventory of Raised and Transitional Bogs of National Importance © and from BAFU, 3003 Bern; outline of relevant units of the Soil Suitability Map © Bundesamt für Statistik (BFS) GEOSTAT.

Acknowledgements

We would like to thank the Federal Office for the Environment for funding the project locating organic soils for the GHG Inventory.

References

- ANON (2011) Geomorphologische Karte des Kantons Zug. Dieser Plan wurde aus Geodaten des Kantons Zug vom 6. Mai 2011 erzeugt
- BROGGI, M.F. (1990) Inventar der Flachmoore von nationaler Bedeutung. Bundesamt für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern, 80 pp.
- BRÜHLMAN, M. (1990) Standortuntersuchung und Weideplanung Alp Altmatt. Gemeinde Rothenthurm (SZ). Bericht Nr. 90-1370-1-BE der Arbeitsgemeinschaft zur Förderung des Futterbaues (AGFF), Zürich-Reckenholz, 17 pp.
- BUSSELL, J., JONES, D.L., HEALEY, J.R. and PULLIN, A. (2010) How do draining and rewetting affect carbon stores and greenhouse gas fluxes in peatland soils? Collaboration for Environmental Evidence Review: www.environmentalevidence.org/SR49.html 08-012 (SR49), 1-74.
- CLYMO, R.S. (1984) The limits to peat bog growth. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B* 303, 605-654.
- DRÖSLER, M., ADELMANN, W., AUGUSTIN, J., BERGMAN, L., BEYER, C., CHOJNICKI, B., FÖRSTER, C., FREIBAUER, A., 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. (2013) Klimaschutz durch Moorschutz; Schlussbericht des Vorhabens "Klimaschutz - Moornutzungsstrategien" 2006-2010, Braunschweig, Berlin, Freising, Jena, Müncheberg, Wien, 191 pp.
- DÜGGELI, M. (1903) Pflanzengeographische und wirtschaftliche Monographie des Sihltales bei Einsiedeln von Roblosen bis Studen (Gebiet des projektierten Sihlsees). Botanisches Museum und Eidgenössisches Polytechnikum in Zürich, Zürich, 222 pp.
- FOEN (2012) Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990–2010. Federal Office for the Environment, Bern, Switzerland, 483 pp.
- FREEMAN, C., EVANS, C.D., MONTEITH, D.T., REYNOLDS, B. and FENNER, N. (2001) Export of organic carbon from peat soils. *Nature* 412, 785.
- FRÜH, J. und SCHRÖTER, C. (1904) Die Moore der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage. A. Francke, Bern, 751 pp.
- GIMMI, U., LACHAT, T. and BÜRGI, M. (2011) Reconstructing the collapse of wetland networks in the Swiss lowlands 1850-2000. *Landscape Ecology* 26, 1071-1083.
- GRÜNIG, A. (ed.): (1994) *Mires and Man: Mire conservation in a densely populated country - the Swiss experience*. Birmensdorf, Switzerland: Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research, WSL / FNP, 415 pp.
- GRÜNIG, A. (2007) Moore und Sümpfe im Wandel der Zeit. Hotspot: Biodiversität in Feuchtgebieten 15, 4-5.
- GRÜNIG, A., VETTERLI, L. und WILDI, O. (1986) Die Hoch- und Übergangsmoore der Schweiz. Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Birmensdorf, 62 pp.
- HÖHN-OCHSNER, W. (1936) Vegetationsstudien in Oberiberg (Schwyz). Die hygrophilen Pflanzengesellschaften. Bericht der Schweizerischen Botanischen Gesellschaft 46, 365-411.
- IPCC (2006) IPCC guidelines for national greenhouse gas inventories: Volume 4, Agriculture, Forestry and Other Land Use. Japan: IGES, 42 pp.
- LEIFELD, J., BASSIN, S. and FUHRER, J. (2003) Carbon stocks and carbon sequestration potentials in agricultural soils in Switzerland. *Schriftreihe der FAL* 44, 1-109.
- LINDSAY, R. (2010) Peatbogs and carbon – a critical synthesis. RSPB Scotland, Edinburgh, 315 pp.
- PARISH, F., SIRIN, A., CHARMAN, D., JOOSTEN, H., MINAYEVA, T., SILVIUS, M. and STRINGER, L. (2008) Assessment on Peatlands, Biodiversity and Climate change: Main Report. Global Environment Centre, Kuala Lumpur and Wetlands International, Wageningen, 179 pp.
- SFSO (2000) Digitale Bodeneignungskarte der Schweiz; 1:200 000. Swiss Federal Statistical Office, Neuchâtel, Switzerland.
- SPRACKLEN, D., YARON, G., SINGH, T., RIGHELATO, R. and SWEETMAN, T. (2008) The Root of the Matter: Carbon Sequestration in Forests and Peatlands. Policy Exchange, London, 34 pp.
- TRANVIK, L.J. and JANSSON, M. (2002) Terrestrial export of organic carbon. *Nature* 415, 861-862.
- WEIBEL, V. (2012) Vom Dräckloch i Himel. Namenbuch des Kantons Schwyz. Druckerei Triner AG, Schwyz, 752 pp.

Aufforstung einer subalpinen Weide: Effekte auf Kohlenstoffspeicherung und Treibhausgasflüsse

Stephan Zimmermann¹, Frank Hagedorn¹, Pascal A. Niklaus², David Hiltbrunner¹

¹) Eidg. Forschungsanstalt WSL, CH-8903 Birmensdorf

²) Inst. Evolution. Biol. and Env. Studies, Universität Zürich, CH-8057 Zürich

Zusammenfassung

Die Fichtenpflanzung hatte relativ geringe Auswirkungen auf die Kohlenstoffspeicherung der Weideböden. In den ersten drei Jahrzehnten nach der Pflanzung blieben die C Vorräte im Mineralboden weitgehend unverändert. In den 40-45 Jahre alten Beständen hingegen hatten die Vorräte im Mineralboden vorübergehend abgenommen. Im alten Fichtenwald (> 120 Jahre) enthielten die Mineralböden etwa die gleiche Menge an C wie diejenigen unter Weide (~130 t ha⁻¹), wobei noch zusätzliche 20 t C ha⁻¹ in der organischen Auflage gespeichert sind. Trotz des relativ geringen Einflusses auf die C Speicherung führte die Fichtenpflanzung zu markanten Änderungen der C Dynamik. Die Analyse der natürlichen Abundanz von ¹³C im organischen Bodenmaterial zeigte einen allmählichen Austausch von gras- durch fichtenbürtigen C, welcher mit einem Rückgang der Qualität des organischen Materials (weiteres C/N-Verhältnis und sinkender Anteil an labilem C) einherging. Die Bodenatmung war - auch als Folge der niedrigeren Temperaturen - in den Baumbeständen geringer als in der Wiese. Dass aber trotz tieferer Atmungsraten keine C Akkumulation in den Mineralböden des Waldes stattgefunden hat, legt den Schluss nahe, dass der unterirdische C-Eintrag im Wald tiefer sein muss als in der Weide. Begünstigt durch die geringeren Bodenwassergehalte war die Methanoxidation in den älteren Fichtenbeständen zwei bis drei mal höher als in der Weide. Dies bedeutet, dass alpine Regionen mit ihren schnell zunehmenden Waldflächen in Zukunft wichtige Senken für atmosphärisches CH₄ sein könnten.

Keywords: soil organic carbon, humus, C-sink, land-use change, afforestations, methane

Abstract: Afforestation of a subalpine pasture: Effects on carbon sequestration and greenhouse gas fluxes

The afforestation with spruce of a subalpine pasture near the Jaunpass only slightly altered the C sequestration in the mineral soil. Three decades after the spruce plantation the C-pool in the mineral soil of the afforestations equals the one in the pasture soil. The 40- and 45-years old afforestations showed a transient decrease in the C-pool, whereas the C-pool in the mineral soil of the 120 years old forest recovered to the values of the pasture (~130 t ha⁻¹). In this mature forest an additional amount of 20 t C ha⁻¹ was stored in the forest floor. Despite the moderate changes in carbon stock, the C dynamics changed markedly. The analysis of the natural abundance of ¹³C in the soil organic matter revealed a gradual replacement of pasture derived C by spruce derived C which came along with a decrease in the quality of the soil organic matter (larger C/N ratio, decreasing fraction of labile C). The soil respiration decreased in the afforestations compared to the pasture due to the lower C-quality and to lower soil temperatures in the forest. But for all that there was no increase in C-sequestration in the mineral soil of the afforestations which is indicative for a lower belowground carbon input in the afforestations compared to the pasture. The methane oxidation in the old forest increased by a factor of two to three compared to the pasture which was favoured by a lower soil water content. This means that the alpine regions with its increasing woodland areas could be an important sink for atmospheric methane in near future.

1. Einführung

Landnutzungsänderungen tragen – nach der Verbrennung fossiler Brennstoffe – am stärksten zum anthropogenen CO₂-Ausstoss bei. Der weitaus grösste Teil dieser Emissionen stammt aus der Abholzung tropischer Regenwälder, während die Brachlegung von Landwirtschaftsland auf der Nordhalbkugel eine Netto-Senke für atmosphäri-

sches CO₂ darstellt. Vor allem in den dünn besiedelten, alpinen Regionen war in den letzten Jahrzehnten eine rasche Wiederbewaldung von ehemaligen Weideflächen zu beobachten. Da in alpinen Böden relativ große Mengen an labilem C gespeichert sind, ist es wahrscheinlich, dass die Auswirkungen von Vegetationsänderungen und Beweidung auf den Bodenkohlenstoff hier besonders ausgeprägt sind. Trotzdem gibt es bis anhin

nur wenige Studien, welche diese Zusammenhänge genauer erforscht haben. Um die Datengrundlage zu erweitern, haben wir auf einer subalpinen Weide in Jaun (FR) entlang einer Fichten (*Picea abies*) Chronosequenz die Effekte einer Wiederbewaldung auf die Boden C-Dynamik untersucht. Das Ziel war, genauere Erkenntnisse über den Einfluss der Wiederbewaldung auf (i) die Kohlenstoffspeicherung der Böden, (ii) auf die Mechanismen für deren Veränderung und (iii) auf die Treibhausgasflüsse zu gewinnen.

2. Methoden

Untersuchungsgebiet und Beprobung

Das Untersuchungsgebiet befindet sich im Kanton Fribourg an einem gleichmässig geneigten, südexponierten Hang oberhalb der Gemeinde Jaun zwischen 1450 und 1750 m.ü.M. ($N = 1250 \text{ mm}$; $T_{\text{Sommer}} = 11.4 \text{ }^\circ\text{C}$; $T_{\text{Winter}} = 0.6 \text{ }^\circ\text{C}$). Der Hang besteht aus einer Weide im westlichen und aus Aufforstungen im östlichen Teil. Die Weide wird vor allem als Sommerweide (Juni – September) mit einer Viehdichte von ca. 4 Tieren ha^{-1} genutzt. Die Aufforstungen weisen Alter zwischen 25 und 45 Jahren auf, wobei sich die ältesten Aufforstungen im untersten Teil des Hanges neben einem 120-jährigen Altbestand befinden. Der Boden wurde entlang von Transekten, welche

von der Weide in den Wald reichen, beprobt (T1-T5, Abb. 1). Jeder Transektenabschnitt, welcher sich in der Landnutzung oder im Aufforstungsalter unterscheidet, wurde als Behandlungsplot betrachtet (P1-P11, Abb. 1) und in jedem Plot wurden 5 oder 10 Bodenprofile im Abstand von 10 m gegraben sowie morphologisch beschrieben. Bodenproben wurden in sechs Tiefen (0-5, 5-10, 10-20, 20-40, 40-60 und 60-80 cm) entnommen, die organischen Auflagehorizonte wurden volumengerecht beprobt und die Bodendichte wurde in 0-10 und 20-30 cm Tiefe bestimmt. Der Skelettgehalt und die Wurzelbiomasse wurden durch Aussieben der Bodenproben mit bekanntem Volumen bestimmt.

Baumbiomasseschätzung

In repräsentativen Subplots von ca. 100 m^2 (in Aufforstungen < 30 Jahre) und ca. 600 m^2 (in älteren Aufforstungen) wurden der Brusthöhendurchmesser aller Bäume sowie die Bestandesoberhöhe gemessen. Aufgrund dieser Grössen wurde die totale Baumbiomasse mithilfe von allometrischen Funktionen (KAUFMANN 2001) bestimmt.

Chemische Analysen der Pflanzen- und Bodenproben

Die C- und N-Gehalte wurden mit einem C/N-Analysengerät (NC-2500, CE-Instruments) ge-

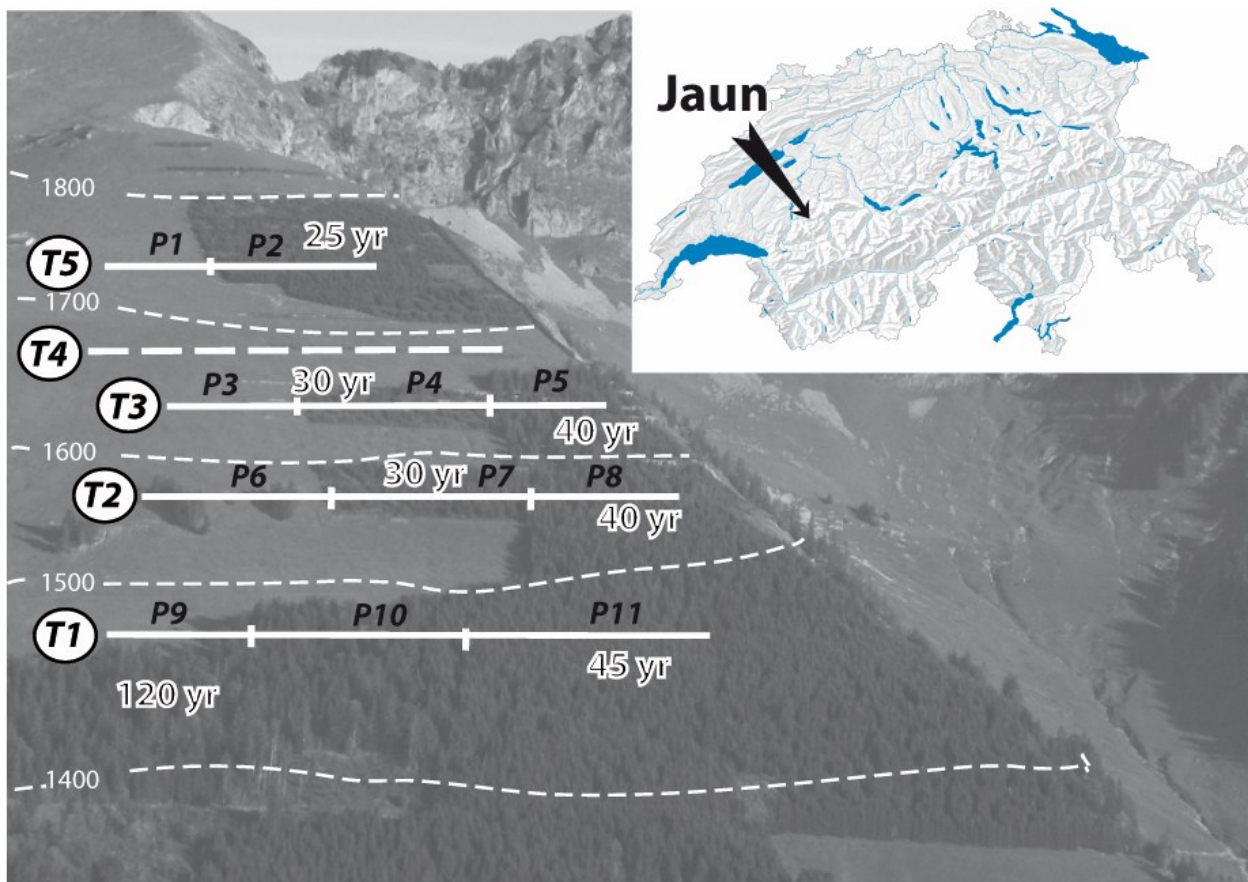


Abb. 1: Untersuchungsstandort mit den verschiedenen Transekten (T1-T5) und den 11 Plots (P1-P11), in welchen Bodenproben entnommen wurden. Die Transekten T4 in der Weide wurde zur Überprüfung der horizontalen Homogenität des Hanges verwendet.

messen. Die Isotopenverhältnisse ($\delta^{13}\text{C}$) wurden mit einem Elementanalysengerät (Euro-EA, He-katech GmbH) gekoppelt mit einem Isotopen-Verhältnis-Massenspektrometer (Delta-V Advanced IRMS, Thermo GmbH) bestimmt. Die Resultate der Isotopenanalysen wurden in δ -Einheiten (‰) relativ zum V-PDB Standard (Vienna Pee Dee Belemnite) ausgedrückt. Bei karbonathaltigen Proben wurde das Karbonat vorgängig mit HCl-Dampf zerstört (WALTHERT et al. 2010).

Die C-Vorräte im Boden wurden durch Multiplikation der C-Konzentrationen mit der Feinerdemenge berechnet (unter Berücksichtigung der Lagerungsdichte und des Skelettgehaltes).

Lignin-Gehalte

In Pflanzenproben wurde der Gehalt an Klason-Lignin gravimetrisch bestimmt. Es entspricht dem Rückstand von 500 mg fein gemahlene Pflanzenmaterials nach sequentieller Extraktion mit 12.5 ml Heisswasser (80 °C), 12.5 ml Äthanol, 1-stündiger Hydrolyse mit 1.5 ml 72%iger Schwefelsäure bei 30 °C und 1-stündiger Autoklavierung bei 120 °C nach Zugabe von 42 ml Wasser. Die totale Ligninkonzentration ist die Summe des Klason-Lignins und des löslichen Lignins, welches aufgrund der UV-Absorbanz des Hydrolysats bei 205 nm bestimmt wurde (DENCE 1992).

Laborinkubationen und Respirationmessungen im Feld

Um die C-Mineralisation unter standardisierten Bedingungen zu messen, wurden Bodenproben während 140 Tagen bei 20 °C im Dunkeln inkubiert. 20 g Mineralboden bzw. 3 g organische Auflage wurden in 120 ml Glasflaschen abgefüllt, der Wassergehalt wurde auf 50% der Feldkapazität eingestellt und die CO_2 -Entwicklung wurde periodisch mit einem Infrarot-Gasanalysator (LI 840, LI-COR) gemessen. Respirationen wurden durch lineare Regression der CO_2 -Konzentrationen gegen die Zeit bestimmt.

Die Bodenatmung im Feld wurde mit Hilfe von statischen Kammern gemessen (HILTBRUNNER et al. 2013). An den Messzeitpunkten wurden die Kammern verschlossen, durch ein Septum mit einer Spritze im Abstand von 15 Minuten drei Gasproben entnommen und die CO_2 -Konzentration an einem Gaschromatographen (Agilent 7890 mit Flammen-Ionisations-Detektor) gemessen sowie die Respirationen durch lineare Regression der CO_2 -Konzentrationen gegen die Zeit berechnet.

Methanmessungen und Düngungsexperiment

Um den Einfluss der Landnutzung auf den Spurengashaushalt, im Speziellen auf die Methanoxidation, zu untersuchen, wurden in der Wiese und in den Aufforstungen statische Kammern installiert und periodisch der Methanfluss gemessen. Da vermutet wird, dass die Methanoxidation stark

vom Stickstoffgehalt abhängt, wurde die Hälfte der Kammern mit einem künstlichen Kuhurin gedüngt. Details zum Versuchsdesign und zur Messmethodik können der Publikation von HILTBRUNNER et al. (2012) entnommen werden.

3. Resultate und Diskussion

Streuqualität und Herkunft der organischen Bodensubstanz

Nach der Bepflanzung mit Bäumen verschiebt sich der $\delta^{13}\text{C}$ -Wert im obersten Mineralerdehorizont von -27‰ in der Wiese gegen -25.5‰ im 120-jährigen Wald (Abb. 2). Obwohl diese Differenz nur sehr gering ist, ist die Zunahme über alle Aufforstungsalter sehr konsistent und mit dem Alter verstärkt. Der Einfluss der Vegetation auf die $\delta^{13}\text{C}$ -Werte nimmt mit der Bodentiefe ab, was auf die Dominanz von älterem, stärker abgebautem Bodenkohlenstoff in der Tiefe hinweist. Der kleinere $\delta^{13}\text{C}$ -Wert im Mineralboden unter Gras widerspiegelt den hauptsächlichlichen Eintrag von Wurzelstreu, welche gegenüber der Fichtenstreu stärker an ^{13}C verarmt ist (Abb. 2). Hingegen ist die Differenz der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte zwischen Bodenkohlenstoff und Fichtenwurzeln in den Aufforstungen grösser, was auf eine stärkere Diskriminierung und einen langsameren Wurzeltturnover hinweist (CHEN et al. 2005). Wir interpretieren die Verteilung der $\delta^{13}\text{C}$ -Werte in Abb. 2 als eine Ablösung von grasbürtiger Streu in der Weide durch vermehrte fichtenbürtige Streu in den Aufforstungen. In der Weide stammt der Bodenkohlenstoff vor allem von den Graswurzeln, da die oberirdischen Pflanzenteile vom weidenden Vieh vertilgt werden. In den Aufforstungen stammt ein substantieller

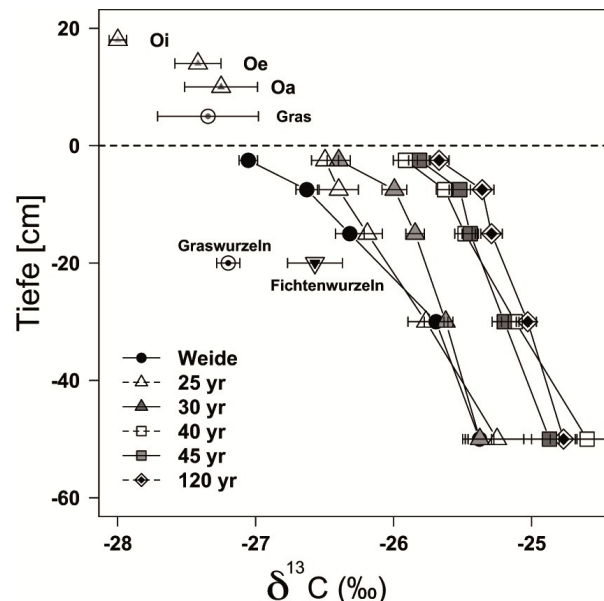


Abb. 2.: Natürliche Abundanz des ^{13}C -Isotops (\pm Standardfehler) im Pflanzenmaterial und vom Bodenkohlenstoff in verschiedenen Tiefen unter Weide und unterschiedlich alten Aufforstungen.

Anteil der Streu auch von oberirdischen Pflanzenteilen. Die Akkumulation der oberirdischen Fichtenstreu an der Bodenoberfläche weist jedoch darauf hin, dass nur ein sehr geringer Teil dieser Streu in den Mineralboden gelangt, was durch andere Arbeiten bestätigt wird (BIRD und TORN 2006, TATE et al. 2011). Für den Kohlenstoff im Mineralboden spielen also die Wurzeln eine entscheidende Rolle. In unseren Untersuchungen war die Feinwurzelbiomasse (< 2 mm) in den Fichtenbeständen 40% geringer als in der Weide. Zudem haben die Feinwurzeln der Fichten ein weiteres C/N-Verhältnis und den grösseren Ligningehalt (Tabelle 1), sind also schlechter abbaubar.

Labile C-pools

Dementsprechend ist der labile C-Pool im obersten Mineralboden der Weide grösser als in der entsprechenden Bodentiefe unter Wald (Abb. 3). Dieses Ergebnis des Inkubationsexperimentes ist in guter Übereinstimmung mit den Qualitätsparametern der Tabelle 1. Die geringere Streuqualität im Wald führt also zu einer geringeren Qualität der organischen Substanz im Mineralboden. Nur die organische Auflage weist einen grösseren labilen C-Pool auf als der Mineralboden der Weide. Dies ist auf die ganz frische Fichtenstreu zurückzuführen, welche noch einen relativ grossen Anteil an leicht abbaubaren Substanzen enthält. Trotzdem ist die Bodenrespiration in den Aufforstungen rund 30% geringer als in der Weide (HILTBRUNNER et al. 2013). Neben der Qualität der organischen Bodensubstanz ist dies auch auf mikroklimatische Gegebenheiten zurückzuführen. Messungen haben ergeben, dass die Bodentemperatur im Durchschnitt über das ganze Jahr im Oberboden der Aufforstungen rund 5 °C geringer ist als in der Weide (Hiltbrunner et al. 2013). Damit kann bilanziert werden, dass die Aufforstungen zu einem kühleren Mikroklima, zu einer geringeren Qualität

Tabelle 1: C/N-Verhältnisse von Pflanzenmaterial und organischer Auflage sowie Ligningehalt vom Pflanzenmaterial (jeweils Mittelwert und Standardabweichung in Klammern). n = 5

	C/N-Verhältnis	Lignin (%)
Pflanzenmaterial		
Grashalme	26 (4.9)	18.3 (0.1)
Graswurzeln	49 (2.3)	23.2 (1.0)
Fichtenwurzeln	69 (4.0)	30.6 (1.0)
Nadeln	40 (2.4)	31 (0.5)
Organische Auflage		
Oi	42 (2.3)	-
Oe	25 (1.1)	-
Oa	25 (0.3)	-

der organischen Bodensubstanz und zu einem langsameren Umsatz der organischen Bodensubstanz führen. Wie wirkt sich dies nun auf die Kohlenstoffvorräte im Boden aus ?

Kohlenstoffvorräte

Die Vorräte an organischem Kohlenstoff im Mineralboden betragen zwischen 101 und 140 t C ha⁻¹ (Abb. 4). Die allmähliche Akkumulation einer organischen Auflage von durchschnittlich 0.19 t C ha⁻¹ Jahr⁻¹ führt zu einem Vorrat von 23 t C ha⁻¹ in der organischen Auflage des 120-jährigen Bestandes. Im Mineralboden nimmt der Vorrat in den 40- und 45-jährigen Aufforstungen vorübergehend ab, erreicht jedoch im 120-jährigen Bestand den Ausgangswert der Weide wieder. Diese temporäre Abnahme ist auf zwei Phänomene zurückzuführen. Etwa 30 bis 40 Jahre nach der Aufforstung erreichen die Fichten den Kronenschluss, wodurch die dichte Grasvegetation verschwindet. Dadurch fällt unterirdisch weniger Streu an, da die Fichten eine geringere Feinwurzelbiomasse besitzen als die Grasvegetation. Zudem konnten wir feststellen, dass die Abnahme des Kohlenstoffvorrates im Mineralboden vor allem auf geringere Vorräte im tieferen Mineralboden zurückgeführt werden kann und dies obwohl die Fichten im Vergleich zu den Gräsern tiefer wurzeln und dadurch im tieferen Unterboden mehr Kohlenstoff eintragen. Diese neuen C-Einträge in den Unterboden wurden jedoch nicht stabilisiert, sondern haben ganz im Gegenteil den Abbau von vorhandenem Bodenkohlenstoff stimuliert (MOBLEY 2011). Weil den Unterböden energiereiches Substrat fehlt, welches Mikroorganismen zur Aufrechterhaltung ihres Metabolismus brauchen, sind sie einem sol-

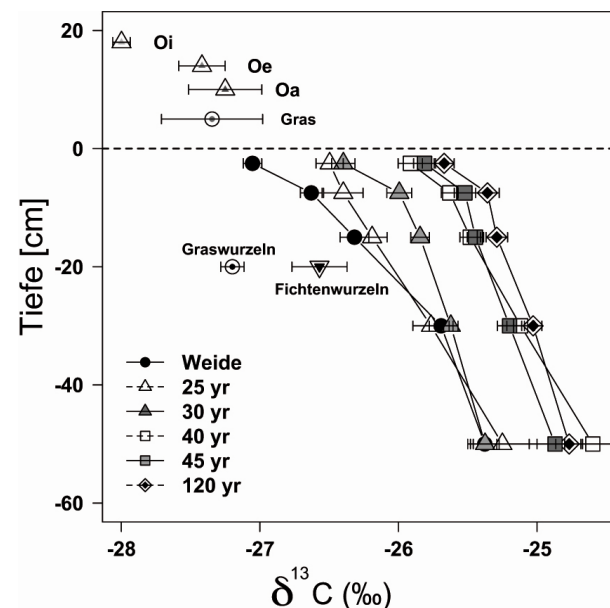


Abb. 3: Kumulierte CO₂-Entwicklung (± Standardfehler) durch Respiration in inkubierten mineralischen Oberböden (0-5 cm) von der Weide und aus dem Wald sowie von organischen Auflagehorizonten (Oe) während 140 Tagen, ausgedrückt pro Gramm Bodenkohlenstoff.

chen « priming effect » stärker ausgesetzt als Oberböden mit einer grösseren C-Verfügbarkeit (FONTAINE et al. 2007).

Trotzdem wird der Kohlenstoffvorrat im Boden durch die Aufforstung nur marginal beeinflusst. Der vorübergehende C-Verlust im Mineralboden wird bis ins Alter von 120 Jahren wieder fast vollständig kompensiert und zudem baut sich im Wald eine organische Auflage von 23 t C ha^{-1} auf. Die Zunahme des organischen Bodenkohlenstoffes (Mineralboden inkl. organische Auflage) bei Aufforstung einer Weide beträgt nach 120 Jahren rund 20 t C ha^{-1} .

Im Vergleich zum Kohlenstoff, welcher in der Baumbiomasse gespeichert wird, ist dies sehr wenig. 40 Jahre nach der Aufforstung übersteigt der C-Vorrat der Baumbiomasse jenen im Boden und im 120-jährigen Bestand speichern die Bäume rund drei mal so viel Kohlenstoff wie der Boden. Die Zunahme des Bodenkohlenstoffes von 20 t C ha^{-1} entspricht denn auch nur rund 5% des in der Baumbiomasse im Alter von 120 Jahren gespeicherten Kohlenstoffes.

Methanflüsse

Im Vergleich zu CO_2 weist Methan (CH_4) ein um den Faktor 30 grösseres Erwärmungspotential für die Atmosphäre auf. Deshalb interessiert auch wie und allenfalls weshalb der Methanfluss durch eine Landnutzungsänderung wie die Aufforstung im Jaunpassgebiet beeinflusst wird. In Böden, welche nicht vernässt sind, wird atmosphärisches Methan normalerweise durch methanotrophe Bakterien oxidiert. Unsere Resultate zeigen, dass die Methanoxidation in den subalpinen Böden am Jaunpass nach der Aufforstung einer Weide um den

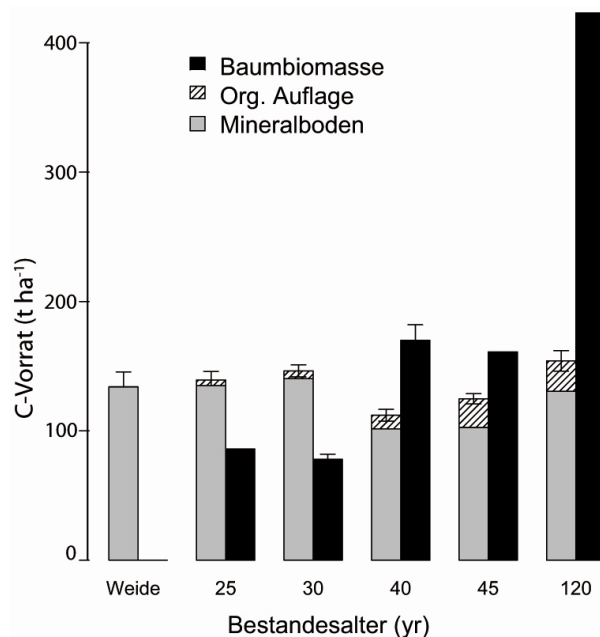


Abb. 4: C-Vorräte (± Standardfehler) im Mineralboden (bis 80 cm Tiefe), in der organischen Auflage sowie in der Baumbiomasse der unterschiedlichen Landnutzungstypen.

Faktor zwei bis drei zunimmt (Abb. 5). Das kann verschiedene Gründe haben, unter anderem die Abnahme eines inhibierenden Effektes von Stickstoffgaben auf die methanotrophen Bakterien (u.a. GULLEDGE et al. 1997), die Veränderung von Mikroorganismengemeinschaften (u.a. SINGH et al. 2007) oder die Verbesserung der Bodenstruktur und damit bessere Gasleitfähigkeit des Bodens (u.a. BALL et al. 1997).

In Abbildung 5 sind die Resultate unserer Methanmessungen der ungedüngten und der mit künstlichem Kuhurin gedüngten Parzellen dargestellt. Zwischen gedüngten und ungedüngten Parzellen gibt es keine signifikanten Unterschiede in der Methanoxidation, weshalb der inhibierende Effekt der Stickstoffgaben auf die Mikroorganismen ausgeschlossen werden kann. Zudem stellten wir in Laborexperimenten fest, dass bei gesiebten Proben unter standardisierten Bedingungen und unter Eliminierung von Unterschieden in der Bodenstruktur die Methanoxidation überall gleich gross war (HILTBRUNNER et al. 2012), womit Unterschiede in der Populationsstruktur von methanotrophen Bakterien ebenfalls ausgeschlossen werden können. Deshalb erklären wir uns die Zunahme der Methanoxidation durch die abnehmende Bodenfeuchte mit zunehmendem Aufforstungsalter und damit einer besseren Diffusion von Methan in den Boden.

4. Schlussfolgerungen

Unsere Resultate zeigen, dass die Aufforstung der Weide am Jaunpass den Kohlenstoffvorrat im Boden nur marginal um rund 20 t C ha^{-1} erhöht und diese Erhöhung vor allem auf die Bildung einer organischen Auflage zurückzuführen ist. Diese Zunahme entspricht im Vergleich zum Kohlenstoff, welcher in der Baumbiomasse gespeichert ist, nur rund 5%. Ein vorübergehender Verlust von Bodenkohlenstoff im tieferen Mineralboden im Alter um 40 bis 45 Jahre ist auf das Verschwinden der dichten Grasvegetation und auf einen «priming effect», verursacht durch neu eingebrachten Wur-

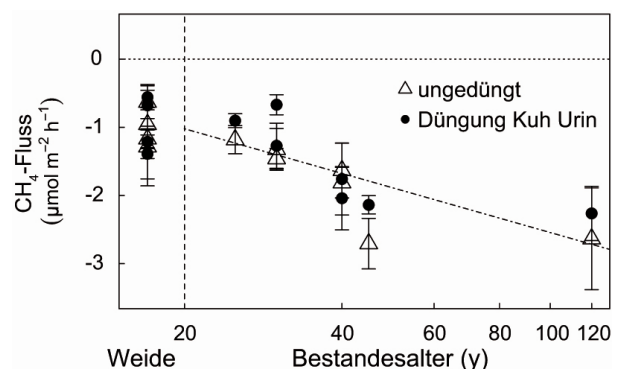


Abb. 5: Methanfluss in Abhängigkeit des Aufforstungsalters und der Düngung mit Kuhurin (negative Flüsse bedeuten Aufnahme von Methan aus der Atmosphäre und Oxidation im Boden). Die Fehlerbalken entsprechen ± dem Standardfehler (N=4 subplots pro Aufforstungs- bzw. Weideplot).

zelkohlenstoff der Fichten im Unterboden, zurückzuführen.

Die Wurzelbiomasse und damit der unterirdische Eintrag an Kohlenstoff sind in den Aufforstungen geringer als in der Weide. Zudem nimmt die Qualität der Streu und somit auch der organischen Bodensubstanz in den Aufforstungen ab. Dies führt zu einer geringeren Bodenatmung im Vergleich zur Weide. Eine geringere Bodenatmung und ein geringerer Wurzelstreueintrag verbunden mit mehr oder weniger unveränderten Kohlenstoffvorräten kann nur mit einem geringeren Umsatz des Bodenkohlenstoffes in den Aufforstungen erklärt werden.

Die mikroklimatischen Bedingungen verändern sich zu tieferen Temperaturen und Bodenfeuchten in den Aufforstungen. Dies fördert die Gasleitfähigkeit im Boden der Aufforstungen und erklärt die um den Faktor 2 bis 3 grösseren Methanoxidationsraten im Vergleich zur Weide.

5. Literatur

- BALL, B.C., K.E. DOBBIE, J.P. PARKER, and K.A. SMITH, 1997: The influence of gas transport and porosity on methane oxidation in soils. *J. Geophys. Res.-Atmosph.* 102, 23301-23308.
- BIRD, J.A., and M.S. TORN, 2006: Fine roots vs. needles: a comparison of ^{13}C and ^{15}N dynamics in a ponderosa pine forest soil. *Biogeochemistry* 79(3), 361-382.
- CHEN, Q., C. SHEN, Y. SUN, S. PENG, W. YI, Z.A. LI, and M. JIANG, 2005: Spatial and temporal distribution of carbon isotopes in soil organic matter at the Dinghushan Biosphere Reserve, South China. *Plant Soil* 273(1-2), 115-128.
- DENCE, C.W. (1992): The determination of lignin. In: LIN, S.Y. and DENCE, C.W. (Eds.): *Methods in lignin chemistry*. Springer-Verlag, Berlin, pp 33-61.
- FONTAINE, S., S. BAROT, P. BARRE, N. BDIoui, B. MARY, and C. RUMPEL, 2007: Stability of organic carbon in deep soil layers controlled by fresh carbon supply. *Nature* 450, 277-281.
- GULLEDGE, J., A.P. DOYLE, and J.P. SCHIMMEL, 1997: Different NH_4^+ -inhibition patterns of soil CH_4 consumption: a result of distinct CH_4 -oxidizer populations across sites? *Soil Biol. Biochem.* 29, 13-21.
- HILTBRUNNER, D., S. ZIMMERMANN, S. KARBIN, F. HAGEDORN, and P.A. NIKLAUS, 2012: Increasing soil methane sink along a 120-year afforestation chronosequence is driven by soil moisture. *Glob. Change Biol.* 18, 3664-3671. doi: 10.1111/j.1365-2486.2012.02798.x
- HILTBRUNNER, D., S. ZIMMERMANN, and F. HAGEDORN, 2013: Afforestation with Norway spruce on a subalpine pasture alters carbon dynamics but only moderately affects soil carbon storage. *Biogeochemistry* in press. doi: 10.1007/s10533-013-9832-6
- KAUFMANN, E. (2001): Estimation of standing timber, growth and cut. In: BRASSEL, P. and LISCHKE, H. (Eds.): *Swiss National Forest Inventory: methods and models of the second assessment*. Swiss Federal Research Institute WSL, Birmensdorf, pp 162-196.
- MOBLEY, M.L. (2011): An ecosystem approach to dead plant carbon over 50 years of old-field forest. Dissertation, Duke University, 134 S.
- SINGH, B.K., K.R. TATE, G. KOLIPAKA, C.B. HEDLEY, C.A. MACDONALD, P. MILLARD, and J.C. MURELL, 2007: Effect of afforestation and reforestation of pastures on the activity and population dynamics of methanotrophic bacteria. *Appl. Env. Microbiol.* 73, 5153-5161.
- TATE, K.R., S.M. LAMBIE, D.J. ROSS, and J. DANDO, 2011: Carbon transfer from ^{14}C -labelled needles to mineral soil, and ^{14}C - CO_2 production, in a young *Pinus radiata* Don stand. *Eur. J. Soil Sci.* 62(1), 127-133.
- WALTHERT, L., U. GRAF, A. KAMMER, J. LUSTER, D. PEZZOTTA, S. ZIMMERMANN, and F. HAGEDORN, 2010: Determination of organic and inorganic carbon, delta C-13, and nitrogen in soils containing carbonates after acid fumigation with HCl. *J. Plant Nutr. Soil Sci.* 173(2), 207-216.

Treiber des Streuumsatzes in einem tropischen Bergregenwald in Ecuador

Wolfgang Wilcke und Martin T. Schwarz

Geographisches Institut, Universität Bern, Hallerstrasse 12, 3012 Bern

Carlos Valarezo

Dirección General de Investigaciones, Universidad Nacional de Loja, Loja, Ecuador

Zusammenfassung

Ein grosser Teil des Nöhrelement-Kreislaufs in tropischen Wäldern läuft über Streufall und Umsatz der organischen Substanz. Wir untersuchten die Gründe für die räumliche Variation des mit der organischen Substanz verbundenen Nöhrelement-Kreislaufs an 12 Standorten in einem tropischen Bergregenwald und zogen daraus Schlüsse für die Auswirkungen von Umweltveränderungen auf diesen Teil des Nöhrelementkreislaufs in tropischen Bergregenwäldern. Die berücksichtigten Treiber zukünftiger Veränderungen schlossen das Klima, das wir durch die Höhe über Meer (1900-2130 m ü. NN) annäherten, die Bodenversauerung, die durch pH-Werte des Streuperkolats repräsentiert wurde sowie die Nährstoffverfügbarkeit, angenähert durch N_{\min} ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$)-Konzentrationen des Streuperkolats, ein. Der jährliche Streufall variierte von 3,4 bis 13 Mg ha^{-1} , die Masse der organischen Waldbodenaufgabe von 6,0 bis 34 Mg ha^{-1} und die Umsatzzeiten der organischen Auflage (K_{OL}) von 4,5 bis 70 Jahre. Höhe war ein signifikanter Treiber des Streufalls und des K_{OL} -Wertes von P. Die Bodenversauerung reduzierte N-, P-, K- und S-Gehalte im Streufall, erhöhte die K_{OL} -Werte von P und senkte den K_{OL} -Wert von Ca. Die N_{\min} -Konzentrationen des Streuperkolats hatten den stärksten Einfluss auf den Streufall, die N- und K-Gehalte des Streufalls und die K_{OL} -Werte der organischen Auflage und von N. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die erwarteten Klimaveränderungen dazu beitragen werden, den Streufall zu erhöhen aber auch den Humusumsatz zu beschleunigen. Die Bodenversauerung wird die P-, Ca- und Mg-Versorgung der Pflanzen vermindern, was möglicherweise den Streufall reduzieren wird. Ansteigende N_{\min} -Verfügbarkeit wird den Streufall erhöhen und den Humusumsatz beschleunigen.

Abstract: Response of the soil under a tropical montane rain forest in Ecuador to environmental changes

A large part of nutrient cycling in tropical forests occurs via litterfall and organic matter turnover. We inferred the response of organic matter-bound nutrient cycling in a tropical montane rain forest to environmental change from spatial variation at 12 study sites. The considered drivers of future change included climate approximated by altitude (1900-2130 m a.s.l.), soil acidification as indicated by pH in the litter leachate (3.5-5.6) and nutrient availability represented by N_{\min} ($\text{NH}_4^+\text{-N} + \text{NO}_3^-\text{-N} + \text{NO}_2^-\text{-N}$) concentrations (0.37-5.1 mg L^{-1}) in the litter leachate, respectively. Annual litterfall ranged 3.4-13 Mg ha^{-1} , organic layer mass 6.0-34 Mg ha^{-1} , and turnover times of the organic layer (K_{OL}) 4.5-70 yr. Altitude was a significant driver of litterfall and of the K_{OL} value of P. Soil acidification reduced N, P, K, and S concentrations in litterfall, increased the K_{OL} values of P, and decreased the K_{OL} value of Ca. The N_{\min} concentrations of the litter leachate had the strongest influence on litterfall, the N and K concentrations in litterfall and the K_{OL} values of the organic layer and N, respectively. Our results suggest that the expected climatic changes will contribute to increase litterfall production but also accelerate organic matter turnover. The soil acidification will impoverish P, Ca, and Mg supply thereby possibly reducing litterfall. Increasing N_{\min} availability will increase litterfall and accelerate organic matter turnover.

Keywords: climate change, soil acidification, nitrogen deposition, litterfall, organic layer; residence time, nutrient supply, soil solution, tropical montane forest, Ecuador.

1. Einleitung

Tropische Bergwälder sind aktuell von mehreren gleichzeitig ablaufenden Umweltveränderungen betroffen, die den Klimawandel (VUILLE et al. 2003, URRUTIA and VUILLE 2009), die Boden-

versauerung (MATSON et al. 1999, BOY et al. 2008) und die zunehmenden N-Einträge (GALLOWAY et al. 2008) umfassen. Diese Umweltänderungen beeinflussen die Primärproduktion und den Humusumsatz (BAKER et al. 2004; LEWIS et al. 2009). Eine zunehmende Primärpro-

duktion hätte eine verstärkte C-Festlegung im System zur Folge, während ein beschleunigter Humusumsatz das Gegenteil bedeuten würde. Der Netto-Effekt der Umweltveränderungen auf die C-Bilanz in den C-reichen tropischen Bergregenwäldern ist unklar.

Aufgrund der steilen Höhengradienten in Hochgebirgen ändert sich das Klima systematisch. In der Regel sinkt mit zunehmender Höhe die Temperatur während die Feuchtigkeit ansteigt (z.B. BENDIX et al. 2008), was zu nasserem Böden mit ausgedehnter Phasen des Wasserstaus führt (BENNER et al. 2010). In der Folge nimmt mit zunehmender Höhe die Mächtigkeit der organischen Auflage zu und die Nährstofffreisetzung durch Mineralisation ab (MARRS et al. 1988, GRIEVE et al. 1990). Da die Höhenstufung der Bergwälder v.a. klimatisch kontrolliert ist (BRUIJNZEEL und HAMILTON 2000), ist zu erwarten, dass der aktuelle Klimawandel, die Waldgürtel nach oben verschieben wird (WALTHER et al. 2002). Folglich lässt sich an Höhengradienten der Einfluss des Klimawandels untersuchen.

Bodenversauerung führt zu Basenverarmung (LIKENS und BORMANN 1995) und reduziert mikrobielle Aktivität (MATSON et al. 1999). In tropischen Wäldern wird Bodenversauerung durch Säureeinträge aus der Atmosphäre (die im Untersuchungsgebiet aus Waldbränden resultieren, BOY et al. 2008) oder durch die Deposition von NH_4^+ , das zu NO_3^- oxidiert und dann ausgewaschen werden kann, hervorgerufen (MATSON et al. 1999).

Die Nährelement-Verfügbarkeit ist in tropischen Bergregenwäldern eng mit der Nährstofffreisetzung durch Mineralisation in den mächtigen organischen Waldbodenaufgaben, in denen ein Großteil der Wurzeln wächst, verknüpft (TANNER et al. 1998, WILCKE et al. 2002, SOETHE et al. 2006). Die Mineralisation wird allerdings durch den in diesen Wäldern häufig auftretenden Wasserstau im Boden reduziert (BENNER et al. 2010). Eine Verkürzung solcher Wasserstauphasen infolge des aktuellen Klimawandels sollte daher zu einer verbesserten Nährelement-Versorgung führen, die sich mit den zunehmenden Einträgen aus der Atmosphäre, v.a. von N, verstärkt. Da die Nährelementaufnahme vor allem aus der Bodenlösung der organischen Auflage erfolgt, kann mit der Erfassung der Nährelementkonzentrationen im Streuperkolat (der Bodenlösung unterhalb der organischen Auflage), die Veränderung der Nährstoffverfügbarkeit am klarsten nachvollzogen werden.

Unsere Ziele waren, die Grösse und Variation von Nährelementflüssen, die mit der organischen Substanz verbunden sind, zu erfassen und die Einflüsse von Höhe (als Proxy für Klima), pH des Streuperkolats (als Proxy für Bodenversauerung) und mineralische N-Konzentrationen ($N_{\min} = \text{NH}_4^+ - \text{N} + \text{NO}_3^- - \text{N} + \text{NO}_2^- - \text{N}$) des Streuperkolats als Proxy für Nährelementverfügbarkeit) in einem ca.

25 km² grossen Bergregenwald-Gebiet in Süd-Ecuador zu untersuchen.

2. Material und Methoden

Unser Untersuchungsgebiet liegt im Süden von Ecuador auf der ostexponierten Seite der Ostkordillere – also am Rand des Amazonasbeckens – zwischen den Provinzhauptstädten Loja und Zamora auf 1900-2130 m ü. NN und ist ca. 25 km² gross. Der Jahresniederschlag lag zwischen 1999 und 2010 bei 1900-2700 mm und die mittlere Jahrestemperatur bei 14,9°C. Der Niederschlag war im gesamten Untersuchungsgebiet nahezu konstant, während die Temperatur um 0,61 °C pro 100 Höhenmeter abnahm (BENDIX et al. 2008). Die Böden sind saure Braunerden aus Schiefer mit z.T. mächtigen organischen Auflagen. Unsere Untersuchungsflächen umfassten 12 Messstationen in fünf Kleineinzugsgebieten (Microcatchment, MC, Tabelle 1, WILCKE et al. 2001, 2009, GOLLER et al. 2006, WULLAERT et al. 2010, HOMEIER et al. 2012). Alle Messstationen befanden sich unter ungestörtem „Lower Montane Forest“ (BRUIJNZEEL und HAMILTON 2000) ausser in MC 5.F, MC 5.J und MC 5.M, in denen 10,2% der Basalfläche der Bäume im Rahmen einer Naturwald-Management-Massnahme im Jahr 2004 gefällt wurden. Jede Messstation bestand aus 3-5 Streusammlern (0,09-0,25 m²) sowie 3 spannungsfreien Streulysimetern (WILCKE et al. 2001). Der gesamte Beobachtungszeitraum war April 1998 bis Dezember 2012. Die Messreihen waren allerdings für die verschiedenen Messstationen unterschiedlich lang (16-177 Monate).

Streufall- und Lösungsproben wurden alle 1-2 Wochen gesammelt. Lösungsproben wurden unmittelbar nach der Probenahme mit einer Glaselektrode auf ihren pH-Wert untersucht. Die einzelnen Horizonte der organischen Auflage (L, Of, Oh) wurden einmal im Beobachtungszeitraum beprobt. Streufallproben wurden luftgetrocknet und Lösungsproben wurden eingefroren. Wir bestimmten die C-, N- und S-Gehalte in der organischen Auflage und im Streufall mit einem Elementaranalysator. Für die weitere Analyse wurden die organischen Proben mit HNO_3 in der Mikrowelle aufgeschlossen (WILCKE et al. 2002). Die Analyse der Konzentrationen von gelösten N- (nur Bodenlösung) und P-Spezies erfolgte colorimetrisch mit Continuous Flow-Analyse, von K, Ca und Mg mit Atomabsorptionsspektrometrie und von S mit Induktivgekoppeltem Plasma-Massenspektrometrie.

Die Lagerungsdichte der organischen Auflage wurde mit einem 20 x 20 cm grossen Rahmen bestimmt. Aufgrund der grossen Unsicherheit der Dichtebestimmung nahmen wir die mittlere Dichte von 10 Messungen eines Horizontes für alle Auflagen an. Elementvorräte in der organischen Auflage wurden als Auflagemasse (= Volumen x Dichte) durch Multiplikation mit Elementgehalten berechnet. Umsatzzeiten der organischen Substanz

und der einzelnen Nährelemente wurden für den L-Horizont (K_L) als Quotient aus der Masse des L-Horizontes und dem jährlichen Streufall und für die ganze Auflage (K_{OL}) als Quotient der Masse der Auflage und dem jährlichen Streufall berechnet (VOGT et al. 1986). Auf diese Weise berechnete Umsatzzeiten unterschätzen die tatsächlichen Umsatzzeiten, weil sie den Wurzelstreueintrag nicht berücksichtigen.

Mittlere pH-Werte der Bodenlösung wurden als Mittelwerte der H^+ -Aktivitäten berechnet. In MC5.F, MC5.J und MC 5.M bestanden Messstationen der Bodenlösung sowohl in den durch die leichte Durchforstung entstandenen Lücken als auch im ungestörten Bestand. Wir haben Mittelwerte dieser gepaarten Stationen berechnet, indem wir die einzelnen Werte entsprechend der Interventionsfläche (10,2%) mit 0,898 (ungestört) und 0,102 (Lücke) gewichtet haben.

Um den Zusammenhang zwischen den antreibenden Grössen Höhenlage, pH und N_{min} -Konzentrationen und den Zielgrössen (Auflagemasse, Streufall, Elementgehalte und -flüsse im Streufall, Umsatzzeiten) zu analysieren, haben wir Generalized Linear Models (GLMs) entwickelt. Die Verteilungsparameter und die Bezugsfunktionen der GLMs wurden so gewählt, dass die Voraussetzungen von normalverteilten Residuen und Varianzhomogenität erfüllt wurden. Entsprechend dem Marginalitätstheorem führten wir eine schrittweise rückwärts gerichtete Variablenauswahl mittels „Log-Likelihood“-Tests durch. Die Signifikanz der erklärenden Variablen wurde mit einer „Analysis of Deviance“ ermittelt (Pendant zur Varianzanalyse im linearen Modell; Typ II, F-Test zur Berücksichtigung der Dispersion). Aufgrund von Anpassungsproblemen haben wir einen Ausreisser (MC5.F) eliminiert, um die Ca-Umsatzzeit in

der organischen Auflage zu modellieren. Vorläufige Modellberechnungen zeigten, dass Interaktionen nicht signifikant zum gesamten Modellerfolg beitrugen und wurden daher für die Modellentwicklung nicht berücksichtigt. Die statische Modellierung wurde mit R 2.15.1 durchgeführt (R CORE TEAM 2012).

3. Ergebnisse und Diskussion

Der mittlere jährliche Streufall betrug 3,5-13 $Mg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$, die Auflagemasse 75-254 $Mg\ ha^{-1}$, die K_L -Werte 0,23-2,4 Jahre und die K_{OL} -Werte 4,5-70 Jahre (Tabelle 1). Die Variation des Streufalls in unserem kleinen Untersuchungsgebiet deckte die gesamte berichtete Spanne für tropische Bergregengwälder ab (0,5-11 $Mg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$, BRUIJNZEEL und PROCTOR 1995, Tabelle 1). Der Variationskoeffizient (VK) des Streufalls zwischen unseren 12 Standorten war mit 40% grösser als in einem Tieflandregengwald in Borneo (27%, BURGHOUTS et al. 1992), was die ausgeprägte Heterogenität des Untersuchungsgebiets unterstreicht. Die Masse der organischen Auflage lag am oberen Ende der für tropische Bergregengwälder bekannten Spanne (WILCKE et al. 2002) und variierte mit einem VK von 42% ähnlich stark wie der Streufall. Auch die K_L -Werte waren ähnlich wie die 0,6-1,2 Jahre, die für tropische Bergwälder berichtet werden (EDWARDS 1982, HEANEY und PROCTOR 1989, BRUIJNZEEL et al. 1993). Die Umsatzzeiten der gesamten organischen Auflage waren 9,4-93 Mal länger als diejenigen des L-Horizontes. Die deutlich kürzeren K_{OL} -Werte von Ca (0,4-16,3), K (2,7-23,8) und Mg (2,9-12,4) als diejenige der organischen Substanz lassen sich durch Auswaschung erklären, wohingegen N (8,2-100,4), P (6,3-65,6) und S (4,2-32,3) während des

Tabelle 1: Höhe und mittlere pH-Werte und Nährelement-Konzentrationen des Streuperkolats, Masse der L-Horizonte und der gesamten organischen Waldbodenaufgabe, mittlerer jährlicher Streufall und Umsatzzeiten des L-Horizontes und der gesamten organischen Auflage in den Kleineinzugsgebieten (MC) 1-3 und 5 (jeweils ein Messstandort in MC1 und 3 und je drei in MC2 und 5) und in den vier unbehandelten Kontrollflächen des NUMEX-Experiments ((NUM-Ci mit i = Flächennummer). Die mittleren pH-Werte und Nährelement-Konzentrationen beziehen sich auf Sammelperioden von 16 Monaten (MC5) bis 10 Jahren (MC2) und diejenigen des Streufalls von 3 (NUMEX-Ci) bis 13 Jahren (MC2).

Messstation	Höhe [m ü. NN]	Streuperkolat					Auflage		Streufall [$Mg\ ha^{-1}\ Jahr^{-1}$]	Umsatzzeit	
		pH [-]	N_{min} [$mg\ l^{-1}$]	Ca+Mg+K [$mmol_c\ l^{-1}$]	PO_4 -P [$mg\ l^{-1}$]	S [$mg\ l^{-1}$]	L-Horizont [$Mg\ ha^{-1}$]	ges. Auflage [$Mg\ ha^{-1}$]		K_L [Jahre]	K_{OL} [Jahre]
MC1	1900	5,38	2,28	0,71	n.b.	4,00	8,0	75	10,8	0,74	6,9
MC2/1	1900	4,40	1,19	0,28	0,07	0,92	9,3	124	10,5	0,89	11,7
MC3	1900	5,57	4,26	1,21	0,66	1,33	9,3	91	11,8	0,79	7,7
MC2/2	1950	4,59	2,46	0,44	0,10	1,03	10,7	146	9,8	1,09	14,8
MC2/3	2000	5,00	3,39	0,68	0,53	1,39	13,3	133	9,9	1,35	13,4
MC5.F	2050	4,92	4,75	0,97	0,49	0,90	3,1	208	12,8	0,24	16,2
MC5.M	2050	4,46	3,50	0,44	0,20	5,15	7,9	152	10,9	0,73	14,0
NUM-C1	2060	3,80	0,51	0,05	0,00	n.b.	2,7	254	4,3	0,63	58,7
NUM-C7	2075	3,88	0,37	0,07	0,00	n.b.	8,3	188	3,5	2,36	53,3
MC5.J	2090	4,08	5,09	0,64	0,21	0,23	2,6	50	11,3	0,23	4,5
NUM-C12	2100	3,63	0,47	0,05	0,00	n.b.	5,6	220	5,7	0,98	38,6
NUM-C17	2130	3,70	0,42	0,05	0,01	n.b.	3,1	239	3,4	0,91	69,9

Tabelle 2: Zusammenfassung der signifikanten Effekte („Analysis of Deviance“, Typ II, F-Test) von Höhe sowie pH und N_{\min} -Konzentrationen im Streuperkolat als Treiber der Auflagemasse, des Streufalls, der Umsatzzeiten im L-Horizont und der gesamten organischen Waldbodenaufgabe, der chemischen Qualität des Streufalls und der Elementflüsse mit dem Streufall in den Generalized Linear Models (GLMs); * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$, *** $p < 0,001$.

	Auflage- Masse	Streuf all	K_L	K_{OL}	Gehalt im Streufall						
					N	P	K	Ca	Mg	S	
Höhe	*	**			***	*	**				***
pH						*			***	***	
N_{\min}		***		**	***			***			

	K_{OL}						Fluss mit Streufall					
	N	P	K	Ca	Mg	S	N	P	K	Ca	Mg	S
Höhe		*					**	***	***	***	***	***
pH		*		***								
N_{\min}	*						***	***	**	***	***	

Streuumsatzes konserviert wurden und daher eher längere K_{OL} -Werte als die organische Substanz aufwiesen.

Die mit der Höhe signifikant zunehmende Auflagemasse wurde ausschliesslich von der Höhe beeinflusst (Tabelle 2) (Abb. 1A). Der Streufall hingegen nahm mit der Höhe ab (Abb. 1B) und wurde ausserdem von der N_{\min} -Konzentration im Streuperkolat beeinflusst. Der positive Zusammenhang zwischen Höhe und organischer Auflage ist gut etabliert und wird auf die abnehmende Temperatur, zunehmenden Wasserstau und abnehmende Streuqualität mit zunehmender Höhe zurückgeführt (MARRS et al. 1988, GRIEVE et al. 1990, RÖDERSTEIN et al. 2005), wobei im Untersuchungsgebiet auch noch die geringere Wasserdurchlässigkeit der Böden im NUMEX-Experiment eine Rolle gespielt hat. Ausserdem war die Höhe ein signifikanter Treiber der N-, P-, K- und S-Gehalte im Streufall (Abb. 1C) und des K_{OL} -Wertes von P (Abb. 1D). Abnehmende Gehalte aller quantitativ bedeutenden Makronährelemente mit zunehmender Höhe illustrieren die in gleicher Richtung abnehmende Nährelementversorgung, wahrscheinlich v.a. infolge abnehmender Mineralisierungsraten aufgrund übermässiger Bodenfeuchte (BENNER et al. 2010, MARTINSON et al. 2013). Folglich nahmen die Nährelementflüsse aller untersuchten Elemente mit dem Streufall signifikant mit der Höhe ab (Tabelle 2), was vor allem auf den starken Einfluss der Höhe auf den Streufall zurückgeführt werden kann. Der negative Einfluss der Höhe auf die Umsatzzeit von P in der organischen Auflage ist zusätzlich zur eingeschränkten Mineralisation infolge der Vernässung auf den in gleicher Richtung abnehmenden pH-Wert zurückzuführen (Tabellen 1 und 2), wodurch P mit zunehmender Höhe vermutlich vermehrt als Al-Phosphat festgelegt wird. Schliesslich hatte die Höhe einen signifikant negativen Einfluss auf den

K_L -Wert von S, was sich kaum mit einem reduzierten Abbauraten erklären lässt, da letzterer auch die Umsatzzeiten von N betroffen hätte. Möglicherweise wurden S-Verluste aus dem L-Horizont mit zunehmender Höhe durch wahrscheinlich ansteigende S-Einträge aus der Atmosphäre kompensiert.

Die mittleren pH-Werte des Streuperkolats hatten einen signifikanten positiven Einfluss auf die P-, Ca- und Mg-Gehalte im Streufall (Tabelle 2), was sich durch den starken Einfluss des pH-Wertes auf die Pflanzenverfügbarkeit dieser Elemente erklären lässt. Wegen des starken Höheneffekts auf den Streufall hatte der pH-Wert jedoch keinen Einfluss auf die Elementflüsse mit dem Streufall. Sinkende pH-Werte des Streuperkolats reduzierten den K_{OL} -Wert von Ca und erhöhten den K_{OL} -Wert von P, weil mit sinkendem pH-Wert Ca verstärkt ausgewaschen und P verstärkt als Al-Phosphat gefällt wird.

Die N_{\min} -Konzentrationen des Streuperkolats hatten einen signifikanten positiven Einfluss auf den Streufall (Abb. 2A) und den K_{OL} -Wert der organischen Auflage (Abb. 2B), was unterstreicht, dass die Primärproduktion des untersuchten Waldes und wahrscheinlich auch teilweise die Mikroorganismen N-limitiert sind (WULLAERT et al. 2010, HOMEIER et al. 2012). Ausserdem beeinflussten die N_{\min} -Konzentrationen im Streuperkolat die N- und K-Gehalte im Streufall (Abb. 2C) und den K_{OL} -Wert von N in der organischen Auflage signifikant (Abb. 2D). Ersteres ist eine Folge der relativ konstanten Nährelement-Stöchiometrie der Pflanzen, deren Bedarf an anderen Nährelementen – wie K – mit zunehmender N-Aufnahme ansteigt. Letzteres hat die gleiche Ursache wie die Beschleunigung der Umsatzzeit der organischen Substanz durch eine bessere N-Verfügbarkeit, weil die Kreisläufe von C und N eng gekoppelt sind (TOWNSEND et al. 2011). Die N_{\min} Konzentration

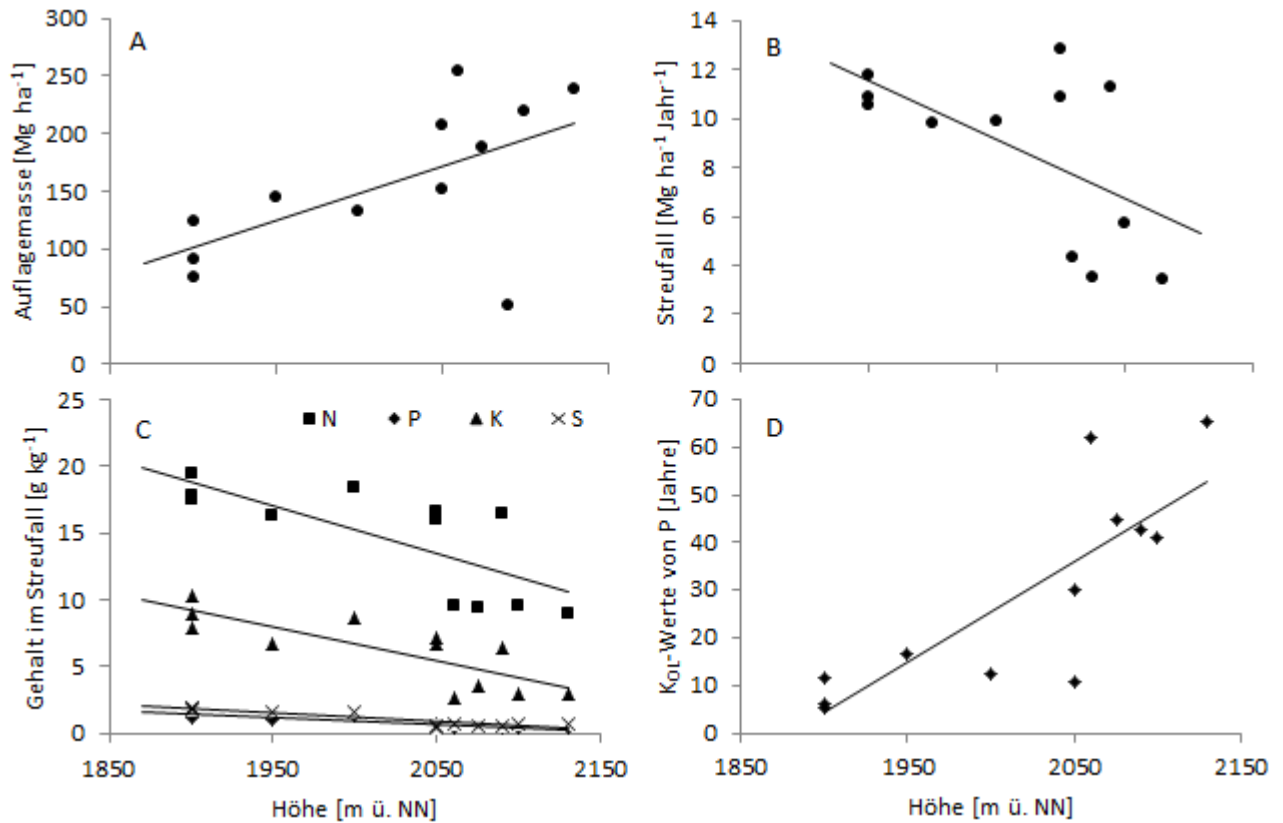


Abb. 1: Zusammenhang zwischen Höhe und (A) Masse der organischen Waldbodenaufgabe, (B) Streufall, (C) N-, P-, K- und S-Gehalten im Streufall und (D) K_{OL}-Werten von P.

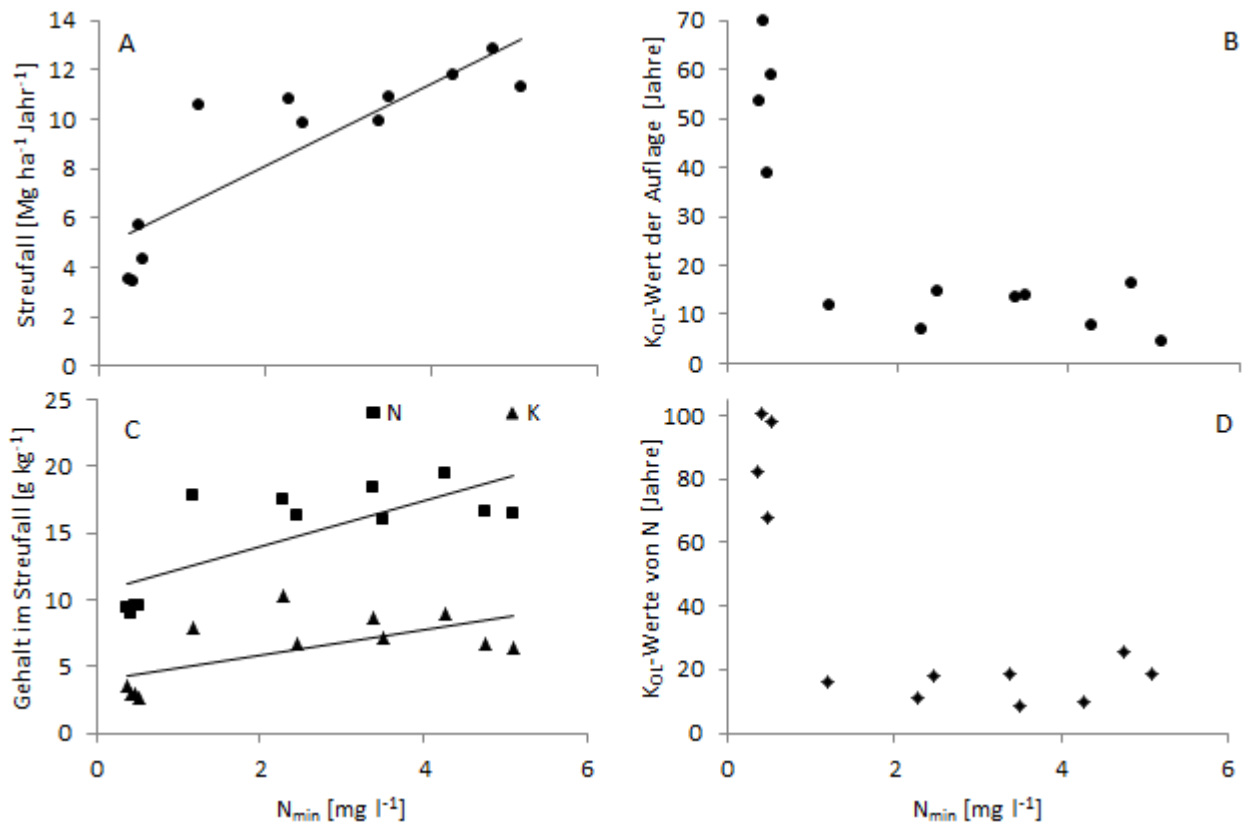


Abb. 2: Zusammenhang zwischen den mittleren mineralischen N-Konzentrationen (NH₄⁺-N + NO₃⁻-N + NO₂⁻-N) im Streuperkolat und (A) dem Streufall, (B) den K_{OL}-Werten der organischen Auflage, (C) den N- und K-Gehalten im Streufall und (D), den K_{OL}-Werten von N in der organischen Auflage.

nen waren wegen des starken positiven Einflusses auf den Streufall ein ähnlich starker Treiber aller Elementflüsse mit dem Streufall wie die Höhe (Tabelle 2). Eine Erwärmung und gleichzeitige Steigerung der Nährstoffverfügbarkeit hat im Untersuchungsgebiet eine Erhöhung der Biomasseproduktion zur Folge, deren positiver Effekt auf die C-Speicherung aber durch einen von denselben Treibern gesteigerten Humusabbau kompensiert werden könnte.

Die K_L -Werte der organischen Substanz und aller untersuchten Elemente ausser S waren unabhängig von den betrachteten Treibern (nicht gezeigt). Dieses Ergebnis illustriert, dass die initiale Phase des Streuabbaus, die mechanische Fragmentierung durch Bodentiere, weitgehend unabhängig von den als Treiber untersuchten Umweltvariablen ist.

4. Schlussfolgerungen

Alle drei Proxys für Umweltveränderungen hatten einen signifikanten Einfluss auf Teilprozesse des an die organische Substanz gebundenen Nährstoffkreislaufs. Die Höhe als Proxy für klimatische Bedingungen (v.a. Temperatur und Bodenfeuchte) beeinflusste die Masse der organischen Auflage positiv und die Masse und Nährelementgehalte des Streufalls negativ. Der pH-Wert hatte einen positiven Effekt auf die P-, Ca- und Mg-Gehalte im Streufall sowie die Verweilzeit von Ca in der organischen Auflage aber einen negativen Einfluss auf die Verweilzeit von P in der organischen Auflage. Die N_{\min} -Konzentrationen des Streuperkolats beeinflussten den Streufall und die Umsatzzeiten der organischen Auflage und von N positiv, wahrscheinlich weil die biologische Aktivität im Untersuchungsgebiet N-limitiert ist. Folglich kommt es zu einer komplexen Reaktion des Ökosystems auf die derzeit ablaufenden Umweltveränderungen, deren Vorhersage nur mithilfe eines dynamischen Modells, das die zeitliche Veränderungen und Rückkopplungen aller wichtigen Prozesse umfasst, möglich ist.

5. Danksagung

Wir danken Syafrimen Yasin, K. Fleischbein, R. Goller, J. Knuth, M. Sequeira, J. Boy, M. Meyer-Grünefeldt und H. Wullaert sowie zahlreichen Studierenden für ihre Beiträge zur Datenerhebung. Wir danken Nature and Culture International (NCI) für den Zugang zum Untersuchungsgebiet und den ecuadorianischen Behörden für die Forschungsgenehmigung. Das Projekt wurde durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft finanziell gefördert (DFG FOR 402, Wi1601/5-1,-2,-3 and FOR 816, Wi1601/8-1, -2).

5. Literatur

- BAKER, T.R., O.L. PHILLIPS, Y. MALHI, S. ALMEIDA, L. ARROYO, A. DI FIORE, T. ERWIN, N. HIGUCHI, T.J. KILLEEN, S.G. LAURANCE, W.F. LAURANCE, S.L. LEWIS, A. MONTEAGUDO, D.A. NEILL, P. NUNEZ VARGAS, N.C.A. PITMAN, J.N.M. SILVA und R. VASQUEZ MARTINEZ (2004): Increasing biomass in Amazonian forest plots. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 359, 353-365.
- BENDIX, J., R. ROLLENBECK, M. RICHTER, P. FABIAN und P. EMCK (2008): Climate. In: BECK, E., J. BENDIX, I. KOTTKE, F. MAKESCHIN und R. MOSANDL (Hrsg.): Gradients in a Tropical Mountain Ecosystem of Ecuador. *Ecological Studies* 198, Springer-Verlag, Heidelberg, S. 63-73.
- BENNER, J., P.M. VITOUSEK und R. OSTERTAG (2010): Nutrient cycling and nutrient limitation in tropical montane cloud forests. In: Bruijnzeel, L.A., F.N. Scatena, L.S. Hamilton (Hrsg.): Tropical Montane Cloud forests. Science for Conservation and Management, International Hydrology Series, Cambridge University Press, Cambridge, UK, S. 90-100.
- BOY, J., R. ROLLENBECK, C. VALAREZO und W. WILCKE (2008): Amazonian biomass burning-derived acid and nutrient deposition in the north Andean montane forest of Ecuador. *Global Biogeochemical Cycles* 22, GB4011.
- BRUIJNZEEL, L.A. und L.S. HAMILTON (2000): Up in the clouds. In: IHP-UNESCO (Hrsg.): Decision Time for Cloud Forests. IHP Humid Tropics Programme Series 13, Paris.
- BRUIJNZEEL, L.A. und J. PROCTOR (1995): Hydrology and biogeochemistry of tropical montane cloud forests: what do we really know? In: Juvik, J.O. und F.N. Scatena (Hrsg.): Tropical Montane Cloud Forests. *Ecological Studies* 110, Springer, New York, S. 38-78.
- BRUIJNZEEL, L.A., M.J. WATERLOO, J. PROCTOR, A.T. KUITERS und B. KOTTERINK (1993): Hydrological observations in montane rain forests on Gunung Silam, Sabah, Malaysia, with special reference to the Massenerhebung effect. *Journal of Ecology* 81, 145-167.
- BURGHOUTS, T.B.A., T. DE VRIES, G. KORTHALS und G. ERNSTING (1992): Litterfall, leaf litter decomposition and litter invertebrates in primary and selectively logged dipterocarp forest in Sabah, Malaysia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B* 335, 407-416.
- EDWARDS, P.J. (1982): Studies of mineral cycling in a montane rain forest in New Guinea. V. Rates of cycling in throughfall and litter fall. *Journal of Ecology* 70, 807-827.
- GALLOWAY, J.N., A.R. TOWNSEND, J.W. ERISMAN, M. BEKUNDA, Z. CAI, J.R. FRENEY, L.A. MARTINELLI, S.P. SEITZINGER und M.A. SUTTON (2008): Transformation of the nitrogen cy-

- cle: recent trends, questions, and potential solutions. *Science* 320, 889-892.
- GOLLER, R., W. WILCKE, K. FLEISCHBEIN, C. VALAREZO und W. ZECH (2006): Dissolved inorganic nitrogen, phosphorus, and sulfur in the nutrient cycle of a montane forest in Ecuador. *Biogeochemistry* 77, 57-89.
- GRIEVE, I.C., J. PROCTOR und S.A. COUSINS (1990): Soil variation with altitude on Volcán Barva, Costa Rica. *Catena* 17, 525-534.
- HEANEY, A. und J. PROCTOR (1989): Chemical elements in litter in forests on Volcán Barva, Costa Rica. In: Proctor, J. (Hrsg.): *Mineral Nutrients in Tropical Forest and Savanna Ecosystems*, Special Publication No 9, British Ecological Society, Blackwell Scientific Publications, Oxford, UK, S. 255-271.
- HOMEIER, J., D. HERTEL, T. CAMENZIND, N.L. CUMBICUS, M. MARAUN, G.O. MARTINSON, L.N. POMA, M.C. RILLIG, D. SANDMANN, S. SCHEU, E. VELDKAMP, W. WILCKE, H. WULLAERT und C. LEUSCHNER (2012): Tropical Andean forests are highly susceptible to nutrient inputs – Rapid effects of experimental N and P addition to an Ecuadorian montane forest. *PLOS One* 7, e47128.
- LEWIS, S.L., G. LOPEZ-GONZALEZ, B. SONKE, K. AFFUM-BAFFOE, T.R. BAKER, L.O. OJO, O.L. PHILLIPS, J.M. REITSMA, L. WHITE, J.A. COMISKEY, K.M.N. DJUIKOUO, C.E.N. EWANGO, T. R. FELDPAUSCH, A.C. HAMILTON, M. GLOOR, T. HART, A. HLADIK, J. LLOYD, J.C. LOVETT, J.-R. MAKANA, Y. MALHI, F.M. MABAGO, H.J. NDANGALASI, J. PEACOCK, K.S.H.PEH, D. SHEIL, T. SUNDERLAND, M.D. SWAINE, J. TAPLIN, D. TAYLOR, S.C. THOMAS, R. VOTERE und H. WÖLL (2009): Increasing carbon storage in intact African tropical forests. *Nature* 457, 1003-1006.
- Likens, G.E., F.H. Bormann (1995): *Biogeochemistry of a forested ecosystem*. 2nd ed., New York: Springer, 159 S.
- Marrs, R.H., J. Proctor, A. Heaney und M.D. Mountford (1988): Changes in soil nitrogen-mineralization and nitrification along an altitudinal transect in tropical rain forest in Costa Rica. *Journal of Ecology* 76, 466-482.
- Martinson, G.O., M.D. Corre und E. Veldkamp (2013): Responses of nitrous oxide fluxes and soil nitrogen cycling to nutrient additions in montane forests along an elevation gradient in southern Ecuador. *Biogeochemistry* 112, 625-636.
- Matson, P.A., W.H. McDowell, A.R. Townsend und P.M. Vitousek (1999): The globalization of N deposition: ecosystem consequences in tropical environments. *Biogeochemistry* 46, 67-83.
- R CORE TEAM (2012): *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org/>.
- RÖDERSTEIN, M., D. HERTEL und C. LEUSCHNER (2005): Above- and belowground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. *Journal of Tropical Ecology* 21, 483-492.
- SOETHE, N., J. LEHMANN und C. ENGELS (2006): The vertical pattern of rooting and nutrient uptake at different altitudes of a south Ecuadorian montane forest. *Plant and Soil* 286, 287-299.
- TANNER, E.V.J., P.M. VITOUSEK und E. CUEVAS (1998): Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. *Ecology* 79, 10-22.
- TOWNSEND, A.R., C.C. CLEVELAND, B.Z. HOULTON, C.B. ALDEN und J.W.C. WHITE (2011): Multi-element regulation of the tropical forest carbon cycle. *Frontiers in Ecology and Environmental Science* 9, 9-17.
- URRUTIA, R. und M. VUILLE (2009): Climate change projections for the tropical Andes using a regional climate model: Temperature and precipitation simulations for the end of the 21st century. *Journal of Geophysical Research* 114, D02108.
- VOGT, K.A., C.C. GRIER und D.J. VOGT (1986): Production, turnover, and nutrient dynamics of above- and belowground detritus of world forests. *Advances in Ecological Research* 15, 303-377.
- VUILLE, M., R.S. BRADLEY, M. WERNER und F. KEIMIG (2003): 20th century climate change in the tropical Andes: Observations and model results. *Climate Change* 59, 75-99.
- WALTHER, G.-R., E. POST, P. CONVEY, A. MENZEL, C. PARMESAN, T.J.C. BEEBEE, J.-M. FROMENTIN, O. HOEGH-GULDBERG und F. BAIRLEIN (2002): Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416, 389-395.
- WILCKE, W., S. YASIN, C. VALAREZO und W. ZECH (2001): Change in water quality during the passage through a tropical montane rain forest in Ecuador. *Biogeochemistry* 55, 45-72.
- WILCKE, W., S. YASIN, U. ABRAMOWSKI, C. VALAREZO und W. ZECH (2002): Nutrient storage and turnover in organic layers under tropical montane rain forest in Ecuador. *European Journal of Soil Science* 53, 15-27.
- WILCKE, W., S. GÜNTHER, F. ALT, C. GEIBLER, J. BOY, J. KNUTH, Y. OELMANN, M. WEBER, C. VALAREZO und R. MOSANDL (2009): Response of water and nutrient fluxes to improvement fellings in a tropical montane forest in Ecuador. *Forest Ecology and Management* 257, 1292-1304.
- WULLAERT, H., J. HOMEIER, C. VALAREZO und W. WILCKE (2010): Response of the N and P cycle of an old-growth montane forest in Ecuador to experimental low-level N and P amendments. *Forest Ecology and Management* 260, 1434-1445.

Phosphorus and carbon relationships in tropical grassland soils

Oberson A.¹, Nesper M.¹, Fonte S.², Velásquez J.E.³, Hegglin D.¹, Bünemann E.¹, Frossard E.¹

¹ETH Zurich, Institute of Agricultural Sciences, Lindau, Switzerland

²Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia

³Universidad de la Amazonia, Florencia, Colombia

Abstract

Soil organic carbon (C) plays a key role in soil fertility and climate change mitigation. While the need to maintain or increase soil organic C is acknowledged, the implications of other elements, such as phosphorus (P), for soil C storage are often ignored. We analyzed C-P relationships in soils from a case study in the deforested Amazon region in Colombia, which is characterized by low P soils. We studied soils sampled on productive and degraded pastures and analyzed the C and P concentrations in bulk soils and various soil aggregate size fractions. Soils and aggregates from productive pastures had higher C and organic P concentrations than degraded pastures. Differences were largely explained by more large macro-aggregates in soils of productive than in degraded pastures. Macro-aggregates contain C and organic P rich micro-aggregates. Our results highlight the importance of soil aggregation for protecting C and organic P. Since C and organic P concentrations are strongly correlated, changes in C concentration are accompanied by changes in organic P.

Keywords: phosphorus, soil organic carbon, tropical pastures, pasture degradation

Zusammenfassung: Beziehung zwischen Phosphor und Kohlenstoff in tropischen Graslandböden

Der organische Kohlenstoff (C) des Bodens spielt eine zentrale Rolle in der Bodenfruchtbarkeit und in der Abschwächung des Klimawandels. Während Konsens darüber besteht, dass der C-Gehalt im Boden erhalten oder erhöht werden soll, werden die Effekte der C-Einlagerung im Boden auf andere Elemente wie beispielsweise Phosphor (P) oft ausser Acht gelassen. Wir untersuchten die Beziehung zwischen C und P in P-armen Böden unter produktiven und degradierten Weiden der abgeholzten Amazonasregion in Kolumbien. Wir analysierten die C- und P-Gehalte in den Böden und deren Aggregatfraktionen. Der Boden der produktiven Weiden und dessen Fraktionen waren durch höhere C und organische P-Gehalte gekennzeichnet als unter den degradierten Weiden. Die Unterschiede waren weitgehend erklärbar durch den höheren Anteil von stabilen Makroaggregaten in den Böden der produktiven Weiden. Makroaggregate enthalten Mikroaggregate, die reich sind an C und organischem P. Unsere Ergebnisse heben die Bedeutung einer intakten Bodenstruktur für Speicherung von C und organischem P hervor. Die enge Korrelation zwischen C und organischem P verdeutlicht, dass Veränderungen im C-Gehalt Änderungen im organischen P nach sich ziehen.

1. Introduction

Soil organic carbon (C) plays a key role in soil fertility and climate change mitigation, and the need to maintain or increase soil organic C is acknowledged. However, the implications of other elements, such as phosphorus (P), for soil C storage and dynamics are often ignored. We analyzed C-P relationships in soils from a case study realized during 2010 and 2011 in the deforested Amazon region in Colombia (Hegglin 2011; Nesper 2012). Soils of the area are highly weathered and have low contents of available and total P (Asner et al., 2004), which is typical for the humid tropics where P is often primary limiting nutrient to plant production (Tiessen, 2005). Pastures sown with intro-

duced grasses (*Brachiaria* spp.) are the main land use (Miles et al., 2004). The majority of the pastures are at some stage of degradation (Jimenez and Lal 2006). Pasture degradation leads to significant decreases in plant biomass production, invasion of non-palatable plant species, appearance of bare soil patches, soil compaction and reduced soil microbial biomass (Boddey et al. 2004; de Oliveira et al. 2004). Pasture degradation leaves huge areas of degraded acid soils (Jimenez and Lal 2006). Soils of degraded pastures store less C than soils of productive pastures (Asner et al. 2004), but the impact on P contents and forms is hardly known. Soil aggregation is considered important for the storage and dynamics of soil organic C (Six et al. 2000). Because

pasture degradations affects soil physical properties, we expected degraded pasture soils to have poorer aggregation, which could potentially also affect the P forms and availability.

We aimed to investigate the role of P in pasture degradation, taking into account soil structural properties. Our specific objectives were to: i) determine the distribution of total, organic and available P across aggregates and their fractions; ii) understand relationships between C, total P and organic P in these same physical separates; iii) study if pasture degradation is linked with a change in P and C status (concentrations and distribution across aggregates). In this short communication we emphasize the relationship between C and organic P while research papers of the entire study are in preparation (Fonte et al., 2013; Nesper et al., in preparation).

2. Material and methods

Soils of degraded grass-alone and productive grass-alone pastures were studied on nine farms located near the city of Florencia, in the Caquetá Department of Colombia (Fonte et al., 2013). In July of 2011, soil sub-samples in each pasture type on all nine farms were carefully collected to a depth of 10 cm. Samples were dried at 50 °C prior to aggregate separation by wet sieving (Elliott 1986). The separation resulted in a total of four aggregate fractions: large macroaggregates (> 2000 µm), small macroaggregates (250-2000 µm), microaggregates (53-250 µm) and the silt and clay fraction (<53 µm). Both large and small macroaggregates were then further fractionated based on methods adapted from Six et al. (2000). The C concentrations were determined with a ThermoFisher Flash-Elemental Analyzer 1112. Total P in the soil fractions was estimated by heat digestion with H₂O₂, H₂SO₄, Se, and Li₂O₄S (Anderson and Ingram 1993). Organic P was determined by a NaOH-EDTA extraction (Bowman and Moir 1993). The statistical analyses were done with R 2.12.2 (© 2011 The R Foundation for Statistical Computing).

3. Results and discussion

Plant biomass production and bulk soil concentrations of C (Table 1) were significantly lower in degraded than in productive pastures. Degraded soils had fewer large macro-aggregates (>2000 µm) and displayed a lower overall aggregate stability (Fonte et al., 2013). Concentrations of C and organic P changed with aggregate size and fraction, and C to organic P ratios decreased with decreasing aggregate size. Soils of degraded pastures had significantly lower C and organic P concentrations in several aggregate size classes, suggesting loss of organic nutrient forms. In contrast, total P was maintained, probably due to strong sorption of mineralized organic P. Degraded pasture soils had less micro-aggregates (which have high concentrations of stable C and organic P) protected within macro-aggregates, showing the importance of physical protection for both C and organic P (Nesper, 2012; Nesper et al., in preparation).

This work highlights the close linkage between C and organic P and the importance of soil aggregation to protect them. It also suggests that an increase in soil C concentrations is related to greater organic P concentrations, as C and organic P are positively correlated (Fig. 1).

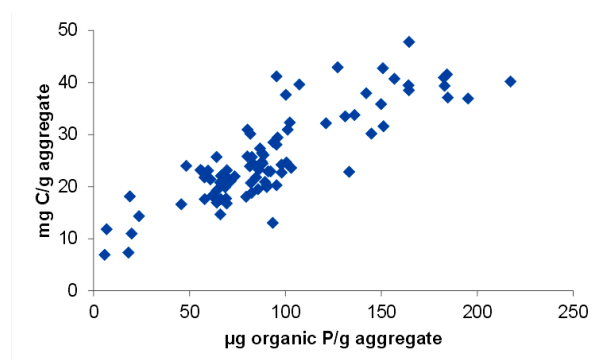


Fig. 1: Relationship between C and organic P in the bulk soil, aggregates and their fractions in the productive pasture soils; $r = 0.85$

Table 1: Productivity of degraded and productive pastures and selected soil properties

Means of $n = 9$. Different lower case letters signify significant differences ($p < 0.05$) between degraded and productive pastures, from Linear mixed model with farm as random effect and sand as covariate.

Pasture	Biomass production	Clay	Sand	Bulk density	pH	Total P	Total C
	$g\ m^{-2}$	$g\ (100\ g)^{-1}\ soil$		$g\ soil\ cm^{-3}$	$-\log(H^+)$	$mg\ kg^{-1}\ soil$	$g\ kg^{-1}\ soil$
Degraded	47 a	44 a	24 a	1.24 b	4.3 a	362 ns	22.7 a
Productive	101 b	42 a	20 a	1.13 a	4.5 b	362 ns	27.6 b

4. Conclusions

Concentrations of organic P and C in soils are closely linked. Therefore, changes in soil organic C will affect organic P. Soil aggregation is important for the storage of C and organic P. Through reduced aggregation, pasture degradation affects the soils capacity to store these elements.

5. References

- ANDERSON, J.M., and J.S.I. INGRAM (1993): Tropical soil biology and fertility. A handbook of methods. CAB International.
- ASNER, G.P., A.R. TOWNSEND, M.M.C. BUSTAMANTE, G.B. NARDOTO and L.P. OLANDER (2004): Pasture degradation in the central Amazon: linking changes in carbon and nutrient cycling with remote sensing. *Global Change Biol.* 10, 844-862.
- BODDEY, R.M., R. MACEDO, R.M. TARRE, E. FERREIRA, O.C. DE OLIVEIRA, C.D. REZENDE, R.B. CANTARUTTI, J.M. PEREIRA, B.J.R. ALVES and S. URQUIAGA (2004): Nitrogen cycling in Brachiaria pastures: the key to understanding the process of pasture decline. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 389-403.
- BOWMAN, R.A., and J.O. MOIR (1993): Basic extract as an extractant for soil organic phosphorus. *Soil Sci. Am. J.* 57, 1516-1518.
- DE OLIVEIRA, O.C., I.P. DE OLIVEIRA, B.J.R. ALVES, S. URQUIAGA and R.M. BODDEY (2004): Chemical and biological indicators of decline/degradation of Brachiaria pastures in the Brazilian Cerrado. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 289-300.
- ELLIOTT, E.T. (1986): Aggregate structure and carbon, nitrogen, and phosphorus in native and cultivated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 50, 627-633.
- FONTE, S.J., M.G. NESPER, D.J. HEGGLIN, J.E. VELASQUEZ, B. RAMIREZ, I.M. RAO, S.M. BERNASCONI, E.K. BÜNEMANN, E. FROSSARD and A. OBERSON (2013): Pasture degradation impacts soil phosphorus storage via changes to aggregate-associated soil organic matter in highly weathered tropical soils. *Soil Biol. Biochem.* revised
- HEGGLIN, D.J. (2011): Phosphorus status in pastures established on highly weathered tropical soils of Caqueta, Colombia. MSc thesis Department of Agriculture and Food Sciences, ETH Zurich, 33 p.
- JIMENEZ, J.J., and R. LAL (2006): Mechanisms of C sequestration in soils of Latin America. *Crit Rev. Plant Sci.* 25, 337-365.
- MILES, J.W., C.B. Do VALLE, I.M. RAO and V.P.B. EUCLIDES (2004): Brachiariagrasses. In *Warm season (C4) grasses*. Ed. ASA-CSSA-SSSA. p. 39. ASA, CSSA, SSSA, Madison, WI.
- NESPER, M.G. (2012): Phosphorus, carbon and nitrogen interactions in highly weathered tropical pasture soils: elemental distribution among soil aggregates. MSc thesis Department of Environmental Systems, ETH Zurich, 58 p.
- SIX, J., E.T. ELLIOTT and K. PAUSTIAN (2000): Soil macroaggregate turnover and microaggregate formation: a mechanism for C sequestration under no-tillage agriculture. *Soil Biol. Biochem.* 32, 2099-2103.
- TIESSEN, H. (2005): Phosphorus dynamics in tropical soils. In *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. Eds. J T Sims and A N Sharpley. pp 253-262. ASA, CSSA and SSSA, Madison, Wisconsin, USA.

Heterogene Biocharverteilung: Einfluss auf Biomasse, Wurzelarchitektur und Elementaufnahme von *Lupinus albus* und *Lolium perenne*

Anette Brem^a, Michael W. H. Evangelou^b, Samuel Abiven^a, Rainer Schulin^b

^a Geographisches Institut, Universität Zürich, Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zürich

^b Institut für Terrestrische Ökosysteme, ETH Zürich, Universitätstrasse 16, CH-8092 Zürich

²Centro Internacional de Agricultura Tropical (CIAT), Cali, Colombia

³Universidad de la Amazonia, Florencia, Colombia

Zusammenfassung

Weisse Lupinen (*Lupinus albus*) und Englische Raigräser (*Lolium perenne*) wuchsen während fünf Wochen in 1.2 cm dünnen Aluminium-Containern. Die Container waren mit Boden gefüllt, wobei die rechten Drittel der Biocharbehandlungen mit 20 t ha⁻¹ Biochar versetzt waren. Untersucht wurden die Auswirkungen dieser heterogenen Biocharverteilung auf Biomasse, Wurzellängen und -durchmesser sowie Elementaufnahme der Pflanzen.

Massen und Längen der Wurzeln in den Dritteln mit Biochar waren bei den Lupinen tendenziell grösser als in den äusseren Dritteln ohne Biochar. Zudem wiesen die Lupinen der Biocharbehandlungen höhere Konzentrationen an P und K auf als diejenigen der Kontrollbehandlung.

Die Raigräser zeigten aufgrund der für sie guten Nährstoffversorgung keine Unterschiede zwischen den äusseren Dritteln mit und ohne Biochar. Eine Ausnahme stellte das Element Mn dar. Die Zugabe von BC450 hatte die Verfügbarkeit von Mn im Boden signifikant erhöht und bei den Raigräsern zu einer höheren Konzentration des Elements im Pflanzenmaterial geführt, während die Verfügbarkeit von Mn durch die Zugabe von BC700 nur leicht erhöht wurde.

Eine heterogene Biocharverteilung kann Einfluss auf Wurzelwachstum und Nährstoffaufnahme von Pflanzen nehmen. Für abschliessende Beurteilungen bezüglich der Anwendung von Biochar in der Landwirtschaft ist der durchgeführte zweidimensionale Versuch nicht ausreichend, weitere Untersuchungen sind gefordert.

Keywords: heterogeneous biochar distribution, biomass, root architecture, element uptake

Abstract: Heterogeneous Biochar distribution: Influence on biomass, root architecture and element uptake of *Lupinus albus* and *Lolium perenne*

White lupins (*Lupinus albus*) and English ryegrass plants (*Lolium perenne*) grew in 1.2 cm thin aluminium containers during five weeks. The containers were filled with soil. To the right thirds of the containers of biochar treatments 20 t ha⁻¹ biochar was added. Effects of this heterogeneous biochar distribution on biomass, root length and diameters as well as element uptake of plants have been investigated.

Root biomass and length of lupins were greater in the thirds with biochar than in the outer thirds without biochar. In addition the concentrations of P and K were higher in lupins grown in biochar treatment in comparison to the control treatment.

Due to the high nutrient supply ryegrass plants didn't show any differences in root architecture among the outer thirds with and without biochar. A special effect was observed with the element Mn. The amendment of BC450 to the soil increased the availability of Mn and the uptake of Mn by ryegrass plants while the increase in availability of Mn due to BC700 was small.

It was shown that heterogeneous biochar distribution can influence root growth and element uptake by plants. Nevertheless, the conducted two-dimensional experiment doesn't allow drawing final conclusions for application of biochar in agriculture. Further investigations are needed.

1. Einleitung

Der Bodenzusatz Biochar (BC) kann bei Pflanzen eine erhöhte Biomasseproduktion und/oder Nährstoffaufnahme bewirken (z.B. RONDON et al. 2007; STEINER et al. 2007). Dies gilt zumindest, wenn das Biochar mühevoll homogen in den Bo-

den gemischt wurde. Im landwirtschaftlichen Alltag dürfte es jedoch schwierig sein, das Biochar so in den Boden einzuarbeiten, dass das Gemisch aus Boden und Biochar auch auf kleinster räumlicher Skala homogen ist. Einzelne Pflanzen werden ein heterogenes Substrat vorfinden, das teils aus Boden/Biochar-Gemisch und teils nur aus Boden

besteht. Anhand eines Pflanzenversuchs in der Klimakammer wurden die Auswirkungen einer solch heterogenen Umgebung auf die Biomasse, Wurzellängen und -durchmesser sowie die Elementaufnahme von Pflanzen untersucht.

2. Material und Methoden

Für den Versuch wurden die Weisse Lupine (*Lupinus albus* var. *Amiga*) mit Pfahlwurzel und starken Seitenwurzeln sowie Spätes Englisches Raigras (*Lolium perenne* var. *Calibra*) mit feinen Wurzeln verwendet. Nach der Keimung in der Petrischale wuchsen vier Pflanzen pro Art und Behandlung während fünf Wochen in 1.2 cm dünnen mit Plastik- bzw. Teflonfolie ausgekleideten Aluminium-Containern (Abbildung 1). Die Container wurden beim Auffüllen in die drei Drittel links (L), Mitte (M) und rechts (R) unterteilt. Während die linken und mittleren Drittel bei allen drei Behandlungen mit Kontrollboden gefüllt wurden, wurden die rechten Drittel mit den Behandlungsböden Kontrolle, BC450 oder BC700 gefüllt.

Vor der Befüllung der Container mussten die drei Behandlungsböden zuerst vorbereitet werden.

Verwendet wurde der saure (pH = 4.5) und nährstoffarme als lehmiger Sand klassifizierte Boden aus Eiken (AG). Nach der Entnahme wurde er bei 40 °C getrocknet und gesiebt (< 2 mm). Die Behandlungsböden BC450 und BC700 wurden mit 20 t ha⁻¹ Biochar (< 2 mm) versetzt (entspricht 16.14 g kg⁻¹ Boden), welches bei 450 bzw. 700 °C mittels Pyrolyse aus Birkenholz von Dübendorf (ZH) frisch hergestellt worden war. Damit die Pflanzen nebst den heterogenen Bedingungen keinem zusätzlichen Stress ausgesetzt waren, wurden die drei Behandlungsböden vor der zweiwöchigen Inkubation ausserdem so gekalkt und gedüngt (Tabelle 1), dass die pH-Werte und Verfügbarkeiten von N, P und Fe angeglichen waren. Die Mengen der Zusätze wurden aus vorgängigen Tests eruiert. Dazu wurden für den Kontrollboden, die in Tabelle 1 ersichtlichen Standardwerte festgelegt. Die Zusatzmengen für die Biocharbehandlungsböden wurden ermittelt indem Proben mit denselben sowie abweichenden Mengen der Zusätze angefertigt wurden. pH-Werte und Verfügbarkeiten von P und Fe dieser Proben wurden nach zweiwöchiger Inkubation gemäss unten beschriebener Methoden bestimmt. Für die photo-

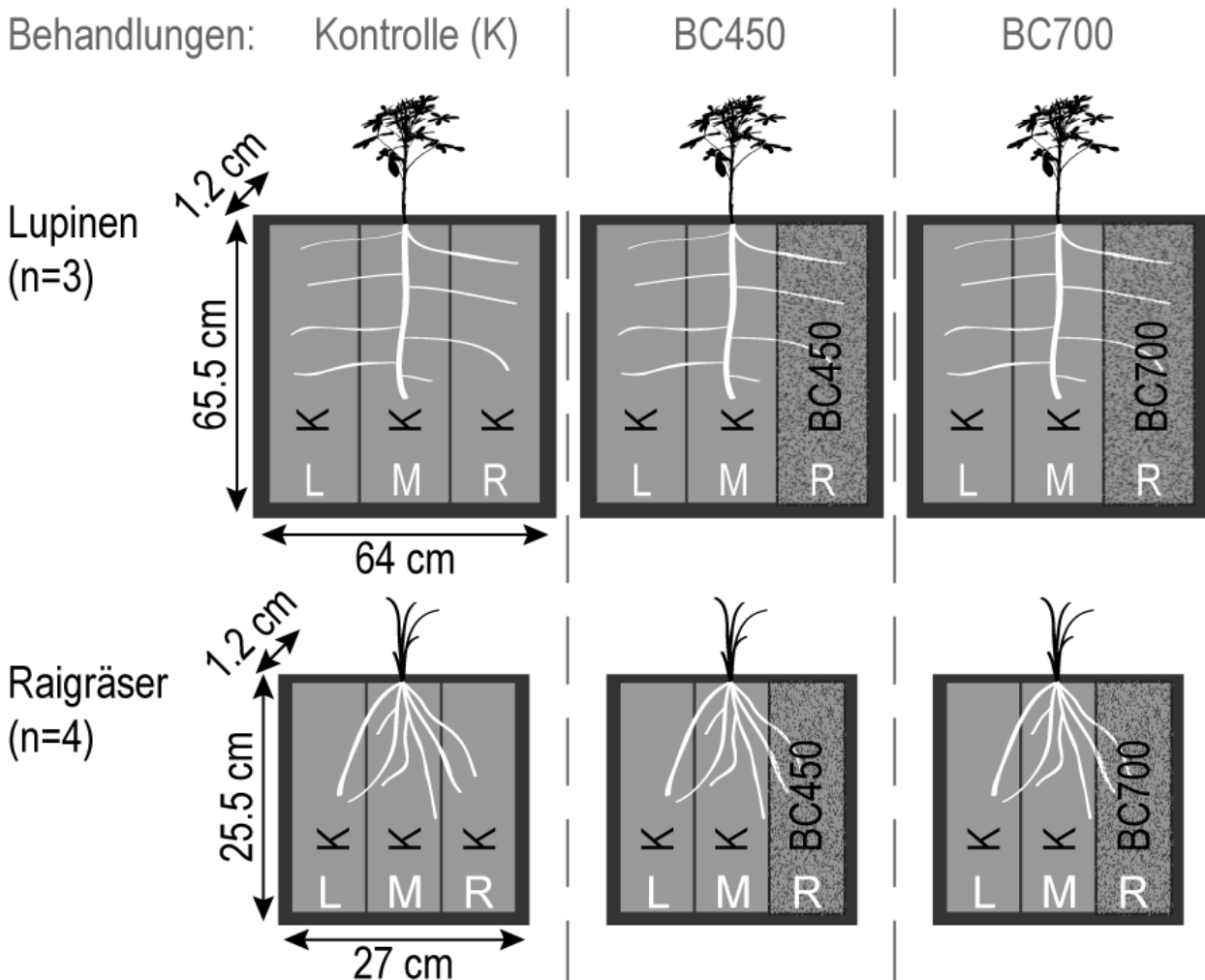


Abbildung 1: Versuchsaufbau, angegeben sind die inneren Masse der Container, L, M und R = linke, mittlere und rechte Drittel, die Behandlungsböden K, BC450 und BC700 in den rechten Dritteln bestimmen den Namen der Behandlung.

Tabelle 1: Den Behandlungsböden zugeführte Mengen an Zusätzen.

Zusätze	Behandlungsböden		
	K	BC450	BC700
BC [g]	0	16.14	16.14
CaCO ₃ [g]	2.5	2	2
N [mg kg ⁻¹], (NH ₄ NO ₃)	288	346	317
P [mg kg ⁻¹], (KH ₂ PO ₄)	100	100	100
Fe [mg kg ⁻¹], (FeSO ₄)	2.5	4.75	4.5

metrische Bestimmung von Ammonium-N (MULVANEY 1996) und Nitrat-N (MIRANDA et al. 2001) wurde N mittels 2 M Kaliumchloridlösung aus Bodenproben à 5 g extrahiert. Die den Biocharbehandlungsböden zuzuführenden Mengen an Zusätzen wurden aufgrund der Testresultate interpoliert.

Während der Inkubationsphase wurden die zugedeckten Behandlungsböden alle 3 bis 4 Tage gemischt und erneut angefeuchtet bis zu einem Wassergehalt von 25%. Nach zwei Wochen wurden die Behandlungsböden bei 30 °C getrocknet und gesiebt (< 2 mm).

Der Versuch wurde in der Klimakammer unter den Bedingungen Tag/Nacht 16/8 Stunden mit den Temperaturen 22/15 °C und einer konstanten relativen Luftfeuchtigkeit von 65% durchgeführt. Die Lichtstärke betrug auf Höhe der Bodenoberfläche zwischen 17'000 und 23'000 Lux. Aufgrund der hohen räumlichen Varianz der Klimabedingungen wurden die Container bei den regelmässigen Bewässerungsterminen zufällig neu platziert und gelegentlich um 180° gedreht. Bewässert wurde jeweils bis zu einem Bodenwassergehalt von 18%.

Bei der Ernte wurden zuerst die Sprosse an der Bodenoberfläche abgetrennt. Bodenproben wurden den linken und rechten Dritteln entnommen und bei 30 °C getrocknet. Die Wurzeln wurden samt Boden auf ein Gitter gestürzt, über dem Spülbecken ausgewaschen und auf eine schwarze Folie in die Ausgangsposition umgestürzt. Nachdem eine Überblicksfotografie gemacht wurde, wurden die Wurzeln in die drei Teile links, Mitte und rechts geschnitten. Im Gegensatz zur Containerbefüllung, bei der alle Drittel gleich breit waren, wurden die Wurzelteile entlang der Senkrechten zu 20/24/20 cm (Lupinen) bzw. 8.5/10/8.5 cm (Raigräser) geschnitten. Mit dieser Massnahme sollte ein vom mittleren Drittel ausgehender potentieller Randeffect in den beiden äusseren, zu analysierenden Wurzelteilen ausgeschlossen werden. Die linken und rechten Wurzelteile wurden im Wasserbad bei einer Auflösung von 800 dpi eingescannt (Epson Expression 10000XL, Epson America Inc., Long Beach, CA, USA) und die Wurzellängen und -durchmesser mit der Software WinRHIZO (Version 2009c, Regent Instruments

Inc., Québec, Kanada) am Computer bestimmt. Nach dem Trocknen bis zur Gewichtskonstante bei 60 °C wurden die Massen der Sprosse und aller Wurzelteile bestimmt (Präzisionswaage PB3002-S/FACT DeltaRange, Mettler-Toledo GmbH, Greifensee, Schweiz).

Bei den Lupinen konnten aufgrund eines Verlusts und zwei beschädigten Pfahlwurzeln nur drei Pflanzen pro Behandlung in die Analyse miteinbezogen werden.

Für den Nassaufschluss wurden 0.2 g des gemahlene (ZM 200, Retsch GmbH, Haan, Deutschland) Pflanzenmaterials in Teflonröhrchen eingewogen und mit 15 ml Salpetersäure (65%) während 90 min bei 120 °C in den Thermoblock (DigiPREP MS, SCP Science, Québec, Kanada) gestellt. Nach dem Abkühlen wurden 7.5 ml Wasserstoffperoxid (30%) dazugegeben und die Röhrchen erneut während 90 min bei 120° C erhitzt. Bei den Wurzeln der Raigräser erfolgte die Prozedur aufgrund der kleinen Biomassen mit den halben Mengen.

Die Extraktion von pflanzenverfügbarem Phosphor aus den Bodenproben erfolgte mit der Olsen-Methode (SCHOENAU und O'HALLORAN 2006). Dazu wurden 2.5 g getrockneter Boden mit 50 ml 0.5 M Natriumhydrogencarbonatlösung (NaHCO₃) (pH = 8.5) während 30 min bei 120 U/min horizontal geschüttelt (IKA-KS 250, IKA®-Werke GmbH & Co. KG, Staufen, Deutschland) und danach filtriert (Rundfilter Grad 42, 2.5 µm, Whatman GmbH, Dassel, Deutschland)

Zahlreiche weitere pflanzenverfügbare Elemente wurden mit Natriumnitratlösung extrahiert (Forschungsanstalten Agroscope ART, ACW 2010). 10 g Boden wurden mit 25 ml 0.1 M NaNO₃-Lösung während 2 h bei 120 U/min horizontal geschüttelt und danach 10 min bei 4000 U/min zentrifugiert (Rotanta 460 R, Andreas Hettich GmbH & Co. KG, Tuttlingen, Deutschland). Die Extrakte wurden filtriert (Spritzenvorsatzfilter, 0.45 µm, WILCOM Germany GmbH, Heppenheim, Deutschland) und mit einem Tropfen konzentrierter Salpetersäure konserviert.

Die Bestimmung der Elementkonzentrationen in den Extrakten oder Filtraten erfolgte mittels ICP-OES (Vista-MPX CCD simultaneous ICP-OES, Agilent Technologies Inc., Santa Clara, CA, USA). Zur Bestimmung der pH-Werte (Orion SA520, Orion Research, Inc., Beverly, MA, USA) der Bodenproben, wurden 10 g Boden mit 25 ml Reinstwasser während einer Stunde bei 20 U/min über Kopf geschüttelt (Überkopf-Schüttler 3040, GFL - Gesellschaft für Labortechnik mbH, Burgwedel, Deutschland) und vor dem Messen 30 min stehen gelassen.

Die Bestimmung der Totalgehalte diverser Elemente in den Biochars erfolgte mittels XRF (SPECTRO X-LAB 2000, SPECTRO Analytical Instruments GmbH, Kleve, Deutschland). Dazu wurden 4 g des gemahlene (M 200, Retsch GmbH, Haan, Deutschland) BC700 mit 0.9 g

Tabelle 2: Durchschnittliche Wurzel Durchmesser [mm] der Lupinen und Raigräser in den linken (L) und rechten (R) Containerdritteln der Behandlungen K, BC450 und BC700, angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen, Unterschiede sind nicht signifikant (ANOVA, Tukey-HSD, $p < 0.05$).

		L	R
Lupinen	K	0.80 \pm 0.05	0.78 \pm 0.07
	BC450	0.82 \pm 0.05	0.82 \pm 0.04
	BC700	0.73 \pm 0.04	0.76 \pm 0.01
Raigräser	K	0.35 \pm 0.04	0.36 \pm 0.04
	BC450	0.39 \pm 0.04	0.36 \pm 0.04
	BC700	0.35 \pm 0.03	0.34 \pm 0.03

Höchstwachs sowie 2 g des gemahlene BC450 mit 2 g Zellulose und 0.9 g Höchstwachs zu Pellets gepresst (Specac Manuelle Hydraulische 15 Tonnen Presse, Specac Ltd., Orpington, Grossbritannien).

Statistische Auswertungen wurden mit der Software SPSS durchgeführt (Version 19, 2010, SPSS Inc., Chicago, IL, USA).

3. Ergebnisse und Diskussion

Die Lupinen produzierten bei den Biocharbehandlungen BC450 und BC700 in den rechten Dritteln mehr Wurzelmasse als in den linken Dritteln, während es bei der Kontrollbehandlung umgekehrt war (Abbildung 2). Die Zunahme der Wurzelmasse in den rechten Dritteln der Biocharbehandlungen ging zu Lasten der mittleren Drittel. Eine ähnliche Verlagerung der Wurzelmasse von den mittleren in die rechten Drittel war bei den Raigräsern nicht festzustellen. Die Raigräser bauten ihr Wurzelsystem hauptsächlich in den mittleren Dritteln

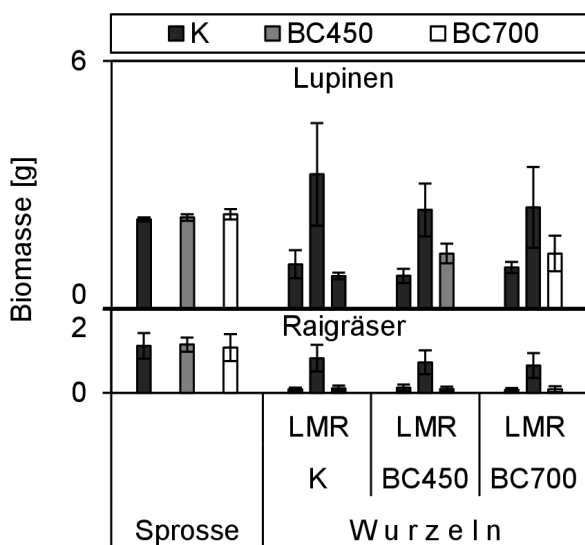


Abbildung 2: Spross- und Wurzelmassen von Lupinen und Raigräsern, Wurzelmassen getrennt in Teile links (L), Mitte (M) und rechts (R) der drei Behandlungen K, BC450 und BC700, abgebildet sind Mittelwerte mit Standardabweichungen, Unterschiede sind nicht signifikant (ANOVA, Tukey-HSD, $p < 0.05$).

Tabelle 3: P- und K-Konzentrationen [g kg^{-1} TS] in den Sprossen der Lupinen und Raigräser, angegeben sind Mittelwerte \pm Standardabweichungen, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede (ANOVA, Tukey-HSD, $p < 0.05$).

	P	K	
Lupinen	ungenügend*	1.3	< 26
	adäquat*	2.2	> 35
	toxisch*	21.4	
Lupinen	K	3.18 \pm 0.23	21.9 \pm 1.0 a
	BC450	3.73 \pm 0.31	26.1 \pm 2.4 ab
	BC700	3.75 \pm 0.16	27.0 \pm 1.0 b
Raigräser	ungenügend*	< 3	< 17
	adäquat*	3.5 - 4.0	20 - 25
	hoch*	> 4.0	> 25
Raigräser	K	5.00 \pm 0.46	33.3 \pm 1.5
	BC450	4.32 \pm 0.65	31.1 \pm 2.3
	BC700	4.37 \pm 0.25	33.3 \pm 3.0

* nach Reuter et al. (1986)

aus, wobei die Wurzelmasse bei den Biocharbehandlungen kleiner war gegenüber der Kontrollbehandlung. Die grossen Standardabweichungen bestätigen das optische Bild, das den Eindruck vermittelte, dass die Raigräser ihre Wurzeln innerhalb der einzelnen Behandlungen ohne bestimmte Muster gebildet hatten.

Die Verteilung der Wurzelmassen zwischen den Dritteln spiegelte sich bei beiden Pflanzenarten in den Wurzellängen wider (Abbildung 3). Bei den durchschnittlichen Wurzel Durchmessern waren keine Unterschiede festzustellen (Tabelle 2).

Die Lupinen produzierten in den Biocharbehandlungen nicht nur mehr Biomasse, sie nahmen auch mehr Kalium auf (Tabelle 3). Denn die Verfügbarkeit von Kalium war in den Biochardritteln höher (Tabelle 4). Ebenfalls höher war in den Bio-

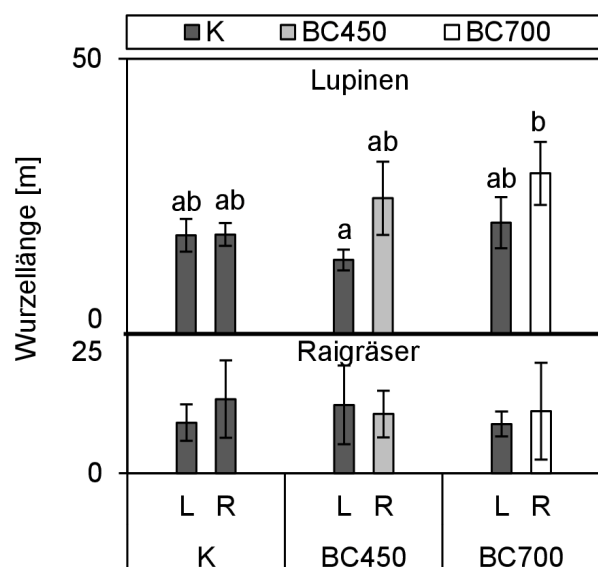


Abbildung 3: Wurzellängen der Lupinen und Raigräsern in den linken (L) und rechten (R) Containerdritteln, abgebildet sind Mittelwerte mit Standardabweichungen, unterschiedliche Buchstaben zeigen signifikante Unterschiede (ANOVA, Tukey-HSD, $p < 0.05$).

Tabelle 4: Endkonzentrationen [g kg⁻¹] von P und K in den Bodenproben der linken und rechten Containerdritteln von Lupinen und Raigräsern, angegeben sind Mittelwerte ± Standardabweichungen, Buchstaben a und b zeigen signifikante Unterschiede (ANOVA, Tukey-HSD, p < 0.05) zwischen allen Dritteln, u und v zwischen den rechten Dritteln und x und y innerhalb einer Behandlung.

		L	R
Lupinen	K	42.7 ± 2.5	43.6 ± 2.3
	P BC450	43.9 ± 2.8	46.4 ± 7.3
	BC700	39.0 ± 1.2 x	43.9 ± 1.2 y
	K	74.7 ± 10.6 ab	75.2 ± 4.0 ab, u
	K BC450	72.3 ± 11.2 ab	88.9 ± 1.9 ab, v
	BC700	71.1 ± 3.9 ab	98.5 ± 6.5 b, v
Raigräser	K	35.3 ± 2.6	37.3 ± 4.8
	P BC450	33.3 ± 3.6	32.3 ± 3.0
	BC700	34.3 ± 5.4	35.3 ± 3.8
	K	52.8 ± 8.4 a	56.3 ± 8.4 a
	K BC450	53.4 ± 13.5 a	82.9 ± 5.2 b
	BC700	57.7 ± 4.0 ab, x	84.1 ± 16.2 b, y

chardritteln die Verfügbarkeit von Phosphor. Dieser Umstand führte dazu, dass die Lupinen in diesen Dritteln mehr Wurzelmasse, insbesondere mehr Proteoidwurzeln, bildeten als in den äusseren Dritteln ohne Biochar.

Die Ausbildung von Proteoidwurzeln bei Lupinen wurde im Zusammenhang mit einem Phosphormangel des Öfteren beobachtet (z.B. KEERTHISINGHE et al. 1998, HAGSTRÖM et al. 2001). Die Lupinen im hiesigen Versuch hatten jedoch mehr als genügend Phosphor aufgenommen (Tabelle 3). Dennoch nehmen Lupinen bei Möglichkeit immer mehr Phosphor auf als sie benötigen (ABDOLZADEH et al. 2010) und zwar dort, wo das Angebot grösser ist (SHEN et al. 2005). Aufgrund der Tests, die vor dem Versuch durchgeführt wurden, schien es keine Unterschiede in der Phosphorverfügbarkeit zwischen den Behandlungsböden zu geben. Deshalb wurde allen Behandlungsböden dieselbe Menge Phosphor zugeführt. Der aufgetretene Unterschied in der Phosphorverfügbarkeit ist also auf die Biochars zurück zu führen. Des Weiteren konnten die Lupinen ver-

Tabelle 5: Konzentrationen von Mn in den Sprossen und Wurzeln der Raigräser [mg kg⁻¹] sowie in den zugehörigen Bodenproben [µg kg⁻¹] der linken und rechten Containerdritteln, angegeben sind Mittelwerte ± Standardabweichungen, Buchstaben a und b zeigen signifikante Unterschiede (ANOVA, Tukey-HSD, p < 0.05) zwischen allen Dritteln.

		L	R
Sprosse	K	83.7 ± 15.5	
	BC450	92.2 ± 26.9	
	BC700	79.8 ± 16.6	
Wurzeln	K	278 ± 31 a	306 ± 78 a
	BC450	225 ± 49 a	537 ± 92 b
	BC700	114 ± 28 a	267 ± 56 a
Boden	K	374 ± 192 a	569 ± 138 a
	BC450	759 ± 338 a	3106 ± 1325 b
	BC700	434 ± 342 a	1231 ± 529 a

mutlich noch mehr Phosphor aus den Biochars für sich zugänglich machen. Lupinen scheiden über ihre Proteoidwurzeln organische Säuren aus, um unter anderem Phosphor zu mobilisieren, das sonst nicht zur Verfügung stünde (MARSCHNER 1995: 557). Die Totalgehalte an Phosphor betragen bei BC450 745 mg kg⁻¹ und bei BC700 893 mg kg⁻¹.

Die Raigräser waren sehr gut mit Nährstoffen versorgt. Durch den geringeren Nährstoffbedarf (REUTER et al. 1986) und der kleineren Biomasse im Vergleich zur Lupine, war es für die Raigräser nicht notwendig, ihr Wurzelwachstum der heterogenen Situation anzupassen. Einzig in den mittleren Dritteln der Biocharbehandlungen produzierten sie weniger Wurzelmasse als in der Kontrollbehandlung und dies bei ähnlichen Sprossmassen und Nährstoffkonzentrationen in der Pflanze.

Die grössten (signifikanten) Unterschiede waren also zwischen der Kontrollbehandlung und den Biocharbehandlungen auszumachen. Ein interessanter Unterschied bestand jedoch auch zwischen den beiden Biocharbehandlungsböden. So war die Verfügbarkeit des Elements Mn beim Behandlungsboden BC450 signifikant grösser als bei BC700 (Tabelle 5) bei gleichzeitig tieferem Totalgehalt im Biochar BC 450 (33.9 mg kg⁻¹ Mn) gegenüber dem Biochar BC700 (40.6 mg kg⁻¹ Mn). Ähnliche Vorkommnisse wurden bereits früher beobachtet (GASKIN et al. 2008, HOSSAIN et al. 2011, IPPOLITO et al. 2012), der Grund für dieses Phänomen scheint derzeit aber noch nicht geklärt zu sein. Während die Lupinen nicht auf diese erhöhte Manganverfügbarkeit ansprachen, wiesen die Raigräser der Behandlung BC450 eine leicht erhöhte Mangankonzentration in den Sprossen und eine signifikant erhöhte Konzentration in den Wurzeln des rechten Drittels auf.

Die Auswirkungen einer heterogenen Biocharverteilung auf das Wurzelwachstum und die Nährstoffaufnahme von Pflanzen in der Landwirtschaft können aufgrund des hiesigen zweidimensional angelegten Versuchs nicht abschliessend beurteilt werden. Die Beobachtungen bei den Lupinen lassen vermuten, dass die Pflanzen bei einem Nährstoffmangel ihr Wurzelwachstum in den Sektoren mit Biochar durchaus verstärken können und somit ihre eigene Nährstoffqualität verbessern. Ein negativer Aspekt könnte sein, dass ein zu stark einseitiges Wachstum der Wurzeln zu schlecht verankerter Pflanzen und somit zu geringer Stabilität dieser Pflanzen sowie des Bodens führt. In einem nächsten Schritt mit einem realitätsnaheren Topfversuch oder noch besser einem langjährigen Feldversuch müsste diesen Unklarheiten nachgegangen werden.

Literatur

ABDOLZADEH, A., X. WANG, E.J. VENEKLAAS und H. LAMBERS, 2010: Effects of phosphorus

- supply on growth, phosphate concentration and cluster-root formation in three *Lupinus* species. *Annals of Botany* 105 (3), 1-10.
- Forschungsanstalten Agroscope ART, ACW, 2010: Schweizerische Referenzmethoden der Forschungsanstalten Agroscope – Band 3: Extraktion von Schwermetallen mit Natriumnitrat (1:2.5) (Code: NaNO₃-Ex).
- GASKIN, J.W., C. STEINER, K. HARRIS, K.C. DAS und B. Bibens, 2008: Effect of Low-Temperature Pyrolysis Conditions on Biochar for Agricultural Use. *American Society of Agricultural and Biological Engineers* 51 (6): 2061-2069.
- HAGSTRÖM, J., W.M. JAMES und K.R. SKENE, 2001: A comparison of structure, development and function in cluster roots of *Lupinus albus* L. under phosphate and iron stress. *Plant and Soil* 232, 81-90.
- HOSSAIN, M.K., V. STREZOV, K.Y. CHAN, A. ZIOLKOWSKI und P.F. NELSON, 2011: Influence of pyrolysis temperature on production and nutrient properties of wastewater sludge biochar. *Journal of Environmental Management* 92 (1), 223-228.
- IPPOLITO, J.A., J.M. NOVAK, W.J., BUSSCHER, M. AHMEDNA, D. REHRAH und D.W. WATTS, 2012: Switchgrass Biochar Affects Two Aridisols. *Journal of Environmental Quality* 41 (4), 1123-1130.
- KEERTHISINGHE, G., P.J. HOCKING, P.R. RYAN und E. DELHAIZE, 1998: Effect of phosphorous supply on the formation and function of proteoid roots of white lupin (*Lupinus albus* L.). *Plant, Cell and Environment* 21, 467-478.
- MARSCHNER, H. (1995): *Mineral Nutrition of Higher Plants*. 2. Auflage, Academic Press, London, 889 S.
- MIRANDA, K.M., M.G. ESPEA und D.A. WINK, 2001: A Rapid, Simple Spectrophotometric Method for Simultaneous Detection of Nitrate and Nitrite. *Nitric Oxide: Biology and Chemistry* 5 (1), 62-71.
- MULVANEY, R.L. (1996). Nitrogen - Inorganic forms. In: SPARKS, D.L., A.L. PAGE, P.A. HELMKE, R.H. LOEPPERT, P.N. SOLTANPOUR, M.A. Tabatabai, C.T. JOHNSTON, M.E. SUMNER, J.M. BARTELS und J.M. BIGHAM (Hrsg.): *Methods of Soil Analysis Part 3: Chemical Methods*. Soil Science Society of America Inc., Madison, WI. S. 1123-1184.
- REUTER, D.J., J.B. ROBINSON, L. COLEMAN, F.W. SMITH, T.J. PIGGOTT, G.H. PRICE und W.J. COX (1986): *Plant Analysis: An Interpretation Manual*. Inkata Press, Melbourne, 218 S.
- RONDON, M.A., J. LEHMANN, J. RAMÍREZ und M. HURTADO, 2007: Biological nitrogen fixation by common beans (*Phaseolus vulgaris* L.) increases with bio-char additions. *Biology and Fertility of Soils* 43 (6), 699-708.
- SCHOENAU, J.J. und I.P. O'HALLORAN (2006): Chapter 8: Sodium Bicarbonate-Extractable Phosphorous. In: CARTER, M.R. und Gregorich, E.G. (Hrsg., 2007): *Soil Sampling and Methods of Analysis*. CRC Press, 2. Ausgabe, S. 89 - 94.
- SHEN, J., H. LI, G. NEUMANN und F. ZHANG, 2005: Nutrient uptake, cluster root formation and exudation of protons and citrate in *Lupinus albus* as affected by localized supply of phosphorus in a split-root system. *Plant Science* 168, 837-845.
- STEINER, C., W.G. TEIXEIRA, J. LEHMANN, T. NEHLS, J.L.V. MACÉDO, W.E.H. BLUM und W. ZECH, 2007: Long term effects of manure, charcoal and mineral fertilization on crop production and fertility on a highly weathered Central Amazonian upland soil. *Plant and Soil* 291 (1-2), 275-290.

Modellierung bodenbürtiger C-Quellen und -Senken für das Treibhausgasinventar

1. Katharina Köck*, katharina.koeck@agroscope.admin.ch
2. Jens Leifeld*, jens.leifeld@agroscope.admin.ch
3. Jürg Fuhrer*, juerg.fuhrer@agroscope.admin.ch

*Forschungsanstalt Agroscope Reckenholz-Tänikon ART, Reckenholzstr. 191, 8046 Zürich

Zusammenfassung

Im jährlichen Treibhausgasinventar der Schweiz werden in der Kategorie Landnutzung, Landnutzungswandel und Forstwirtschaft (LULUCF) Kohlenstoff (C)-Quellen und -Senken aus landwirtschaftlich genutzten Böden ausgewiesen. Da die momentan verwendeten Methoden zur Berechnung dieser Quellen und Senken einfacheren Ansätzen folgen und die Schweiz vonseiten der Klimakonvention angehalten wird, verbesserte Methoden zu entwickeln, wurde ein Konzeptvorschlag für die Inventarisierung mit Hilfe prozessbasierter Modelle erarbeitet. Dieser Artikel gibt einen Überblick über das Konzept, das basierend auf den IPCC 2006 Guidelines, auf einer Gesamtschau der in der Schweiz vorhandenen Daten sowie der in anderen Ländern verwendeten Methoden erarbeitet wurde.

Die beschriebenen Entwicklungsschritte umfassen: 1) Modellauswahl, 2) Identifizierung von Modellinputs für die Evaluierung auf der Feld- und Parzellenskala, 3) Modellevaluierung auf der Feld- und Parzellenskala, 4) Identifizierung von Modellinputs für die regionale Modellanwendung, 5) Implementierung des Modells auf der regionalen Skala, 6) Evaluierung der regionalen Modellierung mit unabhängigen Daten, und 7) Reporting und Dokumentation. Der Konzeptvorschlag soll als Basis für den raschen Aufbau eines modellbasiereten Inventarisierungssystems für die Schweizerische Treibhausgasberichterstattung dienen.

Abstract

The annual greenhouse gas inventory of Switzerland reports, in the category Land Use, Land-Use Change and Forestry (LULUCF), carbon (C) sources and sinks of agricultural soils. The methods currently applied for the calculation of these sources and sinks follow simpler approaches. The expert review team of the climate convention however recommends Switzerland to develop improved methods, therefore a concept for the inventory using process-based models was proposed. This article gives an overview of the concept, which was developed based on the IPCC 2006 guidelines, a review of available data sets in Switzerland as well as methods used in greenhouse gas inventories by other countries.

The development steps described here are:

1) model selection, 2) identification of model inputs for evaluation at the site or field scale, 3) evaluation of the model at the site or field scale, 4) identification of model inputs for the regional model application, 5) model implementation at the regional scale, 6) evaluation of the regional model application with independent data, and 7) reporting and documentation. The proposed concept should serve as basis for the easy implementation of a model-based inventory system for Swiss greenhouse gas reporting.

Keywords: Soil organic carbon, process-based modeling, greenhouse gas inventory, agricultural soils

1. Einleitung

Im jährlichen Treibhausgasinventar der Schweiz werden in der Kategorie Landnutzung, Landnutzungswandel und Forstwirtschaft (LULUCF) unter anderem Kohlenstoff (C)-Quellen und -Senken aus landwirtschaftlichen Böden, d.h. den IPCC Landnutzungskategorien Ackerland (Cropland) und Grasland (Grassland), ausgewiesen (BAFU, 2012). Diese Berichterstattung beruht, wie auch in den anderen Emissionskategorien, auf einem gestuften Verfahren ('tiers'), wobei Tier 1 die einfachste Variante darstellt, die sich stark auf IPCC Standardwerte stützt, Tier 2 stärker länderspezifische Emissionsfaktoren und Aktivitätsdaten berücksichtigt, und Tier 3 Modellierungsverfahren

und eine höhere räumliche Disaggregation nutzt. Momentan wird angenommen, dass mineralische Böden unter gleichbleibender landwirtschaftlicher Nutzung keine Quellen oder Senken für C sind (Tier 1). Organische Böden, die landwirtschaftlich genutzt werden, stellen dagegen eine Quelle für C dar, die mit für die Schweiz spezifischen Emissionsfaktoren abgeschätzt werden (Tier 2). Dabei steigt die Komplexität und Spezifität von der Berechnungsstufe Tier 1 zu Tier 2 und dann Tier 3 an. Die Schweiz wird in der jährlichen Begutachtung des Expertenteams der Klimakonvention (UNFCCC) angehalten, eine verbesserte Methode für landwirtschaftliche Böden zu entwickeln (UNFCCC, 2010).

2. Konzeptvorschlag für die modellgestützte Inventarisierung von bodenbürtigen C-Quellen und -Senken

Wir stellen hier ein Konzept für die Entwicklung eines modellbasierten Systems zur Inventarisierung von C-Quellen und -Senken in mineralischen, landwirtschaftlich genutzten Böden vor, das basierend auf den IPCC 2006 Guidelines (IPCC, 2006), auf einer Gesamtschau der in der Schweiz vorhandenen Daten sowie der in anderen Ländern verwendeten Methoden erarbeitet wurde

(Tier 3; KÖCK et al., 2013).

Der Überblick über Methoden für die Inventarisierung von C in landwirtschaftlichen Böden, die von anderen Ländern verwendet werden, hat gezeigt, dass von den 43 Annex I Vertragsstaaten der Klimakonvention bisher nur wenige Länder eine Tier 3 modellbasierte Methode verwenden (4 für Ackerland, 2 für Grasland; Stand: Submission 2011, UNFCCC, 2011). Diese modellbasierten Methoden kommen jedoch nur für mineralische Böden zum Einsatz. Für organische Böden werden dagegen von allen Ländern entweder Tier 1 oder Tier 2 Methoden verwendet.

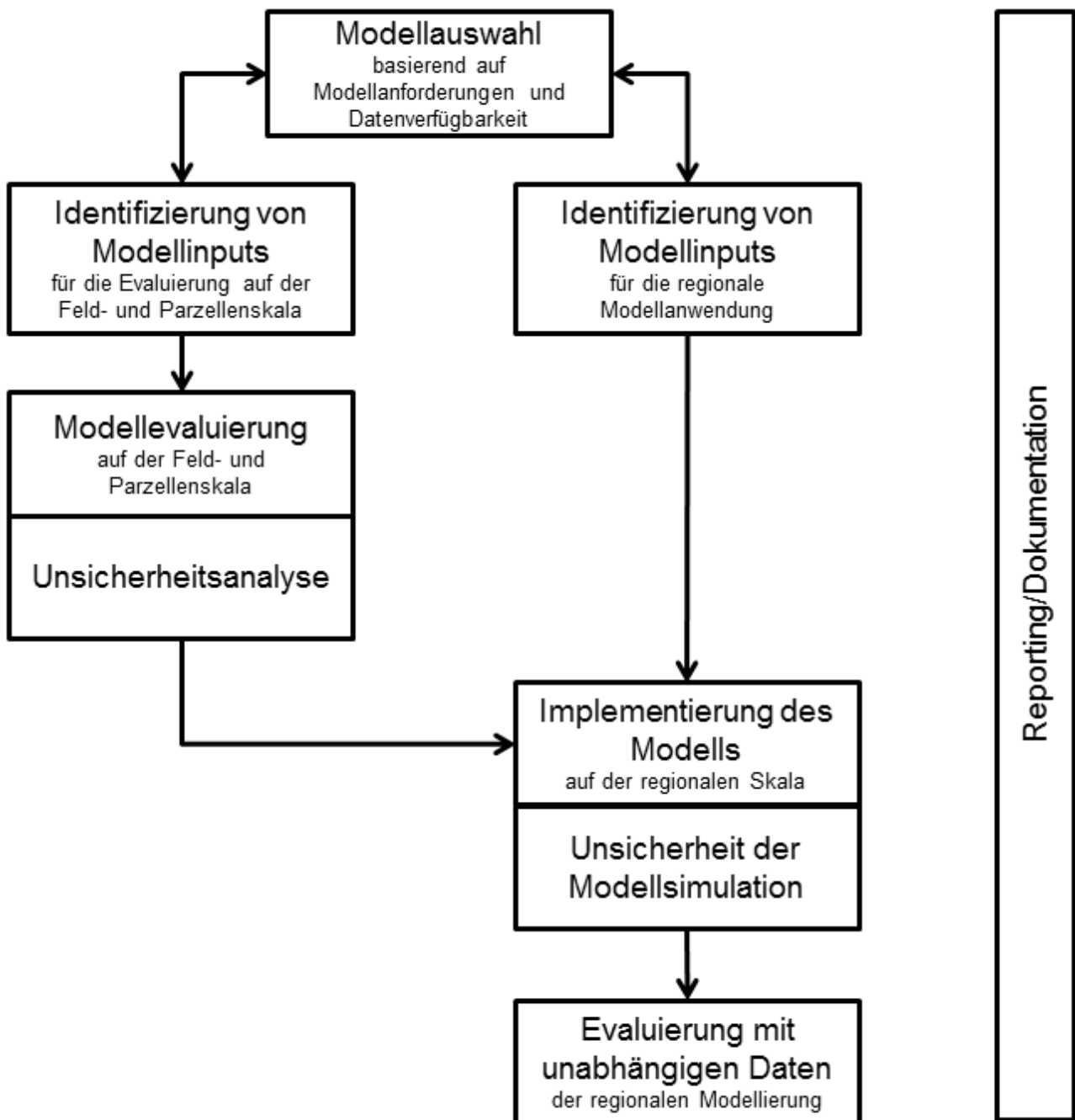


Abbildung 1: Entwicklungsschritte für die Erarbeitung eines modellbasierten Tier 3 Inventarisierungssystems (Nach: KÖCK et al., 2013).

Die zur Entwicklung eines modellbasierten Tier 3 Inventarisierungssystems nötigen Schritte sind in Abbildung 1 dargestellt und werden in den folgenden Abschnitten erläutert.

Modellauswahl

Der erste Entwicklungsschritt ist die Auswahl eines geeigneten Boden-C Modells. In den IPCC 2006 Guidelines wird kein prozess-basiertes Modell explizit vorgeschlagen, vielmehr kommt eine Vielzahl von Modellen in Frage. Aus einer Reihe von Modellen, die im Detail betrachtet wurden, wurden anhand von verschiedenen Ausschluss- bzw. Bewertungskriterien potenziell geeignete Modelle ausgewählt. Kriterien hierfür waren unter anderen, landesspezifische Modellanforderungen, bereits gewonnene Erfahrungen mit der Anwendung der Modelle in der Schweiz, sowie die Verfügbarkeit von Datensätzen für die Modellevaluierung auf der Feld- und Parzellenskala sowie für die regionale Anwendung des Modells. Es wurde eine Vorauswahl von drei Modellen getroffen, die zu den weniger komplexen Modellen gehören: RothC (COLEMAN und JENKINSON, 2008), Yasso07 (TUOMI et al., 2011) und CCB (FRANKO et al., 2011). Da diese Modelle nur für mineralische Böden anwendbar sind und geeignete Modelle für organische Böden bisher noch nicht zur Verfügung stehen, schlagen wir ein Inventarisierungssystem vor, das die Tier 3 modellbasierte Inventarisierung für mineralische Böden mit einer Tier 2 Inventarisierung (momentane Methode) für organische Böden kombiniert.

Identifizierung von Modellinputs für die Evaluierung auf der Feld- und Parzellenskala

Für die Evaluierung der Modelle auf der Feld- bzw. Parzellenskala werden Inputdatensätze benötigt, die nicht nur Daten zur Entwicklung des C Vorrats des Bodens umfassen, sondern auch Bodeneigenschaften, meteorologische Daten, und detaillierte Informationen zur Bewirtschaftung. In der Schweiz gibt es einige Langzeitfeldversuche, wie beispielsweise den DOK Versuch (MÄDER et al., 2002), sowie Monitoringstandorte (NABO-Flux; KELLER et al., 2005), die hierfür in Frage kommen.

Modellevaluierung auf der Feld- und Parzellenskala

Im darauffolgenden Schritt werden die ausgewählten Modelle auf der Feld- bzw. Parzellenskala evaluiert, was die Kalibrierung und Validierung sowie eine Unsicherheits- bzw. Sensitivitätsanalyse umfassen kann. Dafür werden die identifizierten Datensätze, je nach Vollständigkeit der vorhandenen Daten, in Kalibrierungs- und Validierungsstandorte aufgeteilt. Aus den vorhandenen Daten werden die Inputdatensätze in der von den Modellen benötigten Form bereitgestellt (meteorologische Daten, Boden- und Bewirtschaftungsdaten). Eine wichtige Rolle wird dabei die

Entwicklung einer für die Schweiz spezifischen Methode zur Berechnung der C Einträge in den Boden aus organischer Düngung und Ernteresten, einer bedeutenden Inputgrösse für die Modelle, spielen. Einträge über die Pflanze werden mit Hilfe von Ertragsdaten und allometrischen Funktionen kulturspezifisch abgeschätzt. Sowohl für die Initialisierung der C Vorräte der Böden und ihrer Poolverteilungen als auch für die Evaluierung der modellierten Vorräte werden Boden-C Messungen zu Versuchsbeginn und zu weiteren Zeitpunkten benötigt. Hierbei muss die Konsistenz von Boden-C Daten, die teils mit unterschiedlichen analytischen Methoden bestimmt wurden, gewährleistet sein, was Wiederholungsmessungen und die Herleitung von Korrekturfaktoren nötig machen könnte. Zur Initialisierung der Poolverteilungen des Boden-C Vorrats wird für die Modelle RothC und Yasso07 davon ausgegangen, dass sich die Gesamt-vorräte aus den Messungen zu Versuchsbeginn im Gleichgewicht befanden, und die Poolverteilungen mit Gleichgewichtsläufen des Modells ermittelt werden können. Auch das CCB Modell wird mit den gemessenen Vorräten von Boden-C initialisiert, wobei die Poolverteilung vom Modell mit Hilfe von Bodeneigenschaften berechnet wird. Für die Modellevaluierung an sich werden zwei unterschiedlich komplexe Methoden vorgeschlagen, die je nach zur Verfügung stehenden Ressourcen gewählt werden können. Die erste, einfachere Methode vergleicht die Modellergebnisse mit Messungen unter Zuhilfenahme verschiedener statistischer Gütemasse. Wird eine Verbesserung der Modellergebnisse durch Anpassung einzelner Modellparameter erwartet, kann eine einfache Modellkalibrierung durchgeführt werden. Des Weiteren sollte eine Sensitivitätsanalyse beleuchten, wie sensitiv die Modellergebnisse auf die Werte der Modellparameter und Abweichungen in den Inputdaten sind. Fortgeschrittenere Methoden für die Kalibrierung der Modellparameter und Abschätzung der Unsicherheiten der Modellparameter kommen in der zweiten Methode zum Einsatz. Vorteile dieser komplexeren Methoden, wie z.B. GLUE (generalized likelihood uncertainty estimate) oder MCMC (markov chain monte carlo) sind zum einen die zu den Modellergebnissen zusätzlich berechneten Unsicherheitsbereiche sowie die gewonnenen Informationen über Unsicherheiten der Modellparameter, die in der folgenden regionalen Modellierung im Rahmen von Monte Carlo Simulationen verwendbar sind. Die Validierung der kalibrierten Modelle mit Hilfe der Validierungsstandorte ist Teil beider vorgeschlagener Methoden und wird die Eignung der ausgewählten Modelle für das zu entwickelnde Inventarisierungssystem für die Schweiz zeigen.

Je nach den erzielten Evaluierungsergebnissen muss entschieden werden, ob das Modell mit den besten Ergebnissen für die regionale Modellierung ausgewählt wird, oder ob alle drei Modelle parallel für die folgenden Schritte verwendet werden, was

Teil der Unsicherheitsabschätzung durch die Modellstruktur sein könnte.

Identifizierung von Modellinputs für die regionale Modellanwendung

Für die Anwendung des Modells auf der regionalen Skala werden landesweite Datensätze mit geeigneter zeitlicher und räumlicher Auflösung benötigt, die sowohl Bodendaten, Daten zur Bewirtschaftung als auch meteorologische Daten umfassen. Eine Übersicht über vorhandene Daten hat zum einen gezeigt, dass die benötigten Datensätze generell zur Verfügung stehen, es jedoch auch Lücken, wie bei landesweiten Bodendaten (z.B. Textur) gibt. Die räumliche Auflösung der vorhandenen Datensätze erlaubt zwar keine hochaufgelöste Simulation wie beispielsweise auf dem 1-ha Raster, jedoch ist eine stratifizierte Modellierung möglich.

Implementierung des Modells auf der regionalen Skala

Grundlage für die Implementierung des Modells auf der regionalen Skala ist die räumliche Stratifizierung, die durch die Verfügbarkeit der schweizweit vorhandenen Daten vorgegeben wird. Wir schlagen vor, die landwirtschaftliche Fläche der Schweiz zum einen nach einer Verschneidung der landwirtschaftlichen Produktionsregionen (Tal-, Hügel-, Bergregion, Sömmerungsgebiet; BLW, 2011; SCHWEIZERISCHER BAUERNVERBAND SBV, 2011) mit den bereits im Schweizerischen Treibhausgasinventar verwendeten Produktionsregionen aus dem Landesforstinventar (Jura, Mittelland, Voralpen, Alpen, Alpensüdseite; BRÄNDLI, 2010) zu stratifizieren. Zum anderen sollte die Stratifizierung, im Hinblick auf die verwendeten Modelle, die Textur des Bodens als wichtigste Bodeneigenschaft berücksichtigen. Geeignete Bodentexturklassen, abgeleitet aus der Bodeneignungskarte (BFS, 2004) als der einzig landesweiten Bodenkarte, können hierfür verwendet werden. Die resultierenden Straten werden als homogen in ihren Eigenschaften, wie Boden und Klima, betrachtet. Für diese Straten müssen Inputdatensätze für die Modellierung bereitgestellt werden, d.h. für jede Produktionsregion die meteorologischen Inputdaten sowie für jede Bodenklasse die benötigte Textur. Um die Diversität der Bewirtschaftung innerhalb jeder Produktionsregion widerzuspiegeln, werden pro Produktionsregion eine grössere Anzahl an Bewirtschaftungsregimes simuliert. Inputdatensätze für diese Bewirtschaftungsregimes basieren für Ackerland auf typischen Fruchtfolgen, die aus der Verteilung der Kulturen und den Fruchtfolgeregelungen hergeleitet sind. Bewirtschaftungsregimes für Grasland beachten Schnittnutzung, Weidenutzung, eine Kombination dieser Nutzungen, als auch verschiedene Bewirtschaftungsintensitäten. Aus einer Reihe zur Verfügung stehender Datenquellen werden die zugehörigen Bewirtschaftungsdaten wie Saat-

Düngungs- und Erntezeitpunkte, sowie Erträge und Mengen an organischer Düngung bestimmt. Die in Schritt 3 (Modellevaluierung auf der Feld- und Parzellenskala) entwickelte Methode zur Berechnung der C Einträge in den Boden durch Pflanzenrückstände und organische Düngung kommt hier zum Einsatz. Für jedes Stratum müssen eine Mindestanzahl an Boden-C Messungen für den Startpunkt der Modellierungen vorhanden sein, die für die Initialisierung der Boden-C Vorräte und ihrer Poolverteilungen verwendet werden können.

Stehen für jedes Stratum die Inputdatensätze, die initialen Boden-C Vorräte und ihre Poolverteilungen bereit, können mit dem auf der Feld- bzw. Parzellenskala evaluierten Modell(en) Simulationen für alle Bewirtschaftungsregimes in jedem Stratum durchgeführt werden. Für jedes Stratum können somit die mittleren Veränderungen der Boden-C Vorräte und ihre Variabilität durch die unterschiedlichen Bewirtschaftungsregimes simuliert werden. Um Änderungen der Kohlenstoffvorräte der landwirtschaftlichen Böden auf der nationalen Ebene zu berechnen, müssen diese mittleren Modellierungsergebnisse für die jeweiligen Straten mit der zugehörigen Fläche multipliziert, und anschliessend aufsummiert werden.

Zur Abschätzung der Unsicherheiten der Modellierungsergebnisse, die ein wichtiger Teil der Treibhausgasberichterstattung sind, sollten zudem Monte-Carlo Simulationen durchgeführt werden. Diese berücksichtigen Unsicherheiten in den Inputdaten, und können, je nach vorangegangener Methode für die Evaluierung auf der Feld- bzw. Parzellenskala, auch die ermittelten Unsicherheiten in den Modellparametern umfassen.

Evaluierung der regionalen Modellierung mit unabhängigen Daten

Der letzte, sehr wichtige Schritt in der Entwicklung des Inventarisierungssystems ist die Evaluierung der regionalen Modellierung mit unabhängigen Daten. Hierzu werden Datensätze zu Änderungen des C-Vorrats der Böden der Schweiz benötigt, die unabhängig sind von den zur Evaluierung der Modellierung auf der Feld- bzw. Parzellenskala verwendeten Daten. Mögliche Datenquellen hierfür könnten die kantonalen und nationalen Bodenbeobachtungen sein (KABO, NABO-Trend).

Reporting und Dokumentation

In der jährlichen Treibhausgasberichterstattung (Reporting) der Schweiz müssen die ermittelten Ergebnisse in systematischer und transparenter Weise präsentiert werden und alle Entwicklungsschritte müssen detailliert dokumentiert werden.

3. Ausblick

Der Konzeptvorschlag wird in einem Bericht zuhanden BLW und BAFU veröffentlicht (KÖCK et al., 2013) und wird als Basis für den raschen Auf-

bau eines modellbasierten Inventarisierungssystems von C-Quellen und -Senken in landwirtschaftlichen Böden für die Schweizerische Treibhausgasberichterstattung dienen. Das vorgeschlagene Inventarisierungssystem ist eine Kombination aus bereits im Treibhausgasinventar verwendeten Tier 2 Methoden, wie für die Inventarisierung von Veränderungen der Boden-C Vorräte in organischen Böden, und einer neu zu entwickelnden Tier 3 Methode für die Inventarisierung von mineralischen Böden für Ackerland und Teilkategorien des Graslands. Das zu entwickelnde System sollte jedoch so flexibel gestaltet sein, dass künftige Anpassungen rasch vorgenommen werden können, wie beispielsweise aufgrund von neu verfügbar werdenden, höher aufgelösten landesweite Daten oder Modellen, die es erlauben würden sowohl mineralische als auch organische Böden zuverlässig zu simulieren.

4. Literatur

- BAFU (2012): Switzerland's Greenhouse Gas Inventory 1990-2010. National Inventory Report 2012 including reporting elements under the Kyoto Protocol. Submission of 13 April 2012 under the United Nations Framework Convention on Climate Change and under the Kyoto Protocol. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern, <http://www.bafu.admin.ch/climatereporting/00545/11894/index.html?lang=en>.
- BFS (2004): Digitale Bodeneignungskarte der Schweiz, Bundesamt für Statistik, BFS, http://www.bfs.admin.ch/bfs/portal/de/index/dienstleistungen/geostat/datenbeschreibung/digitale_bodeneignungskarte.html.
- BLW (2011): Landwirtschaftliche Zonen, Bundesamt für Umwelt, BLW, <http://www.blw.admin.ch/themen/00015/>.
- BRÄNDLI, U.-B. (Red., 2010): Schweizerisches Landesforstinventar. Ergebnisse der dritten Erhebung 2004–2006. Eidgenössische Forschungsanstalt für Wald, Schnee und Landschaft, WSL, Birmensdorf. Bundesamt für Umwelt, BAFU, Bern, 312 S.
- COLEMAN, K. und D.S. JENKINSON (2008): A model for the turnover of carbon in soil. Model description and windows users guide, Rothamsted Research, Harpenden, Herts, 47 S.
- FRANKO, U., H. KOLBE, E. THIEL und E. LIESS (2011): Multi-site validation of a soil organic matter model for arable fields based on generally available input data. *Geoderma* 166 (1), 119-134.
- IPCC (2006): 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories, Prepared by the National Greenhouse Gas Inventories Programme, Intergovernmental Panel on Climate Change, Japan.
- KELLER, A., N. ROSSIER und A. DESAULES (2005): Schwermetallbilanzen von Landwirtschaftspartellen der nationalen Bodenbeobachtung, Schriftenreihe der FAL 54, 56 S.
- KÖCK, K., J. LEIFELD und J. FUHRER (2013): A model-based inventory of sinks and sources of CO₂ in agricultural soils in Switzerland: development of a concept, Agroscope, in Vorbereitung.
- MÄDER, P. et al. (2002): Soil Fertility and Biodiversity in Organic Farming. *Science* 296 (5573), 1694-1697.
- SCHWEIZERISCHER BAUERNVERBAND SBV (2011): Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung, 2010, Brugg, Switzerland.
- TUOMI, M., J. RASINMÄKI, A. REPO, P. VANHALA und J. LISKI (2011): Soil carbon model Yasso07 graphical user interface. *Environmental Modelling & Software* 26 (11), 1358-1362.
- UNFCCC (2010): Report of the individual review of the annual submission of Switzerland submitted in 2009, FCCC/ARR/2010/CHE, <http://unfccc.int/resource/docs/2010/arr/che.pdf>.
- UNFCCC (2011): Synthesis and assessment report on the greenhouse gas inventories submitted in 2011. Note by the secretariat, United Nations Framework Convention on Climate Change, Geneva.