

# Waldböden: Nutzung und Schutz

Fachtagung vom 10. bis 11. Oktober 2016 in Göttingen





Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)  
Waldböden: Nutzung und Schutz

Dieses Werk ist lizenziert unter einer  
[Creative Commons  
Namensnennung - Weitergabe unter gleichen Bedingungen  
4.0 International Lizenz.](https://creativecommons.org/licenses/by-sa/4.0/)



erschienen als Band 17 der Reihe  
„Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt“  
in den Universitätsdrucken im Universitätsverlag Göttingen 2017

---

Nordwestdeutsche  
Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.)

# Waldböden: Nutzung und Schutz

Fachtagung vom  
10. bis 11. Oktober 2016  
in Göttingen

Beiträge aus der  
Nordwestdeutschen  
Forstlichen Versuchsanstalt  
Band 17



Universitätsverlag Göttingen  
2017

## Bibliographische Information der Deutschen Nationalbibliothek

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliographie; detaillierte bibliographische Daten sind im Internet über <http://dnb.dnb.de> abrufbar.

Global Forest Decimal Classification: 1.1, 114, 116, 422.2

### *Herausgeber der Reihe:*

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (NW-FVA)  
Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen  
Tel.: +49 (0)551-69401-0, Fax: +49 (0)551-69401-160  
E-Mail: [zentrale@nw-fva.de](mailto:zentrale@nw-fva.de)  
[www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)

*Schriftleitung der Reihe:* Prof. Dr. Hermann Spellmann

*Redaktion der Reihe:* Inge Kehr, Ulrike Gaertner

Dieser Band enthält ausgewählte Vortrags- und Posterbeiträge der Fachtagung „Waldböden: Nutzung und Schutz“, die vom 10. bis 11. Oktober 2016 in der NW-FVA in Göttingen stattgefunden hat. Die Autorinnen und Autoren sind für den Inhalt ihrer Artikel selbst verantwortlich.

*Titelfoto:* Podsol (Dr. Henning Meeseburg, NW-FVA)

### *Zitervorschlag:*

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.) 2017: Waldböden: Schutz und Nutzung. Fachtagung vom 10. bis 11. Oktober 2016 in Göttingen. Beiträge aus der NW-FVA, Band 17, 157 S.

Dieses Buch ist auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA, des Verlags sowie über den Göttinger Universitätskatalog (GUK) bei der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar.  
Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

© 2017 Universitätsverlag Göttingen

<http://univerlag.uni-goettingen.de>

ISBN: 978-3-86395-331-7

DOI: <https://doi.org/10.17875/gup2017-1066>

eISSN: 2512-594X

# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	V
<b>Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil I: Theorie, Methodik und Installation</b> (Bernd Ahrends, Uwe Klinck, Heike Fortmann, Markus Wagner, Henning Meesenburg)	<b>1</b>
Zusammenfassung	1
Abstract	2
1    Einleitung	2
2    Material und Methoden	5
3    Vorstudie und Versuchsdesign	9
4    Ergebnisse und Diskussion	11
5    Schlussfolgerungen	19
Literatur	19
<b>Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil II: Evaluierung anhand einer dreijährigen Messreihe in einem Douglasienbestand (<i>Pseudotsuga menziesii</i>)</b> (Bernd Ahrends, Uwe Klinck, Heike Fortmann, Markus Wagner, Henning Meesenburg)	<b>23</b>
Zusammenfassung	23
Abstract	24
1    Einleitung	24
2    Material und Methoden	25
3    Ergebnisse und Diskussion	29
4    Schlussfolgerungen	41
Literatur	42

## **Überprägung hydraulischer Eigenschaften in Waldböden durch atmosphärische Deposition**

(Jürgen Böttcher, Jiem Krüger, Jörg Bachmann)	<b>47</b>
Zusammenfassung	47
Abstract	48
1    Einleitung	49
2    Material und Methoden	51
3    Ergebnisse und Diskussion	52
4    Schlussfolgerungen und Ausblick	59
Danksagung	59
Literatur	60

## **Einfluss von Stickstoffdeposition und Waldkalkung auf die Konzentrationen von molybdän-reaktivem Phosphor (mrP) in der Bodenlösung**

(Stefan Holzmann, Heike Puhlmann, Klaus von Wilpert)	<b>63</b>
Zusammenfassung	63
Abstract	64
1    Einleitung	65
2    Materialien und Methoden	66
3    Ergebnisse	70
4    Diskussion	72
Literatur	74

## **Multistep-Inflow-Outflow-Versuche zur Bestimmung der Hysterese von Wasserretention und Wasserleitfähigkeit**

(Martin Lukes, Heike Puhlmann, Alexander Schengel)	<b>75</b>
Zusammenfassung	75
Abstract	76
1    Hintergrund	76
2    Ziele	77
3    MSIO-Methodik: Kombination von MSO- und MSI-Versuchen	77
4    Beispielergebnisse	80
5    Fazit	82
Literatur	82

---

<b>Auswirkungen der Trockenheit 2015 auf den Bodenwasserhaushalt und das Baumwachstum von Waldstandorten in Nordwestdeutschland</b> (Johannes Suttmöller, Henning Meeseburg, Jan Evers, Markus Wagner)	<b>83</b>
Zusammenfassung	83
Abstract	84
1    Einleitung	85
2    Datengrundlage und Methoden	86
3    Trockenheit 2015	88
4    Beobachteter Bodenwasserhaushalt und Baumwachstum	89
5    Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation auf den BZE II-Standorten	92
6    Fazit	95
Literatur	96
<b>Die Teebeutel-Methode als Instrument globaler, standardisierter Streuabbauversuche</b> (Markus Wagner, Bernd Ahrends, Henning Meeseburg)	<b>99</b>
Zusammenfassung	99
Abstract	100
1    Einleitung	101
2    Methodischer Ansatz und Datengrundlage	102
3    Ergebnisse und Diskussion	108
4    Schlussfolgerungen	118
Literatur	119
<b>Modellgestützte Ableitung von Wasserhaushaltskenngrößen hydromorpher Böden forstlicher Standorte</b> (Andreas Wahren, Stefan Julich, Rainer Petzold, Johannes Higa Diez, Daniel Hawtree, Karl-Heinz Feger)	<b>123</b>
Zusammenfassung	123
Abstract	124
1    Einleitung	124
2    Beschreibung des Vorhabens	125
3    Material und Methoden	127
4    Erste vorläufige Ergebnisse und Diskussion	128
5    Ausblick	134
Literatur	135

<b>Schätzung von Bodendaten an den Messorten der Bundeswaldinventur aus Umweltmonitoring- und Standortskundedaten im Vergleich</b> (Klaus von Wilpert, Heike Puhlmann, Dietmar Zirlewagen, Franziska Heinz, Raphael Benning)	<b>137</b>
Zusammenfassung	137
Abstract	138
1    Material und Methoden	139
2    Ergebnisse und Diskussion	142
3    Schlussfolgerungen	149
Danksagung	150
Literatur	150

## Vorwort

Am 10. und 11. Oktober 2016 fand in Göttingen die bereits 12. gemeinsame Tagung der Sektion „Wald und Wasser“ im Deutschen Verband Forstlicher Forschungs- und Versuchsanstalten (DVFFA) und der „AG Waldböden“ der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG) statt, diesmal unter dem Rahmenthema „Waldböden: Nutzung und Schutz“. Zum dritten Mal war auch die Deutsche Hydrologische Gesellschaft (DHG) als Mitausrichterin beteiligt.

Die Böden sind als wichtigster Standortfaktor für Wälder anzusehen. Durch den globalen Wandel und andere Umwelteinflüsse verändern sich die Waldböden dynamisch. Da Standortkonstanz nicht mehr vorausgesetzt werden kann, sind Strategien zu entwickeln, die die Nutzung der Waldböden hinsichtlich der verschiedenen Waldfunktionen und gleichzeitig deren Schutz gewährleisten. Das Rahmenthema verdeutlicht, dass beide Aspekte nicht isoliert, sondern integrativ betrachtet werden müssen. Dementsprechend werden für ein wirkungsvolles Management von Waldböden zunehmend Informationen aus Forschung und Monitoring benötigt.

Diesen Herausforderungen und den damit verbundenen wissenschaftlichen Fragen stellte sich die Tagung in vier thematischen Blöcken:

- Waldböden im Klimawandel
- Monitoring von hydrologischen Prozessen
- Nährstoffverfügbarkeit und -dynamik (insbesondere Phosphor) in Waldökosystemen
- Prozessverständnis durch Isotope und molekulare Marker

Die Themen der Tagung wurden in den Vorträgen und Posterbeiträgen auf vielfältige Weise angesprochen. Dabei kamen auch neue methodische Ansätze und statistische Verfahren zum Einsatz. Alle Beiträge wurden wie gewohnt intensiv und konstruktiv diskutiert, wofür den Teilnehmerinnen und Teilnehmern der Tagung herzlich gedankt sei. Trotz des insbesondere für Nachwuchswissenschaftlerinnen und Nachwuchswissenschaftler zunehmenden Zwangs, wissenschaftliche Resultate in internationalen, referierten Zeitschriften zu publizieren, haben sich auch dieses Mal viele Autorinnen und Autoren bereitgefunden, ihren Vortrag oder Posterbeitrag für diesen Tagungsband zusammenzufassen. Daher gebührt ein besonderer Dank allen Autorinnen und Autoren für ihre fundierten und inspirierenden Beiträge.

Dr. Henning Meesenburg

(Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt)



# **Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil I: Theorie, Methodik und Installation**

Representativeness of soil solution sampling using suction cups, Part I: Theory, methodology and installation

*Bernd Abrends, Uwe Klinck, Heike Fortmann, Markus Wagner und Henning Meesenburg*

## **Zusammenfassung**

Der Stoffaustrag aus dem Wurzelraum ist eine wichtige Größe bei der Bilanzierung des Nährstoffhaushaltes und bei der Ermittlung von Grundwasserbelastungen, z. B. durch Nitrat. Zur Charakterisierung der Elementausträge ist es notwendig, flächenrepräsentative Stoffkonzentrationen der Bodenlösung heranzuziehen. Die Berechnung solcher Werte ist jedoch durch die hohe räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Bestandesstrukturen mit erheblichen Fehlern und Unsicherheiten behaftet. Ein möglicher Ansatz, dem zu begegnen, ist eine Optimierung der Messplätze zur Bodenlösungsgewinnung durch eine Vorstratifizierung mit Hilfe von Bodenextrakten. Da bei einer solchen Vorstratifizierung bislang i. d. R. nur ein Stoff (z. B. Nitrat) im Fokus der Betrachtung stand, ist eine Umsetzung dieses Konzepts für Flächen des forstlichen Umweltmonitorings nur bedingt geeignet. Entsprechend wird die Modifikation der Vorstratifizierungsmethode nach KOHLPAINTNER et al. (2012) für eine neu einzurichtende ICP Forests Intensivmonitoringfläche (Level II) beschrieben und angewendet. Die Ergebnisse zeigen, dass sich mit einem geeigneten Auswertungsalgorithmus die potenziellen Standorte für Saugsonden nicht nur für

ein Element optimieren lassen, sondern dass sich auch die Mittelwerte der Konzentrationen in Bodenextrakten relativ stabil für fast alle Elemente schätzen lassen.

**Stichworte:** Bodenlösung, Sickerwasseraustrag, räumliche Heterogenität, Stratifizierung, Bodenextrakte, Saugkerzen

## Abstract

Nutrient export from the rooting zone through seepage is an important component in the calculation of nutrient budgets for forest ecosystems and for the detection of groundwater pollution, e. g. with nitrates. For the characterisation of the seepage fluxes, it is necessary to determine spatially representative nutrient concentrations of soil solution. The high spatial variability of soil composition and of stand structure, however, causes considerable errors and uncertainties in the determination of these representative concentrations. One possible approach to overcome this is the optimisation of the sampling positions for obtaining soil solution samples by pre-stratification using soil extracts. Up to now, pre-stratification attempts usually focussed on only one single ion (e. g. nitrate), which limits its suitability for the environmental monitoring of forests. A modification of the KOHLPAINTNER et al. (2012) pre-stratification method for a new ICP Forests intensive monitoring plot (Level II) will be described here. The results show that, with a suitable evaluation algorithm, the potential locations of suction cups can be optimised for multiple ions in soil solution.

**Keywords:** soil solution, leaching, spatial variability, stratification, soil extracts, suction cups

## 1 Einleitung

Die Bodenlösung ist der wichtigste Reaktionstraum für viele Stoffumsätze im Boden. Durch Verwitterungsprozesse, Desorption, Lösung oder Abbau organischer Substanz freigesetzte Stoffe werden zunächst in die Bodenlösung abgegeben, bevor sie von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden oder mit dem Sickerwasser aus der Wurzelzone ausgetragen werden (NIEMINEN et al. 2013). Die Bodenlösung ist somit ein wichtiger Indikator zur Kennzeichnung der Nährstoffversorgung und für das Auftreten von toxischem Stress für Waldökosysteme (MEESENBURG et al. 2016). Der Stoffaustrag aus dem Wurzelraum ist eine wichtige Größe bei der Bilanzierung des Nährstoffhaushaltes (SVERDRUP et al. 2006) und bei der Ermittlung von Grundwasserbelastungen, z. B. durch Nitrat ( $\text{NO}_3^-$ ). Zur Charakterisierung der Elementausträge ist es notwendig, flächenrepräsentative Stoffkonzentrationen der Bodenlösung heranzuziehen (BÖTTCHER u. STREBEL 1988). Eine entsprechende Ableitung ist jedoch mit erheblichen methodischen Schwierigkeiten verbunden (WEIHERMÜLLER et al. 2007). Für die Ermittlung von Zeitreihen der Zusammensetzung der

Bodenlösung in Monitoringprogrammen wie dem intensiven Waldmonitoring unter ICP Forests (Level II-Programm, DE VRIES et al. 2003) kommen in der Regel Saugsonden zum Einsatz, mit denen über einen porösen Körper (Saugkerze oder Saugplatte) unter Unterdruck Bodenlösung extrahiert wird (NIEMIENEN et al. 2013).

Die Ermittlung von repräsentativen Mittelwerten ist durch die hohe räumliche Heterogenität der Bodeneigenschaften und der Bestandesstrukturen mit erheblichen Fehlern und Unsicherheiten behaftet (MANDERSCHIED u. MATZNER 1995). Wird berücksichtigt, dass die Stoffkonzentrationen noch mit Sickerwassermengen verknüpft werden, die ebenfalls mit Unsicherheiten behaftet sind (BOUTEN u. JANSSON 1995, HÖRMANN u. MEESENBURG 2000, CLRTAP 2016), können erhebliche Fehler bei der Abschätzung der Elementausträge mit dem Sickerwasser auftreten. Entsprechend bestehen bei der Anwendung von Nährstoffmodellen (z. B. AKSELSSON et al. 2007, LEMM et al. 2010) große Unsicherheiten bei der Abschätzung der jeweiligen Elemente in den Bilanzmodellen (SVERDRUP et al. 2006). Während die Unsicherheiten bei der Ermittlung von Sickerwasserraten zwischen 20-25 % liegen dürften (AHRENDTS et al. 2017), sind die Unsicherheiten bei den Sickerwasserkonzentrationen erheblich größer. KOHLPAINTNER et al. (2012) geben Variationskoeffizienten (VK) für die  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration im Sickerwasser eines Fichtenbestandes im Höglwald zwischen 79 und 110 % an. Sie ermittelten eine notwendige Anzahl an Wiederholungen von  $n = 250$ , um den flächenrepräsentativen Mittelwert mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % schätzen zu können. Auch von MANDERSCHIED u. MATZNER (1995) wurden für einen Fichtenbestand im Fichtelgebirge für alle quantitativ wichtigen Kationen und Anionen hohe Variabilitäten ermittelt. Die notwendigen Anzahlen an Wiederholungen belaufen sich bei ihren Berechnungen je nach Element auf 68 bis zu 633. Für  $\text{NO}_3^-$  liegt die Anzahl mit  $n = 221$  in einer vergleichbaren Größenordnung zu der Untersuchung von KOHLPAINTNER et al. (2012). Ebenfalls sehr hohe Variationskoeffizienten berechneten RINGE et al. (2003) für das oberflächennahe Grundwasser unter Kiefernbeständen und Kiefern-Buchen-Mischbeständen des Nordwestdeutschen Tieflandes.

Dennoch wird in der Praxis häufig nur eine geringe Anzahl von Wiederholungen verwendet, da die Messung der Bodenlösung sehr kostenintensiv ist. Entsprechend wird für das europäische intensive Waldmonitoring unter ICP Forests auch nur eine relativ geringe Anzahl von Mindestwiederholungen für stoffliche Fragestellungen gefordert ( $n = 10$ , NIEMIENEN et al. 2016). Bei einem solchen Stichprobenumfang ist eine flächenrepräsentative Abschätzung des Mittelwertes je nach Standortverhältnissen nur mit einem Fehler von 40 bis 100 % möglich (vgl. auch KOHLPAINTNER et al. 2012). Weitere methodische Probleme können sich aus der räumlichen Anordnung der Saugkerzen ergeben. Hierzu werden i. d. R. keine konkreteren Angaben gemacht (nur ein Minimalabstand vom Stamm von 1 m). Dieses führt in der Praxis dazu, dass die Saugsonden in unmittelbarer Nachbarschaft installiert werden (z. B.

Kronenmitte, Kronentraufe usw.) und somit räumliche Autokorrelationen nicht berücksichtigt werden. Entsprechend sind die zehn Wiederholungen nicht mehr als statistisch unabhängig anzusehen.

In der Vergangenheit sind einige Ansätze entwickelt worden, um die vorab angesprochenen methodischen Schwierigkeiten besser berücksichtigen zu können. Unter bestimmten Rahmenbedingungen (keine Änderung des Substrats oder der Redoxbedingungen, hinreichender Abstand zu einer Nutzungswechselgrenze, nur geringe laterale Wasserflüsse, keine aufsteigenden Wasserflüsse) kann die Beprobung des oberflächennahen Grundwassers (oberste 10 cm des Grundwasser) mittels Schlitzsonden oder Multilevel-Brunnen einige Vorteile aufweisen und repräsentativ für das Sickerwasser aus dem Boden sein (AHRENDTS et al. 2005, DUIJNISVELD et al. 2008, 2009, VON DER HEIDE et al. 2008). Die Beprobung des oberflächennahen Grundwassers ermöglicht u. a. die Beprobung mit größeren Wiederholungen und in größeren Abständen zwischen den Probenahmestandorten. Ein weiterer Ansatz sind randomisiert wandernde Messplots (WÖHRLE et al. 2005) in heterogenen Waldbeständen. Auch die Gewinnung von Bodenextrakten kann ein Weg sein, um sich den Konzentrationen im Sickerwasser anzunähern (HORVATH et al. 2010, KOHLPAINTNER et al. 2012). Diese Verfahren erlauben meist eine bessere Charakterisierung der räumlichen Heterogenität der Bodenlösung als mittels Saugsonden. Sie sind jedoch weniger geeignet, Zeitreihen für die Zusammensetzung der Bodenlösung zu erzeugen.

Von KOHLPAINTNER et al. (2012) wurde eine Vorstratifizierung zur verbesserten flächenrepräsentativen Ermittlung der  $\text{NO}_3^-$ -Austräge mit Hilfe von Bodenextrakten vorgestellt. Auf den Intensivmonitoringflächen von ICP Forests (Level II) sind jedoch nicht nur die Austräge von  $\text{NO}_3^-$  (z. B. BORKEN u. MATZNER 2004), sondern auch die weiteren Elemente von großer Bedeutung (z. B. MEESENBURG et al. 2016, MÜLLER et al. 2016). Entsprechend war es das Ziel der vorliegenden Studie, einen methodischen Rahmen zu erarbeiten, mit dem die Vorstratifizierungsstrategie von KOHLPAINTNER (2012) auch für mehrere Elemente gleichzeitig angewendet werden kann. Die Durchführung wird exemplarisch an einer neu einzurichtenden Level II-Fläche vorgestellt. In einem weiteren Artikel erfolgen abschließend anhand einer mehr als dreijährigen Messreihe die Evaluierung des Verfahrens und eine Diskussion der Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit auf andere Versuchsfelder.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Methodischer Ansatz

Die Umsetzung einer modifizierten Vorstratifizierungsstrategie nach KOHL-PAINTNER et al. (2012) für eine Intensivmonitoringfläche (Level II) wird schematisch in der Abbildung 1 zusammengefasst. Der Arbeitsablauf gliedert sich somit in drei Phasen: Vorstudie, Zufallsstichprobe und Vorstratifizierung zur Saugkerzeninstallation. Die Ergebnisse einer jeweiligen Phase dienen dabei als Grundlage für die Bearbeitung der folgenden Phase.

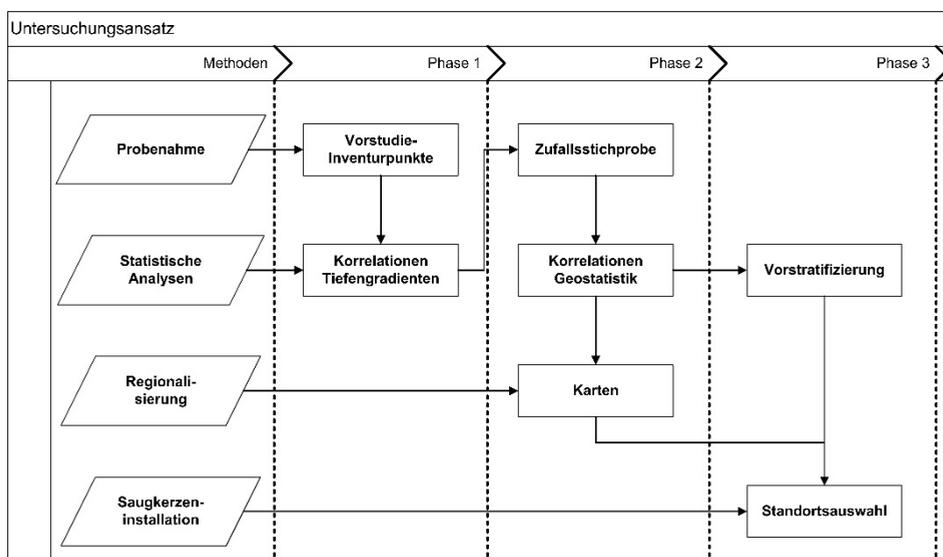


Abbildung 1: Schematische Darstellung des methodischen Ansatzes

### 2.2 Lage und Standortbeschreibung

Die bearbeitete Intensivmonitoringfläche 1503 Klötze Douglasie gehört neben dem Level II-Programm auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a Bundeswaldgesetz (BMEL 2016) und als Bodendauerbeobachtungsfläche 5.2 Klötze 2 dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Sachsen-Anhalt (LAGB 2017) an und liegt in 98 m ü. NN (52,58° nördliche Breite, 11,19° östliche Länge). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,1°C und der durchschnittliche jährliche Niederschlag 606 mm (1981-2010). Der 48-jährige (2017) Bestand mit Douglasie (*Pseudotsuga menziesii* (Mirbel) Franco) befindet sich in der westlichen Altmark im Wuchsgebiet „Westprignitzer-Altmärkisches-Altmoränenland“ und stockt auf einer nur sehr schwach nach Norden geneigten Fläche (MEESENBERG et al. 2017). Der Bodentyp entspricht einer Podsol-Braunerde (nach World Reference Base for Soil Resources

(WRB): Placic Podzol, FLECK et al. 2016). Die jeweiligen Horizonteigenschaften des Mineralbodens können der Tabelle 1 entnommen werden.

Tabelle 1: *Horizontbeschreibung für den Mineralboden des Leitprofils nach KA5 (AG-BODEN 2005) auf der Level II-Fläche 1503 Klötze Douglasie (Abkürzung: BDF 5.2 Klötze2)*

Tiefe [cm]	geol. Schicht	Haupt- horizont	Boden- art	Humus- gehalt	eff. Lage- rungsichte	Wurzel- intensität	Grob- boden Vol.-%
0-2	I	Ahe	Su2	h3	Ld1	W2	2
2-8	I	rAp-Bsh	Su2	h2	Ld2	W2	4
8-19	I	rAp-Bvs	Su3	h1	Ld2	W2	10
19-38	I	Bvs	Su3	h0	Ld2	W3	30
38-72	II	Bbs+ilCv-Bv	mSfs	h0	Ld2	W1	5
72-100	II	Bbs+ilCv1	mSfs	h0	Ld2	W0	2
100-200	II	Bbs+ilCv2	mSfs	h0	Ld2	W0	2

### 2.3 Erforderliche Probenzahlen und Variabilitäten

Die hohe räumliche Heterogenität der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung macht es schwierig, die Konzentrationen und somit die Sickerwasserausträge als sichere Mittelwerte zu beschreiben. Daher ist die ungefähre Kenntnis der zu erwartenden Heterogenität (Variationskoeffizient) die Schlüsselgröße zur Abschätzung der notwendigen Probenzahl ( $n$ ) bei den zufälligen Probenahmen. Ist die Heterogenität bekannt, kann „ $n$ “ nach der folgenden Formel geschätzt werden:

$$n \geq \frac{(t_{FG,a/2})^2 \cdot (VK)^2}{(d)^2} \quad (1)$$

Das angestrebte Konfidenzintervall [ $d$ ] des Mittelwertes in % sagt aus, wieviel Prozent Abweichung vom wahren Mittelwert tolerierbar sind.  $t_{FG,a}$  ist das Quantil der Student-Verteilung (z. B. nach SACHS 1999) bei einer angenommenen Irrtumswahrscheinlichkeit  $\alpha$  (z. B. 5 %). VK ist der Variationskoeffizient.

### 2.4 Beprobung, Probenbehandlung und Analytik

Die *Vorstudie* (vgl. Abb. 1) wurde anhand der Bodenproben einer bodenchemischen Grundinventur durchgeführt. An 6 Probenahmepunkten wurde das Material von jeweils 4 Satellitenpunkten mit Bodensäulenzylindern mit einem Innendurchmesser von 9,3 cm (Fa. Eijkelkamp) gewonnen und zu einer homogenen Mischprobe je

Tiefenstufe zusammengeführt ( $n = 6$  pro Tiefenstufe). Beprobte wurden die Tiefenstufen: 0-5, 5-10, 10-20, 20-30, 30-40, 40-50, 50-70, 70-80, 80-100, 100-150 und 150-200 cm. Das Material für die letzten beiden Tiefenstufen stammt allein aus einer Rammkernsonde (Innendurchmesser 3,8 cm) der Hauptprobenahmepunkte.

Für die *Zufallsstichprobe* wurden in einem festgelegten Areal (etwa 120 m x 120 m), das potenziell für die Entnahme von Sickerwasserproben zur Verfügung steht, für die Tiefenstufen 30 [ $\approx 10-30$  cm] und 100 cm [ $\approx 80-100$  cm] in jeweils 65 Proben mit einem Hohlbohrer (Durchmesser 2 cm) entnommen, der auch zur Installation der Saugsonden verwendet wird. Die 130 Bohrlöcher wurden mit Saugkerzen gesichert, sodass sie bis zu einer möglichen Installation nicht gestört wurden. Die Beprobung erfolgte an zwei aufeinanderfolgenden Tagen, die hinsichtlich ihrer Witterung vergleichbar waren (kein Regen in den Tagen zuvor und während der Probennahme).

Zum Extrahieren der gelösten Elemente aus den feldfeuchten Bodenproben wurde de-ionisiertes Wasser im Verhältnis 1 : 5 (20 g Boden und 100 g Wasser) verwendet. Die Proben wurden über Nacht in 200 ml-PE-Flaschen in einer Kühlkammer bei 4 °C im Dunkeln geschüttelt. Am nächsten Tag wurden sie nach einer einstündigen Sedimentationsphase dekantiert und über einem Membranfilter (0,45  $\mu\text{m}$  - NC 45) filtriert. Die Proben wurden bis zur Analyse kühl gelagert. Die Konzentrationen der Kationen in den filtrierten Proben wurden mittels ICP und die Konzentrationen der Anionen mittels IC (Ionenchromatographie) gemessen (KÖNIG u. FORTMANN 2012).

## 2.5 Statistische Methoden

### 2.5.1 *Deskriptive Statistik*

Zur zusammenfassenden Beschreibung der zentralen Eigenschaft einer Verteilung werden in dieser Arbeit das arithmetische Mittel und der Median verwendet. Zur Beschreibung der Streuung wurden Spannweiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten berechnet.

### 2.5.2 *Korrelationsanalysen*

Um die Zusammenhänge zwischen Variablen zu beschreiben, wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman ( $r_{\text{Spear}}$ ) und nach Kendall ( $r_{\text{Ken}}$ ) berechnet (HEDDERICH u. SACHS 2012), da nicht von einer Normalverteilung der Messwerte ausgegangen werden kann. Bei sehr kleinen Stichproben wurde  $r_{\text{Ken}}$  ermittelt, da dieser unempfindlich gegenüber Ausreißern ist.

### 2.5.3 Semivarianzanalyse

Die räumlichen Kovarianzen der Stoffkonzentrationen wurden mit Hilfe von Semivariogrammen (WEBSTER u. OLIVER 2001) untersucht:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [z(x_i) - z(x_i + h)]^2 \quad (2)$$

wobei  $\gamma(h)$  die experimentelle Semivarianz der Datenpaare  $z(x_i)$  und  $z(x_i+h)$ , getrennt durch den „lag“ (Abstand,  $h$ ) und  $N(h)$  die Anzahl der Datenpaare beschreibt (ISAAKS u. SRIVASTAVA 1989). Die Entfernung, an der die Semivarianz ihr Maximum („sill“) erreicht, wird als „range“ ( $a$ ) bezeichnet. Angepasst wurden sphärische Modelle (s. Gl. 3) nach PANNATIER (1996):

$$\gamma(h) = \begin{cases} C_0 + C \left( 1,5 \frac{h}{a} - 0,5 \left( \frac{h}{a} \right)^3 \right) & \text{wenn } h \leq a \\ C_0 + C & \text{wenn } h > a \end{cases} \quad (3)$$

wobei  $C_0$  den Nuggeteffekt,  $C$  die Strukturvarianz und  $C_0+C$  den sill beschreiben. Aus dem Verhältnis von Strukturvarianz ( $C$ ) und sill ( $C_0+C$ ) lässt sich der prozentuale Anteil der Varianz berechnen, der räumlich bedingt ist ( $C/(C_0+C)$ ).

Nach WEBSTER u. OLIVER (1993) ist für eine robuste Schätzung des Variogramms ein Datensatz von mindestens 150 Werten erforderlich. Nach GOOVAERTS (1999) kann jedoch die Semivarianzanalyse auch dann erfolgen, wenn wie im vorliegenden Fall nur ein begrenzter Datensatz von  $n = 65$  zur Verfügung steht. Die Anzahl der lags wurde so gewählt, dass ihre Gesamtlänge etwas geringer als die Hälfte der maximal möglichen Abstände  $h$  beträgt (AKIN u. SIEMES 1988, KALUZNY 1998).

### 2.5.4 Hauptkomponentenanalyse

Der Datensatz der stratifizierten Bodenextrakte wurde einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen, um die Elemente zu identifizieren, die stellvertretend für einen Großteil der Elemente und die in den Daten enthaltenen Abhängigkeitsstrukturen stehen. Für die Hauptkomponentenanalyse wurde die R-Bibliothek *psych* (REVELLE 2017) unter Aufruf der Funktion *principal* verwendet. Als Rotationsverfahren wurde Varimax ausgewählt.

### 2.5.5 Verwendete Software

Die Datenverwaltung und Aufbereitung erfolgte in MS Access. Die deskriptive Statistik und die statistischen Analysen (Korrelationen,) wurden mit R, Version 3.3.3 (R CORE TEAM 2017) durchgeführt. Die geostatistische Auswertung erfolgte mit den R-Bibliotheken *gstat* (PEBESMA 2004) und *StatDA* (FILZMOSER 2015), die

Korrelationsanalysen mit den Bibliotheken Hmisc (HARRELL 2016) und corrplot (WEI u. SIMKO 2016).

### 3 Vorstudie und Versuchsdesign

Eine bodenphysikalische und bodenchemische Grundinventur gehört routinemäßig zum Untersuchungsprogramm von ICP Forests (COOLS u. DE VOS 2016, FLECK et al. 2016). Entsprechend wurden die gewonnenen Bodenproben dafür verwendet, Vorabinformationen über standortspezifische Eigenschaften zu erhalten, die bei der späteren Versuchsanordnung zu berücksichtigen sind. Abbildung 2 zeigt, dass zwischen den beiden Stickstoffverbindungen Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und  $\text{NO}_3^-$  und den meisten anderen Elementkonzentrationen in den Bodenlösungsextrakten relativ hohe Korrelationskoeffizienten erreicht werden.

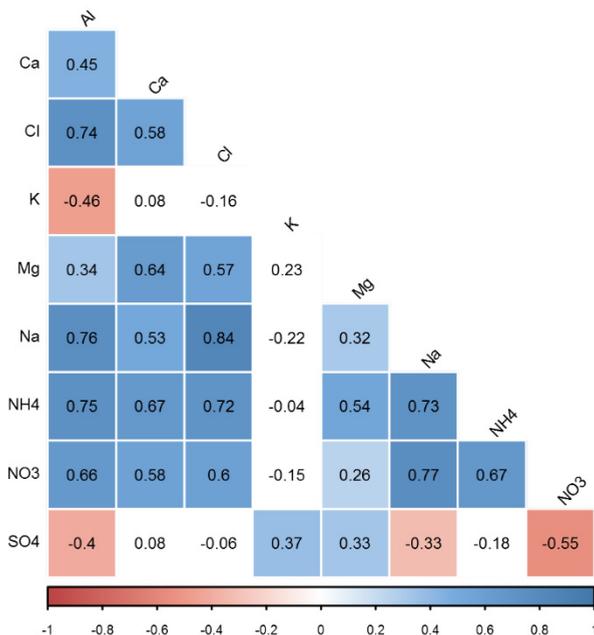


Abbildung 2: Korrelationskoeffizienten ( $r_{\text{spear}}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen in den Bodenextrakten aus allen Tiefenstufen an den Probenahmepunkten der Bodeninventur; signifikante Korrelationen ( $\alpha \leq 0,05$ ) sind farbig hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen) ( $n = 65$ )

Eine Ausnahme hiervon bildet insbesondere Kalium ( $\text{K}^+$ ), aber auch Sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) zeigt geringe, bzw. häufig negative Beziehungen zu den anderen Elementen. Hohe Kovarianzen zwischen den zu untersuchenden Stoffen sind eine wichtige Voraussetzung für die vorstratifizierte Auswahl der Saugkerzenstandorte, da im Gegensatz

zu der Untersuchung von KOHLPAINTNER et al. (2012) nicht nur NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, sondern nach Möglichkeit alle quantitativ wichtigen Kationen und Anionen optimal repräsentiert werden sollen. Hinsichtlich der Tiefenverteilung (s. Abb. 3) zeigen sich für die meisten Elemente hohe Korrelationskoeffizienten vor allem innerhalb der ersten 30 bis 40 cm des Mineralbodens. Dieses ist durch einen Wechsel des geologischen Ausgangssubstrates und der Bodenart etwa ab einer Profiltiefe von 40 cm bedingt (vgl. Tab. 1).

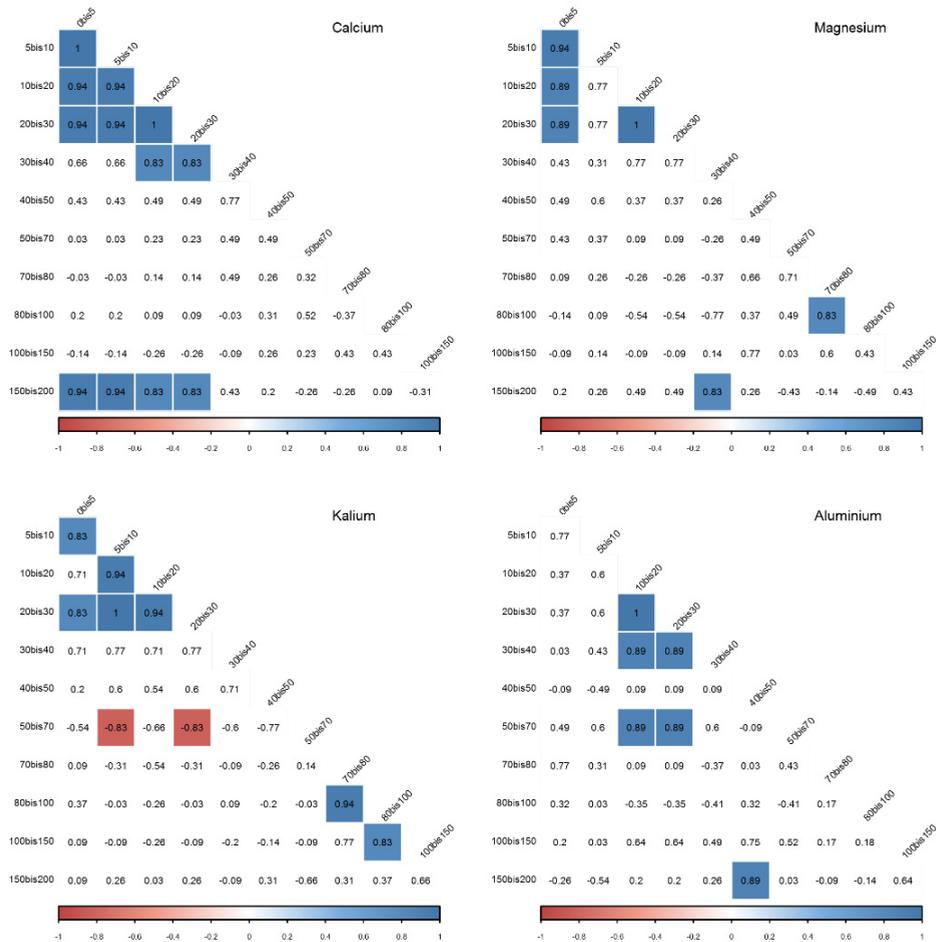


Abbildung 3: Korrelationskoeffizienten ( $r_{X_{\text{vert}}}$ ) zwischen den Gehalten in den Bodenextrakten in verschiedenen Beprobungstiefen an den Probenahmepunkten der Bodeninventur für Calcium, Magnesium, Kalium und Aluminium; signifikante Korrelationen ( $\alpha \leq 0,05$ ) sind farbig hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen) ( $n = 6$ )

Eine deutliche Differenzierung zwischen dem Oberboden und den tieferen Bodenschichten mit bänderförmigen Sesquioxidanreicherungen (Bbs-Horizonte) zeigen auch die geringen Korrelationen für die einzelnen Elemente zwischen den entsprechenden Tiefenstufen der Beprobung (s. Abb. 3). Bei den meisten Elementen ergibt sich eine Abnahme der Korrelationen mit dem Erreichen der Tiefenstufen 40 bis 50 cm. Entsprechend konzentriert sich die Probennahme zur Vorstratifizierung auf die Tiefenstufen 30 und 100 cm. Diese Auswahl erfolgt auch unter Berücksichtigung der Vorgaben (im Hauptwurzelraum 20-40 cm und unterhalb des Wurzelraumes) des ICP Forests Manuals (NIEMINEN et al. 2016). Die Untersuchungsfläche wurde mit einem virtuellen Raster mit einem Minimalabstand von 20 cm überzogen. Somit ergeben sich 250.000 potenzielle Beprobungsstandorte. Aus diesen wurden für die Tiefenstufen 30 und 100 cm jeweils 65 zufällige Stichproben gezogen. Unter Berücksichtigung der aus vergleichbaren Untersuchungen bekannten Variationskoeffizienten (MANDERSCHIED u. MATZNER 1995, RINGE et al. 2003, KOHLPAINTNER et al. 2012) zeigt sich, dass unter Verwendung von Gleichung (1) (s. Kap. 2.3) ein Stichprobenumfang von 60-70 Punkten ein angemessener Kompromiss zwischen der Genauigkeit und einer für die Probenahme praktikablen Lösung zu sein scheint. 65 Proben je Tiefenstufe konnten von einem Bohrteam vollständig an einem Tag entnommen werden. Bei Standorten, an denen aufgrund von Besonderheiten (Wurzeln, Bestand, Rückegassen etc.) keine Probenahme möglich war, wurde auf ebenfalls per Zufallsauswahl ausgewählte Ausweichstandorte zurückgegriffen.

## 4 Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Korrelationen der Elemente in den Bodenextrakten der Zufallsstichprobe

Die Korrelationen (s. Abb. 4) zwischen den betrachteten Elementen in den Bodenextrakten der Zufallsstichprobe sind mit Ausnahme der Stickstoffspezies Ammonium ( $\text{NH}_4^+$ ) und  $\text{NO}_3^-$  mit den Korrelationen der Bodenextrakte aus der Vorstudie vergleichbar (s. Abb. 2). In beiden betrachteten Tiefenstufen (30 und 100 cm) sind die Elemente Calcium ( $\text{Ca}^{2+}$ ), Magnesium ( $\text{Mg}^{2+}$ ), Aluminium ( $\text{Al}^{3+}$ ) und  $\text{SO}_4^{2-}$  positiv miteinander korreliert. Demgegenüber untermauert  $\text{K}^+$  auch bei diesem Datensatz eine Sonderstellung bei den basischen Kationen und die beiden Stickstoffverbindungen  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  zeigen ebenfalls nur äußerst geringe Korrelationen zu den anderen Elementen. Insbesondere für die Tiefenstufe 100 cm dürfte dies auch an den sehr geringen Konzentrationen dieser Ionen liegen, z. B. im Vergleich mit dem von KOHLPAINTNER et al. (2012) untersuchten, stark mit Stickstoff belasteten Standort Höglwald.

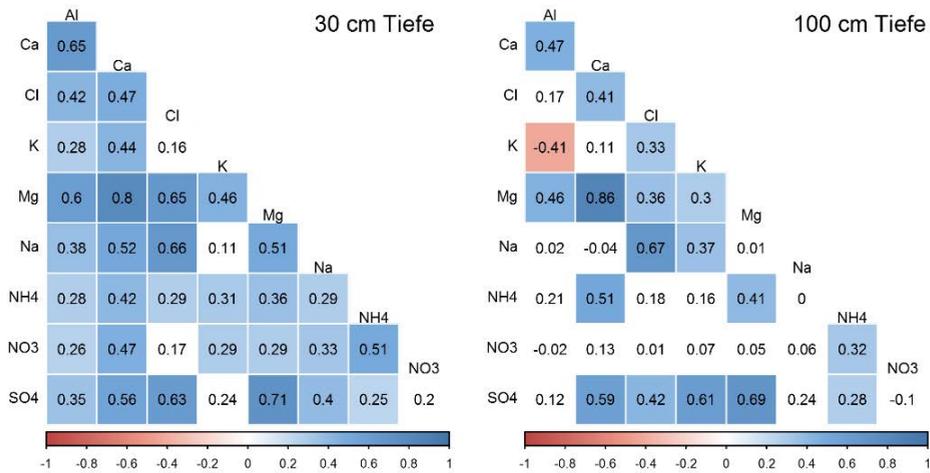


Abbildung 4: Korrelationskoeffizienten ( $r_{ken}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen in den Bodenextrakten an den Probenahmepunkten der Zufallsstichprobe; nicht signifikante Korrelationen ( $\alpha = 0,05$ ) sind weiß dargestellt (jeweils  $n = 65$ )

#### 4.2 Räumliche Heterogenitäten und Abhängigkeiten der Elementgehalte

Tabelle 2 zeigt für alle Elemente die zu erwartenden (vgl. Kap. 2.3) hohen Variationskoeffizienten der Gehalte in den Bodenextrakten. Diese liegen bei den meisten Elementen zwischen 40 und 100 %. Hervorzuheben sind hier insbesondere die hohen Variationskoeffizienten für  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{NH}_4^+$  in 30 cm Bodentiefe. Insgesamt zeigen die einzelnen Elemente ein sehr unsystematisches Bild hinsichtlich der Veränderung der Variationskoeffizienten in den beiden Tiefenstufen. Die in der Regel gegenüber dem arithmetischen Mittel niedrigeren Mediane deuten auf eine für die Bodenlösung typische (vgl. KOHLPAINTNER et al. 2012, TEICHERT 2000) rechtsschiefe Verteilung der Daten hin, was bedeutet, dass niedrigere Konzentrationen häufiger vorkommen als hohe. Anhand der Variationskoeffizienten in Tabelle 2 können nun auf Grundlage von Gleichung (1) (s. Kap. 2.3) und in Abhängigkeit von der Anzahl der Probenahmepunkte Konfidenzintervalle der Mittelwerte berechnet werden. In Abbildung 5 sind die 95 %-Konfidenzintervalle in Prozent vom Mittelwert für ausgewählte Elemente und Tiefenstufen dargestellt. Es zeigt sich, dass z. B. zur Ermittlung des mittleren  $\text{Ca}^{2+}$ -Gehaltes in 30 cm Tiefe etwa 60 Wiederholungen notwendig sind, um eine Genauigkeit von  $\pm 20$  % des „wahren“ Mittelwertes (95 %-Konfidenzintervall) zu erreichen. Entsprechende Größenordnungen wurden auch von MANDERSCHIED u. MATZNER (1995) ermittelt, die zu dem Schluss kamen, dass bei hoher räumlicher Heterogenität Genauigkeiten von  $\leq 10$  % kaum zu erreichen sind.

Tabelle 2: *Deskriptive Statistik zur räumlichen Variation der Elementkonzentrationen in den Bodenextrakten*

Element	Tiefe [cm]	Mittel [mg/l]	Median [mg/l]	Min [mg/l]	Max [mg/l]	Sd [mg/l]	VK [%]	n [-]
Al <sup>3+</sup>	30	0,78	0,74	0,29	1,52	0,30	38,1	65
Al <sup>3+</sup>	100	0,10	0,08	0,01	0,42	0,08	79,5	64
Ca <sup>2+</sup>	30	0,65	0,49	0,14	2,41	0,49	75,3	65
Ca <sup>2+</sup>	100	0,20	0,18	0,06	0,47	0,08	40,8	65
Cl <sup>-</sup>	30	0,92	0,70	0,12	3,65	0,68	73,9	65
Cl <sup>-</sup>	100	0,46	0,33	0,07	4,00	0,53	115,0	65
K <sup>+</sup>	30	0,41	0,33	0,09	2,03	0,30	73,3	65
K <sup>+</sup>	100	0,99	0,99	0,42	2,00	0,38	38,5	65
Mg <sup>2+</sup>	30	0,24	0,21	0,07	0,58	0,12	48,9	65
Mg <sup>2+</sup>	100	0,12	0,10	0,01	0,38	0,07	60,4	65
Na <sup>+</sup>	30	1,51	1,24	0,40	8,56	1,16	76,6	65
Na <sup>+</sup>	100	0,75	0,65	0,31	3,37	0,46	62,0	65
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	30	0,07	0,04	0,01	0,51	0,09	122,6	65
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	100	0,07	0,06	0,01	0,15	0,03	40,4	65
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	30	0,93	0,47	0,01	12,26	1,67	178,6	65
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	100	0,35	0,24	0,08	1,74	0,29	81,7	65
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	30	3,53	3,08	1,20	11,36	1,80	50,9	65
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	100	4,21	3,76	0,50	12,52	2,25	53,3	65

Sd: Standardabweichung, VK: Variationskoeffizient, n: Stichprobenumfang

Bei entsprechender Probenzahl (65) liegt die Unsicherheit des Mittelwerts von Ca<sup>2+</sup> für 100 cm Profiltiefe schon bei  $\pm 12\%$ . Abbildung 5 verdeutlicht, dass die benötigte Anzahl an zufällig ausgewählten Wiederholungen schnell die Labor- und Personalkapazitäten überschreiten würde, wenn eine entsprechende Anzahl an Sonden dauerhaft betrieben werden würde. Daher scheint die gewählte Anzahl von 65 Bohrpunkten eine gute Grundlage für eine Vorstratifizierung zu sein, um dann die ausgewählten Standorte mit einer geringeren Anzahl an Saugsonden abzudecken.

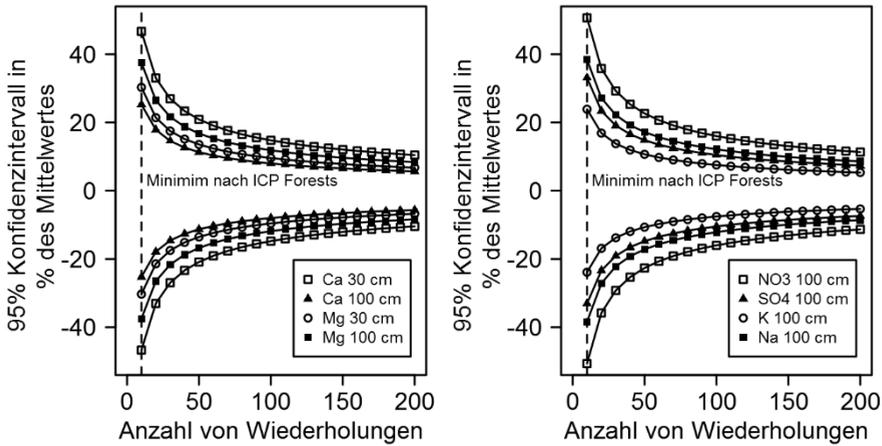


Abbildung 5: 95 %-Konfidenzintervall (in % des Mittelwertes) des jeweiligen Elementgehaltes in verschiedenen Tiefenstufen in Abhängigkeit von der Anzahl der Probenabmepunkte (gestrichelte Linie: Minimalanforderung nach ICP Forests  $n = 10$ )

Die variographische Auswertung (vgl. Abb. 6) für die Elementgehalte liefert für 30 cm Tiefe Ähnlichkeitsbereiche (range) zwischen 11 und 22 m für die Elemente  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$ . In 100 cm Tiefe sind für diese Elemente keine räumlichen Abhängigkeiten zu beobachten. Diese ist insofern von Bedeutung, als für die Tiefenstufe von 100 cm, die in etwa die Grenze des Intensivwurzelraumes darstellen dürfte (vgl. Tab. 1), keine großen Mindestabstände eingehalten werden müssen, um unabhängige Wiederholungen zu nehmen. Räumliche Abhängigkeiten in einer ähnlichen Größenordnung sind auch in der Literatur zu finden. So fanden BÖTTCHER u. STREBEL (1988) einen „Range“ von 6 m in einem Kiefernbestand. KOHL-PAINITNER et al. (2009) ermittelten bei ihren Untersuchungen in einem Fichtenbestand einen „Range“ der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentration in der Bodenlösung zwischen 16 und 19 m. Auch MELLERT et al. (2008) fanden sehr starke räumliche Abhängigkeiten mit einem „Range“ zwischen 8 und 10 m für zwei Fichtenbestände.

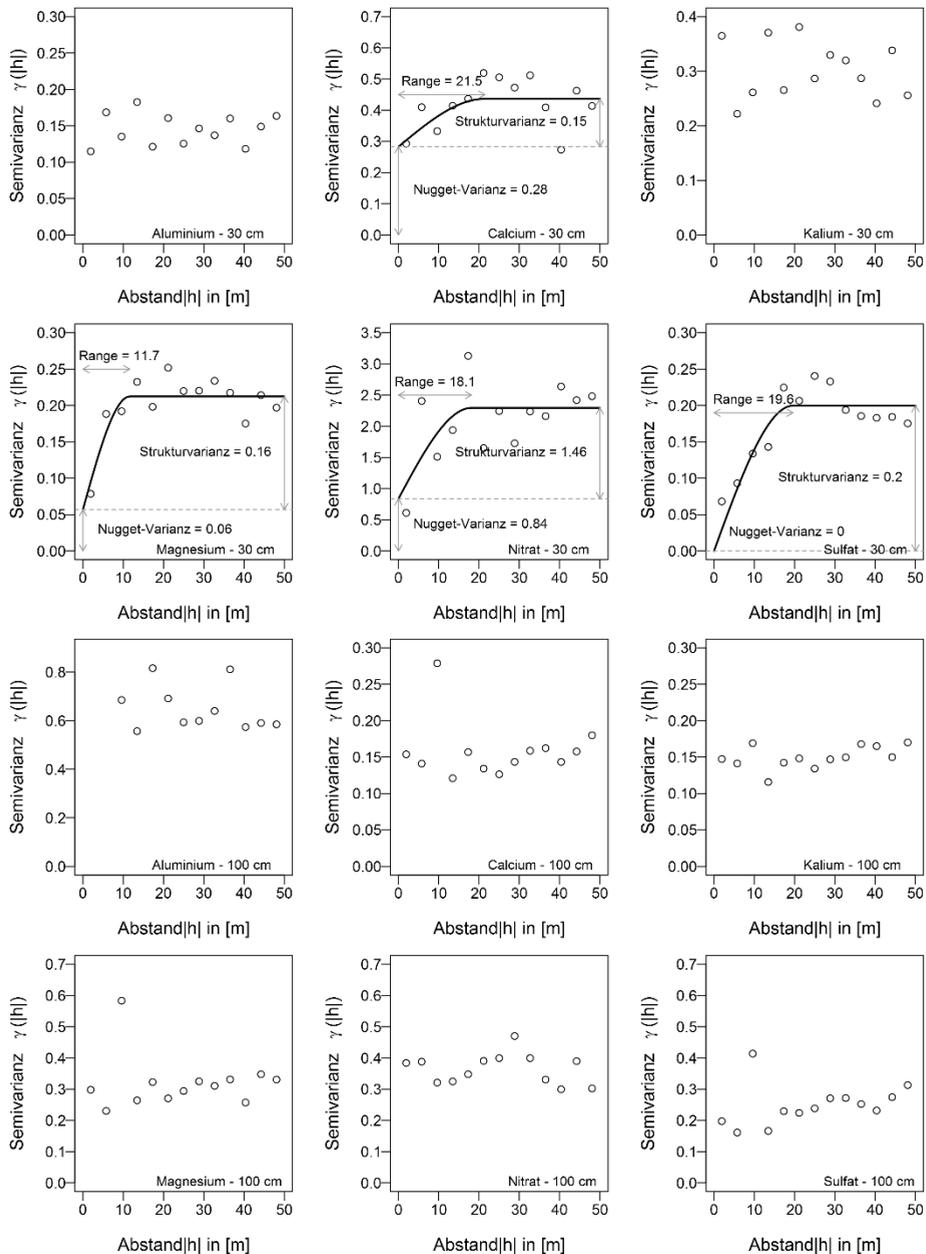


Abbildung 6: Semivariogramme und angepasste sphärische Modelle für Kationen und Anionen in den Bodenextrakten in 30 und 100 cm Tiefe (vgl. auch Kap. 2.5.3)

### 4.3 Hauptkomponentenanalyse der Elementgehalte

Durch die Hauptkomponentenanalyse werden für die Tiefenstufen 30 und 100 cm jeweils drei Hauptkomponenten (C.1 bis C.3) extrahiert, die zusammen einen Beitrag von 71 % (30 cm) bzw. 76 % (100 cm) zur Erklärung der Datenvariabilität liefern (s. Tab. 3). In 30 cm Bodentiefe erklärt die Komponente C.1 über 37 % der Varianz. Viele Elemente weisen eine Faktorladung von über 0,5 auf dieser Hauptkomponente auf. Auf die übrigen Hauptkomponenten entfallen jeweils 20 bzw. 14 %. In der untersten Tiefenstufe (100 cm) stehen die ersten zwei Hauptkomponenten mit jeweils etwa 35 bzw. 26 % erklärter Varianz etwas gleichmäßiger verteilt nebeneinander. Entsprechend den Ergebnissen der Korrelationsanalysen bestätigt sich die Bedeutung von  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{Mg}^{2+}$  mit hohen Faktorladungen auf mehreren Hauptkomponenten in beiden Tiefenstufen (vgl. Abb. 7).

Tabelle 3: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse nach dem Varimax-Rotation-Modell; Faktorladungen der Elementkonzentrationen [mg/l] in den Bodenextrakten

	30 cm Bodentiefe			100 cm Bodentiefe		
	C.1	C.2	C.3	C.1	C.2	C.3
$\text{Al}^{3+}$	<b>0,58</b>	0,41	0,17	-0,09	<b>0,83</b>	-0,06
$\text{Ca}^{2+}$	<b>0,72</b>	0,41	0,14	0,22	<b>0,76</b>	0,33
Cl <sup>-</sup>	<b>0,53</b>	<b>0,67</b>	-0,10	<b>0,87</b>	0,21	0,02
$\text{K}^+$	0,02	0,15	<b>0,85</b>	<b>0,84</b>	-0,06	0,16
$\text{Mg}^{2+}$	<b>0,89</b>	0,29	0,18	0,47	<b>0,78</b>	0,11
$\text{Na}^+$	0,04	<b>0,88</b>	0,14	<b>0,91</b>	0,06	-0,02
$\text{NH}_4^+$	<b>0,78</b>	-0,11	0,16	0,02	0,39	<b>0,66</b>
$\text{NO}_3^-$	<b>0,53</b>	-0,10	<b>0,56</b>	0,06	-0,07	<b>0,84</b>
$\text{SO}_4^{2-}$	<b>0,71</b>	0,36	-0,23	<b>0,78</b>	<b>0,50</b>	0,06
Var <sub>expl.</sub> [%]	37	20	14	35	26	14

Faktorladungen über |0,50| sind fett gedruckt. Var<sub>expl.</sub>: erklärte Varianz

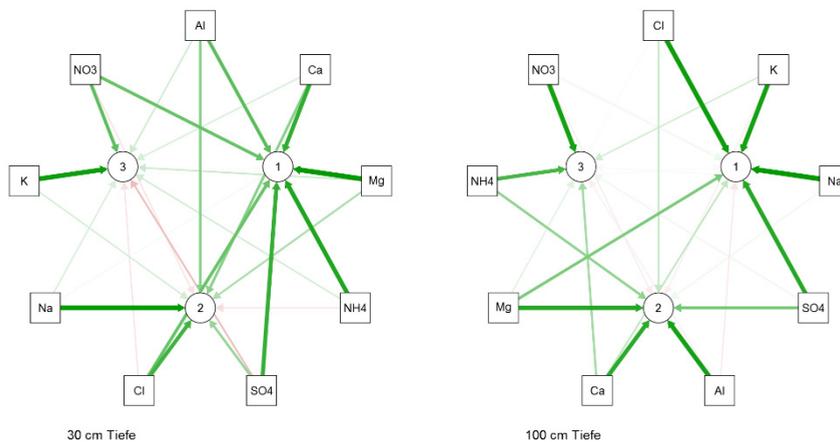


Abbildung 7: Graphische Darstellung der Hauptkomponenten und die elementspezifischen Faktorladungen der Konzentrationen in den Bodenextrakten (rot: negative Faktorladungen, grün: positive Faktorladungen)

#### 4.4 Vorstratifizierungs-Algorithmus

Um die Probenahme im Gegensatz zu anderen Untersuchungen (z. B. KOHL-PAINTNER et al. 2012;  $\text{NO}_3^-$ ) nach mehr als einem Element zu optimieren, wurde ein mehrstufiger Algorithmus entwickelt. Die korrelationsanalytischen Auswertungen und die Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse weisen darauf hin, dass mit den Elementen  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{K}^+$  die Bodenlösung relativ umfassend charakterisiert werden kann. Um dieses Vorwissen in die Stratifizierung einfließen zu lassen, wurde ein zweistufiges Verfahren durchgeführt. Zunächst wurde  $\text{Mg}^{2+}$  als „Leitelement“ ausgewählt, da es hohe Faktorladungen aufweist und zu allen Hauptkomponenten positive Beziehungen besitzt. Des Weiteren zeichnet sich  $\text{Mg}^{2+}$  durch eine homogene Häufigkeitsverteilung aus (vgl. Abb. 8). Im ersten Bearbeitungsschritt wurde der Datensatz zunächst nach den  $\text{Mg}^{2+}$ -Konzentrationen sortiert und anschließend in fünf Gruppen gleichen Stichprobenumfangs ( $n = 13$ ) eingeteilt. Im nächsten Schritt sollen aus jeder Gruppe zwei Proben ausgewählt werden, für die eine langfristige Beprobung des Sickerwassers mit Saugsonden durchgeführt werden soll. Dieses entspricht einer Gesamtanzahl von zehn Wiederholungen, wie sie als Minimum für stoffliche Bilanzierungsansätze gefordert werden (NIEMINEN et al. 2016). Die Auswahl der jeweils zwei Proben aus einer 13-er Gruppe soll nun hinsichtlich der Konzentrationen von  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{K}^+$  optimiert werden. Hierbei gibt es 371.293 mögliche Kombinationen. Für jede Kombination wurde für die Elemente  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  der Mittelwert berechnet und mit dem elementspezifischen Mittelwert des Gesamtkollektives verglichen, in dem die prozentualen Abweichungen berechnet wurden. Um ein Ranking der einzelnen Kombinationen

durchführen zu können, wurden die Beträge der prozentualen Abweichungen aller betrachteten Leitelemente aufsummiert.

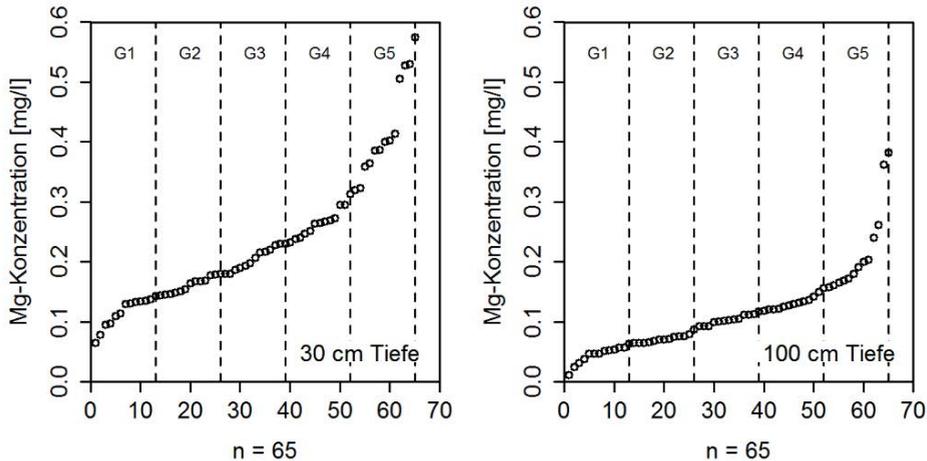


Abbildung 8: Aufsteigend sortierte Magnesium-Konzentrationen in der Bodenlösung und die Einteilung in 5 Gruppen mit je 13 Standorten

Auf diesem Wege entsteht eine zusammenfassende Bewertungszahl (vgl. CORNELIS et al. 2001), anhand derer die Kombinationen sortiert wurden. Anschließend wurden aus den besten 100 Ergebnissen die Messpunkte mit der größten Häufigkeit ausgewählt. Dieses geschieht unter der Annahme, dass sich diese Punkte relativ „robust“ innerhalb des Gesamtkollektives verhalten. Um die messtechnische Realisierbarkeit und die räumlichen Autokorrelationen (diese waren jedoch insbesondere bei der Tiefenstufe 100 cm nur von nachrangiger Bedeutung, s. Abb. 6) zu berücksichtigen, wurden die einzelnen Punkte mit dem Ziel einer Minimierung der Schlauchlängen zu den Unterdruckanlagen möglichst nahe an zwei noch zu installierenden Vakuumanlagen zur Versorgung des Systems mit Unterdruck angeordnet. Die Wiederholungen jeweils einer Gruppe hingegen sollten möglichst weit auseinander liegen, um eine räumliche Unabhängigkeit zu gewährleisten.

#### 4.5 Einfluss der Vorstratifizierung auf das Flächenmittel

Das Ergebnis der vorab beschriebenen Stratifizierung ist in Abbildung 9 für die Level II-Fläche 1503 Klötze Douglasie zusammenfassend dargestellt. Für die ausgewählten Punkte ( $n = 10$ ) wurde für jedes Element der Mittelwert berechnet und den entsprechenden Größen der Tabelle 2 gegenübergestellt. Die Ergebnisse zeigen, dass in der überwiegenden Anzahl der Fälle (Ionen in den zwei Tiefenstufen) der Mittelwert des Datenkollektives der Vorstratifizierung innerhalb des Unsicherheitsbereiches (95 %-Konfidenzintervall) reproduziert werden kann.

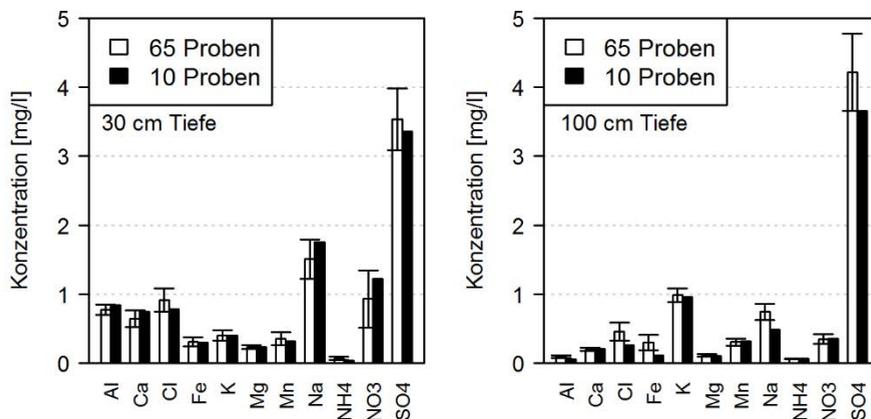


Abbildung 9: Vergleich der Mittelwerte bei 65 Probenabnahmestandorten und bei zehn vorstratifizierten Probenabnahmepunkten für 30 und 100 cm Entnahmetiefe; die 95 %-Konfidenzintervalle sind als Fehlerbalken dargestellt

## 5 Schlussfolgerungen

Die Untersuchung zeigt das Vorgehen für die Anwendung einer modifizierten Vorstratifizierungsmethode nach KOHLPAINTNER et al. (2012) für die Festlegung von Messplätzen für die Bodenlösungsgewinnung auf einer neu einzurichtenden ICP Forests Intensivmonitoringfläche. Durch die Vorstudien konnten wesentliche Informationen zur räumlichen Heterogenität und Struktur der unterschiedlichen Ionenkonzentrationen in der Bodenlösung gewonnen werden, die in die Standortsauswahl der zu installierenden Saugkerzen einfließen. Des Weiteren zeigen die Untersuchungen, dass unter den gegebenen Standortbedingungen der Mittelwert der jeweils 65 Proben je Tiefenstufe mit zehn vorstratifizierten Saugkerzen relativ gut für fast alle Elemente geschätzt werden kann. Der langfristige Erfolg der durchgeführten Vorstratifizierung kann abschließend nur durch ausreichend lange Messzeitreihen der gewonnenen Bodenlösung beurteilt werden. Hierbei geht es vor allem um die Frage, inwieweit die raumzeitliche Stabilität der aus den Bodenextrakten abgeleiteten Muster gewährleistet ist.

## Literatur

- AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover. 438 S.
- AHRENDTS, B.; BÖTTCHER, J.; DUJNISVELD, W. H. M. (2005): Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Stoffdeposition und die Grundwasserqualität in Nordwestdeutschland. Freiburger Forstliche Forschung, 62, 221-234
- AHRENDTS, B.; SCHMIDT-WALTER, P.; FLECK, S.; KÖHLER, M.; WEIS, W. (2017): Wasserhaushaltssimulationen und Klimadaten. Freiburger Forstliche Forschung, im Druck

- AKIN, H.; SIEMES, H. (1988): Praktische Geostatistik. Eine Einführung für den Bergbau und die Geowissenschaften. Springer Verlag, Berlin, 304 S.
- AKSELSSON, C.; WESTLING, O.; SVERDRUP, H.; HOLMQVIST, J.; THELIN, G.; UGGLA, E.; MALM, E. (2007): Impact of Harvest Intensity on Long-Term Base Cation Budgets in Swedish Forest Soils. *Water, Air, and Soil Pollution Focus*, 7, (1-3): 201-210
- BMEL (Hrsg.) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft, 40 S.
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O. (1988): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 2: Field data for arable land and statistical analysis. *Z. Pflanzenernähr. Bodenkd.*, 151, 191-195
- BORKEN, W.; MATZNER, E. (2004): Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, (3): 277-283
- BOUTEN, W.; JANSSON, P. E. (1995): Water balance of the Solling spruce stand as simulated with various forest-soil-atmosphere models. *Ecol. Modelling*, 83, 245-253
- CLRTAP (2016): Mapping critical loads for ecosystems, Chapter V of Manual on methodologies and criteria for modelling and mapping critical loads and levels and air pollution effects, risks and trends. UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution, accessed on 2016-08-18 at [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org)
- CORNELIS, W. M.; RONSYN, J.; VAN MEIRVENNE, M.; HARTMANN, R. (2001): Evaluation of pedotransfer functions for predicting the soil moisture retention curve. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 65, 638-648
- COOLS, N.; DE VOS, B. (2016): Part X: Sampling and Analysis of Soil. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. 115 S.
- DE VRIES W.; VEL, E.; REINDS, G. J.; DEELSTRA, H.; KLAP, J. M.; LEETERS, E. E. J. M.; HENDRIKS, C. M. A.; KERKVOORDEN, M.; LANDMANN, G.; HERKENDELL, J.; HAUSSMANN, T.; ERISMAN, J. W. (2003): Intensive monitoring of forest ecosystems in Europe: 1. Objectives, set-up and evaluation strategy. *Forest Ecology and Management* 174, 77-95
- DUIJNISVELD, W. H. M.; GODBERSEN, L.; DILLING, J.; GÄBLER, H.-E.; UTERMANN, J.; KLUMP, G.; SCHEEDER, G. (2008): Ermittlung flächenrepräsentativer Hintergrundkonzentrationen prioritärer Schadstoffe im Bodensickerwasser. Endbericht UBA-Forschungsvorhaben 204 72 264. BGR, Hannover, 163 S.
- DUIJNISVELD, W. H. M.; GODBERSEN, L.; UTERMANN, J.; DILLING, J.; GÄBLER, H.-E. (2009): Hintergrundkonzentrationen von Spurenelementen in der Grundwasserneubildung in Norddeutschland und deren räumliche Variabilität. *Mitt. der DBG*, [http://eprints.dbges.de/408/1/Duijnsveld\\_et\\_al\\_HGW-Variabilität.pdf](http://eprints.dbges.de/408/1/Duijnsveld_et_al_HGW-Variabilität.pdf)
- FILZMOSE, P. (2015): StatDA: Statistical Analysis for Environmental Data. R package version 1.6.9, <https://CRAN.R-project.org/package=StatDA>
- FLECK, S.; COOLS, N.; DE VOS, B.; MEESENBURG, H.; FISCHER, R. (2016): The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. *Annals of Forest Science* 73, 945-957, DOI: 10.1007/s13595-016-0571-4
- GOOVAERTS, P. (1999): Geostatistics in soil science: state-of-the-art and perspectives. *Geoderma*, 89, 1-45
- HARRELL JR, F. E. (2016): Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4. 0-2. <http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- HEDDERICH, J.; SACHS, L. (2012): *Angewandte Statistik: Methodensammlung R*. Springer, Heidelberg, 881 S.
- HÖRMANN, G.; MEESENBURG, H. (2000): Die Erfassung und Modellierung des Wasserhaushaltes im Rahmen des Level II-Programms in der Bundesrepublik Deutschland. *Forstarchiv*, 71, 70-75

- HORVÁTH, B.; MEIWES, K. J.; MEESENBERG, H.; ACKERMANN, J. (2010): Nitrat austräge unter Wald. Untersuchungen auf Standorten mit hohen luftbürtigen Stickstoffeinträgen. Grundwasser, 9, 32 S.
- ISAAKS, E. H.; SRIVASTAVA, R. M. (1989): Applied Geostatistics. Oxford University Press, New York, Oxford, 561 S.
- KALUZNY, S. P. (1998): S+SpatialStats: Users Manual for Windows and Unix. New York
- KÖNIG, N.; FORTMANN, H. (2012): Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs- und Qualitätskontrollmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 3. Ergänzung: 1999-2011. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 79
- KOHLPAINTNER, M.; HUBER, C.; WEIS, W.; GÖTTLEIN, A. (2009): Spatial and temporal variability of nitrate concentration in seepage water under a mature Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst] stand before and after clear cut. Plant and Soil, 314, 285-301
- KOHLPAINTNER, M.; HUBER, C.; GÖTTLEIN, A. (2012): Improving the precision of estimating nitrate (NO<sub>3</sub>-) concentration in seepage water of forests by prestratification with soil samples. European Journal of Forest Research, 131, 5, 1399-1409
- LAGB LANDESAMT FÜR GEOLOGIE UND BERGWESSEN SACHSEN-ANHALT (Hrsg.) (2017): Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, im Druck
- LEMM, R.; THEES, O.; HENSLER, U.; HÄSSIG J.; BÜRGI, A.; ZIMMERMANN, S. (2010): Ein Modell zur Bilanzierung des holzerntebedingten Nährstoffentzugs auf Schweizer Waldböden. Schweiz Z. Forstwes., 161, 10, 401-412
- MANDERSCHIED, B.; MATZNER, E. (1995): Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. Water, Air and Soil Pollution, 85, 1185-1190
- MEESENBERG, H.; AHRENDTS, B.; FLECK, S.; WAGNER, M.; FORTMANN, H.; SCHELER, B.; KLINCK, U.; DAMMANN, I.; EICHHORN, J.; MINDRUP, M.; MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification, but increasing nitrogen saturation? Ecological Indicators, 65, 103-112
- MEESENBERG, H.; AHRENDTS, B.; KLINCK, U.; WAGNER, M.; MINDRUP, M.; SCHELER, B. (2017): Zur Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung forstlich genutzter Böden. In: LAGB (Hrsg.): Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, im Druck
- MELLERT, K. H.; GENSJÖR, A.; GÖTTLEIN, A.; KÖLLING, C.; RÜCKER, G. (2008): Variation in Soil Nitrate Concentrations in Two N-Saturated Norway Spruce Forests (*Picea abies* (L.) Karst.) in Southern Bavaria. Water, Air and Soil Pollution, 187, 203-217
- MÜLLER, F.; BERGMANN, M.; DANNOWSKI, R.; DIPPNER, J. W.; GNAUCK, A.; HAASE, P.; JOCHIMSEN, M. C.; KASPRZAK, P.; KRÖNCKE, I.; KÜMMERLIN, R.; KÜSTER, M.; LISCHIED, G.; MEESENBERG, H.; MERZ, C.; MILLAT, G.; MÜLLER, J.; PADISÁK, J.; SCHIMMING, C. G.; SCHUBERT, H.; SCHULT, M.; SELMECZY, G.; SHATWELL, T.; STOLL, S.; SCHWABE, M.; SOLTWEDEL, T.; STRAILE, D.; THEUERKAUF, M. (2016): Assessing resilience in long-term ecological data sets. Ecological Indicators, 65, 10-43
- NIEMINEN, T. M.; DEROME, K.; MEESENBERG, H.; DE VOS, B. (2013): Soil solution: Sampling and chemical analysis. In: FERRETTI, M.; FISCHER, R. (Hrsg.): Forest Monitoring: Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. Developments in Environmental Science, Vol. 12. Amsterdam, Elsevier, 301-315
- NIEMINEN, T. M.; DE VOS, B.; COOLS, N.; KÖNIG, N.; FISCHER, R.; IOST, S.; MEESENBERG, H.; NICOLAS, M.; O'DEA, P.; CECCHINI, G.; FERRETTI, M.; DE LA CRUZ, A.; DEROME, K.; LINDROOS, A. J.; GRAF PANNATIER, E. (2016): Part XI: Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 29 S., <http://www.icp-forests.org/Manual.htm>. ISBN: 978-3-86576-162-0
- PANNATIER, Y. (1996): Variowin. Software for spatial data analysis in 2D. Springer Verlag, New York, 91 S.

- PEBESMA, E. J. (2004): Multivariable geostatistics in S: the gstat package. *Computer & Geosciences*, 30, 683-691
- R CORE TEAM (2017). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL: <https://www.R-project.org/>
- REVELLE, W. (2017): psych: Procedures for Personality and Psychological Research, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, <https://CRAN.R-project.org/package=psych> Version = 1.7.3.
- RINGE, H.; BÖTTCHER, J.; DUIJNISVELD, W. H. M. (2003): Einfluss von Nadel- bzw. Mischforsten auf die Qualität der Grundwasserneubildung von Sandböden. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 14. Der Andere Verlag, Hannover, 124 S.
- SACHS, L. (1999): *Angewandte Statistik*. 9. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 881 S.
- SVERDRUP, H.; THELIN, G.; ROBLES, M.; STJERNQUIST, I.; SÖRENSEN, J. (2006): Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorps Estate, Sweden. *Biogeochemistry*, 81, 219-238
- TEICHERT, A. (2000): Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines grundwasser-nahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald. *Horizonte - Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 5, 1-169
- VON DER HEIDE, C.; BÖTTCHER, J.; DEURER, M.; WEYMANN, D.; WELL, R.; DUIJNISVELD, W. H. M. (2008): Spatial variability of N<sub>2</sub>O concentrations and of denitrification-related factors in the surficial groundwater of a catchment in Northern Germany. *J. Hydrol.*, 360, 230-241
- WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. (1993): How large a sample is needed to estimate the regional variogram adequately? In: SOARES, A.: *Geostatistics Troia '92*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 155-166
- WEBSTER, R.; OLIVER, M. A. (2001): *Geostatistics for environmental scientists*. John Wiley & Sons, Chichester, 271 S.
- WEI, T.; SIMKO, V. (2016): corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77, <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>
- WEIHERMÜLLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H.; GÖTTLEIN, A.; PÜTZ, T. (2007): In Situ Soil Water Extraction. A Review. *J. Environ. Qual.*, 36, 1735-1748
- WÖHRLÉ, N.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E. E. (2005): Randomisiert wandernde Messplots: Raum-Zeit-Modellierung von Stoffhaushaltsparametern in heterogenen Waldbeständen. *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 15-24

Korrespondierender Autor:

Dr. Bernd Ahrends  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abt. Umweltkontrolle  
Grätzelstraße 2  
D-37079 Göttingen  
[bernd.ahrends@nw-fva.de](mailto:bernd.ahrends@nw-fva.de)  
[www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)

Dr. Uwe Klinck  
Heike Fortmann  
Dr. Markus Wagner  
Dr. Henning Meesenburg  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

## **Die repräsentative Gewinnung von Bodenlösung mittels Saugsonden, Teil II: Evaluierung anhand einer dreijährigen Messreihe in einem Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*)**

Representativeness of soil solution sampling using suction cups, Part 2: Evaluation of a triannual observation period in a Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) stand

*Bernd Abrends, Uwe Klinck, Heike Fortmann, Markus Wagner und Henning Meesenburg*

### **Zusammenfassung**

Es wurde eine Modifikation der Vorstratifizierungsmethode für die Identifikation von Saugsondenstandorten zur Bodenlösungsgewinnung mittels Bodenextrakten nach KOHLPAINTNER et al. (2012) anhand einer über dreijährigen Messreihe in einem 45-jährigen Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*) auf einer Podsol-Braunerde evaluiert. Es zeigten sich hohe Übereinstimmungen mit den Gehalten der zur Stratifizierung herangezogenen Bodenextrakte für Sulfat, Magnesium und Calcium. Demgegenüber zeigten sich für Kalium und Nitrat nur sehr geringe Korrelationen. Eine deutliche Veränderung der Zusammensetzung der Bodenlösung und damit auch der Korrelationen zwischen den Bodenextrakten und den Saugsondenproben

lässt sich im Trockenjahr 2015 und der nachfolgenden Phase der Wiederbefeuchtung beobachten. Ob sich diese Veränderung nur auf den dargestellten Zeitraum beschränkt oder nachhaltig die räumliche Heterogenität des Standortes verändert hat, müssen weitere Untersuchungen der Bodenlösung an diesem Standort zeigen. Es besteht weiterhin der Bedarf, geeignete Verfahren zur flächenrepräsentativen Charakterisierung der Bodenlösung mit einer höheren Genauigkeit als bislang zu entwickeln.

**Stichworte:** Bodenlösung, räumliche Heterogenität, Stratifizierung, Bodenextrakte, Saugkerzen, Trockenjahre

## Abstract

A modification of the pre-stratification method of KOHLPAINTNER et al. (2012), which uses soil extracts to identify sites for the suction cups used in soil solution sampling, was evaluated using a triannual observation period in a 45 year old Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) stand on a Placic Podzol. High correlations with those concentrations of soil extracts used for the stratification were found for sulfate, magnesium and calcium, whereas weak correlations were found for potassium and nitrate. A distinct change in soil solution composition, and thus also in the correlations between the soil extracts and the suction cup sample concentrations, was found in the dry year 2015 and in the subsequent phase of rewetting. Whether this change is limited to the drought and following rewetting period, or has changed the spatial heterogeneity of the site in the long term, should be inferred with further observation of soil solution at this site. Further research efforts will be necessary to develop spatially representative approaches which can more accurately characterise soil solution.

**Keywords:** soil solution, spatial variability, stratification, soil extracts, suction cups, dry years

## 1 Einleitung

Der wichtigste Umsatzraum für Nähr- und Schadstoffe in Wäldern ist die Bodenlösung. Die Bestimmung der chemischen Zusammensetzung der Bodenlösung liefert Informationen über die Nährstoffverfügbarkeit, Auswirkungen toxischer Elemente auf die Baumwurzeln und Mykorrhiza (DE WIT et al. 2010) und Nährstoffungleichgewichte (MEIWES et al. 1986, CRONAN u. GRIGAL 1995). Entsprechend ergeben sich aus einem kontinuierlichen Monitoring der Bodenlösung wichtige Informationen über die Auswirkungen von Umweltbelastungen, z. B. atmosphärischer Stoffeinträge, Klimaveränderungen oder klimatischen Extremereignissen auf den Waldzustand und die Ökosystemleistungen der Wälder. Mit diesen Informationen

können Vorhersagen über die zukünftige Entwicklung des Wald- und Bodenzustandes unter veränderten Stoffeinträgen (MALEK et al. 2005), Nutzungsvarianten (ZETTERBERG et al. 2013) und/oder klimatischen Rahmenbedingungen (REINDS et al. 2009) getroffen werden. Die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung resultiert aus dem geologischen Ausgangssubstrat, atmosphärischen Stoffeinträgen sowie zahlreichen biologischen Prozessen und chemischen Reaktionen, wie z. B. der Mineralverwitterung oder der Mineralisierung abgestorbener organischer Substanz. Unterhalb des Wurzelraumes führt die Bodenlösung als Sickerwasser Nähr- und Schadstoffe aus dem Ökosystem heraus. Aufgrund der Vielzahl an Einflussfaktoren (BINKLEY u. FISHER 2013) ist die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung durch eine sehr hohe räumliche Heterogenität gekennzeichnet (GROSSMANN u. KLOSS 1994, MANDERSCHIED u. MATZNER 1995). Trotzdem wird in vielen Monitoringprogrammen nur eine verhältnismäßig geringe Anzahl von Messplätzen zur Gewinnung von Bodenlösung verwendet (vgl. NIEMINEN et al. 2016), da die Probenahme sehr kostenintensiv ist. Entsprechend kann eine der bedeutendsten Bilanzgrößen bei der Stoffbilanzierung in Waldökosystemen (WEIS u. AHRENDTS 2017) nur mit einer erheblichen Unsicherheit abgeschätzt werden (SVERDRUP et al. 2006). Da eine Erhöhung der Wiederholungsanzahl in der Praxis häufig die personellen und finanziellen Ressourcen überschreiten würde (WEIHERMÜLLER et al. 2007), wurde wiederholt nach alternativen Lösungsansätzen gesucht (z. B. WÖHRLE et al. 2005). KOHLPAINTNER et al. (2012) zeigten, dass für stark stickstoffbelastete Standorte eine Vorauswahl von Messorten zur Sickerwasserbeprobung durch eine vorausgehende Erfassung der Bodenheterogenität mittels Bodenextrakten zu einer erheblichen Verbesserung der Schätzgenauigkeit führen kann. AHRENDTS et al. (in diesem Band) haben das auf Nitrat ausgerichtete Verfahren von KOHLPAINTNER et al. (2012) auf die Hauptkationen und -anionen der Bodenlösung erweitert. Bislang fehlen jedoch Informationen über die langfristige Stationarität der Zusammensetzung der Bodenlösung für Standorte, die in einer Vorstratifizierung mit Hilfe von Bodenextrakten ermittelt wurden. Bei KOHLPAINTNER et al. (2012) erfolgt z. B. eine Evaluierung nur anhand einer sechsmonatigen Messreihe. Entsprechend soll in der vorliegenden Arbeit die Stationarität der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung anhand einer mehr als dreijährigen Messreihe überprüft werden.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsstandort

Die bearbeitete Intensivmonitoringfläche 1503 Klötze-Douglasie gehört neben dem Level II-Programm (ICP FORESTS 2016) auch dem intensiven forstlichen Umweltmonitoring nach § 41a BWaldG (BMEL 2016) und als BDF 5.2 Klötze-2 dem Bodendauerbeobachtungsprogramm Sachsen-Anhalt (LAGB 2017) an und liegt in

98 m ü. NN (52,58° nördliche Breite, 11,19° östliche Länge). Die mittlere Jahrestemperatur beträgt 9,1 °C und der durchschnittliche jährliche Niederschlag 606 mm (1981-2010). Der 45-jährige (2014) Douglasienbestand (*Pseudotsuga menziesii*) befindet sich in der westlichen Altmark im Wuchsgebiet „Westprignitzer-Altmärkisches-Altmoränenland“ (MEESENBURG et al. 2017). Der Bodentyp entspricht einer Podsol-Braunerde nach AG-BODEN (2005) bzw. einem Placic Podzol (nach WRB-Klassifikation (World Reference Base for Soil Resources; FLECK et al. 2016).

## 2.2 Beprobung, Probenbehandlung und Analytik

In die durch die Vorstratifizierung ausgewählten Bohrlöcher (vgl. AHRENDS et al. in diesem Band) wurden Saugkerzen (Tensions-Lysimeter) in 30 cm und 100 cm Tiefe des Mineralbodens eingesetzt. Diese bestehen aus P80-Material mit einem Schaft aus Klar-PVC. Sie wurden vor der Installation nach den Empfehlungen von MEIWES et al. (1984) mit HCl und deionisiertem Wasser gespült. Die Saugkerzen wurden im Mai 2013 installiert und sind über PVC-Schläuche mit 1l-Sammelflaschen aus DURAN-Glas verbunden. Um einen befriedigenden Stichprobenumfang zu gewährleisten, wurde die Vorstratifizierung (vgl. Ahrends et al. in diesem Band) von 10 auf 15 Standorte erweitert. Die gewonnene Bodenlösung wurde zunächst verworfen (GROSSMANN u. KLOSS 1994), um eine mögliche Störung durch den Einbau zu minimieren (drei Monate Stabilisierungsphase) und eine Konditionierung der Saugkerzen zu gewährleisten.

Die Beprobung mit anschließender Analyse der Proben erfolgte ab September 2013 in 14-tägigen Intervallen. Für die Analyse wurden hieraus 28-tägige Mischproben gebildet. Nach dem Transport ins Labor wurden die Proben bis zur Analyse bei 4 °C im Dunkeln gelagert. Die Analyse erfolgte für die Kationen Natrium (Na<sup>+</sup>), Kalium (K<sup>+</sup>), Magnesium (Mg<sup>2+</sup>), Calcium (Ca<sup>2+</sup>), Aluminium (Al<sup>3+</sup>) und Ammonium (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) sowie die Anionen Chlorid (Cl<sup>-</sup>), Nitrat (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) und Sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>). Die Konzentrationen der Kationen wurden mittels ICP und die Konzentrationen der Anionen mittels IC (Ionenchromatographie) gemessen (KÖNIG u. FORTMANN 2012). Alle Erhebungen werden in einer Datenbank gemeinsam mit den entsprechenden Metadaten (Methoden, Orts- und Zeitkontext etc.) verwaltet (EVERS u. SCHULZE 2005) und unterliegen einem strikten Qualitätssicherungsprogramm (FERRETTI u. KÖNIG 2013).

## 2.3 Statistische Methoden

Zur zusammenfassenden Beschreibung der zentralen Eigenschaft einer Verteilung werden in dieser Arbeit das arithmetische Mittel und der Median verwendet. Zur Beschreibung der Streuung wurden Spannweiten, Standardabweichungen (Sd) und Variationskoeffizienten (VK) berechnet.

Um die Zusammenhänge zwischen jeweils zwei Variablen zu beschreiben, wurden die Korrelationskoeffizienten nach Spearman ( $r_{\text{Spear}}$ ) berechnet (HEDDERICH u. SACHS 2012), da nicht von einer Normalverteilung der Messwerte ausgegangen werden kann (vgl. GROSSMANN u. KLOSS 1994).

Der Datensatz der analysierten Bodenlösungen wurde einer Hauptkomponentenanalyse unterzogen, um die Ionen zu identifizieren, die stellvertretend für einen Großteil des Probeninhaltes und die in den Daten enthaltenen Abhängigkeitsstrukturen stehen. Für die Analyse wurde die R-Bibliothek *psych* (REVELLE 2017) verwendet. Als Rotationsverfahren wurde Varimax ausgewählt.

Insbesondere für die vorliegende Fragestellung besteht die Notwendigkeit der Abgrenzung zwischen hohen Werten, die plausibel sind und Extremwerten, die nicht mehr zur Population der plausiblen Daten zählen und somit als Ausreißer zu behandeln sind. Eine Vorauswahl der als Ausreißer verdächtigen Datensätze erfolgte durch die Anwendung von Tukey's Methode (TUKEY 1977) mit Hilfe des dreifachen Interquartilabstandes ( $Q_{0,75} + 3 \cdot \text{IQR}$ ). Für die ausgewählten Datensätze wurde mit der 4-Sigma-Regel (SACHS 1999) geprüft, ob es sich um Ausreißer handelt. Der Bereich der Ausreißer ergibt sich somit durch die Berechnung des Mittelwertes plus der vierfachen Standardabweichung nach Ausschluss der als Ausreißer verdächtigen Werte. Da die 4-Sigma-Regel eine Normalverteilung voraussetzt und diese bei Bodenlösungskonzentrationen häufig nicht gegeben ist (vgl. Kap. 3.1), wurde die 4-Sigma Berechnung mit log-transformierten Konzentrationen durchgeführt. Dieser „ausreißertolerante“ Ansatz begründet sich auch dadurch, dass die analysierten Daten zuvor bereits einem sehr umfassenden Qualitätssicherungsprogramm unterlagen (FERRETTI u. KÖNIG 2013) und Messwerte somit nur als Ausreißer identifiziert werden sollten, wenn sie sehr weit vom Datenkollektiv entfernt liegen (vgl. Abb. 1). Im Zuge dieser Prüfung konnten wenige Werte ermittelt werden, die bei den weiteren Auswertungen nicht weiter berücksichtigt wurden.

Die deskriptive Statistik und die statistischen Analysen (Korrelationen) wurden mit R, Version 3.3.3 (R CORE TEAM 2017) durchgeführt. Die Korrelationsanalysen mit den Bibliotheken *Hmisc* (HARRELL 2016) und *corrplot* (WEI u. SIMKO 2016).

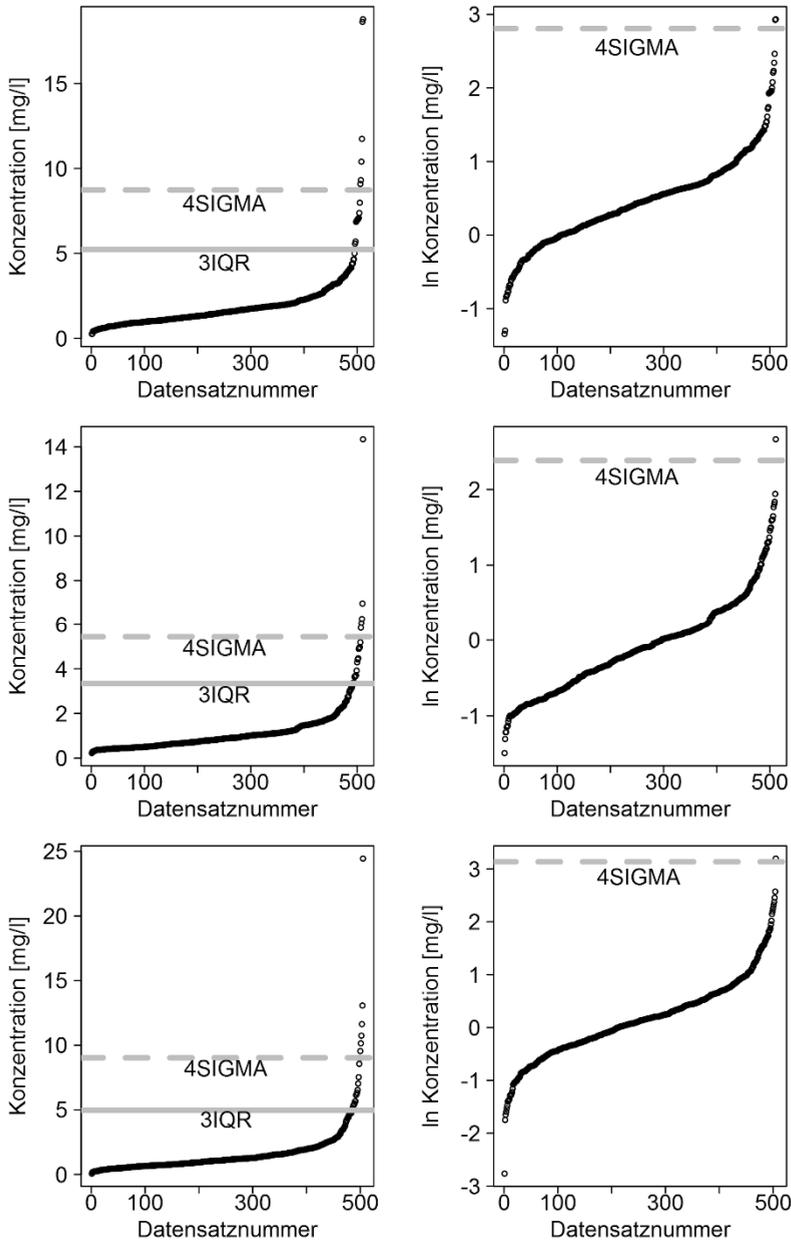


Abbildung 1: Beispiele (oben: Calcium, mittig: Magnesium, unten: Kalium) für die Vorselektion von Ausreißern unter Verwendung der Tukey-Methode ( $Q_{0,75} + 3 \cdot IQR$ ) und den jeweils ermittelten 4-Sigma-Werten (Tiefenstufe 100 cm, rechts: natürlicher Logarithmus)

### 3 Ergebnisse und Diskussion

#### 3.1 Zeitliche und räumliche Variabilität der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung

Die Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung wurden für den Zeitraum 09/2013 bis 03/2017 ausgewertet und zeigen in Abhängigkeit der verschiedenen Elemente und der Tiefenstufe unterschiedlich starke zeitliche und räumliche Varianzen (s. Tab. 1). Für den gesamten Datensatz liegen die Variationskoeffizienten in einem für Bodenlösungsdaten typischen Bereich (vgl. z. B. MANDERSCHIED u. MATZNER 1995, VON DER HEIDE et al. 2008). Als Ursachen hierfür kommen die Heterogenität des Stoffeintrags in das Waldökosystem und eine heterogene Verteilung der Quellen- und Senkenfunktion im Boden in Frage. Die Verteilung der Stoffeinträge wird in erster Linie durch das Kronendach bestimmt (BÖTTCHER et al. 1997a, b, PENNE et al. 2010). Im Boden beeinflusst die Wurzelverteilung die räumliche Differenzierung durch den Entzug von Wasser und Nährstoffen. Wurzeln sind zwar vermehrt in den Bereichen mit einer hohen Nährstoffverfügbarkeit anzutreffen (GEORGE et al. 1995) und sorgen so für einen gewissen Ausgleich, aufgrund der bevorzugten Aufnahme von Nährstoffen kommt es jedoch zu einer Abreicherung und bei Stoffen ohne bedeutsame Nährstofffunktion entsprechend zu einer relativen Anreicherung in der Bodenlösung. Aufgrund der Vielzahl von Einflussfaktoren liegen die Variationskoeffizienten bei den meisten Stoffen zwischen 70 und 120 % (s. Tab. 1). Die Variationskoeffizienten sind tendenziell in 30 cm etwas höher als in 100 cm Tiefe. Dieses und die im Vergleich zu den anderen Stoffen etwas höheren Variationskoeffizienten bei  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Na}^+$  deuten auf einen erheblichen Einfluss der Variabilität des Wasserregimes auf die Stoffkonzentrationen für diesen Standort hin. Die hohen Variationskoeffizienten bei  $\text{NH}_4^+$  sind darin begründet, dass ein Großteil der Werte nahe oder unter der Bestimmungsgrenze liegt. In allen Fällen liegt der Median niedriger als das arithmetische Mittel, was auf eine für Bodenlösungsdaten typische, rechtsschiefe Verteilung der Daten hindeutet (vgl. GROSSMANN u. KLOSS 1994, KOHLPAINNER et al. 2012, TEICHERT 2000). Diese Verteilungsstruktur sollte bei der Ableitung von flächenrepräsentativen Mittelwerten z. B. durch die Berechnung des geometrischen Mittelwertes berücksichtigt werden (STREBEL u. BÖTTCHER 1989). Der jeweils deutlich geringere Stichprobenumfang in 30 cm Bodentiefe resultiert aus erheblichen Datenausfällen. Entsprechend ist diese Tiefenstufe nur bedingt für eine Analyse des Nutzens einer Stratifizierung der Saugsondenstandorte geeignet. Dieses sollte bei der Interpretation der dargestellten Ergebnisse berücksichtigt werden.

Tabelle 1: Deskriptive Statistik der Stoffgehalte in der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum von 09/2013 bis 03/2017

Stoff	Tiefe [cm]	Mittel [mg/l]	Median [mg/l]	Min [mg/l]	Max [mg/l]	Sd [mg/l]	VK [%]	n BG [-]	n [-]
Al <sup>3+</sup>	30	5,84	4,57	1,59	26,04	4,39	75,1	0	139
Al <sup>3+</sup>	100	5,72	4,08	0,43	72,08	4,12	72,0	0	511
Ca <sup>2+</sup>	30	2,74	2,32	0,61	11,98	1,74	63,7	0	139
Ca <sup>2+</sup>	100	1,85	1,56	0,26	11,74	1,15	62,0	0	509
Cl <sup>-</sup>	30	22,68	12,57	1,20	191,56	31,50	138,9	0	138
Cl <sup>-</sup>	100	17,89	12,50	0,70	293,80	16,02	89,6	0	503
K <sup>+</sup>	30	1,51	1,15	0,06	6,98	1,25	83,2	0	139
K <sup>+</sup>	100	1,55	1,13	0,06	13,07	1,39	89,1	0	504
Mg <sup>2+</sup>	30	1,84	1,10	0,23	7,13	1,60	86,9	0	139
Mg <sup>2+</sup>	100	1,12	0,89	0,23	6,97	0,71	63,2	0	510
Na <sup>+</sup>	30	11,06	5,19	0,90	105,02	15,98	144,6	0	139
Na <sup>+</sup>	100	9,44	7,00	0,46	127,30	6,78	71,8	0	503
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	30	0,11	0,06	0,01	2,41	0,24	207,5	48	139
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	100	0,09	0,05	0,01	2,28	0,12	134,7	154	505
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	30	23,95	10,80	0,07	136,43	27,93	116,6	2	139
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	100	12,59	9,07	0,01	130,59	11,34	90,1	9	505
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	30	9,04	5,41	0,81	83,98	11,52	127,4	0	139
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	100	22,13	13,17	0,96	210,85	25,34	114,50	0	502

Sd: Standardabweichung, VK: Variationskoeffizient, n BG: Anzahl der Messwerte unter der Bestimmungsgrenze, n: Anzahl

Es zeigt sich, dass die Stoffkonzentrationen in den jeweiligen Tiefenstufen zeitlich und räumlich unterschiedlich stark variieren (s. Tab. 2). Bei den meisten Ionen fällt die Variabilität durch die zeitliche Dynamik geringer als die räumlichen Unterschiede zwischen den einzelnen Saugkerzen aus. Damit ist eine wesentliche Grundvoraussetzung für eine Vorstratifizierung erfüllt.

*Tabelle 2: Zeitliche und räumliche Variationskoeffizienten [VK in %] der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum 09/2013 bis 03/2017*

Tiefe [cm]	Ebene	Al <sup>3+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Cl <sup>-</sup>	K <sup>+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	Na <sup>+</sup>	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
30	zeitl.	32,9	42,4	61,2	42,3	38,5	63,0	112,3	52,3	54,8
	räuml.	67,8	41,2	122,0	59,1	80,5	133,0	70,0	92,7	132,9
100	zeitl.	50,3	26,7	60,6	37,8	24,2	55,4	101,2	49,1	43,2
	räuml.	65,3	58,2	61,5	67,8	62,7	53,2	66,8	64,9	85,1

Hinsichtlich der zeitlichen Entwicklung zeigt die Abbildung 2 einen leichten Anstieg der NO<sub>3</sub><sup>-</sup>-Konzentrationen seit dem Ende des Jahres 2015 in 30 cm Bodentiefe. Mit dem Anstieg dieses Anions geht auch ein Anstieg der Kationen Al<sup>3+</sup>, Mg<sup>2+</sup> und Ca<sup>2+</sup> einher. Aus verschiedenen Untersuchungen ist bekannt, dass Trockenperioden einen erheblichen Einfluss auf die Zusammensetzung der Bodenlösung haben können (LAMMERSDORF et al. 1998, MATZNER u. THOMA 1983, WEIS 1997, 2004). So wurden z. B. erhöhte Nitratausträge, Versauerungsschübe und Nährstoffverluste in der Phase der Wiederbefeuchtung nach längeren Trockenperioden beobachtet. Nach MATZNER u. THOMA (1983) stellt bereits die Austrocknung saurer Böden einen Versauerungsschub und somit eine Veränderung der Bodenlösung dar. Dies würde jedoch den Nutzen einer Vorstratifizierung nicht in Frage stellen, wenn alle Bodenbereiche gleichmäßig von einer solchen Veränderung betroffen wären.

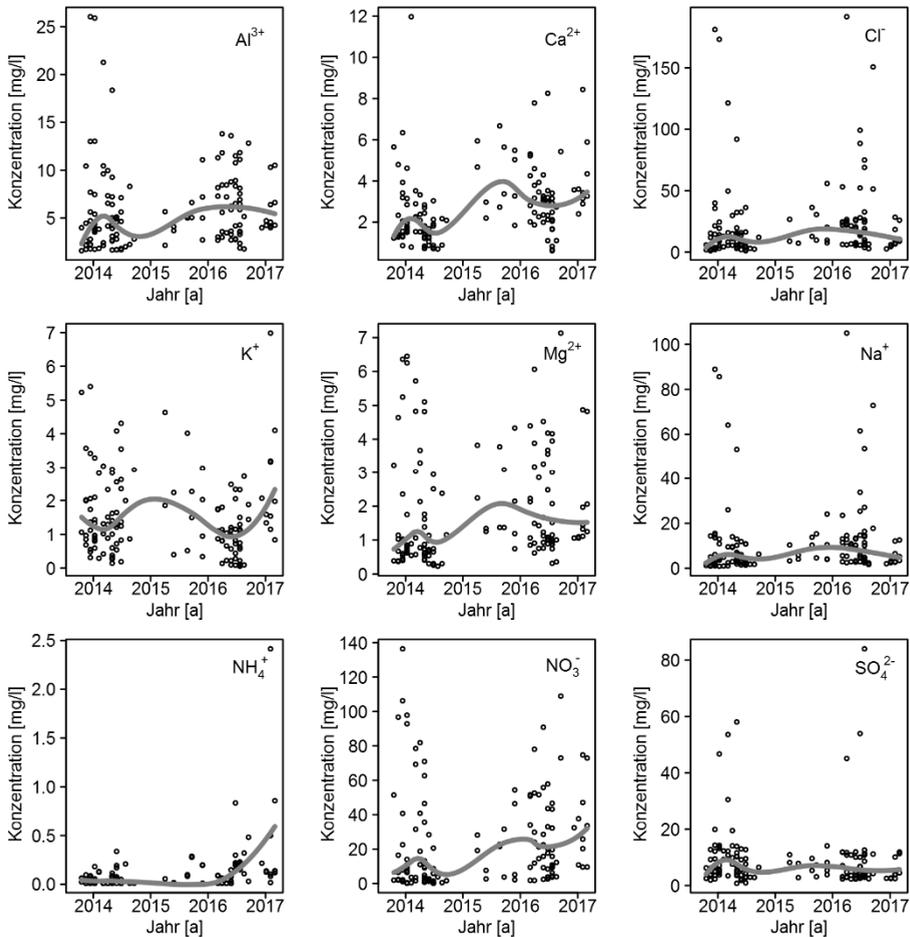


Abbildung 2: Zeitlicher Verlauf der Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung in 30 cm Bodentiefe im Untersuchungszeitraum von 09/2013 bis 03/2017; Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

Die Untersuchungen von LAMMERSDORF et al. (1998) zeigen jedoch, dass die Austrocknung von Waldböden zu heterogen verteilten bodenchemischen Veränderungen führt. Eine solche Dynamik würde den Nutzen einer Vorstratifizierung zumindest für extreme Trockenperioden und die nachfolgende Wiederbefeuchtung vermindern. Vergleichbare Entwicklungen sind auch in dieser Studie an einzelnen Saugkerzenstandorten zu erkennen (vgl. Abb. 3). Der starke Anstieg der  $\text{NO}_3^-$ -Konzentrationen an der Saugkerze „100-09“ im Jahre 2016 bewirkt offensichtlich einem ähnlichen zeitlichen Verlauf der Konzentrationen der begleitenden Kationen wie z. B.  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Al}^{3+}$  (s. Abb. 3).

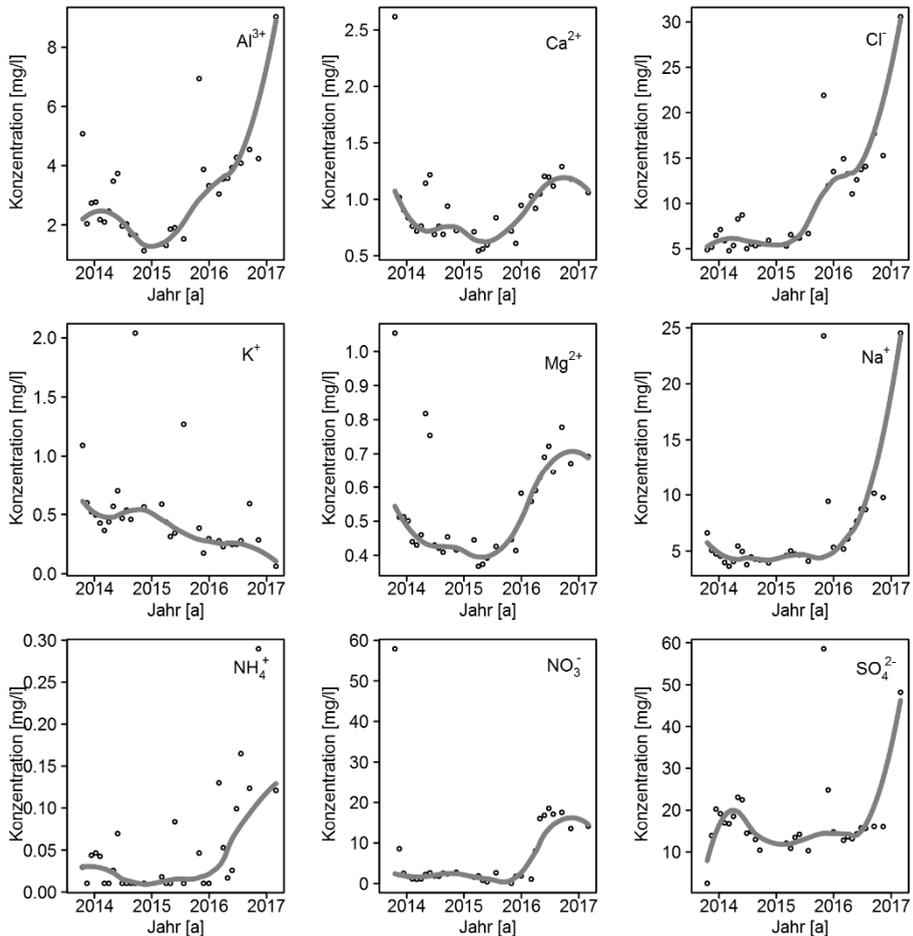


Abbildung 3: Zeitlicher Verlauf der Stoffkonzentrationen in 100 cm Bodentiefe für den Saugkerzenstandort KLDGNN-LY100-09; Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

### 3.2 Korrelationen der Stoffgehalte in der Bodenlösung

Bei den Ionen  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  und  $\text{SO}_4^{2-}$  liegen in beiden betrachteten Tiefenstufen hohe positive Korrelationen zwischen den jeweiligen Konzentrationen vor (s. Abb. 4 u. 5). Die Bestimmtheitsmaße liegen dabei in einer ähnlichen Größenordnung, wie sie auch in den Bodenextrakten zur Vorstratifizierung gefunden wurden (AHRENDTS et al. in diesem Band). Bei einer jahresweise getrennten Betrachtung ergeben sich für die Jahre 2014 und 2016 ähnliche Muster der Korrelationsbeziehungen wie für den gesamten Untersuchungszeitraum, während für das Jahr 2015 ein stärker abweichendes Muster zu finden ist (s. Abb. 4).

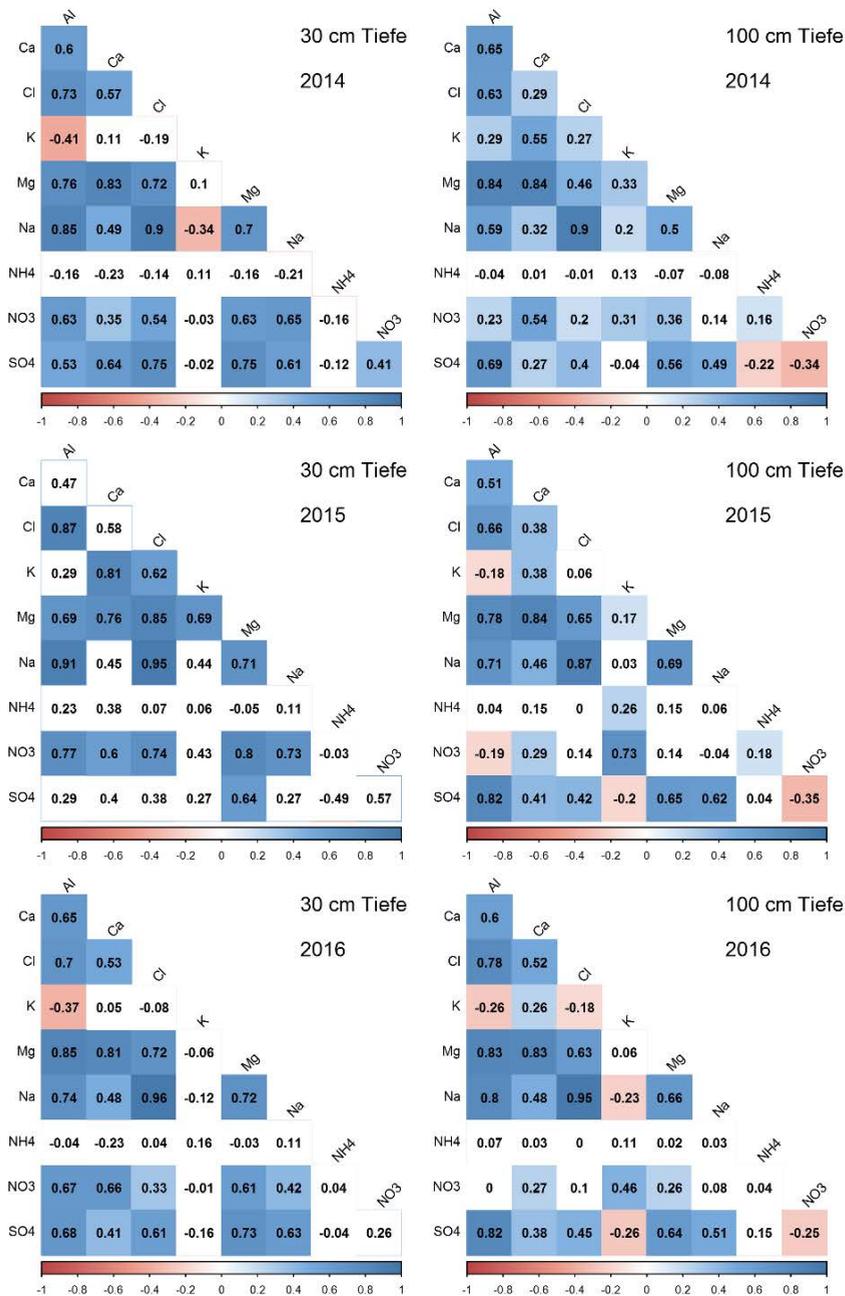


Abbildung 4: Korrelationskoeffizienten ( $r_{Spear}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen in der Bodenlösung an den Sangkerzenstandorten in 30 und 100 cm Tiefe für die Jahre 2014, 2015 und 2016; signifikante Korrelationen ( $\alpha \leq 0,05$ ) sind farbig hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen)

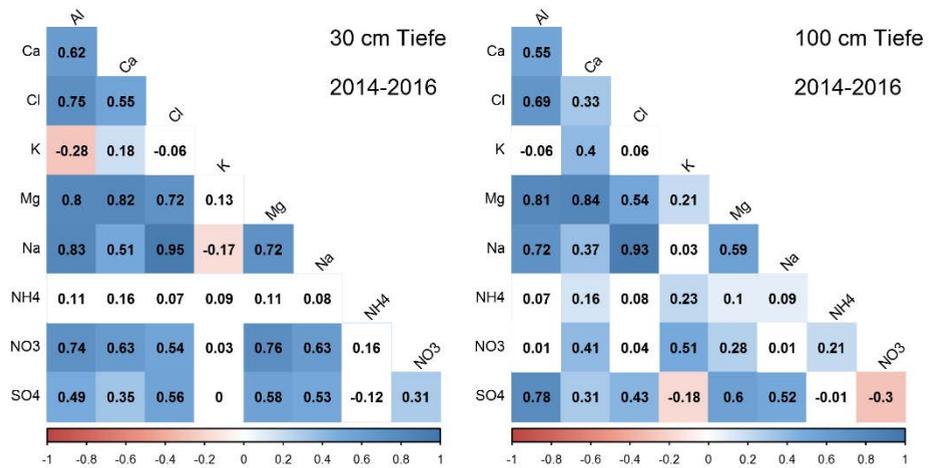


Abbildung 5: Korrelationskoeffizienten ( $r_{Spear}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen in der Bodenlösung an den Saugkerzenstandorten in 30 und 100 cm Tiefe für den gesamten Untersuchungszeitraum; signifikante Korrelationen ( $\alpha \leq 0,05$ ) sind farblich hinterlegt (blau: positive Korrelationen, rot: negative Korrelationen)

Zwischen  $\text{SO}_4^{2-}$  und  $\text{Al}^{3+}$  wurden für die Bodenlösung deutlich stärkere Zusammenhänge als für die Bodenextrakte gefunden. Für  $\text{NO}_3^-$  zeigen sich insbesondere in 30 cm Tiefe stärkere Zusammenhänge als bei den Bodenextrakten, was jedoch möglicherweise auf den relativ geringen Stichprobenumfang zurückzuführen ist (vgl. Tab. 1). Für  $\text{K}^+$  ergeben sich überwiegend nur schwache bzw. negative Korrelationen zu den anderen Ionen. Eine Ausnahme hiervon bildet das Jahr 2015. Hier treten z. B. zu  $\text{NO}_3^-$  (100 cm) und zu  $\text{Ca}^{2+}$  und  $\text{Mg}^{2+}$  (30 cm) sehr hohe positive Korrelationen hervor.

### 3.3 Hauptkomponentenanalyse der Stoffgehalte in der Bodenlösung

Durch die Hauptkomponentenanalyse werden für die Tiefenstufen 30 und 100 cm jeweils drei Hauptkomponenten (C.1 bis C.3) extrahiert, die zusammen einen Beitrag von 82 % (30 cm) bzw. 80 % (100 cm) zur Erklärung der Datenvariabilität liefern (s. Tab. 3). In 30 cm Bodentiefe erklärt die Komponente C.1 34 % der Varianz. Viele Ionen weisen eine Faktorladung von über 0,5 mg/l bei dieser Hauptkomponente auf. Auf die übrigen Hauptkomponenten entfallen jeweils 29 bzw. 19 %. In der unteren Tiefenstufe (100 cm) kommt der ersten Hauptkomponente mit 48 % eine noch höhere Bedeutung zu. Die zweite und dritte Hauptkomponente liegen mit jeweils 16 % gleichmäßig nebeneinander. Es zeigt sich, dass die Hauptkomponenten in 100 cm Bodentiefe eine andere Gewichtung als bei den Bodenextrakten (vgl. AHRENDTS et al. in diesem Band) aufweisen.

Tabelle 3: Ergebnisse der Hauptkomponentenanalyse nach dem Varimax-Rotation-Modell; Faktorladungen der Stoffkonzentrationen [mg/l] in der Bodenlösung im Untersuchungszeitraum 09/2013 bis 03/2017

	30 cm Bodentiefe			100 cm Bodentiefe		
	C.1	C.2	C.3	C.1	C.2	C.3
Al <sup>3+</sup>	<b>0,64</b>	<b>0,73</b>	-0,08	<b>0,96</b>	0,17	-0,06
Ca <sup>2+</sup>	0,23	<b>0,56</b>	<b>0,56</b>	<b>0,57</b>	<b>0,59</b>	0,36
Cl <sup>-</sup>	<b>0,87</b>	0,36	0,03	<b>0,90</b>	0,06	0,04
K <sup>+</sup>	-0,11	-0,05	<b>0,86</b>	-0,14	0,18	<b>0,76</b>
Mg <sup>2+</sup>	0,47	<b>0,79</b>	0,16	<b>0,77</b>	0,40	0,21
Na <sup>+</sup>	<b>0,90</b>	0,35	-0,01	<b>0,92</b>	0,02	0,03
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,00	0,13	<b>0,78</b>	0,16	0,09	<b>0,81</b>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	0,18	<b>0,94</b>	0,08	-0,01	<b>0,94</b>	0,17
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	<b>0,87</b>	0,11	-0,04	<b>0,88</b>	-0,08	-0,05
Var <sub>expl.</sub> [%]	34	29	19	48	16	16

Faktorladungen über |0,50| sind fett gedruckt, Var<sub>expl.</sub>: erklärte Varianz

Bei den Bodenextrakten liegen die erste und zweite Hauptkomponente mit jeweils 35 und 26 % wesentlich gleichmäßiger verteilt nebeneinander. In beiden Tiefenstufen weisen bei der ersten Hauptkomponente jeweils mehrere Ionen mit teilweise unterschiedlichem biogeochemischem Verhalten hohe Faktorladung auf. Dies lässt darauf schließen, dass hier ein Konzentrationseffekt deutlich wird, der maßgeblich durch den Wurzelwasserentzug gesteuert wird. Auf den anderen Hauptkomponenten laden jeweils in unterschiedlicher Gewichtung Ionen mit bedeutender Nährstofffunktion hoch. Hier dürfte demnach die selektive Entnahme von Nährstoffen durch Baumwurzeln zum Tragen kommen.

Allein sechs Hauptionen (Al<sup>3+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Cl<sup>-</sup>, Mg<sup>2+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>) weisen bei der Bodenlösung in 100 cm Bodentiefe hohe Faktorladungen auf der ersten Hauptkomponente auf. Die stoffspezifische Aufteilung unterscheidet sich auch bei den anderen beiden Hauptkomponenten von den aus den Extrakten abgeleiteten Beziehungen für 100 cm Bodentiefe. Entsprechend ist zumindest für einige Stoffe (K<sup>+</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) von einer anderen räumlichen Verteilung auszugehen, als durch die Vorstratifizierung vorhergesagt.

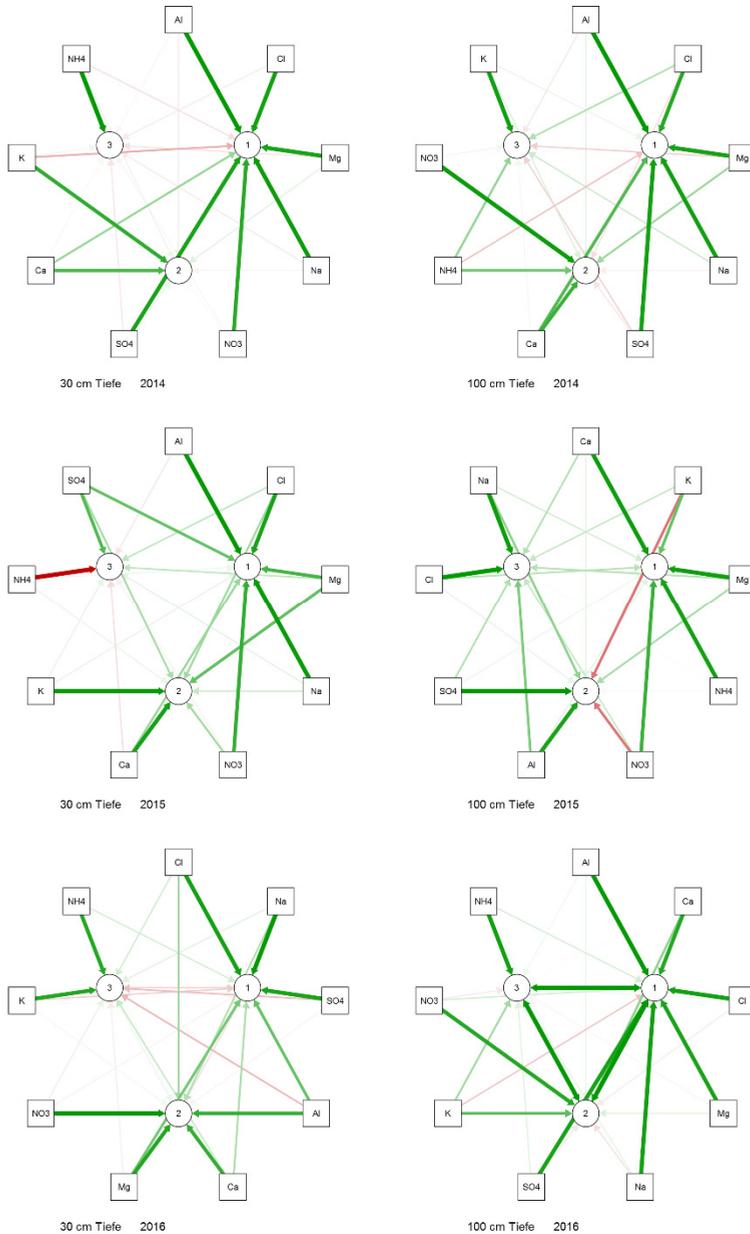


Abbildung 6: Graphische Darstellung der Hauptkomponenten und stoffspezifischen Faktorladungen der Konzentrationen in der Bodenlösung für die Jahre 2014 (oben), 2015 (mittig) und 2016 (unten) in 30 cm (links) und 100 cm (rechts) Bodentiefe (rot: negative Faktorladungen, grün: positive Faktorladungen)

Möglicherweise werden bei der Extraktion von Bodenproben durch die Zugabe von Wasser Lösungs- und Austauschgleichgewichte verändert, die bei der Beprobung mittels Saugsonden nicht zum Tragen kommen (LUDWIG et al. 1999).

Die Differenzen zwischen der mit Bodenextrakten und der mit Saugsonden gewonnenen Bodenlösung werden noch deutlicher, wenn man sich die unterschiedliche Verteilung der Faktorladungen in den jeweiligen Jahren anschaut (vgl. Abb. 6). Für die basischen Kationen  $Mg^{2+}$  und  $Ca^{2+}$  ergeben sich in beiden Tiefen und in allen drei Jahren hohe Faktorladungen für die ersten beiden Hauptkomponenten. Demgegenüber zeigen sich z. B. für  $NO_3^-$  in den unterschiedlichen Tiefen und Jahren sehr unterschiedliche Faktorladungen für verschiedene Hauptkomponenten, sodass von unterschiedlichen Wirkungsfaktoren auf die Varianz der  $NO_3^-$ -Konzentrationen ausgegangen werden kann. Im Vergleich zu den Bodenextrakten tritt  $NO_3^-$  bei den Saugkerzenproben häufiger in Kombination mit  $Ca^{2+}$  und  $Mg^{2+}$  auf, wie es auch aus anderen Untersuchungen bekannt ist (z. B. JACOBSEN et al. 2001). Aufgrund der unterschiedlichen Beiträge zur Erklärung der Datenvariabilität zwischen den Bodenextrakten und der mit Saugkerzen gewonnenen Bodenlösung sind über den gesamten Untersuchungszeitraum keine sehr hohen Kovarianzen zwischen den an den jeweiligen Standorten ermittelten Konzentrationen der Bodenextrakte und den kontinuierlich mit Saugkerzen gemessenen Bodenlösungskonzentrationen zu erwarten.

### 3.4 Korrelationen zwischen den mittels Saugkerzen und Bodenextrakten ermittelten Stoffkonzentrationen

Für jeden der insgesamt 47 Beprobungszeiträume (von 09/2013 bis 03/2017) wurden die in den Saugkerzen gewonnenen Stoffkonzentrationen denen aus den Bodenextrakten gegenübergestellt. Dargestellt sind in den Abbildungen 7 und 8 nur die Beprobungszeiträume, an denen mehr als die Hälfte ( $\geq 8$ ) der Saugkerzen einer Tiefe Bodenlösung lieferten, um ausreichend stabile Korrelationen zu erhalten. Insbesondere in 30 cm Bodentiefe war dies nur sehr selten der Fall, sodass für diese Bodentiefe nur eingeschränkte Aussagen möglich sind. Für die Zeiträume, in denen ausreichend Bodenlösung vorlag, zeigen sich für fast alle Ionen gute Korrelationen ( $> 0,5 r_{\text{Spear}}$ ). Hiervon ausgenommen sind  $Al^{3+}$  und  $NH_4^+$ . Während bei  $Al^{3+}$  durch die Methodik der Bodenextraktion möglicherweise Lösungs- und Austauschgleichgewichte verschoben werden (LUDWIG et al. 1999), ist die geringe Übereinstimmung bei  $NH_4^+$  vermutlich durch die häufig im Bereich der Bestimmungsgrenze liegenden Konzentrationen begründet (vgl. Tab. 1). Auf Besonderheiten bei  $Al^{3+}$  deuten auch die Faktoranalysen hin. Im Gegensatz zur Faktoranalyse der Vorstratifizierung (vgl. AHRENDS et al. in diesem Band) weist dieses Element seine höchsten Faktorladungen in 30 cm Bodentiefe in der zweiten Hauptkomponente auf und zwar in der

Kombination mit  $\text{NO}_3^-$  (vgl. Tab. 3). Bei den jährlich dargestellten Hauptkomponenten (vgl. Abb. 6) zeigt sich eine entsprechende Beziehung vorwiegend für das Jahr 2016.

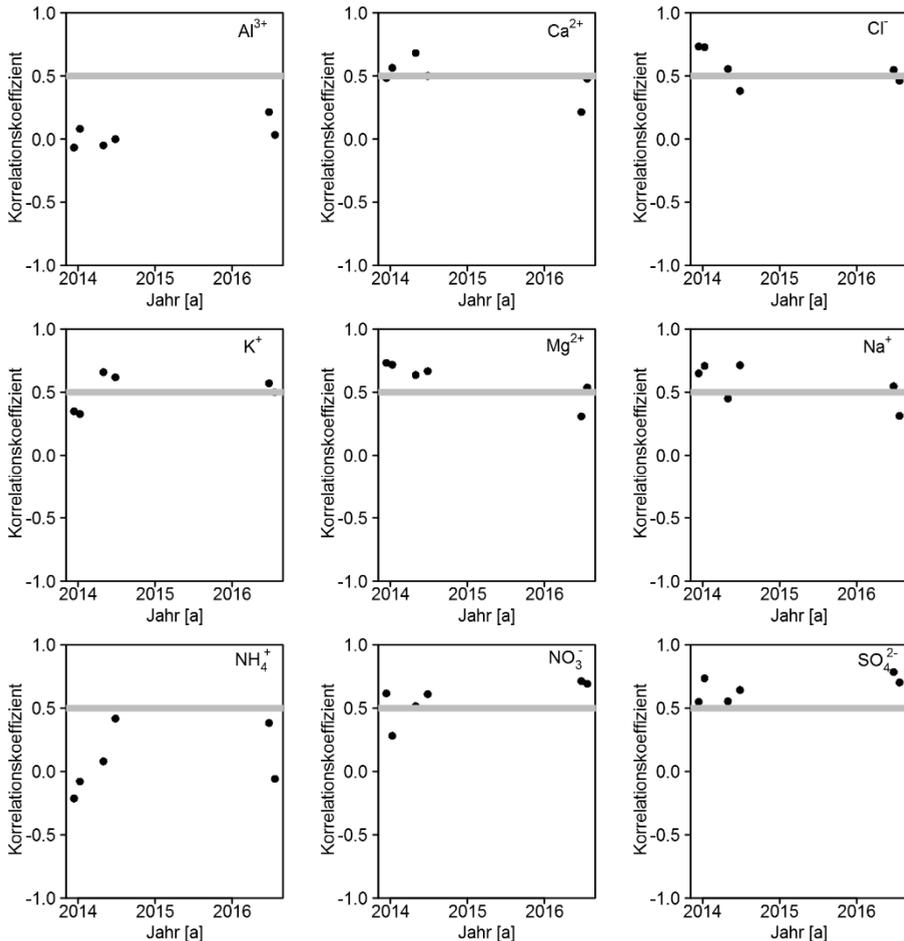


Abbildung 7: Korrelationskoeffizienten ( $r_{\text{Spear}}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen aus Bodenextrakten und aus Saugkerzenproben der Bodenlösungen an identischen Standorten in 30 cm Bodentiefe ( $n = 8-15$  je dargestelltem Termin; graue Linie:  $r_{\text{Spear}} = 0,5$ )

Eine noch stärker ausgeprägte Dynamik der Korrelationskoeffizienten zeigt sich für 100 cm Beprobungstiefe (s. Abb. 8). Insbesondere bei  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{Ca}^{2+}$  verringern sich im Jahr 2015 die anfänglich noch verhältnismäßig hohen Korrelationskoeffizienten. Eine Entwicklung hin zu schwächeren Korrelationen zeigt sich ab dem Jahr 2015 bei fast allen Ionen. Eine mögliche Erklärung für diese Veränderungen könnte die Austrocknung des Bodens im Trockenjahr 2015 (BOCZON et al. 2016, ZINK et al. 2016) sein. Die geringen Niederschläge in der ersten Jahreshälfte (72 % unter dem

langjährigen Mittel 1981-2010) und die hohen Temperaturen (1 K über dem langjährigen Mittel) führten zu einer starken Reduzierung der Bodenwasservorräte. Entsprechend wurden auf einer unmittelbar benachbarten Kiefernfläche (für diese liegen Messreihen der Wassergehalte seit 1998 vor) in der ersten Jahreshälfte deutlich geringere Bodenwassergehalte als im langjährigen Mittel gemessen (vgl. AHRENDTS et al. 2017).

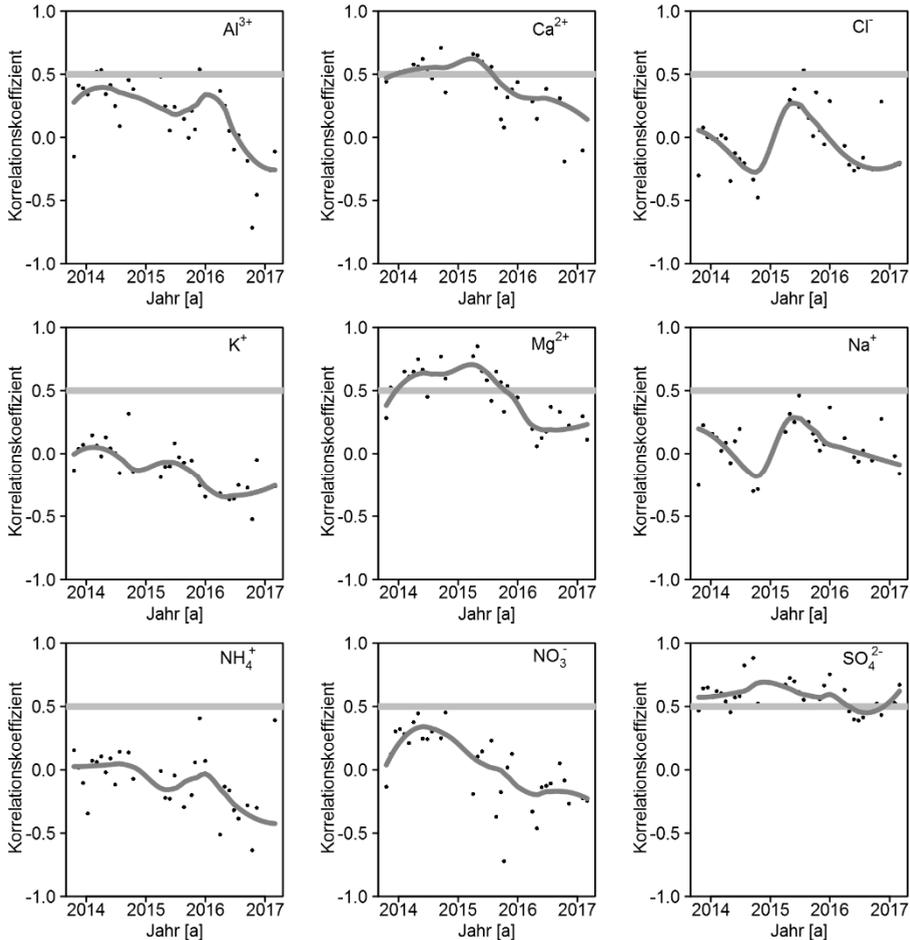


Abbildung 8: Korrelationskoeffizienten ( $r_{Spear}$ ) zwischen den Hauptkationen und -anionen aus Bodenextrakten und aus Saugkerzenproben der Bodenlösungen an identischen Standorten in 100 cm Bodentiefe ( $n = 8-15$  je dargestelltem Termin; graue Linie:  $r_{Spear} = 0,5$ ); Ausgleichsfunktionen aus LOESS-Approximation

Für  $\text{SO}_4^{2-}$  zeigen sich demgegenüber über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg hohe stabile Korrelationskoeffizienten (s. Abb. 8). Entsprechend ist davon auszugehen, dass sich die Prozesse, die für die  $\text{SO}_4^{2-}$ -Konzentrationen und deren Dynamik verantwortlich sind, durch die Trockenperiode nicht verändert haben. Für  $\text{K}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  und  $\text{Na}^+$  konnten über den gesamten Untersuchungszeitraum hinweg geringe Übereinstimmungen mit den Bodenextrakten ermittelt werden.

Für die zukünftige Entwicklung der Übereinstimmung der mit Bodenextrakten und der mit Saugsonden gewonnenen Bodenlösung ist es denkbar, dass sich nach der Phase der Wiederbefeuchtung im Jahr 2016 wieder stärkere Korrelationen einstellen könnten. Hierbei ist jedoch zu beachten, dass gegenüber diesen Effekten, die direkt die chemische Lösungszusammensetzung beeinflussen, auch indirekte Einflüsse durch Änderungen der Flussraten am jeweiligen Messpunkt z. B. durch eine Veränderung der hydrophoben Eigenschaften (BACHMANN et al. 2000, BUCZKO et al. 2005) wirken können. Insbesondere das Infiltrationsverhalten der Böden kann durch Trockenphasen empfindlich verändert werden (GIMBEL et al. 2016). Des Weiteren ist zu beachten, dass sommerliche Trockenperioden wie 2003 und 2015 immer wieder und in Zukunft wahrscheinlich mit einer höheren Frequenz und Intensität auftreten (AHRENDTS et al. 2010, KIRILENKO u. SEDJO 2007, THIELE et al. 2017).

## 4 Schlussfolgerungen

Der Vergleich von Stoffkonzentrationen aus Bodenextrakten mit an identischen Standorten installierten Saugkerzen über einen Zeitraum von über drei Jahren zeigt, dass eine raumzeitliche Stabilität der durch eine Vorstratifizierung vorhergesagten Verteilungsstruktur für die ersten zwei Jahre für  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  (nur 30 cm Tiefe),  $\text{Na}^+$  (nur 30 cm Tiefe),  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$  (nur 30 cm Tiefe),  $\text{Cl}^-$  (nur 30 cm Tiefe) und für  $\text{Al}^{3+}$  (nur 100 cm Tiefe) gegeben war. Für diese Ionen zeigt sich wie zu erwarten ein Rückgang der Kovarianzen im Verlauf der Untersuchungsperiode. Bei den anderen Kombinationen aus Ion und Tiefe ergaben sich über den gesamten Untersuchungszeitraum geringe Korrelationskoeffizienten. Eine Hauptkomponentenanalyse zeigt, dass sich die Faktorladungen der jeweiligen Hauptkomponenten bei diesen Stoffen erheblich von den Beiträgen zur Erklärung der Datenvariabilität für den Vorstratifizierungsdatensatz unterscheiden. Insbesondere die Verringerung der Korrelationskoeffizienten im Trockenjahr 2015 verdeutlicht, dass die aktuelle Zusammensetzung der Bodenlösung nicht nur von langfristigen Prozessen, wie z. B. den atmosphärischen Stoffeinträgen bestimmt wird, sondern starken saisonalen und interannuellen Schwankungen unterworfen sein kann. Starke bodenchemischer Reaktionen in Folge von Trockenphasen, wie auch von LAMMERSDORF et al. (1998) postuliert, deuten sich auch in dieser Studie an. Da die chemische Zusammensetzung der Bodenlösung von sehr unterschiedlichen Prozessen gesteuert wird und auf die unterschiedlichen Prozesse in einer unterschiedlichen Intensität wirkt (vgl. KÖLLING und

PRIETZEL 1995), ist eine zeitliche Vorhersage für mehrere Stoffe unsicher. Für das Monitoring der Bodenlösung in Waldökosystemen ergeben sich hieraus folgende Konsequenzen: Der aus Kostengründen häufig verwendete Umfang von Wiederholungen (5-10) reicht meistens nicht aus, Stoffkonzentration mit einer angemessenen Genauigkeit abzuschätzen (AHRENDTS et al. in diesem Band, KOHLPAINTNER et al. 2012, STREBEL u. BÖTTCHER 1989). Da bei stofflichen Fragestellungen und Bilanzierungen häufig mehrere Stoffe ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^-$ ) im Fokus der Betrachtung stehen, ist es notwendig, die Konzentrationen all dieser Stoffe mit einer zufriedenstellenden Genauigkeit flächenrepräsentativ abschätzen zu können. Der Versuch, dieses durch eine Modifizierung der Vorstratifizierungsstrategie von KOHLPAINTNER et al. (2012) zu erreichen, zeigt für  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  und  $\text{SO}_4^-$  zufriedenstellende Resultate. Für Stoffe, die jedoch ebenso häufig im Zentrum von stofflichen Bilanzierungen stehen, wie  $\text{K}^+$  und  $\text{NO}_3^-$ , konnte nur teilweise eine Verbesserung der Präzision erreicht werden. Insgesamt zeigt die Untersuchung, dass die angewendete Vorstratifizierung geeignet ist, die Anzahl von Wiederholungen für das Monitoring der Bodenlösung zu reduzieren. Trotzdem sollte weiter nach geeigneten Verfahren gesucht werden, eine flächenrepräsentative Charakterisierung der Bodenlösung mit einer höheren Genauigkeit zu gewährleisten.

## Literatur

- AG-BODEN (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung. Hannover, 438 S.
- AHRENDTS, B.; PENNE, C.; PANFEROV, O. (2010): Impact of target diameter harvesting on spatial and temporal pattern of drought risk in forest ecosystems under climate change conditions. *The Open Geography J.*, 3, 91-102
- AHRENDTS, B.; WAGNER, M.; SUTMÖLLER, J.; MEESENBURG, H. (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf Waldböden. In: LAGB: Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, 19, im Druck
- BACHMANN, J.; HORTON, R.; VAN DER PLOEG, R. R.; WOCHE, S. (2000): Modified sessile drop method for assessing initial soil-water contact angle of sandy soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 564-567
- BINKLEY, D.; FISHER, R. F. (2013): Ecology and management of forest soils. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey, 363 S.
- BMEL BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Bund-Länder-AG zur Umsetzung der Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV-AG), 40 S.
- BOCZON, A.; KOWALSKA, A.; DUDZINSKA, M.; WROBEL, M. (2016): Drought in Polish Forests in 2015. *Pol. J. Environ. Stud.*, 25, (5), 1857-1862
- BÖTTCHER, J.; LAUER, S.; STREBEL, O.; PUHLMANN, M. (1997a): Spatial Variability of Canopy Throughfall and Groundwater Sulfate Concentrations under a Pine Stand. *J. Environ. Qual.*, 26, 2, 503-510
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O.; LAUER, S. (1997b): Räumliche Variabilität von Stoffkonzentrationen am Grundwasserspiegel bei einem grundwasserfernen Sandstandort unter Kiefer. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 160, 67-72

- BUCZKO, U.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. (2005): Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under Scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma*, 126, 317-336
- CRONAN, C. S.; GRIGAL, D. F. (1995): Use of Calcium/Aluminum Ratios as Indicators of Stress in Forest Ecosystems. *J. Environ. Qual.*, 24, 2, 209-226
- DE WIT, H. A.; ELDHUSET, T. D.; MULDER, J. (2010): Dissolved Al reduces Mg uptake in Norway spruce: Results from a long-term field experiment in Norway. *For. Ecol. Manage.*, 259, 2072-2082
- EVERS, J.; SCHULZE, A. (2005): Zur Schlüsselrolle eines integrierten Datenmanagements für die verbesserte Nutzbarmachung von Daten des Forstlichen Umweltmonitorings. *Z. Agrarinformatik*, 13, 9-17
- FERRETTI, M.; KÖNIG, N. (2013): Quality Assurance in International Forest Monitoring in Europe. In: FERRETTI, M.; FISCHER, R.: *Forest Monitoring - Methods for terrestrial investigations in Europe with an overview of North America and Asia. Developments in Environmental Sci.*, 12, 387-396
- FLECK, S.; COOLS, N.; DE VOS, B.; MEESENBURG, H.; FISCHER, R. (2016): The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. *Ann. Forest Sci.*, 73, 945-957, DOI: 10.1007/s13595-016-0571-4
- GEORGE, E.; SEITH, B.; SCHAEFFER, C.; MARSCHNER, H. (1995): Response of *Picea*, *Pinus* and *Pseudotsuga* roots to heterogeneous nutrient distribution in soil. *Tree Physiology*, 17, 39-45
- GIMBEL, K.; PUHLMANN, H.; WEILER, M. (2016): Does drought alter hydrological functions in forest soils? *Hydrol. Earth System Sci.*, 20, 1301-1317
- GROSSMANN, J.; KLOSS, R. (1994): Variability of water quality in a spruce stand. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, 157, (1), 47-51
- HARRELL Jr, F. E. (2016): Hmisc: Harrell Miscellaneous. R package version 4. 0-2. <http://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>
- HEDDERICH, J.; SACHS, L. (2012): *Angewandte Statistik: Methodensammlung R*. Springer, Heidelberg, 881 S.
- ICP FORESTS (2016): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. UNECE, ICP Forests, Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>] (abgerufen am 09.06.2017). ISBN: 978-3-926301-03-1
- JACOBSEN, C.; SCHÖNFELDER, E.; PAAR, U.; EICHHORN, J. (2001): Die Bodenlösungschemie in einem stickstoffgesättigten Buchenwaldökosystem in Nordhessen (Fallstudie Zierenberg). *Allg. Forst- u. J.-Ztg.*, 172, 117-125
- KIRILENKO, A. P.; SEDJO, R. A. (2007): Climate change impacts on forestry. *Proc. National Academy of Sciences*, 104, 50, 19697-19702
- KÖLLING, C.; PRIETZEL, J. (1995): Correlations between nitrate and sulfate in the soil solution of disturbed forest ecosystems. *Biogeochemistry*, 31, 121-138
- KÖNIG, N.; FORTMANN, H. (2012): *Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs- und Qualitätskontrollmethoden des Umweltanalytik-Labors der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt. 3. Ergänzung: 1999-2011. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Band 79*
- KOHLPAINTNER, M.; HUBER, C.; GÖTTLEIN, A. (2012): Improving the precision of estimating nitrate (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) concentration in seepage water of forests by prestratification with soil samples. *European J. Forest Res.*, 131, 5, 1399-1409
- LAGB Landesamt für Geologie und Bergwesen Sachsen-Anhalt (Hrsg.) (2017): *Bodenbericht 2017. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt*, 19, im Druck
- LAMMERSDORF, N. P.; BEIER, C.; BLANCK, K.; BREDEMEIER, M.; CUMMINS, T.; FARRELL, E. P.; KREUTZER, K.; RASMUSSEN, L.; RYAN, M.; WEIS, W.; XU, X.-J. (1998): Effect of drought experiments using roof installations on acidification / nitrification of soils. *For. Ecol. Manage.*, 101, 95-109

- LUDWIG, B.; MEIWES, K. J.; KHANNA, P.; GEHLEN, R.; FORTMANN, H.; HILDEBRAND, E. E. (1999): Comparison of different laboratory methods with lysimetry for soil solution composition – experimental and model results. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 162, 343-351
- MALEK, S.; MARTINSON, L.; SVERDRUP, H. (2005): Modelling future soil chemistry at a highly polluted forest site at Istebna in Southern Poland using the "SAFE" model. *Environmental Pollution*, 137, (3), 568-573
- MANDERSCHIED, B.; MATZNER, E. (1995): Spatial heterogeneity of soil solution chemistry in a mature Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) stand. *Water, Air and Soil Pollution*, 85, 1185-1190
- MATZNER, E.; THOMA, E. (1983): Auswirkungen eines saisonalen Versauerungsschubes im Sommer / Herbst 1982 auf den chemischen Bodenzustand verschiedener Waldökosysteme. *Allgemeine Forstzeitschrift*, 38, 677-683
- MEESENBURG, H.; AHREND, B.; KLINCK, U.; WAGNER, M.; MINDRUP, M.; SCHELER, B. (2017): Zur Nachhaltigkeit der Bewirtschaftung forstlich genutzter Böden. In: LAGB: Bodenbericht 2017. *Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt*, 19, S. im Druck
- MEIWES, K. J.; HAUHS, M.; GERKE, N.; ASCHE, N.; MATZNER, E.; LAMMERSDORF, N. (1984): Die Erfassung des Stoffkreislaufs in Waldökosystemen – Konzept und Methodik. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme / Waldsterben*, 7, 70-139
- MEIWES, K. J.; KHANNA, P. K.; ULRICH, B. (1986): Parameter for describing soil acidification and their relevance to the stability of forest ecosystems. *For. Ecol. Manage.*, 15, 161-179
- NIEMINEN, T. M.; DE VOS, B.; COOLS, N.; KÖNIG, N.; FISCHER, R.; IOST, S.; MEESENBURG, H.; NICOLAS, M.; O'DEA, P.; CECCHINI, G.; FERRETTI, M.; DE LA CRUZ, A.; DEROME, K.; LINDROOS, A. J.; GRAF PANNATIER, E. (2016): Part XI: Soil Solution Collection and Analysis. Manual Part XI. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): *Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests*. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 29 S. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. ISBN: 978-3-86576-162-0
- PENNE, C.; AHREND, B.; DEURER, M.; BÖTTCHER, J. (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. *Geoderma*, 158, (3-4), 282-297
- R CORE TEAM (2017): *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>
- REINDS, G. J.; POSCH, M.; LEEMANS, R. (2009): Modelling recovery from soil acidification in European forests under climate change. *Sci. Total Environ.*, 407, 5663-5673
- REVELLE, W. (2017): *Psych: Procedures for Personality and Psychological Research*, Northwestern University, Evanston, Illinois, USA, <http://CRAN.R-project.org/package=psych> Version = 1.7.3.
- SACHS, L. (1999): *Angewandte Statistik*. 9. Auflage. Springer Verlag, Berlin, 881 S.
- STREBEL, O.; BÖTTCHER, J. (1989): Solute input into groundwater from sandy soils under arable land and coniferous forest: Determination of area representative mean values of concentration. *Agric. Water Manage.*, 15, 265-278
- SVERDRUP, H.; THELIN, G.; ROBLES, M.; STJERNQUIST, I.; SÖRENSEN, J. (2006): Assessing nutrient sustainability of forest production for different tree species considering Ca, Mg, K, N and P at Björnstorps Estate, Sweden. *Biogeochemistry*, 81, 219-238
- TEICHERT, A. (2000): *Raum-Zeit-Strukturen von Messgrößen des Stoffhaushalts eines grundwasser-nahen sauren Sandbodens unter Kiefernwald*. *Horizonte – Herrenhäuser Forschungsbeiträge zur Bodenkunde*, 5, 1-169
- THIELE, J. C.; NUSKE, R.; AHREND, B.; PANFEROV, O.; ALBERT, M.; STAUPENDAHL, K.; JUNGHANS, U.; JANSEN, M.; SABOROWSKI, J. (2017): Climate change impact assessment – A simulation experiment with Norway spruce for a forest district in Central Europe. *Ecological Modelling*, 346, 30-47
- TUKEY, J. W. (1977): *Exploratory data analysis*. Addison-Wesley, 688 S.

- VON DER HEIDE, C.; BÖTTCHER, J.; DEURER, M.; WEYMANN, D.; WELL, R.; DUIJNISVELD, W. H. M. (2008): Spatial variability of N<sub>2</sub>O concentrations and of denitrification-related factors in the surficial groundwater of a catchment in Northern Germany. *J. Hydrol.*, 360, 230-241
- WEI, T.; SIMKO, V. (2016): corrplot: Visualization of a Correlation Matrix. R package version 0.77, <https://CRAN.R-project.org/package=corrplot>
- WEIHERMÜLLER, L.; SIEMENS, J.; DEURER, M.; KNOBLAUCH, S.; RUPP, H.; GÖTTLEIN, A.; PÜTZ, T. (2007): In Situ Soil Water Extraction. A Review. *J. Environ. Qual.*, 36, 1735-1748
- WEIS, W. (1997): Auswirkungen experimentell erzeugter Trockenperioden auf Wasser- und Stoffhaushalt im Boden eines Fichtenökosystems am Standort Höglwald. Hieronymus, München, 155 S.
- WEIS, W. (2004): Trockenjahre beeinflussen Sickerwasserchemie und Bodenversauerung. *LWF aktuell*, 43, 19-20
- WEIS, W.; AHREND, B. (2017): Berechnung der bodenbezogenen Stoffbilanzen. *Freiburger Forstliche Forschung*, in Druck
- WÖHRLE, N.; SCHACK-KIRCHNER, H.; HILDEBRAND, E. E. (2005): Randomisiert wandernde Messplots: Raum-Zeit-Modellierung von Stoffhaushaltsparmetern in heterogenen Waldbeständen. *Freiburger Forstliche Forschung*, 62, 15-24
- ZETTERBERG, T.; OLSSON, B. A.; LÖFGREN, S.; BRÖMSEN, C. v.; BRANDTBERG, P.-O. (2013): The effect of harvest intensity on long-term calcium dynamics in soil and soil solution at three coniferous sites in Sweden. *For. Ecol. Manage.*, 302, 280-294
- ZINK, M.; SAMANIEGO, L.; KUMAR, R.; THOBER, S.; MAI, J.; SCHÄFER, D.; MARX, A. (2016): The German drought monitor. *Environ. Res. Lett.*, 074002, doi: 10.1088/1748-9326/1011/1087/074002

Korrespondierender Autor:

Dr. Bernd Ahrends  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abt. Umweltkontrolle  
Grätzelstraße 2  
D-37079 Göttingen  
bernd.ahrends@nw-fva.de  
www.nw-fva.de

Dr. Uwe Klinck  
Heike Fortmann  
Dr. Markus Wagner  
Dr. Henning Meesenburg  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt



# Überprägung hydraulischer Eigenschaften in Waldböden durch atmosphärische Deposition

Influence of atmospheric deposition on hydraulic properties of forest soils

*Jürgen Böttcher, Jiem Krüger und Jörg Bachmann*

## Zusammenfassung

Wasserabweisende Eigenschaften von Böden werden durch organische Bodensubstanzen unterschiedlicher Herkunft ausgebildet. Deren Gehalt im Boden spielt eine Rolle, aber auch chemische Eigenschaften der organischen Substanzen beeinflussen die Benetzbarkeit des Bodens. Bei Waldböden kann Stammabfluss entsprechender Baumarten wie Buche die Bodenversauerung an der Stammbasis lokal verstärken. Damit einhergehende Änderungen von pH-Werten oder C/N-Verhältnissen können wasserabweisende Eigenschaften der organischen Bodensubstanz begünstigen. Das Ziel dieser Studie war, Zusammenhänge zwischen Position der Bäume (Buchen mit Stammablauf), der Bodenbenetzbarkeit und ausgewählten bodenchemischen Parametern in Oberflächennähe (0,1-0,2 m Tiefe) zu untersuchen. Die Arbeiten wurden im Grunderwald (nordwestlich von Hannover) durchgeführt. Auf der Untersuchungsfläche steht ein ca. 100 Jahre alter Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) auf sandigem Substrat mit tiefem Grundwasserstand. Als Bodentyp ist eine Braunerde mit mäßiger bis stellenweise stärkerer Versauerung ausgebildet. Beprobte wurden

zwei ca. 50 m voneinander entfernte Transekte. Transekt 1 (46,4 m Länge, 58 Proben im Abstand 0,8 m) wurde im Juli 2013 beprobt, Transekt 2 (50 m Länge, 51 Proben im Abstand 1 m) im Juli 2015. Neben bodenchemischen Eigenschaften wurden Kontaktwinkel (CA) zur Charakterisierung der Benetzbarkeit gemessen. Auswertungen mittels Standardstatistik ergaben keinen klaren Zusammenhang zwischen Baumposition, Probeentnahmepunkt und Bodeneigenschaften. Spektralvarianzanalytische Auswertungen zeigten jedoch signifikant, dass sowohl die Variabilität bodenchemischer Parameter (pH, Al-Gehalte) als auch die Benetzbarkeit durch die Position der Buchen und somit den Stammabfluss auf beiden Transekten beeinflusst wird, obwohl die Kontaktwinkel 2013 auf einem deutlich niedrigerem Niveau (mittlerer CA =  $40^\circ \pm 12^\circ$ ) waren als 2015 (mittlerer CA =  $110^\circ \pm 14^\circ$ ). Entsprechende Zusammenhänge zur Benetzbarkeit wurden für C/N-Verhältnisse, Sulfatgehalte oder oxalatlösliche Fe-Gehalte nicht gefunden. Unsere Studie ergibt in der Schlussfolgerung, dass ein Zusammenhang zwischen der Bodenversauerung durch Stammabfluss und dem Benetzungsverhalten des Bodens gegeben ist, was für weitere bodenhydraulische Eigenschaften wie Wasserinfiltration, Oberflächenabfluss oder den pflanzenverfügbaren Wasservorrat im Boden relevant sein kann.

**Stichworte:** Benetzbarkeit, Kontaktwinkel, Humus, Buchenwaldböden, Spektrale Varianzanalyse

## Abstract

Water repellency in soils is caused by soil organic matter of various origin. Generally, the chemical properties of soil organic compounds determine the wetting behavior of the entire soil matrix. In this context it is well known that increased solute input due to stemflow infiltration causes enhanced soil acidification near the tree base. Infiltration-driven alteration of chemical soil properties like pH, and carbon to nitrogen ratio (C/N) may also affect soil wettability (quantified as contact angle, CA), with a trend to increased soil water repellency (SWR) with decreased pH. The objective of this study was to analyse the impact of tree position on topsoil wettability and selected soil chemical parameters in the upper 10-20 cm of the soil profile. Two large-scale transects (about 50 m apart) were sampled in the Grinderwald (northwest of Hannover, Germany). The sampling site was a 100 year old beech forest (*Fagus sylvatica* L.). The soil type was a well-drained, sandy Dystric Cambisol with moderate, locally more severe, acidification. Transect 1 (46.4 m length, 58 samples, sampling distance 0.8 m) was sampled in July 2013, transect 2 (50 m length, 51 samples, sampling distance 1 m) in July 2015. Data evaluation by statistical standard methods revealed no meaningful relation between tree position (and thus, stemflow infiltration), sampling location, and pattern of chemical soil properties and SWR. The results of spectral variance analyses, however, showed that the spatial variability of acidification (pH, Al content), as well as SWR, in the soil horizon close to the surface

was significantly affected by the pattern of patches with and without stemflow infiltration on both large-distance transects, although the contact angle was much lower in 2013 (mean CA =  $40^\circ \pm 12^\circ$ ) than in 2015 (mean CA =  $110^\circ \pm 14^\circ$ ). For C/N ratio, sulfate, and oxalate-soluble Fe content no significant relations to SWR or soil acidity were found. We conclude that there is a link between stemflow induced soil acidification and SWR. This could have an effect on other soil hydraulic properties, such as water infiltration, surface runoff or the plant available water storage capacity in beech forest stands.

**Keywords:** wettability, contact angle, humic substances, beech forest soils, spectral variance analysis

## 1 Einleitung

Wichtige hydraulische Bodeneigenschaften wie die Wasserretention und die Wasserleitfähigkeit werden stark von der Benetzbarkeit des Bodenmaterials durch Wasser beeinflusst (z. B. BACHMANN et al. 2007). Für die Wasserretention bewirkt eine gehemmte Benetzbarkeit, dass der Boden vergleichsweise wesentlich weniger Wasser speichern kann, als dies bei guter Benetzbarkeit der Fall wäre. Weiterhin führt Benetzungshemmung dazu, dass Wasser nicht ungehindert über die gesamte Querschnittsfläche des Ober- und auch Unterbodens infiltrieren kann (BUCZKO et al. 2002, BUNDT et al. 2001). Als Konsequenz fördert Benetzungshemmung erhöhten Oberflächenabfluss und Bodenerosion (BUTZEN et al. 2015), aber auch präferentielle Wasserflüsse im Boden (CLOTHIER et al. 2008, BAUTERS et al. 2000, DEKKER et al. 2001, DEKKER u. RITSEMA 1994, DEURER u. BACHMANN 2007). In Waldböden unter Fichten-Buchen-Forst (BUNDT et al. 2001) und unter Kiefernforst (DEURER et al. 2003) wurden entsprechende Netzwerke solcher präferenten Fließwege gefunden, die offensichtlich auch über längere Zeiträume persistent sind.

Die Benetzbarkeit von Oberflächen lässt sich physikalisch durch den Benetzungswinkel (engl. contact angle, CA bzw.  $\alpha$ ) beschreiben, der sich im Gleichgewicht der Grenzflächenspannungen zwischen flüssiger, fester und gasförmiger Phase einstellt (z. B. HILLEL 1998, BACHMANN et al. 2014). Vollständig durch Wasser benetzbare, hydrophile Oberflächen haben einen Benetzungswinkel von  $\alpha = 0^\circ$ . Ist der Benetzungswinkel  $0^\circ < \alpha < 90^\circ$ , so ist die Benetzung der Oberfläche gehemmt, ab  $\alpha \geq 90^\circ$  ist die Oberfläche wasserabweisend (hydrophob). Benetzungswinkel, die BACHMANN et al. (2016) in verschiedenen Tiefen des Mineralbodens in einem Buchenwald gemessen haben, lagen im Bereich von  $0^\circ$  bis ca.  $75^\circ$  und weisen mehrheitlich auf mehr oder weniger starke lokale Benetzungshemmung hin. Die Autoren stellten auch fest, dass die Benetzungshemmung positiv mit dem Gehalt des Bodens an organischem Kohlenstoff (SOC) korreliert ist, was mit Ergebnissen anderer Autoren übereinstimmt (TÄUMER et al. 2005, MAO et al. 2014). Allerdings gibt es auch Arbeiten, die keinen Zusammenhang zwischen Benetzungshemmung und SOC belegen (DOERR et al. 2005, WOCHE et al. 2005). BACHMANN et al. (2016)

stellten fest, dass die Benetzungshemmung ab einem geringen Grenzwert von 0,3 % SOC positiv korreliert war, bei geringeren SOC-Gehalten dagegen die Benetzungshemmung mit abnehmendem SOC-Gehalt zunahm. Es kommt offenkundig nicht nur auf den Gehalt, sondern auch auf die chemische Komposition der SOC, besonders deren polare funktionellen Gruppen oder auf das Verhältnis von SOC-Gehalt zu mineralischer spezifischer Oberfläche an (z. B. ELLERBROCK et al. 2005).

Es ist lange schon bekannt, dass in Wälder eingetragene Stoffe in der Hauptsache der atmosphärischen Deposition zuzuordnen sind. Dabei spielen anthropogene Luftverunreinigungen eine wesentliche Rolle, und gegenüber Freiland wird die deponierte Stoffmenge durch Filterprozesse im Kronenraum der Waldbäume erheblich erhöht (z. B. MAYER u. ULRICH 1978). Bei der Passage von Niederschlagswasser durch den Kronenraum wird dieses inhomogen verteilt, was zu charakteristischen Mustern des Stoffeintrags in die Waldböden führt. Bei Nadelbäumen wie Kiefern ist der Stoffeintrag durch Kronentraufe von besonderer Bedeutung (z. B. BÖTTCHER et al. 1997), bei Laubbäumen wie Buche findet erhöhter Eintrag durch Stammabfluss statt (FALKENGREN-GRERUP 1989, LEVIA u. FROST 2003). Der Stammabfluss infiltriert in Stammnähe in den Boden (SCHWÄRZEL et al. 2012) und führt dort zu erhöhter Bodenversauerung (KOCH u. MATZNER 1993).

Um das Ausmaß der durch Stammablauf verstärkten Bodenversauerung in einem norddeutschen Buchenforst auf Braunerde aus schluffigem Sand zu erkunden, haben KRÜGER et al. (2016) in 2013 eine Transektbeprobung entlang einer Baumreihe (*Fagus sylvatica* L.) durchgeführt. Typische Versauerungsindikatoren (pH-Wert, oxalatlösliches Aluminium) der Bodenproben aus 0,1-0,2 m Tiefe wiesen eine markante Musterbildung auf. In direkter Nachbarschaft zu Buchenstämmen waren der pH-Wert und der Gehalt an oxalatlöslichem Aluminium deutlich erniedrigt. In den Buchen-Zwischenräumen entlang des Transekts waren die Verhältnisse genau umgekehrt. Erstaunlicherweise wurde eine solche ausgeprägte Musterbildung auch für den Benetzungswinkel festgestellt. In Stammnähe höhere Benetzungswinkel (= stärker gehemmte Benetzung) und in den Buchen-Zwischenräumen niedrigere Benetzungswinkel (= geringe Benetzungshemmung). Ein solches Ergebnis, dass die Benetzbarkeit des Bodens im Gleichklang mit der depositiongetriebenen Bodenversauerung variiert, lag bislang in der Literatur nicht vor.

In diesem Beitrag sollen die wesentlichen Ergebnisse von KRÜGER et al. (2016) zusammenfassend dargestellt und mit Befunden einer Wiederholungsbeprobung in 2015 verglichen werden. Bei der Wiederholungsbeprobung wurde von der Hypothese ausgegangen, dass die systematische, durch Deposition und Bodenversauerung gesteuerte Variation der Benetzungswinkel in dem Buchenforst vom Jahr der Beprobung und der räumlichen Lage des Beprobungstransekts unabhängig ist.

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Untersuchungsstandort

Der Untersuchungsstandort „Grinderwald“ liegt etwa 40 km nordwestlich von Hannover, Niedersachsen (52°34'22,115 Nord, 9°18'49,762 Ost). Der mittlere Jahresniederschlag beträgt 762 mm, die mittlere Jahrestemperatur 8,7 °C. Der Buchenbestand (*Fagus sylvatica* L.) wurde 1916 begründet. Der Boden ist eine podsolige Braunerde (Dystric Cambisol, vgl. KRÜGER et al. 2016), die sich in schluffigem Sand (Geschiebe-Decksand) entwickelt hat. Die Humusform ist Moder, die Mächtigkeit der Humusaufgabe beträgt ca. 5-6 cm.

### 2.2 Probenahme

Im Juli 2013 wurden Bodenproben entlang eines geraden Transekts entnommen. Das Transekt von 46,4 m Länge verlief parallel zu einer Buchenreihe. Der Abstand der Transektlinie von den Bäumen variierte zwischen 0,2 und 0,8 m. Im Abstand von  $\Delta z = 0,8$  m wurden mit einem Handbohrer ( $\varnothing$  3,45 cm, 31,1 cm Länge) Bodenproben ( $n = 58$ ) aus 0,1-0,2 m Tiefe (Ahe/Ae-Horizont) genommen (vgl. KRÜGER et al. 2016).

In gleicher Weise wurde im Juli 2015 ein weiteres Transekt (50 m Länge) in dem Buchenbestand beprobt. Die Transektlinie war etwa 50 m von dem Transekt 2013 entfernt und verlief wieder parallel zu einer Buchenreihe. Der Abstand zu den Bäumen variierte zwischen 0,25 und 1,45 m. Der Probenahmeabstand betrug  $\Delta z = 1,0$  m, der Stichprobenumfang war  $n = 51$  und die Entnahmetiefe der Proben 0,1-0,2 m.

### 2.3 Bodenanalytik

Die Bodenproben wurden gesiebt ( $< 2$  mm) und an der Luft getrocknet. Der pH-Wert und Sulfat wurden im  $\text{CaCl}_2$ -Extrakt (0,01 M  $\text{CaCl}_2$ , Boden-Lösungsverhältnis 1 : 2,5) gemessen. Extrahierbares Aluminium wurde im Oxalsäureextrakt (MCKEA-GUE u. DAY 1966) gemessen. Die Messung des Gehalts an organischer Bodensubstanz (nur Proben von 2013) erfolgte durch trockene Verbrennung an einem CNS-Analysator (Vario EL III, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau).

Benetzungswinkel wurden mit einer modifizierten „sessile drop“ Methode (BACHMANN et al. 2003, GOEBEL et al. 2013) bestimmt. Lufttrockenes Bodenmaterial wurde auf einem Objektträger fixiert. Auf die Probe wurden dann drei Tröpfchen (je 3  $\mu\text{L}$ ) deionisiertes Wasser gegeben und die Benetzungswinkel mikroskopisch (OCA 15, Data Physics, Filderstadt) gemessen.

An acht ausgewählten Proben der Beprobung von 2013 wurden zusätzlich die chemischen Oberflächeneigenschaften von Partikeln (besonders polare und nicht-

polare Kohlenstoffgruppen) mit Röntgen-Photoelektronen-Spektroskopie (XPS, Axis Ultra DLD, Kratos Analytical, Manchester, UK) analysiert. Dazu wurden vier Bodenproben aus Transektbereichen ausgewählt, die mutmaßlich durch Stammabfluss beeinflusst sind, pH-Werte  $< 3,5$  und relativ hohe Benetzungswinkel von  $50^\circ$ - $60^\circ$  aufwiesen. Zum Vergleich wurden vier Proben aus Bereichen zwischen Bäumen (also ohne Stammabfluss) mit höheren pH-Werten von  $3,5$ - $4$  und relativ niedrigen Benetzungswinkeln von  $20^\circ$ - $30^\circ$  herangezogen.

Weitere Details zu den eingesetzten Verfahren der Bodenanalytik können bei KRÜGER et al. (2016) entnommen werden.

## 2.4 Statistische Datenauswertung

Beschreibende Statistik der Daten (Häufigkeitsverteilung, Mittelwert, Varianz) und lineare Regression und Korrelation wurden mit Standardmethoden berechnet.

Mehr oder weniger regelmäßige Schwingungen in den Datenreihen der Transektbeprobungen von 2013 und 2015 wurden mit Methoden der spektralen Varianzanalyse und der Kreuzspektralanalyse ausgewertet. Die Grundlagen der Verfahren werden in JENKINS u. WATTS (1968) dargestellt. Die Gleichungen finden sich auch bei BÖTTCHER u. STREBEL (1988a), Anwendungsbeispiele der Methoden für bodenkundliche Untersuchungen von Waldböden bei BÖTTCHER u. STREBEL (1988b) und BÖTTCHER et al. (1997). Das Prinzip der Methoden wird hier nur knapp erläutert: Schwingende Strukturen in Datenreihen werden bei der spektralen Varianzanalyse durch signifikante Peaks bei entsprechenden Frequenzen (Kehrwert der Schwingungslänge) im Spektrogramm identifiziert. Je regelmäßiger die Schwingung, desto schmaler und höher ist der Peak.

Wurden an Proben eines Transekts mehrere Merkmale bzw. Eigenschaften bestimmt, so ergeben sich mehrere Datenreihen mit exakt gleichem Ortsbezug. Weisen Datenreihen einzelner Merkmale Schwingungen auf, so kann mit der Kreuzspektralanalyse geprüft werden, ob zwei Schwingungen die gleiche(n) Frequenz(en) haben, ob der Gleichlauf sehr eng und signifikant (hohe Kohärenz, hoher Korrelation vergleichbar) oder schwach und nicht-signifikant (niedrige Kohärenz) ist und ob zwischen den Schwingungen zweier Datenreihen eine Phasenverschiebung besteht.

Weitere Details zur statistischen Datenauswertung können bei KRÜGER et al. (2016) entnommen werden.

## 3 Ergebnisse und Diskussion

### 3.1 Transektbeprobung 2013

Die wichtigsten Ergebnisse der Untersuchung in 2013 werden hier nur kurz dargestellt, da KRÜGER et al. (2016) diese bereits ausführlich publiziert haben.

Kennzahlen der beschreibenden Statistik der Messwerte entlang des Transekts von 2013 sind in Tabelle 1 zusammengestellt. Alle Messwerte folgten als Häufigkeitsverteilung einer Normalverteilung.

Tabelle 1: Kennzahlen der beschreibenden Statistik der Transektbeprobung im Grinderwald 2013

	pH	SO <sub>4</sub> [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	Al [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	SOC Gew. [%]	CA [°]
Mittelwert	3,53	0,62	66,1	1,35	39,8
Standard- abweichung	0,23	0,16	22,5	0,3	11,6
VK [%]	7	26	34	22	29

SOC = organischer Kohlenstoffgehalt des Bodens, CA = Benetzungswinkel, VK = Variationskoeffizient (in Prozent des Mittelwertes)

Die Variabilität der Messwerte war nicht übermäßig hoch, und die Benetzungswinkel wiesen auf gehemmte Benetzbarkeit des Bodens hin, zeigten aber keine wasserabweisenden Eigenschaften des Bodenmaterials an. Schwache, aber signifikante Korrelationen ( $P \geq 95\%$ ) wurden zwischen Benetzungswinkeln und insbesondere dem pH-Wert (s. Abb. 1) und dem organischen Kohlenstoffgehalt festgestellt. Diese Korrelationen bestätigen die generell bekannten Tendenzen zu steigender Benetzungshemmung bei stärkerer Bodenversauerung und höheren Gehalten an organischem Kohlenstoff im Boden.

Eine räumlich differenzierte Betrachtung der Bodeneigenschaften war KRÜGER et al. (2016) durch Auswertungen mit spektraler Varianzanalyse und Kreuzspektralanalyse möglich. In den Varianzspektren wurden für pH, SO<sub>4</sub><sup>-</sup>, Al-Gehalt und Benetzungswinkel signifikante ( $P \geq 90\%$  bzw.  $95\%$ ) Peaks in ähnlichen Frequenzbereichen (entsprechend Oszillationen von etwa 6-10 m Periodenlänge) festgestellt, jedoch nicht für organischen Kohlenstoffgehalt. Dieser variierte räumlich unstrukturiert und ohne Oszillationen entlang des Transekts. Die Kreuzspektralanalyse zwischen den Benetzungswinkeln und den Aziditätsmerkmalen des Bodens ergab, dass nur pH-Werte und Al-Gehalte in gleicher Weise schwingen wie die Winkel. Die gemeinsame Periodenlänge betrug rund 7 m und war in gutem Einklang mit den Abständen der Buchen am Transekt. Dabei waren die Verläufe erwartungsgemäß entgegengesetzt: Bei niedrigen pH-Werten im Stammbereich traten hohe Al-Gehalte und Benetzungswinkel auf, bei höheren pH-Werten in den Zwischenräumen niedrigere Al-Gehalte und Benetzungswinkel.

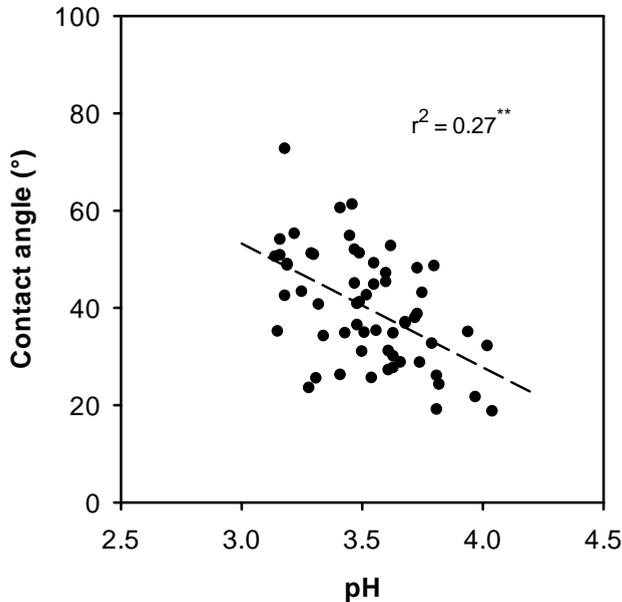


Abbildung 1: Abhängigkeit der Benetzungswinkel (contact angle) der Transektbeprobung 2013 von den pH-Werten des Bodenmaterials (lineare Regression:  $y = 129,7 - 25,5 x$ )

Da die räumlichen Infiltrationsmuster des Stammablaufs von Buchen und die Auswirkungen auf die Bodenazidität in der Literatur gut dokumentiert sind (z. B. SCHWÄRZEL et al. 2012, KOCH u. MATZNER 1993), haben KRÜGER et al. (2016) die beobachteten Effekte auf den Stammablauf und die fortgeschrittene Bodenversauerung im Stammbereich der Buchen zurückgeführt.

Die Ursachen der Benetzungsunterschiede des Bodenmaterials am Stammfuß und in den Zwischenräumen zeigten die XPS-Messungen. Stärker durch Stammablauf versauertes und benetzungsgehemmtes Bodenmaterial hatte auf Partikeloberflächen z. B. einen hohen Anteil an nicht-polaren C-Spezies, weniger versauertes, besser benetzbares Bodenmaterial wesentlich niedrigere Anteile nicht-polarer C-Spezies. Die wesentliche Schlussfolgerung von KRÜGER et al. (2016) war daher, dass depositionsgetriebene Bodenversauerung durch Stammablauf im Buchenforst die chemische Bodenqualität verändert und dadurch die physikalische Eigenschaft der Benetzbarkeit nachteilig beeinflusst.

### 3.2 Transektbeprobung 2015

An den Bodenproben des Transekts von 2015 konnte der Gehalt an organischer Bodensubstanz nicht gemessen werden. Da die Auswertungen von 2013 keine direkten Zusammenhänge zwischen dem Gehalt an organischer Bodensubstanz, den

Positionen der Buchenstämme und den Benetzungswinkeln ergeben hatten, ist daraus kein wesentlicher Informationsverlust zu befürchten.

Für die Messgrößen pH-Wert, Al-Gehalt des Bodens und Benetzungswinkel kann wieder Normalverteilung angenommen werden. Die  $\text{SO}_4$ -Gehalte lassen sich durch eine log-Normalverteilung beschreiben. Im Mittel lag der pH-Wert um eine halbe Einheit niedriger als am Transekt 2013, die  $\text{SO}_4$ -Gehalte etwa doppelt so hoch und die Al-Gehalte etwa um ein Drittel niedriger (s. Tab. 2). Das lässt auf eine deutlich stärkere Versauerung des Bodens am Transekt 2015 schließen. Eine Ursache dafür ist nicht erkennbar, da beide Transekte nur etwa 50 m voneinander entfernt waren, der Buchenbestand von gleichem Alter und gleicher Struktur ist und auch die Bodenverhältnisse gleich sind. Allerdings zeigten auch die Vergleiche der Transektdaten 2013 mit einer nur ca. 10 m benachbarten, bei KRÜGER et al. (2016) beschriebenen Gitterbeprobung am gleichen Standort ähnlich große Unterschiede dieser Bodeneigenschaften.

Tabelle 2: Kennzahlen der beschreibenden Statistik der Transektbeprobung im Grindernwald 2015

	pH	$\text{SO}_4$ [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	Al [mg 100 g <sup>-1</sup> ]	CA [°]
Mittelwert	3,04	1,22	41,9	110,2
Standard- abweichung	0,20	0,60	16,9	13,5
VK [%]	7	49	40	12

CA = Benetzungswinkel, VK = Variationskoeffizient (in Prozent des Mittelwertes)

Die Benetzungswinkel am Transekt 2015 (s. Tab. 2) waren deutlich höher als am Transekt 2013 (s. Tab. 1). Der Mittelwert von 110,2° zeigt wasserabweisende Eigenschaften des Bodenmaterials bei interessanterweise nahezu gleicher Standardabweichung der Messwerte wie bei der Beprobung 2013 an. Warum zwischen den Transektbeprobungen solche Unterschiede im Niveau der Benetzungswinkel und deren Abhängigkeit vom pH-Wert auftraten, lässt sich kaum nachvollziehen, da ortsspezifische Informationen z. B. zu vorhergegangener Austrocknung des Bodens unter einen kritischen Wassergehalt, der die Benetzungswinkel von wenig zu stark benetzungsgehemmt verändern könnte (z. B. BUCZKO et al. 2005), nicht verfügbar waren. Die Korrelation zum pH-Wert (s. Abb. 2) war 2015 etwas ausgeprägter als am Transekt 2013 (vgl. Abb.1) und passt eher zu den Daten der Gitterbeprobung 2013 (KRÜGER et al. 2016). Das gilt auch für die Korrelation zwischen Sulfatgehalten und Benetzungswinkel (Rangkorrelation  $r^2 = 0,44$ ). Hingegen waren die Al-Gehalte am Transekt 2015 nicht mit den Benetzungswinkeln korreliert ( $r^2 = 0,02$ ).

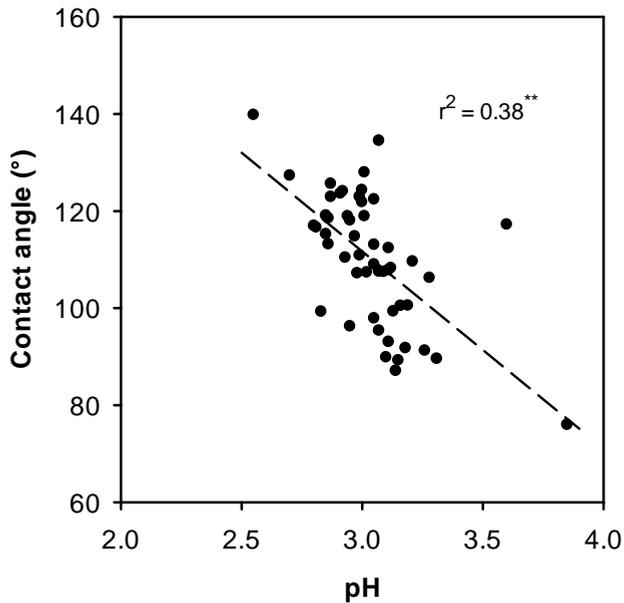


Abbildung 2: Abhängigkeit der Benetzungswinkel (contact angle) der Transektbeprobung 2015 von den pH-Werten des Bodenmaterials (lineare Regression:  $y = 233,6 - 40,6 x$ )

Trotz der insgesamt eher schwachen Korrelationen, liefern die spektralanalytischen Auswertungen der Daten doch wichtige Informationen. Abbildung 3 zeigt die Varianzspektren für pH-Werte, Sulfatgehalte und Benetzungswinkel. Das Spektrum der pH-Werte weist einen signifikanten Peak bei einer Frequenz von  $0,128 \text{ m}^{-1}$  auf. Bei der gleichen Frequenz ist auch ein kleiner, allerdings nicht signifikanter Peak im Spektrum der Benetzungswinkel zu erkennen. Das quasi periodische Auf und Ab der pH-Werte mit entsprechender Periodenlänge  $p \approx 7,8 \text{ m}$  ist im Verlauf der pH-Werte entlang des Transekts (s. Abb. 4) in etwa nachvollziehbar. Das trifft auch auf die Benetzungswinkel (s. Abb. 4) zu, allerdings gegenläufig zum pH-Wert. Ansonsten wird das Spektrum der Benetzungswinkel (s. Abb. 3) durch einen hohen Peak bei  $f = 0,03 \text{ m}^{-1}$  dominiert. Dieser rührt von einem langwelligen Schwingungsmuster ( $p \approx 33 \text{ m}$ ) in dieser Datenreihe her, das sich in Abbildung 4 auch erkennen lässt, aber keine weiteren Schlussfolgerungen zu den Ursachen ermöglicht. Das Varianzspektrum der Sulfatgehalte liegt durchweg im Bereich eines Zufallsprozesses. D. h., die Sulfatgehalte variieren entlang des Transekts ohne räumliche Strukturierung und somit – zumindest auf der Beobachtungsskala – rein zufällig.

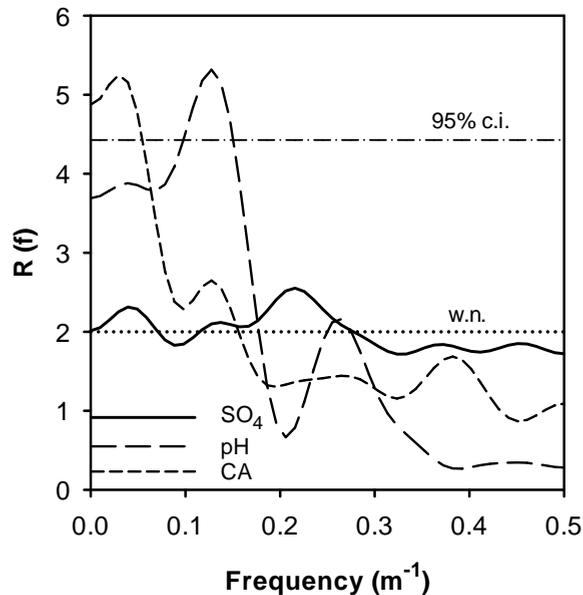


Abbildung 3: Varianzspektren für pH-Werte, Sulfatgehalte ( $SO_4$ ) und Benetzungswinkel (contact angle, CA) der Transektbeprobung 2015 (w.n. steht für das Spektrum eines Zufallsprozesses (white noise), 95 % c.i. für dessen 95 % Konfidenzintervall)

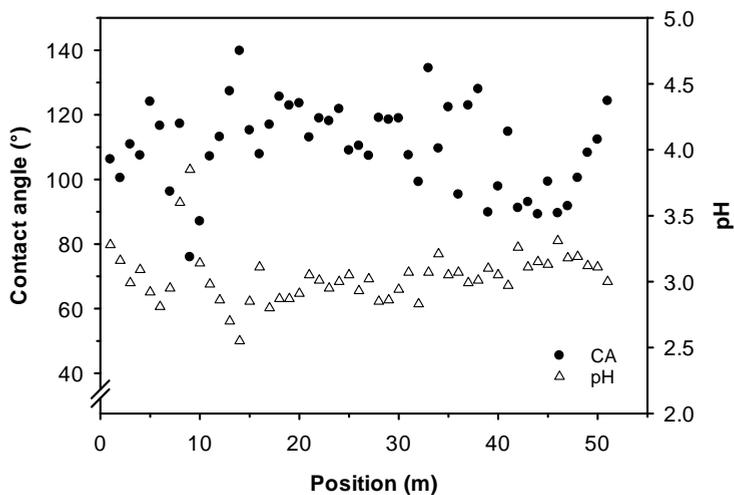


Abbildung 4: Benetzungswinkel (contact angle, CA) und pH-Werte entlang des Transekts von 2015

Dem Varianzspektrum der Al-Gehalte (ohne Abb.) ist nur ein kleiner, nicht signifikanter Peak zu entnehmen, der bei einer Frequenz von rund  $0,15 \text{ m}^{-1}$  auftritt. Den beiden Messgrößen Sulfat- und Aluminiumgehalt war also an dem Transekt 2015 kein Bezug zu einer periodischen räumlichen Variation, die durch Stammabfluss der

Buchen beeinflusst sein könnte, zuzuordnen. Daher wurde nur ein möglicher Zusammenhang zwischen pH-Wert und Benetzungswinkel durch Kreuzspektralanalyse geprüft. Das entsprechende Kreuz-, Quadratur- und Kohärenzspektrum zeigt Abbildung 5. Aussagekräftig ist der hoch signifikante Peak (Kohärenz  $K_{12}(f) = 0,9$ , vergleichbar  $r^2$ ) im Kreuzspektrum bei einer Frequenz von  $0,128 \text{ m}^{-1}$ . Dass dieser Peak negativ ist, bedeutet, dass pH-Werte und Benetzungswinkel entlang des Transekts eine gegenläufige Schwingung der durchschnittlichen Periodenlänge  $p \approx 7,8 \text{ m}$  aufwiesen. Eine Phasenverschiebung (Phasenspektrum nicht dargestellt) spielte bei dieser Periodizität keine Rolle.

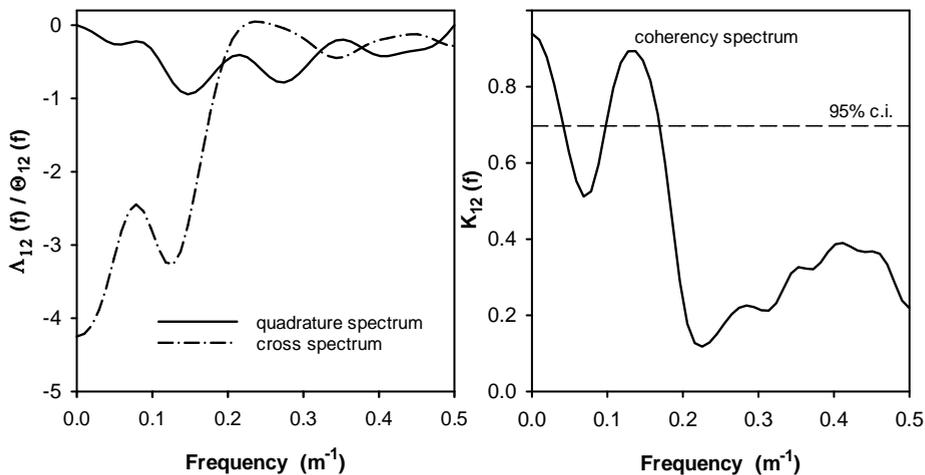


Abbildung 5: Kreuz- (cross,  $\Delta_{12}(f)$ ), Quadratur- (quadrature,  $\Theta_{12}(f)$ ) und Kohärenzspektrum (coherency spectrum) für pH-Werte und Benetzungswinkel der Transektbeprobung 2015 (95 % c.i. steht für 95 % Konfidenzintervall der Kohärenz)

Mit der Transektbeprobung in 2015 konnten also die Ergebnisse, die KRÜGER et al. (2016) anhand der Transektdaten von 2013 erarbeitet hatten, in Teilen bestätigt werden. Genau wie 2013 wiesen pH-Wert und Benetzungswinkel eine gegenläufige Periodizität auf. Deren Periodenlänge war nahezu identisch mit der von 2013. D. h., dass intensivere Bodenversauerung, entlang der Transekte mutmaßlich durch Stammablauf der Buchen bedingt, die Benetzungshemmung des Bodenmaterials verstärkt bzw. die Benetzungswinkel erhöht hat. Dieser Zusammenhang kann für den Buchenbestand im Gränderwald als gesichert und unabhängig vom Jahr der Beprobung und der räumlichen Lage des Beprobungstransekts gelten. Erhebliche Unterschiede ergaben sich hingegen beim Niveau der Benetzungswinkel, die 2015 fast dreimal so hoch waren wie 2013. Auch waren Unterschiede bei pH-Wert, Sulfat- und Aluminiumgehalt feststellbar, aber nicht in einem so drastischen Ausmaß. Welche Anteile die standörtliche räumliche Variabilität an den festgestellten Unter-

schieden der Bodeneigenschaften hat bzw. welche Rolle Effekte der zeitlichen Variabilität (z. B. Feuchteunterschiede, Versauerungsschübe) spielen, ist anhand der vorliegenden Daten nicht quantifizierbar.

## 4 Schlussfolgerungen und Ausblick

Die Daten der Transektbeprobungen in einem Buchenbestand auf Braunerde lassen den Schluss zu, dass die depositionsgetriebene Bodenversauerung, die im Bereich des Stammabflusses der Buchen besonders intensiv ist, zu Oberflächeneigenschaften der organischen Bodensubstanz hin zu stärkeren Benetzungshemmungen führt, die maßgeblich von Menge und Protonierungsgrad funktioneller Gruppen der festen organischen Substanz abhängt. Dadurch wird die Benetzbarkeit des Bodens durch Wasser, messbar anhand des Benetzungswinkels, verschlechtert. Dies ist eine bislang wenig oder gar nicht beachtete Folge der Deposition atmosphärischer, saurer Schadstoffe in Wälder. Ob die Auswirkungen in Wäldern anderer Baumarten (z. B. Kiefern, Fichten, Eichen) und auf anderen Böden (z. B. Podsole aus reinen Sanden) vergleichbar sind, muss anhand weiterer Untersuchungen geklärt werden. Es ist bislang auch unbekannt, bis in welche Bodentiefe sich die depositionsbedingte Benetzungshemmung bemerkbar macht. Beim vorliegenden Standort (Braunerde aus Geschiebe-Decksand) sind die pH-Werte nach BACHMANN et al. (2016) schon ab etwa 30-40 cm Tiefe durch Pufferprozesse um etwa eine Einheit höher als im oberflächennahen Bereich des Mineralbodens. Vermutlich wird sich die depositionsbedingte Benetzungshemmung deshalb auch nicht tief in den Boden hinein auswirken. Bei stark versauerten Waldböden aus Sand, wo sich depositionsbedingte pH-Änderungen z. B. unter Kiefernforst bis an das Grundwasser durchpausen (z. B. BÖTTCHER u. STREBEL 1988b), könnten die Auswirkungen auf die Benetzungswinkel möglicherweise tiefer in den Boden hinein feststellbar sein.

Eine Reihe weiterer wichtiger Fragen zu dem Themenkomplex, z. B. wie schnell sich Veränderungen des Depositionsgeschehens auf die Benetzbarkeit von Waldböden auswirken und wie ausgeprägt die Effekte depositionsbedingter Benetzungshemmung auf Wasserflüsse und -haushalt in Waldböden sind, muss durch zukünftige Forschungsarbeiten geklärt werden.

## Danksagung

Ein Teil der Arbeiten wurde durch Mittel der Deutschen Forschungsgemeinschaft (DFG) im Rahmen der Forschergruppe 1806 „SUBSOM“ (BA 1359/13-1) gefördert.

## Literatur

- BACHMANN, J.; WOCHER, S. K.; GOEBEL, M.-O.; KIRKHAM, M. B.; HORTON, R. (2003): Extended methodology for determining wetting properties of porous media. *Water Resources Research*, 39, 1353
- BACHMANN, J.; DEURER, M.; ARYE, G. (2007): Modelling water movement in heterogenous water-repellent soil: 1. Development of a contact angle-dependent water-retention model. *Vadose Zone Journal*, 6, 436-445
- BACHMANN, J.; HORN, R.; PETH, S. (2014): Einführung in die Bodenphysik (4. Aufl.). Schweizerbart, Stuttgart, 372 S.
- BACHMANN, J.; KRUEGER, J.; GOEBEL, M.-O.; HEINZE, S. (2016): Occurrence and spatial pattern of water repellency in a beech forest subsoil. *Journal Hydrology Hydromechanics*, 64, 100-110
- BAUTERS, T.; STEENHUIS, T.; DICARLO, D.; NIEBER, J.; DEKKER, L.; RITSEMA, C.; PARLANGE, J.-Y.; HAVERKAMP, R. (2000): Physics of water repellent soils. *Journal Hydrology*, 231-232, 233-243
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O. (1988a): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 1: Methods for quantifying spatial variability (geostatistics, time series analysis, Fourier transform smoothing). *Zeitschrift Pflanzenernährung Bodenkunde*, 151, 185-190
- BÖTTCHER, J.; STREBEL, O. (1988b): Spatial variability of groundwater solute concentrations at the water table under arable land and coniferous forest. Part 3: Field data for a coniferous forest and statistical analysis. *Zeitschrift Pflanzenernährung Bodenkunde*, 151, 197-203
- BÖTTCHER, J.; LAUER, S.; STREBEL, O.; PUHLMANN, M. (1997): Spatial variability of canopy throughfall and groundwater sulfate concentrations under a pine stand. *Journal Environmental Quality*, 26, 503-510
- BUZKO, U.; BENS, O.; FISCHER, H.; HÜTTL, R. F. (2002): Water repellency in sandy luvisols under different forest transformation stages in northeast Germany. *Geoderma*, 109, 1-18
- BUZKO, U.; BENS, O.; HÜTTL, R. F. (2005): Variability of soil water repellency in sandy forest soils with different stand structure under scots pine (*Pinus sylvestris*) and beech (*Fagus sylvatica*). *Geoderma*, 126, 317-336
- BUNDT, M.; JÄGGI, M.; BLASER, P.; SIEGWOLF, R.; HAGEDORN, F. (2001): Carbon and nitrogen dynamics in preferential flow paths and matrix of a forest soil. *Soil Science Society America Journal*, 65, 1529-1538
- BUTZEN, V.; SEEGER, M.; MARRUEDO, A.; DE JONGE, L.; WENGEL, R.; RIES, J. B.; CASPER, M. C. (2015): Water repellency under coniferous and deciduous forest – experimental assessment and impact on overland flow. *Catena*, 133, 255-265
- CLOTHIER, B. E.; GREEN, S. R.; DEURER, M. (2008): Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis. *European Journal Soil Science*, 59, 2-13
- DEKKER, L. W.; RITSEMA, C. J. (1994): How water moves in a water repellent sandy soil. 1. Potential and actual water repellency. *Water Resources Research*, 30, 2507-2517
- DEKKER, L. W.; DOERR, S. H.; OOSTINDIE, K.; ZIOGAS, A. K.; RITSEMA, C. J. (2001): Water repellency and critical soil water content in a dune sand. *Soil Science Society America Journal*, 65, 1667-1674
- DEURER, M.; GREEN, S. R.; CLOTHIER, B. E.; BÖTTCHER, J.; DUJNISVELD, W. H. M. (2003): Drainage networks in soils. A concept to describe bypass-flow pathways. *Journal Hydrology*, 272, 148-162
- DEURER, M.; BACHMANN, J. (2007): Modelling water movement in heterogeneous water-repellent soil: 2. A conceptual numerical simulation. *Vadose Zone Journal*, 6, 446-457
- DOERR, S. H.; LLEWELLYN, C. T.; DOUGLAS, P.; MORLEY, C. P.; MAINWARING, K. A.; HASKINS, C.; JOHNSEY, L.; RITSEMA, C. J.; STAGNITTI, F.; ALLISON, G.; FERREIRA, A. J. D.; KEIZER, J. J.; ZIOGAS, A. K.; DIAMANTIS, J. (2005): Extraction of compounds associated with water repellency in sandy soils of different origin. *Soil Research*, 43, 225-237
- ELLERBROCK, R. H.; GERKE, H.; BACHMANN, J.; GOEBEL, M.-O. (2005): Composition of organic fractions for explaining wettability of three forest soils. *Soil Science Society America Journal*, 69, 57-66

- FALKENGREN-GRERUP, U. (1989): Effect of stemflow on beech forest soils and vegetation in Southern Sweden. *Journal Applied Ecology*, 26, 341-352
- GOEBEL, M.-O.; WOCHÉ, S. K.; ABRAHAM, P. M.; SCHAUMANN, G. E.; BACHMANN, J. (2013): Water repellency enhances the deposition of negatively charged hydrophilic colloids in a water-saturated sand matrix. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Engineering Aspects*, 431, 150-160
- HILLEL, D. (1998): *Environmental Soil Physics*. Elsevier, Amsterdam, 494 S.
- JENKINS, G. M.; WATTS, D. G. (1968): *Spectral analysis and its application*. Holden-Day, San Francisco, 525 S.
- KOCH, A. S.; MATZNER, E. (1993): Heterogeneity of soil and soil solution chemistry under Norway spruce (*Picea abies* Karst.) and European beech (*Fagus sylvatica* L.) as influenced by distance from the stem basis. *Plant and Soil*, 151, 227-237
- KRÜGER, J.; BÖTTCHER, J.; SCHMUNK, C.; BACHMANN, J. (2016): Soil water repellency and chemical soil properties in a beech forest soil – Spatial variability and interrelations. *Geoderma*, 271, 50-62
- LEVIA, D. F.; FROST, E. E. (2003): A review and evaluation of stemflow literature in the hydrologic and biogeochemical cycles of forested and agricultural ecosystems. *Journal Hydrology*, 274, 1-29
- MAO, J.; NIEROP K. G. J.; SINNIGHE DAMSTÉ, J. S.; DEKKER, S. C. (2014): Roots induce stronger soil water repellency than leaf waxes. *Geoderma*, 232-234, 328-340
- MAYER, R.; ULRICH, B. (1978): Input of atmospheric sulfur by dry and wet deposition to two central European forest ecosystems. *Atmospheric Environment*, 12, 375-377
- MCKEAGUE, J. A.; DAY, J. H. (1966): Dithionite- and oxalate-extractable Fe and Al as aids in differentiating various classes of soils. *Canadian Journal Soil Science*, 4, 13-22
- SCHWÄRZEL, K.; EBERMANN, S.; SCHALLING, N. (2012): Evidence of double-funneling effect of beech trees by visualization of flow pathways using dye tracer. *Journal Hydrology*, 470-471, 184-192
- TÄUMER, K.; STOFFREGEN, H.; WESSOLEK, G. (2005): Determination of repellency distribution using soil organic matter and water content. *Geoderma*, 125, 107-115
- WOCHÉ, S. K.; GOEBEL, M.-O.; KIRKHAM, M. B.; HORTON, R.; VAN DER PLOEG, R. R.; BACHMANN, J. (2005): Contact angle of soils as affected by depth, texture, and land management. *European Journal Soil Science*, 56, 239-251

Korrespondierender Autor:

Prof. Dr. Jürgen Böttcher

Institut für Bodenkunde der Leibniz Universität Hannover

Herrenhäuser Str. 2

D-30419 Hannover

boettcher@ifbk.uni-hannover.de

www.soil.uni-hannover.de/

Dipl. Geowiss. Jiem Krüger

Prof. Dr. Jörg Bachmann

Institut für Bodenkunde der Leibniz Universität Hannover



# **Einfluss von Stickstoffdeposition und Waldkalkung auf die Konzentrationen von molybdän-reaktivem Phosphor (mrP) in der Bodenlösung**

Impact of nitrogen deposition and forest liming on the concentrations of molybdane reactive phosphorus in the soil solution

*Stefan Holzmann, Heike Publmann und Klaus von Wilpert*

## **Zusammenfassung**

Phosphor (P) ist ein essentielles Nährelement für Waldbäume. Für eine nachhaltige Forstwirtschaft – und ein nachhaltiges Nährstoffmanagement – müssen deshalb Phosphorflüsse und -kreisläufe in Wäldern verstanden werden. Molybdän-reaktives Phosphor (mrP) macht zwar nur einen kleinen Teil des Gesamtvorrates an P aus, spielt aber für die Phosphoraufnahme der Pflanzen die dominierende Rolle. Anthropogene Einflüsse wirken maßgeblich auf Stoffeinträge und Stoffflüsse in Wäldern. In der hier vorgestellten Untersuchung werden die Auswirkungen von Stickstoffeinträgen und Waldkalkungen auf den Phosphorkreislauf in Waldböden untersucht. Um die Effekte dieser beiden Einflüsse auf die mrP-Konzentration im Oberboden zu bestimmen, haben wir einen Versuch mit 128 Mesokosmen durchgeführt. Entlang eines P-Verfügbarkeitsgradienten wurden drei Standorte ausgewählt und auf je einer Buchen- und Fichtenfläche ungestörte Bodenmonolithe gewonnen. Diese

wurden drei unterschiedlichen Behandlungen (Bewässerung mit Freilandniederschlag (Kontrolle), mit stickstoffangereicherter Freilandniederschlag (Stickstoffeintrag) und mit einer Kalklösung (Waldkalkung) unterzogen und das Bodenwasser in drei Tiefenstufen (organische Auflage, 10 cm, 20 cm) beprobt.

Die mrP-Konzentration nahm von der organischen Auflage zum Mineralboden stark ab, wobei es zu keinem Unterschied zwischen 10 cm und 20 cm kam. Durch Stickstoffeintrag kam es in vielen Fällen zu einer Erhöhung der mrP-Konzentration, wohingegen bei der Waldkalkungsbehandlung nur in einem Fall eine signifikante mrP-Abnahme gefunden werden konnte.

**Stichworte:** Molybdän-reaktiver Phosphor, Stickstoffeintrag, Waldkalkung

## Abstract

Phosphorus (P) is an essential nutrient for forest trees, making an understanding of the phosphorus cycle essential for sustainable forestry and a sustainable forest nutrient management. Although molybdane-reactive phosphorus (mrP) makes up only a small fraction of the total P reservoir, it plays a decisive role in the uptake of phosphorus by plants. Anthropogenic influences have significant effects on substance depositions and fluxes in forests as a whole.

In this study, the effect of nitrogen deposition and forest liming on the phosphorus cycle in forest soils is investigated. In order to understand the effects of these two influences on the mrP-concentration in the upper soil layers, an experiment with 128 mesocosms was carried out. Three sites were chosen along a gradient of P availability and from, respectively, a European beech and a Norway spruce stand at each site, undisturbed soil monoliths were extracted. Three different treatments were carried out; irrigation by rainwater (control), irrigation by nitrogen enriched rainwater (N-input) and irrigation with a lime solution (forest liming). The soil water was subsequently sampled at three different depths (organic litter layer, 10 cm and 20 cm).

The mrP-concentration decreased dramatically from the organic litter layer to the mineral soil. There was, however, no difference in the concentrations at 10 cm and 20 cm depths in the mineral soil. Whereas nitrogen inputs led, in many cases, to an increased mrP-concentration, only one case (in a forest liming treated sample) of a significant decrease in the mrP-concentration was observed.

**Keywords:** molybdane reactive phosphorous, nitrogen input, forest liming

## 1 Einleitung

Phosphor (P) ist ein essentielles Nährelement für jedes Lebewesen. Daher ist eine ausreichende Verfügbarkeit von Phosphor eine wichtige Voraussetzung für die Leistungsfähigkeit von Wäldern. Eine nachhaltige Forstwirtschaft bedarf im Fall von P-Unterversorgung der Wälder eines Phosphormanagements. Es wird angenommen, dass in natürlichen Waldökosystemen (unbeeinflusst von menschlicher Deposition und Management) die Nettoprimärproduktion (NPP) auf jungen Böden Stickstoff (N)-limitiert ist und im Laufe der Zeit eine P-Limitierung eintritt (WALKERS u. SYERS 1976). Auf den relativ jungen Böden der gemäßigten und borealen Zone sind natürliche Waldökosysteme typischerweise N-limitiert (MENGE et al. 2012).

Durch die massive anthropogene N-Deposition im letzten Jahrhundert, besonders in Zentraleuropa, kann davon ausgegangen werden, dass die Tendenz zur N-Limitierung von N-Depositionen überprägt wird (VITOUSEK et al. 1997). Hierbei ist zu beachten, dass die N-Deposition potentiell zwei wesentliche Einflüsse auf den P-Haushalt haben kann. Zum einen konnte nachgewiesen werden, dass in vielen Ökosystemen eine N-Düngung zu einer verbesserten P-Verfügbarkeit führt. MARKLEIN u. HOULTON (2012) führen dies auf eine erhöhte Phosphatase-Produktion von Pflanzen und Mikroorganismen zurück, welche den Zugang zu organischen P-Verbindungen verbessert. Der zweite Einfluss einer N-Deposition ist die Bodenversauerung. Diese resultiert zum einen aus der Nitrifizierung, zum anderen geht die Auswaschung von Nitrat mit einem Export von basischen Kationen einher (HUETE u. MC COLL 1984). Eine Bodenversauerung kann zur Verminderung der Mineralisierung organischer Substanzen und somit zu einer verminderten P-Freisetzung führen. Des Weiteren hat eine Änderung des pH-Wertes starken Einfluss auf die Löslichkeit einer Vielzahl von P-Verbindungen, je nach Ausgang und Stärke der pH-Änderung kann es dabei zu einer Verminderung oder Erhöhung der P-Verfügbarkeit kommen (HUANG et al. 2014).

Als Gegenmaßnahme gegen die Bodenversauerung können Waldkalkungen durchgeführt werden. Der Effekt einer Kalkung auf die Bodenchemie ist sehr komplex und kann je nach Ausgangssituation zu positiven oder negativen Auswirkungen auf die Phosphorverfügbarkeit führen. So ist es möglich, dass in Böden mit hohen  $Al^{3+}$ -Vorräten kurzfristig stark P-sorbierende Al-Hydroxide gebildet werden, welche jedoch nach deren Kristallisation eine geringere P-sorbierende Oberfläche aufweisen. Bei einer sehr starken Anhebung des pH-Wertes kann es zur Bildung von Ca-Phosphaten kommen, welche ebenfalls zu einer Reduzierung der P-Verfügbarkeit führen. Ein positiver Effekt auf die P-Verfügbarkeit ist durch eine erhöhte Mineralisierung von organischen Substanzen nach einer Kalkung möglich (HAYNES 1982).

Um die komplexen Wechselwirkungen auf die Phosphorverfügbarkeit, welche durch Stickstoffeinträge und Waldkalkung entstehen, summarisch zu erfassen, haben wir ein Mesokosmosexperiment durchgeführt. Der Versuch beinhaltete 128

Mesokosmen, welche ungestörte Bodenmonolithen von drei Standorten entlang eines P-Verfügbarkeitsgradienten enthielten. Hierbei wurden an jedem Standort eine Buchen- sowie eine Fichtenfläche ausgewählt.

## 2 Materialien und Methoden

### 2.1 Standorte

Die Buchenflächen aller drei Standorte sind Teil des Level-II Monitoring-Programmes unter der internationalen Kooperation ICP-Forest. Es wurden Bad-Brückenau (BBR) in der Röhn; Vessertal (VES) im Thüringer Wald und Lüss (LUE) in der Lüneburger Heide ausgewählt. Alle drei Standorte haben silikatisches Ausgangsgestein und liegen entlang eines von BBR zu LUE abnehmenden Gradienten an leicht verfügbarem P im Oberboden (s. Tab. 1). An jedem Standort wurden Bodenmonolithe der Buchenfläche (welche Teil des Level-II Programmes ist) genommen, sowie zusätzlich Bodenmonolithe einer nahe gelegenen Fichtenfläche.

Tabelle 1: Standortcharakterisierung der verwendeten Standorte Bad Brückenau (BBR), Vessertal (VES) und Lüss (LUE)

	BBR	VES	LUE
Höhe [m]	809	810	115
Niederschlag [mm/a]	1.030	1.200	780
Ausgangsgestein	Alkalines Eruptivgestein / Metamorphite	(Mittel)saure Magmatite	Arme pleistozäne Sande
Bodentyp (WRB)	Dystric Skeletic Cambisol	Hyperdystric Skeletic Chromic Cambisol	Hyperdystric Folic Cambisol
P* [mg/kg]	154	40	7

WRB = World Reference Base for Soil Resources

\* Austauschharz-extrahierbares P des A-Horizontes

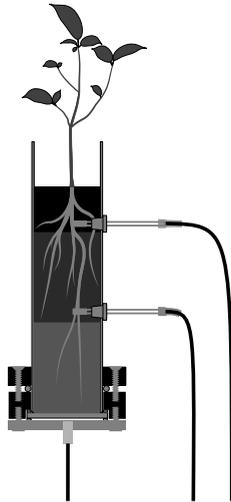
### 2.2 Böden

Die Bodentypen der Buchenflächen sind für die drei Standorte in Tabelle 1 zusammengefasst. Auch wenn die Fichtenflächen in keinem Fall weiter als 200 m von der Buchenfläche entfernt liegen und sich auf dem gleichen Ausgangsgestein befinden, zeigen sich gewisse pedogene Unterschiede. In BBR wurde auf der Fichtenfläche vor der Bestandesbegründung eine Bodenbearbeitung durchgeführt. Die Proben wurden hier alle auf dem Pflughügel genommen. Daher hat der Plot BBR-Fi eine

Überlagerung des Ah mit Material des Bv-Horizontes (auf dem sich bereits wieder ein neuer Ah ausgebildet hat). Die Fichtenfläche in VES zeigt erste, schwach ausgeprägte Spuren einer Podsolierung. Aufgrund der Tatsache, dass die Buchenfläche in VES ein deutlich größeres Gefälle aufweist, steht die Vermutung nahe, dass dort eine Podsolierung durch erhöhte Erosion von Oberbodenmaterial nicht manifest wurde. Auf der Fichtenfläche von LUE findet sich die Podsolierung anders ausgeprägt als auf der Buchenfläche (Aeh statt Ae). Des Weiteren steht der Bsh-Horizont höher an als auf der Buchenfläche. Die Buchenfläche in LUE zeigt zudem eine starke Horizontheterogenität im Bereich der Untergrenze der Monolithe in einer Tiefe von 20 cm. In machen Monolithen befindet sich daher ein Ae-, in anderen ein Bsh-Horizont oder ein Übergang zwischen diesen. Dies führte natürlicherweise zu großen Unterschieden in den Elementkonzentrationen des Bodenwassers, da sich diese beiden Horizonte stark in ihren chemischen Randbedingungen unterscheiden. Diese Unterschiede zwischen den Buchen- und Fichtenflächen müssen bei der abschließenden Auswertung beachtet werden.

### 2.3 Mesokosmosdesign

Die natürlich gelagerten Bodenmonolithe wurden gewonnen, indem eine Plexiglasröhre mit Hilfe einer Metallkartusche in den Boden geschlagen wurde. Abbildung 1 zeigt den Aufbau einer Mesokosmoseinheit. Der Innendurchmesser betrug 7,4 cm; die Höhe wurde so angepasst, dass sich die obersten 20 cm des Mineralbodens sowie die organische Auflage in der Plexiglasröhre befanden. Bodenlösung wurde in drei Tiefenstufen gewonnen: Direkt unterhalb der organischen Auflage, in 10 cm Tiefe mit Hilfe von seitlich eingetriebenen Saugkerzen sowie am unteren Ende des Monolithen (20 cm) mit einer Filterplatte. Die Saugkerzen sowie die Filterplatte bestanden aus gesintertem Borosilikatglas 3.3 mit einer Porengröße von 10-16 µm. Diese Porengröße erlaubt eine Drainage durch Gravitation, sodass nur ein leichter Unterdruck von 10-20 hPa angelegt wurde, um eventuelle Meniskuswiderstände zu überbrücken. Die Sammelflaschen für die Bodenlösung standen in einem Wasserbad, welches auf 12-15 °C gekühlt wurde. Etwa alle 20 Tage wurden die Flaschen geleert und in PE-Flaschen bei 5 °C gelagert. Nach einer dreimonatigen Initialphase, in der alle Mesokosmen gleich behandelt wurden, begann das eigentliche Experiment. Die Endzeitpunkte der Probenahmeperioden waren 74, 144 und 228 Tage nach dem Experimentbeginn. Periode 1 war vom 24.08.2014 bis 06.11.2014, Periode 2 vom 06.11.2014 bis 15.01.2015 und Periode 3 vom 15.01.2015 bis 07.04.2015. Die während einer Periode gewonnenen Proben wurden, für jeden Mesokosmos separat, zu je einer Mischprobe zusammengefügt. Die durchschnittliche Tageshöchsttemperatur während der drei Perioden betrug 18,7 °C, 14,2 °C und 11,2 °C; die Tagesminimaltemperatur 16,6 °C, 13,0 °C und 9,9 °C.



*Abbildung 1: Aufbau einer Mesokosmoseinheit. Seitlich befinden sich die Entnahmekerzen für die organische Auflage sowie für 10 cm Mineralbodentiefe. Die Bodenlösung für 20 cm Mineralbodentiefe wurde an der unteren Platte entnommen.*

Die Mesokosmen wurden mit drei verschiedenen Lösungen beregnet, um Freilandniederschlag (= chemische Komposition des momentanen Freilandniederschlags in Freiburg) (F), Freilandniederschlag mit einem zusätzlichen Stickstoffeintrag von 100 kg N/(ha\*a) (F+N) sowie Freilandniederschlag mit einer zusätzlichen Waldkalkung mit 0,3 t Dolomit/(ha\*a) (F+D) zu simulieren. Mesokosmen des Standortes BBR wurden nur mit den Varianten F und F+D beregnet, da eine Waldkalkung auf diesem unversauerten Standort nicht in Betracht gezogen wird und somit ein unrealistisches Szenario darstellen würde.

Die Beregnung fand an drei Tagen pro Woche statt und simulierte einen Gesamtniederschlag von 1.210 mm/a.

Fünf Mesokosmen jeder Kombination aus Standort – Baumart – Behandlung wurden mit Setzlingen der entsprechenden Baumart bepflanzt, weitere drei Mesokosmen jeder Kombination Standort – Baumart – Behandlung verblieben unbepflanzt. Die Setzlinge stammten aus dem Herkunftsgebiet ‚Schwarzwald submontan‘. Die Fichtensetzlinge waren zwei Jahre alt und hatten eine mittlere Höhe von 15 cm; die Buchensetzlinge waren ein Jahr alt und hatten eine mittlere Höhe von 18 cm. Durch Absterben einiger Setzlinge hat sich das ursprüngliche Verhältnis von beplanten zu unbepflanzten Mesokosmen (5 : 3) in unterschiedlicher Weise verschoben.

Der Versuchsaufbau befand sich in einem Gewächshaus und stand unter einem Beschattungstuch, welches 70 % der direkten Sonneneinstrahlung reflektiert. Zusätzlich wurden die Mesokosmen mit Styrodurplatten vor Lichteinfall geschützt.

## 2.4 Chemische Analyse

Die Bodenlösung wurde mit einem Zellulose-Acetat-Filter (0,45 µm) filtriert. Anschließend wurde das mrP sowie gelöster organischer Kohlenstoff (DOC) mit einem San++ Continuous Flow Analyzer (Skalar Analytical B.V) gemessen. Des Weiteren wurden pH-Werte mit einem pH-Meter Model 220 (Denver Instrument) bestimmt.

## 2.5 Datenanalyse

Der in dem Experiment entstandene fünfdimensionale Datensatz (s. Tab. 2) wurde mit Hilfe von Kruskal-Wallis-Tests ausgewertet. Hierzu wurde zunächst der Datensatz in die beiden Kollektive Entnahmetiefe = 0 cm und Entnahmetiefe = 20 cm aufgeteilt. Die mittlere Entnahmetiefe wurde nicht weiter analysiert, da sie kaum Unterschiede zur Entnahmetiefe 20 cm aufwies. Anschließend wurden die beiden Entnahmetiefekollektive nach weiteren Faktoren aufgeteilt, um Muster in der mrP-Konzentration zu erkennen. Alle Unterschiede wurden bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 5 % als signifikant angesehen. Sämtliche Konzentrationsangaben, welche im Text in Klammern gegeben werden, stellen Mittelwerte entsprechender Kollektive dar.

Tabelle 2: *Faktoren des Experimentes (verwendete Abkürzungen sind fett gedruckt)*

Entnahmetiefe	Waldfläche	Beregnungs- behandlung	Probenahme- periode	Bepflanzung
0 cm ( <b>Org</b> )	<b>BBR-Bu</b>	Freiland- regen ( <b>F</b> )	<b>P1</b>	<b>(J)</b> a
10 cm	<b>BBR-Fi</b>	Stickstoff- eintrag ( <b>F+N</b> )	<b>P2</b>	<b>(N)</b> ein
20 cm	<b>VES-Bu</b>	Waldkalkung ( <b>F+D</b> )	<b>P3</b>	
	<b>VES-Fi</b>			
	<b>LUE-Bu</b>			
	<b>LUE-Fi</b>			

P1 = vom 24.08.2014 bis 06.11.2014

P2 = vom 06.11.2014 bis 15.01.2015

P3 = vom 15.01.2015 bis 07.04.2015

### 3 Ergebnisse

Abbildung 2(a) zeigt die mrP-Konzentrationen getrennt nach der Entnahmetiefe. Der mittlere Wert für die organische Auflage ist 360,3  $\mu\text{g/l}$  und signifikant höher als die mittleren mrP-Konzentrationen von 33,3  $\mu\text{g/l}$  und 23,0  $\mu\text{g/l}$  der Entnahmetiefen von 10 und 20 cm. Die mrP-Konzentrationen der beiden Mineralbodentiefen sind nicht signifikant verschieden, daher werden im Folgenden nur noch die Ergebnisse der organischen Auflage und von 20 cm Tiefe dargestellt.

Abbildung 2(b) zeigt die mittleren mrP-Konzentrationen aufgeschlüsselt nach der Entnahmetiefe und der Waldfläche. Die Fläche mit den höchsten leicht verfügbaren P-Mengen – BBR (s. Tab. 1) – zeigt sowohl auf der Buchen- als auch auf der Fichtenfläche die geringsten mrP-Konzentrationen. Die mrP-Konzentrationen unter der organischen Auflage sind grob nach der Auflagenmächtigkeit sortiert. Die durchschnittliche Abnahme zwischen der organischen Auflage und 20 cm Mineralboden sind, je nach Waldfläche, unterschiedlich stark ausgeprägt.

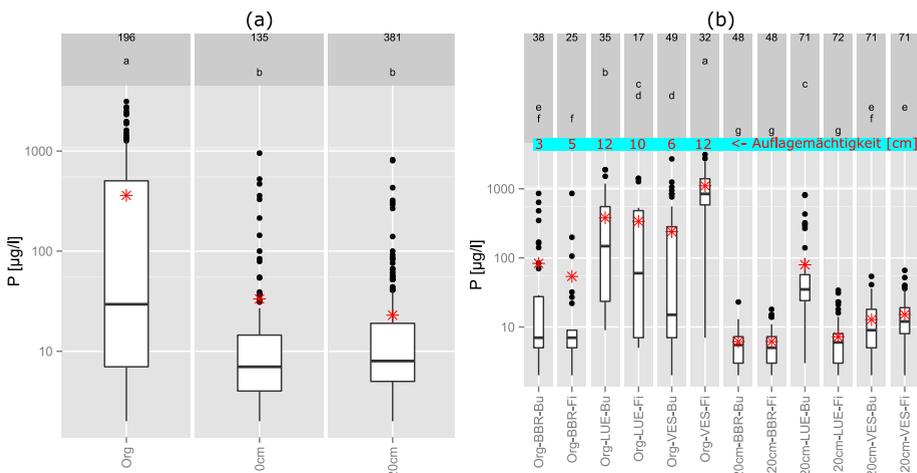


Abbildung 2: Verteilung der mrP-Konzentrationen [ $\mu\text{g/l}$ ] (die Zahlen geben die Anzahl der Beobachtungen wieder, die Buchstaben darunter die signifikanten Gruppenunterschiede (Kruskal-Wallis-Test, 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit), rote Sterne geben den Mittelwert an). Abbildung (a) zeigt die Aufteilung der Messergebnisse nach der Entnahmetiefe, Abbildung (b) nach der Entnahmetiefe und der Waldfläche (Gruppencodierungen können aus Tabelle 2 entnommen werden).

LUE-Bu (Faktor: 4,8) zeigt eine relativ geringere Abnahme als LUE-Fi (Faktor: 46,9). Hierbei ist zu beachten, dass im Fall von LUE-Bu in 20 cm Tiefe ein Übergang vom Ae- zum Bsh-Horizont vorzufinden ist, sodass einige Bodenmonolithen dieser Waldfläche reine Ae-Horizonte und andere Bodenmonolithen außerdem Anteile eines Bsh-Horizontes aufweisen. Demgegenüber befinden sich in 20 cm Tiefe in allen Bodenmonolithen der LUE-Fi Fläche deutlich ausgeprägte Bsh-Horizonte.

VES-Bu zeigt deutlich geringere mrP-Konzentrationen unter der organischen Auflage als VES-Fi, wohingegen keine signifikanten Unterschiede der beiden Flächen in 20 cm Tiefe zu sehen sind.

Abbildung 3(a) zeigt den integrierten Effekt der Beregnungsbehandlung, aufgeteilt in die beiden Entnahmetiefen.

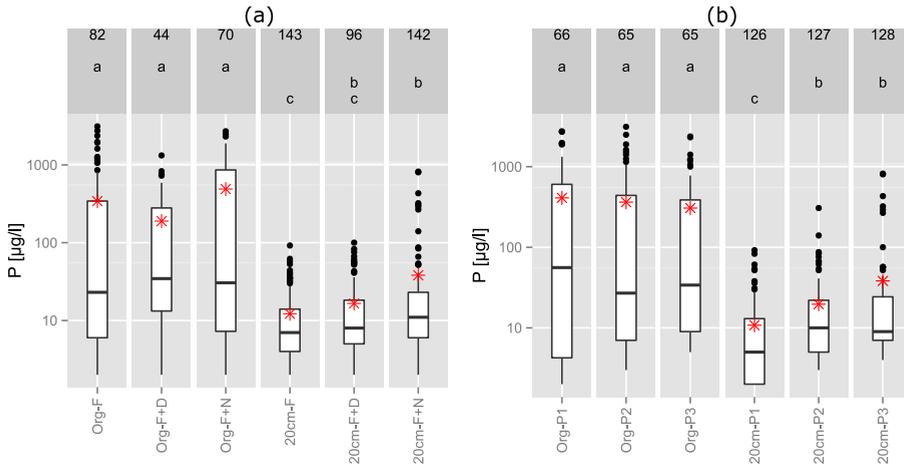


Abbildung 3: Verteilung der mrP-Konzentrationen [µg/l] (Die Zahlen geben die Anzahl der Beobachtungen wieder, die Buchstaben darunter die signifikanten Gruppenunterschiede (Kruskal-Wallis-Test, 5 % Irrtumswahrscheinlichkeit), rote Sterne geben den Mittelwert an). Abbildung (a) zeigt die Aufteilung der Messergebnisse nach der Entnahmetiefe und Beregnungsbehandlung, Abbildung (b) nach der Entnahmetiefe und der Probenahmeperiode (Gruppenkodierungen können der Tabelle 2 entnommen werden).

Unter der organischen Auflage konnte kein genereller behandlungsbedingter Trend gefunden werden. In 20 cm Tiefe führte die F+N-Behandlung zu signifikant höheren mrP-Konzentrationen als die F-Behandlung. Eine detailliertere Sicht auf die Ergebnisse durch Aufteilung in die verschiedenen Waldflächen zeigt jedoch, dass unter der organischen Auflage zwei Flächen eine signifikant höhere mrP-Konzentration durch die F+N-Behandlung aufwiesen: LUE-Bu (F: 206 µg/l; F+N: 1.135 µg/l) und VES-Bu (F: 53,4 µg/l; F+N: 484 µg/l). Demgegenüber zeigte nur die Fläche LUE-Fi eine signifikante Abnahme durch die F+D-Behandlung (F: 614 µg/l; F+D: 35,9 µg/l). In der Entnahmetiefe von 20 cm zeigte sich, dass beide BBR-Flächen nicht dem generellen Trend einer behandlungsbedingten Zunahme der mrP-Konzentration im Sickerwasser folgen. Zudem zeigte LUE-Bu eine signifikante Verringerung der mrP-Konzentration durch die F+N-Behandlung, obwohl die mittlere mrP-Konzentration von 37,8 µg/l im Falle der F-Behandlung auf 157 µg/l für die F+N-Behandlung anstieg. Dies ist damit zu erklären, dass dem Kruskal-Wallis-Test eine Veränderung des Lageparameters (nach Hodges-Lehmann) einer Population zugrunde liegt. Dieser Lageparameter kann sich verringern,

obwohl der Mittelwert ansteigt. Dies ist ein Hinweis darauf, dass sich einige Werte stark erhöhen, wohingegen die meisten Werte eine Verringerung aufweisen und somit eine starke Veränderung der Verteilungsform erfolgt ist. Es ist zu vermuten, dass die im vorigen Abschnitt beschriebenen Unterschiede in der Anwesenheit bzw. Ausprägung eines Bsh-Horizontes zu unterschiedlichen Reaktionen geführt haben.

Abbildung 3(b) zeigt die Entwicklung der mrP-Konzentrationen im Verlauf des Experimentes je Entnahmetiefe. Die mrP-Konzentrationen zeigen keine signifikante Entwicklung unterhalb der organischen Auflage, wohingegen in 20 cm Tiefe ein Anstieg von der ersten (10,8 µg/l) zu den beiden folgenden Perioden (P2: 19,7 µg/l; P3: 38,3 µg/l) zu beobachten ist. Eine differenziertere Betrachtung der Daten zeigte, dass lediglich LUE-Bu der Behandlungen F und F+D diesem generellen Trend nicht folgt, wobei es bei den verschiedenen Waldflächen und Beregnungsbehandlungen zu unterschiedlich starken Anstiegen kam, welche in einigen Fällen auch erst in der Zeit von P2 zu P3 auftraten.

In beiden untersuchten Tiefen gab es keinen signifikanten Unterschied zwischen bepflanzten und unbepflanzten Mesokosmen (Daten nicht gezeigt). Auch eine feinere Unterteilung der Kollektive konnte kein Muster hervorheben.

## 4 Diskussion

Die Ergebnisse zeigen deutlich, dass die höchsten mrP-Konzentrationen in der Bodenlösung unterhalb der organischen Auflage anzutreffen sind und diese im Mineralboden schnell abnehmen. Der fehlende signifikante Unterschied zwischen 10 cm und 20 cm spricht dafür, dass die Abnahme sehr nahe unter der Humusaufgabe erfolgt. Die Mächtigkeit der organischen Auflage scheint einen großen Einfluss auf die mrP-Konzentration zu haben. Dies könnte ein Hinweis auf einen Anreicherungsgradienten innerhalb der organischen Auflage sein. Die starke Abnahme zu der 10 cm Mineralbodentiefe sowie der fehlende signifikante Unterschied zu 20 cm Mineralbodentiefe lässt vermuten, dass die mrP-Fraktion im Mineralboden auf kurzer Strecke gebunden wird. Hierbei zeigt sich, dass auf der Fläche, welche durch einen mächtigen, sandigen Ae-Horizont geprägt ist (LUE-Bu), die Reduktion der mrP-Konzentration relativ schwach ist. Dies ist zu erwarten, da Ae-Horizonte starke Verlagerungsprozesse aufweisen und die sandige Textur geringe Austauscheroberflächen aufweist. Es kann vermutet werden, dass die starke mrP-Reduktion auf der benachbarten LUE-Fi-Fläche durch die Phosphatbindung an Eisen- und Aluminiumoxide im Bsh-Horizont erfolgt. Im Falle des VES-Standortes kann beobachtet werden, dass die signifikant unterschiedlichen mrP-Konzentrationen in 20 cm Tiefe nivelliert worden sind. Die Reduktion der mrP-Konzentration scheint somit stark von Bodenprozessen im Unterboden abzuhängen.

Unter der organischen Auflage ist es lediglich auf LUE-Bu und VES-Bu zu einer signifikanten Erhöhung durch die F+N-Behandlung gekommen. Beide Flächen weisen keine sonstigen chemischen Besonderheiten (wie pH, C/N, C/P) auf.

MARKLEIN u. HOULTON (2012) stellten in einer Metastudie fest, dass Stickstoffeinträge meist zu einer Erhöhung der Phosphataseaktivität führen. Es stellt sich daher die Frage, ob sich dieser Effekt in Auflagen aus Buchenstreu einstellen kann und ob er bei Fichtenstreu ausbleibt bzw. geringer ausgeprägt ist. Diese Hypothese kann anhand dieses Datensatzes jedoch nicht abschließend geklärt werden. Die Ursache der Abnahme der mrP-Konzentration auf LUE-Fi bleibt ebenfalls unklar. Auch hier konnten keine chemischen Besonderheiten gefunden werden, sodass ein Erklärungsansatz fehlt. Im Gegensatz zur organischen Auflage ist die mrP-Konzentrationserhöhung im Mineralboden stärker ausgeprägt. Da ein möglicher Effekt der Erhöhung der Phosphataseproduktion gleichzeitig mit einer pH-Absenkung verbunden ist, bleibt eine Abschätzung der Ursache schwierig. Die Absenkung der mrP-Konzentration im Falle von LUE-Bu geht mit einer gleichzeitig signifikanten Abnahme der DOC-Konzentration einher. Dies ist ein Hinweis auf die Bedeutung von gelösten organischen Phosphorverbindungen auf die mrP-Konzentration (HOLZMANN et al. 2016).

Die Zunahme der mrP-Konzentrationen in 20 cm Tiefe innerhalb der drei Probenahmeperioden könnte der Effekt einer Durchbruchkurve sein. Es ist zu vermuten, dass es durch die Störungen bei der Bodenmonolithentnahme (z. B. Abriss von Wurzeln) zu einer Erhöhung der Mineralisierung kam. Des Weiteren ist zu vermuten, dass die Mineralisierungsbedingungen im Gewächshaus besser als unter Freilandbedingungen waren, vor allem aufgrund der höheren Temperatur sowie der guten Wasserversorgung durch das regelmäßige Gießen. Dies könnte zu einer allmählichen Verlagerung von Phosphat im Bodenprofil geführt haben.

Zusammenfassend kann gesagt werden, dass die mrP-Konzentration unter der organischen Auflage deutlich höher ist als im Mineralboden. Die Effekte des Stickstoffeintrages auf die mrP-Konzentration waren je nach Entnahmetiefe und Fläche unterschiedlich in Richtung und Stärke. Auch wenn es öfters zu einer Erhöhung der mrP-Konzentration kam, ist dies kein genereller Trend. Dies unterstreicht die Komplexität der chemischen und biologischen Interaktionen, welche den Phosphorkreislauf bestimmen. Nur in einem Fall kam es zu einer signifikanten Verringerung der mrP-Konzentration durch die Behandlung mit der F+D-Beregnung. Dies deutet darauf hin, dass Waldkalkungen in der derzeitigen vorgenommenen Intensität zu keinem Engpass in der Phosphorverfügbarkeit für Pflanzen führen sollten.

## Literatur

- HAYES, R. J. (1982): Effects of liming on phosphate availability in acid soils. *Plant and Soil*, 68, 289-308
- HOLZMANN, S.; MISSONG, A.; PUHLMANN, H.; SIEMENS, J.; BOL, R.; KLUMPP, E.; WILPERT, K. V. (2016): Impact of anthropogenic induced nitrogen input and liming on phosphorus leaching in forest soils. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 179, 443-453
- HUANG, J.; MO, J.; ZHANG, W.; LU, X. (2014): Research on acidification in forest soil driven by atmospheric nitrogen deposition. *Acta Ecologica Sinica*, 34, 302-310
- HUETE, A. R.; MC COLL, J. G. (1984): Soil Cation Leaching by "Acid Rain" with Varying Nitrate-to-Sulfate Ratios. *Journal of Environmental Quality*, 13, 366-371
- MARKLEIN, A. R.; HOULTON, B. Z. (2012): Nitrogen inputs accelerate phosphorus cycling rates across a wide variety of terrestrial ecosystems. *New Phytol.*, 193, 696-704
- MENGE, D. N. L.; HEDIN, L. O.; PACALA, S. W. (2012): Nitrogen and Phosphorus Limitation over Long-Term Ecosystem Development in Terrestrial Ecosystems. *PLoS ONE*, 7, e42045
- VITOUSEK, P. M.; ABER, J. D.; HOWARTH, R. W.; LIKENS, G. E.; MATSON, P. A.; SCHINDLER, D. W. SCHLESINGER, W. H.; TILMAN, D. G. (1997): Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications*, 7, 737-750
- WALKER, T. W.; SYERS, J. K. (1976): The fate of phosphorus during pedogenesis. *Geoderma*, 15, 1-19

Korrespondierender Autor:

Stefan Holzmann

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Wonnhaldestraße 4

D-79100 Freiburg i. Br.

stefan.holzmann@forst.bwl.de

Dr. Heike Puhlmann

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

PD Dr. Klaus von Wilpert

*Vormals:* Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

# **Multistep-Inflow-Outflow-Versuche zur Bestimmung der Hysterese von Wasserretention und Wasserleitfähigkeit**

Multistep Inflow Outflow experiments to determine the hysteresis of water retention and water conductivity

*Martin Lukes, Heike Puhmann und Alexander Schengel*

## **Zusammenfassung**

Es wird ein Verfahren vorgestellt, mit dem durch die Kombination von Multistep-Inflow- und -Outflow-Versuchen an Stechzylinder-Bodenproben sowohl die Ent- als auch die Bewässerungsäste der hydraulischen Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion bestimmt werden können.

Mit dem vorgestellten Verfahren lassen sich die Retentionskurven und deren Hysterese zuverlässig und reproduzierbar im Tensionsbereich zwischen 15 und 500 hPa messen. Die Bestimmung der Leitfähigkeitskurve ist vor allem im sättigungsnahen Bereich mit größeren Fehlern behaftet. Diese sind hauptsächlich in der begrenzten Leitfähigkeit der keramischen Platten, über welche an die Bodenprobe ein Druck zur Ent- bzw. Bewässerung der Probe angelegt wird, begründet.

**Stichworte:** Hysterese, Retentionskurve, hydraulische Leitfähigkeit

## Abstract

A method is introduced, which, by combining multistep inflow and outflow experiments on soil samples, can determine both the drainage and water supply sides of the hydraulic retention and conductivity function.

With this method, retention curves and their hysteresis can be reliably and reproducibly measured within a tension range of between 15 and 500 hPa. The conductivity curve, however, has a quite large error margin, especially near the saturation point. This error is mainly due to the limited conductivity of the ceramic plates, through which water flows, under pressure, to irrigate or drain the soil samples.

**Keywords:** hysteresis, retention curve, hydraulic conductivity

## 1 Hintergrund

Die hydraulischen Eigenschaften der Böden, also deren Fähigkeit Wasser zu speichern und zu leiten, bestimmen maßgeblich die Verfügbarkeit des Bodenwassers für Wälder. Informationen über die hydraulischen Bodeneigenschaften werden benötigt, um beispielsweise das Risiko von Wassermangel an einem Standort abzuschätzen. Kenntnisse über den Wassertransport im Boden sind zudem eine Grundlage für die Berechnung von Stoffflüssen im Boden, etwa bei der Frage des Austrags von Grundwasser gefährdenden Stoffen mit dem Bodensickerwasser.

Viele Böden weisen eine Hysterese in der Retentionskurve (und folglich in der Wasserleitfähigkeitskurve) auf, wobei während der Entwässerung einer Probe der Wassergehalt bei gleicher Saugspannung höher ist als in der Bewässerungsphase (s. Abb. 1). Dies hat Auswirkungen auf die Entwicklung von Trockenphasen im Boden und die Wiederbefeuchtung nach Niederschlägen. In der Regel wird im Labor aber nur der Desorptionsast (Entwässerungsast) der Retentionskurve gemessen (z. B. Drucktopf, HYPROP®). Bei Böden mit einer ausgeprägten Hysterese sind hiermit Aussagen zur Reaktion des Bodens auf eine Wiederbefeuchtung nicht möglich.

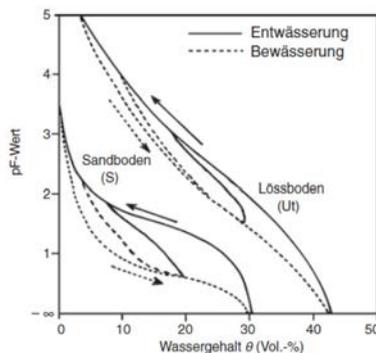


Abbildung 1: Hysterese der Wasserretentionskurve (aus BLUME et al. 2010)

## 2 Ziele

Es wird ein Verfahren vorgestellt, mit dem sowohl Bewässerungs- als auch Entwässerungsäste der Wasserretentions- und der Wasserleitfähigkeitskurve bestimmt werden können. Hierfür wurde die Methodik der Multistep-Outflow-Versuche (PUHLMANN et al. 2009) weiterentwickelt.

Ziel ist die Schaffung einer Datengrundlage zur Hysterese von Wasserretention und Wasserleitfähigkeit in Waldböden, um die Dynamik der Ausbildung von Trockenphasen und der anschließenden Wiederbefeuchtung in Wasserhaushaltsmodellen korrekt abbilden zu können.

## 3 MSIO-Methodik: Kombination von MSO- und MSI-Versuchen

Das vorgestellte Verfahren kombiniert die in PUHLMANN et al. (2009) beschriebenen Multistep-Outflow-Versuche (MSO) mit Multistep-Inflow-Versuchen (MSI). Der Versuchsaufbau ermöglicht die gleichzeitige Bestimmung von Wasserretentions- und Wasserleitfähigkeitskurven an bis zu 10 ungestörten Bodenproben (100 ml-Stechzylinder). Abbildung 2 zeigt den schematischen Versuchsaufbau exemplarisch für eine Bodenprobe. In den Multistep-Outflow-Versuchen wird eine zuvor wassergesättigte Bodenprobe schrittweise entwässert, um so die Entwässerungsäste von Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion zu ermitteln. Bei den Multistep-Inflow-Versuchen werden entwässerte Bodenproben schrittweise aufgesättigt und so die Bewässerungsäste von Retentions- und Leitfähigkeitsfunktion bestimmt. Abbildung 3 zeigt beispielhafte Messwerte eines Multistep-Inflow-Outflow-Versuchs (MSIO) mit Ent- und Bewässerungsphase. Im Folgenden werden beide Versuchsphasen kurz beschrieben.

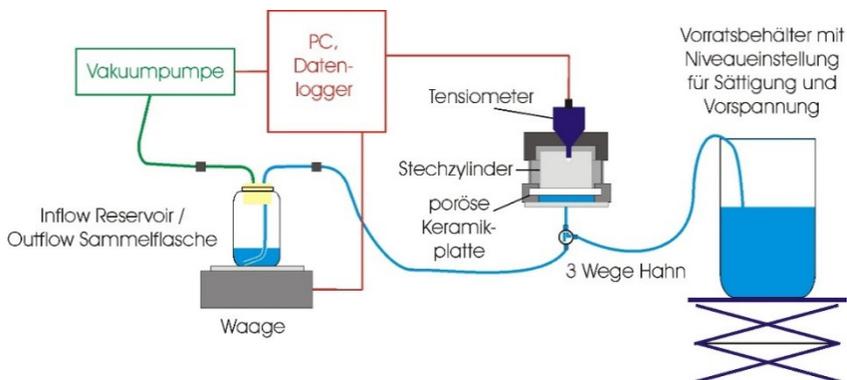


Abbildung 2: Schematischer Versuchsaufbau für MSIO-Versuche

### 3.1 Multistep-Outflow-Versuch

Im Vorfeld wird die Bodenprobe auf eine wasserleitfähige keramische Platte gestellt und anschließend über das Vorratsgefäß mit Wasser gesättigt (s. Abb. 2). Unterhalb der keramischen Platte wird mit Hilfe einer Vakuumpumpe ein Unterdruck angelegt, der in Form einer Treppenfunktion schrittweise erhöht wird. Folgende Druckstufen werden angelegt: 10, 15, 25, 40, 60, 100, 160, 250 und 500 hPa. Die Dauer der einzelnen Druckstufen schwankt je nach Boden zwischen 3 und 48 Stunden und liegt im Mittel bei etwa 12 Stunden. Durch den Unterdruck wird eine Entwässerung der Probe bewirkt.

Zu Versuchsbeginn wird eine Vorspannung von 4 hPa eingestellt, um freies Wasser aus Grobporen und Randspalten zu eliminieren. Als Verdunstungsschutz an der Probenoberseite dient ein Plexiglasdeckel. Während des Experiments wird die Reaktion auf den angelegten Unterdruck kontinuierlich gemessen: die Bodenwasserspannung mit einem Mikrotensiometer in 1 cm Bodentiefe und der Ausfluss aus der Bodenprobe mit einer Waage. Sinkt der Ausfluss unter den Wert von 10 mg/h bzw. 10  $\mu$ l/h, wird die nächsthöhere Unterdruckstufe angelegt. Mit der bestehenden Anlage können Unterdrücke bis maximal 500 hPa angelegt werden, ein Wert, der durch die Lufteintrittspunkte der keramischen Platten bestimmt wird. Ist dieser Unterdruck erreicht und wurde die Ausflussrate von 10  $\mu$ l/h unterschritten, beginnt die Wiederbefeuchtung im Multistep-Inflow-Versuch.

### 3.2 Multistep-Inflow-Versuch

Die schrittweise Bewässerung der Bodenproben erfolgt über einen Multistep-Inflow-Versuch im Anschluss an den Multistep-Outflow-Versuch. Hierfür wird die Flasche, die beim Multistep-Outflow-Versuch zum Sammeln des aus der Probe ausfließenden Wassers dient, als Vorratsbehälter verwendet. Ein Schlauch, der bis zum Grund der Flasche geführt wird, stellt sicher, dass das Wasser aus der Flasche bei der Wiederbefeuchtung in die Bodenprobe zurückströmen kann. Beim Multistep-Inflow-Versuch werden die gleichen Druckstufen wie beim Multistep-Outflow-Versuch angelegt, nur in umgekehrter Reihenfolge (vgl. Zeitreihe des angelegten Unterdrucks in Abb. 3). Der Versuch endet, sobald nach Anlegen der kleinsten Druckstufe (15 hPa) kein Wasser mehr zurück in den Boden fließt. Während des Versuchs werden die Bodenwasserspannung sowie der Zufluss in die Bodenprobe (Gewichtsänderung des Vorratsgefäßes) analog zum Multistep-Outflow-Versuch kontinuierlich gemessen.

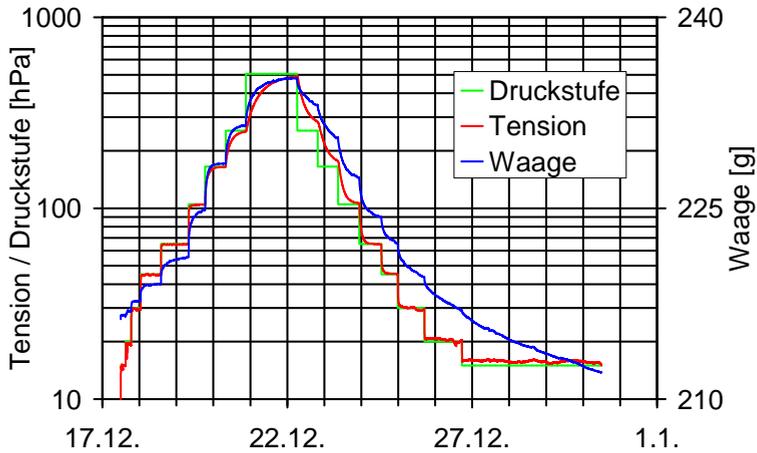


Abbildung 3: Zeitreihen von Tension [hPa] und kumuliertem Aus- bzw. Zufluss während gekoppelter Multistep-Inflow-Outflow-Versuche

### 3.3 Auswertung der MSIO-Versuche

Am Ende des Multistep-Inflow-Versuchs, d. h. nachdem sich in den Proben wieder eine Wasserspannung von 15 hPa eingestellt hat, wird nochmals auf 160 hPa entwässert. In diesem Zustand werden die Proben von der Keramikplatte genommen, gewogen, pyknometriert und anschließend darrgetrocknet und abermals gewogen. Damit lässt sich das Gesamtporenvolumen für jede Probe berechnen. Mit Hilfe des durch die Waagen aufgezeichneten Wasserflusses in die bzw. aus den Proben kann für jeden Zeitpunkt der MSIO-Versuche der Wassergehalt der Bodenproben zurückgerechnet werden. Dabei muss eine mittlere Verdunstung von rund 15 mg/h berücksichtigt werden.

Zur Bestimmung der Retentionsfunktion werden die hydrostatischen Zustände am Ende jeder Druckstufe verwendet. Die dann gemessene Tension und der für diesen Zeitpunkt rückgerechnete Wassergehalt ergeben einen Punkt des Entwässerungs- bzw. Bewässerungsastes.

Hingegen wird für die Bestimmung der Leitfähigkeit die initiale Phase jeder Druckstufe verwendet. Dabei kommt das Verfahren nach ECHING et al. (1994) zur Anwendung. Für die anfänglich stationäre Phase des Flusses aus der bzw. in die Bodenprobe lassen sich aus der Flussrate und der gemessenen Tension bei Kenntnis der gesättigten Leitfähigkeit der keramischen Platte Punkte der hydraulischen Leitfähigkeitskurve des Bodens berechnen.

## 4 Beispielergebnisse

Mit der Versuchsanlage wurden zunächst Testreihen mit gesinterten Prüfkörpern durchgeführt. Inzwischen liegen Datensätze von MSIO-Versuchen an verschiedenen natürlichen Böden vor. Nachfolgend werden die Ergebnisse für einige sandig-lehmige bzw. schluffig-lehmige Bodenproben aus dem Oberboden einer Gley-Vega aus Auenablagerungen vergleichend gegenübergestellt.

### 4.1 Wasserretentionsfunktionen

In Abbildung 4 sind mit Hilfe von MSIO-Versuchen bestimmte Be- und Entwässerungsäste der Retentionskurve für zwei verschiedene Bodenarten und Bodentiefen mit jeweils vier bis fünf parallel gemessenen Wiederholungen dargestellt.

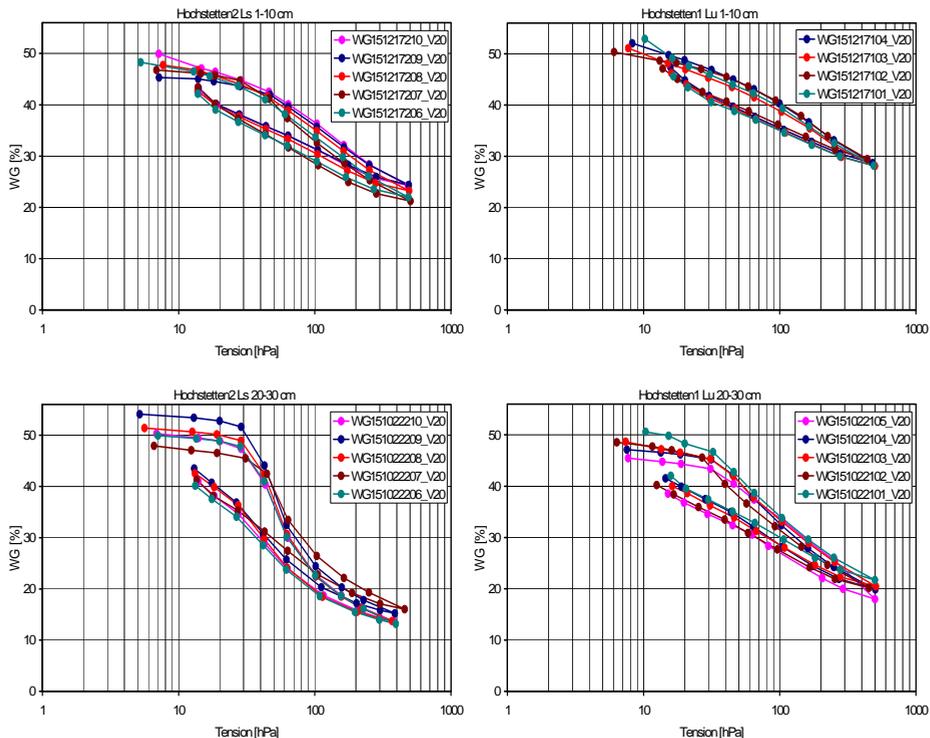


Abbildung 4: MSIO-Be- und Entwässerungsäste der Wasserretention nach Bodenart und unterschiedlicher Bodentiefe (4 bzw. 5 Messwiederholungen) an zwei benachbarten Standorten; 1-10 cm Bodentiefe: sandiger Lehm (Ls, links oben) u. schluffiger Lehm (Lu, rechts oben), 20-30 cm Bodentiefe: sandiger Lehm (Ls, links unten) u. schluffiger Lehm (Lu, rechts unten) (WG = Wassergehalt [%])

Die beiden oberen Grafiken in Abbildung 4 zeigen Retentionsfunktionen für einen sandigen Lehm (Ls) im Vergleich zu einem schluffigen Lehm (Lu) an zwei benachbarten Standorten aus jeweils 1-10 cm Bodentiefe. Sowohl im Niveau der Ent- und Bewässerungsäste als auch beim Abstand zwischen den Ästen sind Unterschiede erkennbar. Diese Unterschiede sind für alle Wiederholungen gleich.

Die beiden unteren Grafiken in Abbildung 4 zeigen den Vergleich zwischen denselben Standorten in 20-30 cm Bodentiefe. In beiden Fällen ist gegenüber der Bodentiefe von 1-10 cm ein stärkerer Abfall des Wassergehaltes mit zunehmender Tension erkennbar. Aber auch zwischen den beiden Bodenarten gibt es deutliche Unterschiede, wobei die Ent- bzw. Bewässerungsäste des sandigen Lehms eine stärker ausgeprägte Hysterese aufweisen als die des schluffigen Lehms. Unsere Ergebnisse bestätigen die oft beschriebene, starke Abhängigkeit der Hysterese von der Bodenart.

## 4.2 Wasserleitfähigkeitsfunktionen

Auch bei der Wasserleitfähigkeit werden Unterschiede zwischen den Bodenarten sichtbar. Abbildung 5 zeigt die ermittelten Leitfähigkeiten für den sandigen und den schluffigen Lehm aus 1-10 cm Bodentiefe. Die einzelnen Messwiederholungen variieren – vor allem im feuchten Bereich – deutlich stärker als bei den Retentionskurven. Die Ursache hierfür liegt vor allem in der begrenzten gesättigten Leitfähigkeit der Keramiken, die bei geringen Tensionen in gleicher Größenordnung oder sogar unterhalb der Leitfähigkeit des Bodens liegt. In diesem Bereich ist die Bestimmung der ungesättigten Leitfähigkeit des Bodens mit größeren Fehlern behaftet.

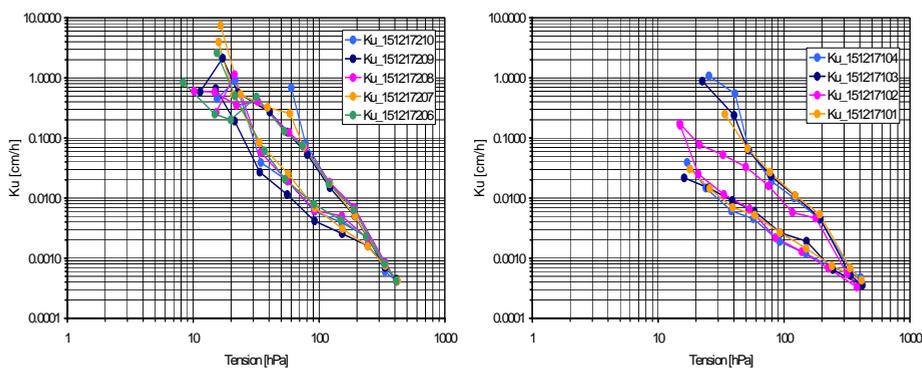


Abbildung 5: MSIO-Be- und Entwässerungsäste der Wasserleitfähigkeit nach Bodenart (4 bzw. 5 Messwiederholungen); 1-10 cm Bodentiefe: sandiger Lehm (links) u. schluffiger Lehm (rechts) ( $K_u$  = Wasserleitfähigkeit [cm/h])

## 5 Fazit

Der entwickelte Versuchsaufbau verknüpft Multistep-Outflow-Versuche und Multistep-Inflow-Versuche zu Multistep-Inflow-Outflow-Versuchen (MSIO-Versuche), um die Wasserretentions- und -leitfähigkeitsfunktionen an ungestörten Bodenproben sowie deren Hystereseeigenschaften zu bestimmen. Die vorgestellten beispielhaften Ergebnisse für verschiedene Proben aus einem Auenboden demonstrieren, dass mit dem beschriebenen Versuchsaufbau die routinemäßige und reproduzierbare Erfassung von Be- und Entwässerungsästen der Wasserretentionskurve möglich ist. Die Bestimmung der Wasserleitfähigkeitfunktion ist mit größeren Fehlern behaftet; der zuverlässige Messbereich wird durch die hydraulische Leitfähigkeit der keramischen Platte begrenzt.

Die Dauer der MSIO-Versuche liegt zwischen 9 und 20 Tagen, im Mittel bei 13 Tagen. Sie hängt im Wesentlichen von der Bodenart und der Porosität ab. Je höher der Tongehalt und je geringer die Porosität, desto länger dauert die Be- bzw. Entwässerung des Bodens. Auch eine geringe Leitfähigkeit der keramischen Platten bewirkt eine Verlängerung der Versuchsdauer. Mit einer regelmäßigen und effektiven Reinigung der Platten nach jedem Versuch kann einem stärkeren Absinken der Leitfähigkeit begegnet werden.

## Literatur

- BLUME, H.-P.; BRÜMMER, G. W.; HORN, R.; KANDELER, E.; KÖGEL-KNABNER, I.; KRETZSCHMAR, R.; STAHR, K.; WILKE, B.-M. (2010): Scheffer/Schachtschabel – Lehrbuch der Bodenkunde, 16. Auflage. Springer, Berlin, 570 S.
- ECHING, S. O.; HOPMANS, J. W.; WENDROTH, O. (1994): Unsaturated Hydraulic Conductivity from Transient Multistep Outflow and Soil Water Pressure Data. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 58 Jg., 687-695
- PUHLMANN, H.; WILPERT, K. v.; LUKES, M.; DRÖGE, W. (2009): Multistep outflow experiments to derive a soil hydraulic database for forest soils. *European Journal of Soil Science*, 60 Jg., 5, 792-806

Korrespondierender Autor:

Dr. Martin Lukes  
- simFLUSS - Forsthydrologie und Bodenphysik  
Neuntötterweg 29  
D-79111 Freiburg i. Br.  
lukes@simfluss.de

Dr. Heike Puhlmann  
Alexander Schengel  
Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

# **Auswirkungen der Trockenheit 2015 auf den Bodenwasserhaushalt und das Baumwachstum von Waldstandorten in Nordwestdeutschland**

The effects of the 2015 drought on soil water availability and tree growth at forest sites in northwest Germany

*Johannes Suttmöller, Henning Meeseburg, Jan Evers und Markus Wagner*

## **Zusammenfassung**

Im Frühjahr und Frühsommer 2015 waren viele Regionen Nordwestdeutschlands von einer Trockenperiode betroffen. Bereits im Herbst und Winter 2014/2015 fielen im südlichen Sachsen-Anhalt und im Harz weniger Niederschläge als im langjährigen Mittel. Im Frühjahr weitete sich die Trockenheit insbesondere auf Hessen aus. Regional betrug das Niederschlagsdefizit bis zu 50 % der langjährigen Mittelwerte. Die Folge waren bisher noch nicht beobachtete Tiefstwerte der Bodenwassergehalte. Während die Trockenperiode in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Nordhessen im Laufe des Juli endete, litt Südhessen bis in den Spätsommer 2015 unter der Trockenheit, sodass die Bodenwassergehalte auch zum Ende der Vegetationsperiode sehr niedrig blieben. Während des Höhepunktes der Trockenperiode im Juni/Juli 2015 standen den Waldbeständen auf den Plots der Bodenzustandserhebung II (BZE II) regional weniger als 20 % des pflanzenverfügbaren Bodenwassers für die Verdunstung zur Verfügung. Im Mittel aller BZE II-Plots sank der Anteil des

verfügbaren Bodenwassers an der nutzbaren Feldkapazität in Niedersachsen und Hessen auf 50 % und in Sachsen-Anhalt auf 38 % und lag damit signifikant unter den langjährigen Mittelwerten.

Die gute Anpassungsfähigkeit der Kiefer an Trockenheit verdeutlicht der Wachstumsverlauf auf zwei Intensiv-Monitoringflächen in Sachsen-Anhalt. Während der Trockenperiode wurde nur bei einzelnen Niederschlagsereignissen eine geringe Durchmesserzunahme der Kiefern beobachtet. Die Hauptwachstumsphase setzte mit Ende der Trockenheit im Juni/Juli ein und dauerte bis in den Oktober 2015 an, sodass die Kiefern trotz der ausgeprägten Trockenheit zu Beginn der Vegetationsperiode noch ein mit Vorjahren vergleichbares Wachstum aufwiesen. In Niedersachsen konnte nur in einem Fichtenbestand auf einer Intensiv-Monitoringfläche im Harz ein vermindertes Wachstum festgestellt werden. Da der Solling nicht von der Trockenheit betroffen war, verzeichneten die Fichten und Buchen dort keine Wachstumseinbußen. Obwohl in einem Buchenbestand in der südlichen Lüneburger Heide im Juni 2015 sehr geringe Bodenwassergehalte gemessen wurden, konnten keine signifikanten Wachstumseinbußen beobachtet werden. Vermutlich haben die im Juli einsetzenden Niederschläge dazu geführt, dass der Buchenbestand einen im Vergleich zu den Vorjahren durchschnittlichen Durchmesserzuwachs aufwies.

**Stichworte:** Trockenperiode, Bodenwassergehalt, Wachstumseinbußen, Intensiv-Monitoringflächen, Bodenzustandserhebung im Wald

## Abstract

In the spring and early summer of 2015 much of northwest Germany experienced a drought period. Precipitation in southern Saxony-Anhalt and the Harz Mountains had already been below average in the autumn and winter of 2014/2015. In the spring the drought spread, effecting Hesse in particular. Regional precipitation was as low as 50 % of the long-term average, resulting in record low soil water contents being observed. While in Lower Saxony, Saxony-Anhalt and in the north of Hesse this dry period ended in July, southern Hesse suffered drought conditions into the late summer, with soil water contents remaining very low until the end of the growing season. At the height of the drought in the south Hesse region, in June/July 2015, the plant available soil water was reduced to less than 20 % of the available soil water capacity at plots of the German National Forest Soil Inventory (BZE II).

On average at the BZE II plots, the plant available soil water dropped to 50 % in Lower Saxony and as low as 38 % in Saxony-Anhalt. These figures were significantly lower than the long-term averages. The ability of pine to adapt to dry periods is shown by the growth patterns on two intensive monitoring plots in Saxony-Anhalt. During the drought, modest diameter growth was observed only after single precipitation events. The main growth phase began with the end of the drought in

June/July and lasted into October 2015. In this time the pine trees were still able to achieve an annual growth comparable with that of the previous years, despite the pronounced drought at the start of the growing season. In Lower Saxony, reduced growth was only observed in one spruce stand in the Harz Mountains. Because the Solling area was not affected by drought there was no growth reduction in the spruce and beech stands in this region. Although very low soil water contents were recorded in one beech stand in the southern Lueneburger Heide area in June 2015, no significant decline in growth was observed. The onset of rain in July seems also to have enabled the beech stand to achieve a diameter increment comparable to the previous years.

**Keywords:** drought period, soil water content, growth reduction, intensive monitoring plots, National Forest Soil Inventory

## 1 Einleitung

In der Meteorologie werden Zeiträume mit im Vergleich zum langjährigen Mittel deutlich geringeren Niederschlägen als Trockenperiode bezeichnet. Eine allgemein gültige Definition von Trockenheit existiert allerdings nicht (BENDER u. SCHALLER 2012). MANIAK (2005) spricht von einer Trockenperiode, wenn im Mittel von 15 bzw. 30 Tagen die Niederschlagshöhe 0,25 mm/Tag oder weniger beträgt. BERNHOFER et al. (2005) definieren eine Trockenphase dagegen, wenn an mindestens 11 aufeinanderfolgenden Tagen 1 mm/Tag oder weniger Niederschlag fällt und BECKER u. SCHRÖTER (2001) setzen das Limit bei 40 mm/Monat an. Um das Ausmaß einer Trockenperiode und die Auswirkungen auf Waldbestände beurteilen zu können, ist deren Wasserbedarf eine entscheidende Größe. Daneben ist die Dauer und Intensität einer Trockenperiode sowie der Zeitpunkt ihres Auftretens im Jahresverlauf eine wichtige Einflussgröße. Wassermangel in der Vegetationsperiode kann die Vitalität und das Wachstum der Bäume stark beeinträchtigen. Trockenphasen im Herbst und Winter können sich dann nachteilig auf das Wachstum auswirken, wenn dadurch der Bodenwasserspeicher zu Beginn der Vegetationsperiode nur unzureichend aufgefüllt ist. Dieser kann dann in der folgenden Hauptwachstumsphase auftretende Wasserdefizite nicht kompensieren und somit Wassermangelerscheinungen in den Wäldern zur Folge haben.

Ist die Wasserverfügbarkeit sehr gering, kann die Trockenheit als Dürre bezeichnet werden. Eine Dürre ist ein seltenes Ereignis, dessen Auswirkungen auf die Umwelt unterschiedlich stark sind und über einen längeren Zeitraum anhalten. In der Forstwirtschaft sollten nach METTE et al. (2011) mindestens drei Monate betrachtet werden, um eine Trockenperiode gegebenenfalls als Dürre zu bezeichnen.

Die Folgen einer Trockenperiode auf die Vegetation sind sehr vielfältig. Trockenstress reduziert einerseits die Effektivität von pflanzlichen Prozessen und kann andererseits direkt die Pflanzenstruktur schädigen (VAN HEERDEN u. YANAI 1995).

Dies wirkt sich negativ auf die Vitalität und das Wachstum der Bäume aus. Erhöhte Nadel- und Blattverluste können sichtbare Folgen sein. Im äußersten Fall steigt die Mortalitätsrate an. Dabei reagieren Baumarten sehr unterschiedlich auf Wassermangelsituationen. Während Fichte und Buche als sehr trockenheitsempfindlich eingeschätzt werden, sind Eiche, Douglasie und Kiefer besser an Trockenheit angepasst (v. LÜPKE 2004, ROLOFF u. GRUNDMANN 2008, ELLENBERG u. LEUSCHNER 2010, KÄTZEL 2009, KÄTZEL et al. 2015, VOR et al. 2015). Entsprechend sind auf den Standorten mit geringer Kapazität pflanzenverfügbaren Bodenwassers (Sandböden) eher die trockenresistenten Baumarten zu finden, während auf den gut wasser versorgten Standorten (Schluff- und Lehmböden) Baumarten mit hohem Wasseranspruch wachsen (Edellaubholz, Buche, Fichte).

Am Beispiel von Intensiv-Monitoringflächen sowie Aufnahmepunkten der Bodenzustandserhebung (BZE) in Nordwestdeutschland wurden Auswirkungen des Trockenjahres 2015 auf den Bodenwasserhaushalt und das Durchmesserwachstum von Waldbeständen untersucht. Von besonderem Interesse war dabei die Fragestellung, ob eine zeitweise reduzierte Bodenwasserverfügbarkeit zu einer Einschränkung der jährlichen Durchmesserentwicklung führt.

## 2 Datengrundlage und Methoden

Die Flächen des Intensiven Umweltmonitorings der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt (NW-FVA) zeigen anhand von Messwerten zum Bodenwasserhaushalt die Austrocknung der Böden im Frühjahr und Sommer 2015. Das Intensive Monitoring umfasst Flächen ausgewählter Waldökosysteme, die einer intensiven Dauerbeobachtung unterliegen (PAAR et al. 2016, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2016). Die Messungen der Bodenwassergehalte auf den sieben Level II-Flächen Solling (Buche und Fichte), Lüss (Niedersachsen), Klötze und Nedlitz (Sachsen-Anhalt), Krofdorf und Hessisches Ried (Hessen) wurden mit dem Stammumfangzuwachs der aufstockenden Bestände verglichen. Zusätzlich wurden Stammumfangmessungen der Fläche Lange Bramke, Kamm herangezogen. Nähere Angaben zu den untersuchten Flächen finden sich bei LEUSCHNER et al. (2001), AHNER et al. (2013), FLECK et al. (2016), MEESENBURG et al. (2016), AHRENDTS et al. (2017).

Der Stammumfang wurde an jeweils sechs Bäumen pro Fläche mit kontinuierlich aufzeichnenden Dendrometern vom Typ UMS D6 gemessen. Die Aufbereitung und Berechnung der täglichen Zuwachsraten erfolgte in Anlehnung an DOWNES et al. (1999) und DESLAURIERS et al. (2003). Der Durchmesser eines Baumes unterliegt täglichen Schwankungen. Dabei wird zwischen Phasen der Kontraktion (Schrumpfen), Ausdehnung und gegebenenfalls des Wachstums unterschieden. Überschreitet der Durchmesser im Tagesverlauf das bis zu diesem Tag gemessene Maximum, wird

die sich ergebende Differenz als Wachstum ausgewiesen (Phase der maximalen Ausdehnung). In der Folgezeit wird solange kein Wachstum ausgewiesen, bis das bisherige Durchmessermaximum durch das Tagesmaximum wieder überschritten wird.

Der Bodenwassergehalt wurde mit kapazitiven Sensoren der Fa. Delta T Typ PR2/6 in jeweils dreifacher Wiederholung pro Fläche bestimmt. Für die Level II-Fläche Lange Bramke konnten keine Bodenwassergehalte herangezogen werden, da aufgrund mehrerer Datenausfälle ein abgesicherter Lückenschluss nicht möglich war. Die Zuwachsdaten der Fichtenfläche fließen jedoch in die Auswertung ein. Für die Flächen Krofdorf und Hessisches Ried liegen nur Bodenwassergehaltsmessungen vor, da auf diesen Flächen keine Dendrometermessungen erfolgten. Aufgrund der unterschiedlichen Datenlage (unterschiedliche Instrumentierung sowie Messfehler und -ausfall) wurden die Wassergehalte aus verschiedenen Bodentiefen herangezogen. In Lüss und Solling sind dies 20 cm unter Mineralbodenoberfläche, in Klötze und Nedlitz 45 cm sowie in Krofdorf und im Hessischen Ried 60 cm Bodentiefe.

Um Aussagen für den gesamten Untersuchungsraum treffen zu können, wurde der Wasserhaushalt auf den Aufnahmepunkten der Bodenzustandserhebung (BZE II) mit Hilfe des hydrologischen Modells WaSiM-ETH auf Tagesbasis simuliert (SCHULLA 2015). Angetrieben wurde das Modell mit Beobachtungsdaten des Deutschen Wetterdienstes. Niederschlag, Temperatur, relative Feuchte, Sonnenscheindauer und Windgeschwindigkeit wurden auf die Standorte der BZE II nach einem kombinierten Verfahren (IDW, Höhenregression) regionalisiert. Parametrisiert wurde das Modell mit Bestandesdaten und bodenphysikalischen Aufnahmen aus den Jahren 2006 bis 2008. Die potenzielle Evapotranspiration wurde nach der Methode von Penman-Monteith (MONTEITH 1965) berechnet. Die Berechnung der Wasserflüsse in der ungesättigten Bodenzone erfolgte auf Grundlage der Richards-Gleichung (RICHARDS 1931) in eindimensionaler, vertikaler Form (SCHULLA 2015). Die Parametrisierung der verwendeten pF-Kurven erfolgte nach VAN GENUCHTEN (1980), die Ableitung der Van Genuchten-Parameter in Anlehnung an WESSOLEK et al. (2009). Die BZE II ist eine bundesweit systematische Stichprobenerhebung im Wald, die ein umfassendes und flächenrepräsentatives Bild des aktuellen Zustands wichtiger Boden- und Bestandeskenngrößen erfasst (WELLBROCK et al. 2016, BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT 2016). In Niedersachsen wurden insgesamt 169, in Sachsen-Anhalt 76 und Hessen 139 BZE II-Punkte untersucht.

### 3 Trockenheit 2015

Die Witterung im Jahr 2015 zeichnete sich durch viele Wetterextreme aus. Besonders in den mittleren Regionen Deutschlands führte das hohe Niederschlagsdefizit zu einer außergewöhnlichen Trockenperiode (WITTICH u. LÖPMEIER 2015), die teilweise bis in den Spätsommer andauerte. Im Zuständigkeitsbereich der NW-FVA waren Hessen, Sachsen-Anhalt sowie Teile von Niedersachsen betroffen. Von besonderer Bedeutung für die Forstwirtschaft war die Trockenheit im Frühjahr und Frühsommer. Bereits der Herbst und Winter 2014/2015 war in vielen Regionen Nordwestdeutschlands deutlich trockener als im langjährigen Mittel (s. Abb. 1). Besonders im südlichen Sachsen-Anhalt und im Harz betrug das Niederschlagsdefizit zum langjährigen Mittel der Periode 1981-2010 regional mehr als 30 %. Entsprechend gering waren die gemessenen Bodenwassergehalte, beispielsweise in Klötze. In weiten Bereichen Niedersachsens und Hessens wurde das Niederschlags-soll dagegen erreicht bzw. nur leicht unterschritten, sodass die Böden auf den Intensiv-Monitoringflächen teilweise überdurchschnittlich feucht waren (Krofdorf, Hessisches Ried). Im Frühjahr und Frühsommer 2015 weitete sich die Trockenheit fast auf den gesamten Untersuchungsraum aus (s. Abb. 1). Von April bis Juli erreichte das Niederschlagsdefizit regional mehr als 50 % (Rhein-Main-Gebiet). Die Folge waren bisher noch nicht beobachtete Tiefstwerte bei den Bodenwassergehalten (s. Abb. 2).

Während die Trockenperiode in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Nordhessen im Laufe des Julis endete, litt Südhessen bis in den Spätsommer 2015 unter einem hohen Niederschlagsdefizit.

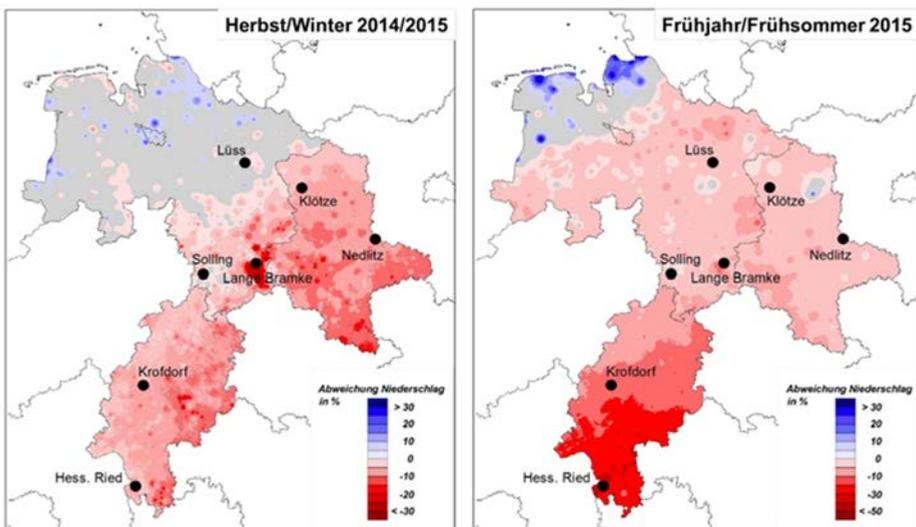


Abbildung 1: Abweichung der gemessenen Niederschlagssummen zum langjährigen Mittel 1981-2010 (Datenquelle: Deutscher Wetterdienst DWD)

## 4 Beobachteter Bodenwasserhaushalt und Baumwachstum

Die Messungen der Bodenwassergehalte und des Stammumfangzuwachses wurden für mehrere Intensiv-Monitoringflächen des Level II-Programms ausgewertet. Exemplarisch wurden vier Buchenbestände (Lüss, Solling, Krofdorf, Hessisches Ried), zwei Kiefernbestände (Klötze, Nedlitz) und zwei Fichtenbestände (Solling, Lange Bramke) untersucht.

In Abbildung 2 sind für alle untersuchten Standorte die mittlere Bodenfeuchte und deren Bandbreite der Vorjahre im Vergleich zum Jahr 2015 dargestellt. Der zugrunde liegende Messzeitraum variiert von Fläche zu Fläche und umfasst die Jahre 2003 bis 2014 (Solling, Klötze, Nedlitz), 2010 bis 2014 (Lüss) und 2012 bis 2014 (Krofdorf und Hessisches Ried).

Zu Beginn des Jahres 2015 wurden auf den niedersächsischen und hessischen Flächen im Vergleich zu den Vorjahren mittlere bis überdurchschnittlich hohe Bodenwassergehalte gemessen. Insbesondere die niederschlagsreichen Monate Dezember und Januar führten auf diesen Flächen zu einer Auffüllung des Bodenwasserspeichers. Anders stellte sich die Situation auf den beiden Kiefernstandorten in Sachsen-Anhalt dar. Hier wurden bereits zu Beginn des Jahres 2015 zeitweise extrem geringe Bodenwassergehalte gemessen. Das hohe Niederschlagsdefizit im Herbst/Winter 2014/2015, von dem insbesondere weite Teile von Sachsen-Anhalt betroffen waren (s. Abb. 1), ist für die geringe Bodenfeuchte verantwortlich. Erst ein mehrtägiges Niederschlagsereignis Ende März ließ den Bodenwasserspeicher auf annähernd mittlere Verhältnisse ansteigen.

Mit Beginn der Vegetationsperiode Ende April/Anfang Mai nahm auf fast allen Flächen die Bodenfeuchte kontinuierlich ab. Eine Ausnahme bildete der durch zeitweiligen Stau geprägte Standort im Solling (Fichte), auf dem erst im Juni die Bodenwassergehalte kurzfristig unter die langjährigen Mittelwerte fielen. Bereits im Juli wurden aber wieder überdurchschnittlich hohe Wassergehalte gemessen. Auf allen anderen Standorten wurden während der Hauptwachstumsphase von Mai bis in den Juli hinein die bisher gemessenen Minimalwerte des Bodenwassergehaltes zeitweise unterschritten, sodass das pflanzenverfügbare Bodenwasser nahezu komplett aufgebraucht war. Auf den Flächen Lüss, Klötze und Nedlitz begann mit den einsetzenden Niederschlägen Ende Juni/Anfang Juli die Wiederauffüllung des Bodenwasserspeichers, sodass sich im Hochsommer die Wassergehalte den mittleren Verhältnissen annäherten bzw. diese überschritten. Auf den hessischen Flächen endete dagegen trotz vereinzelter Niederschlagsereignisse die Trockenheit erst im Spätsommer.

Damit dauerte die Trockenperiode mit Ausnahme des Sollings rund zwei Monate an. Insbesondere in Südhessen kann aufgrund des Ausmaßes und der Andauer von mehr als vier Monaten von einer extremen Dürre gesprochen werden.

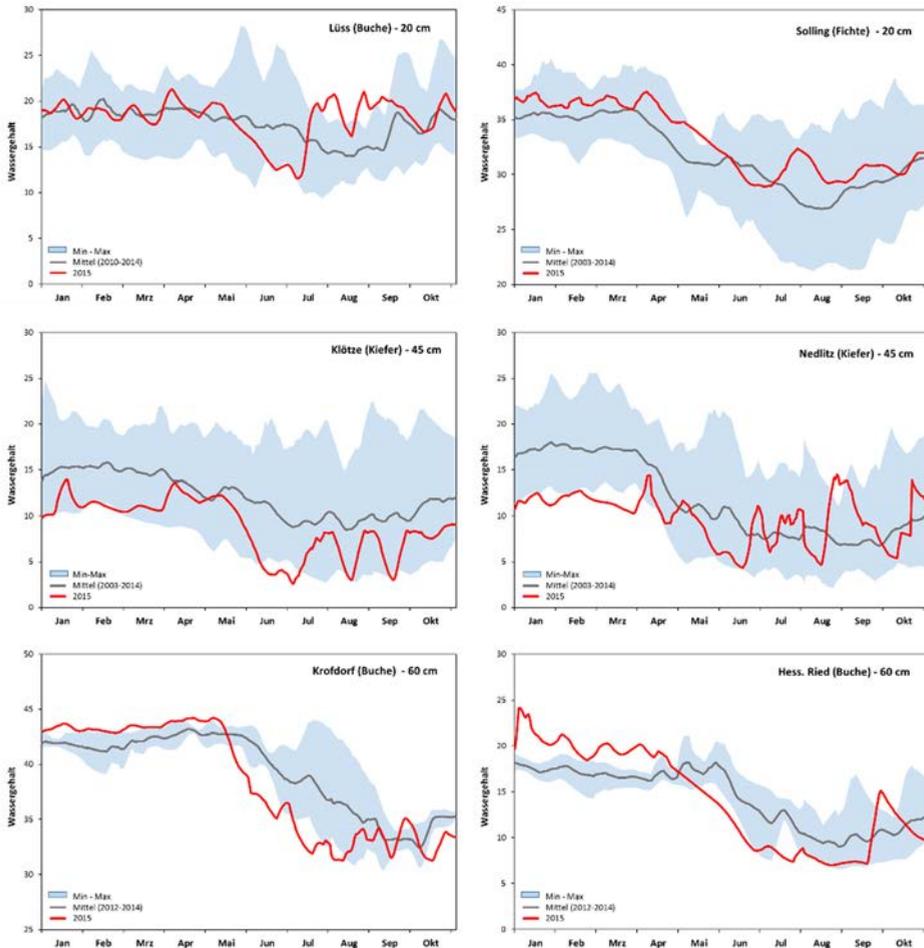


Abbildung 2: 2015 auf verschiedenen Intensiv-Monitoringflächen gemessene tägliche Bodenwassergehalte (Jan-Okt). Zum Vergleich sind die mehrjährigen Mittelwerte sowie die Bandbreite der minimal und maximal gemessenen täglichen Wassergehalte der Jahre 2003 bis 2014 (2010 bis 2014 für Lüss, 2012 bis 2014 für Krofdorf und Hessisches Ried) dargestellt (alle Werte als 10-tägiges gleitendes Mittel).

Wie hat sich nun die Trockenheit auf das „Dickenzwachstum“ der aufstockenden Bestände ausgewirkt? Hierzu wurde die Stammumfangzuwächse, die seit 2012 an ausgewählten Standorten mit Dendrometern kontinuierlich gemessen werden, miteinander verglichen (s. Abb. 3). Dabei zeigen sich zwischen den Standorten und den Baumarten während des Beobachtungszeitraumes deutliche Unterschiede. Die jährlichen Zuwachsraten für die Jahre 2012 bis 2015 sind in Abbildung 3 dargestellt.

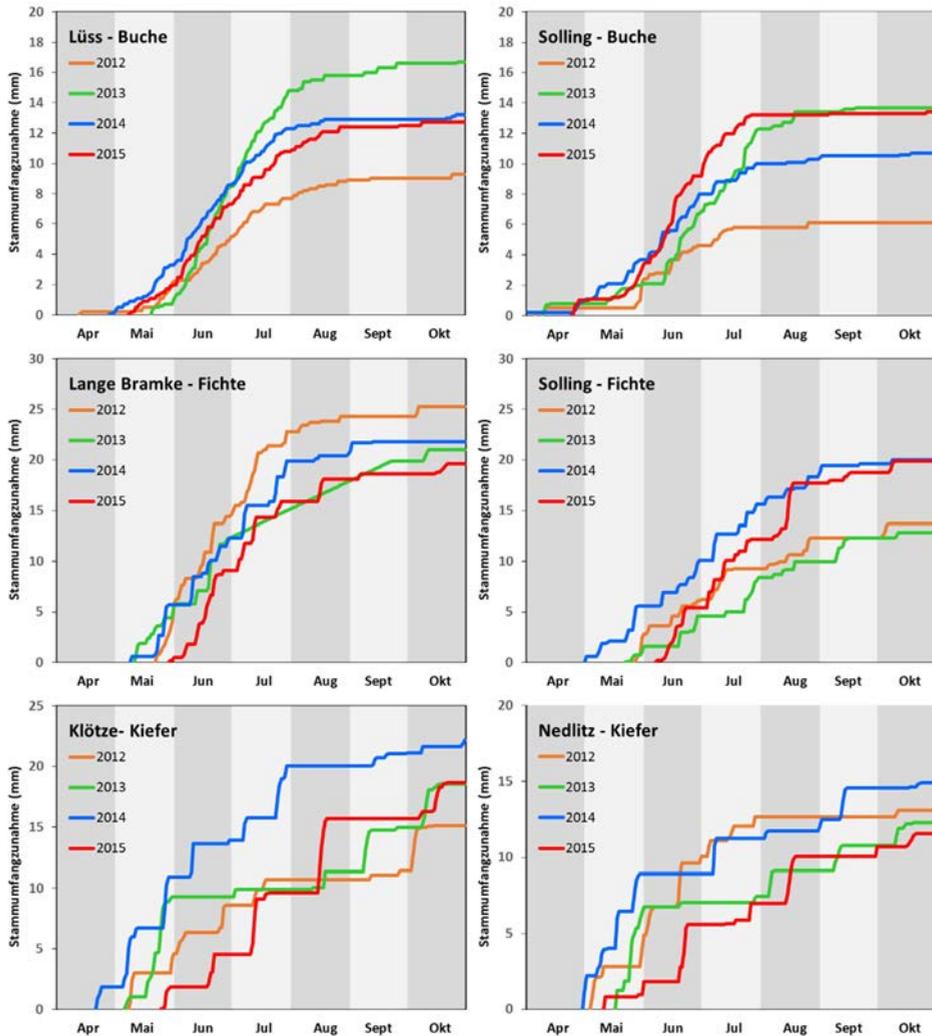


Abbildung 3: Verlauf der kumulierten jährlichen Stammumfangzunahme der Jahre 2012-2015 auf verschiedenen Intensiv-Monitoringflächen, abgeleitet aus zeitlich hoch aufgelösten Dendrometermessungen (Mittelwerte aus bis zu sechs Bäumen pro Fläche)

Der jährliche Wachstumsverlauf zeigt, dass der Zuwachs der Buche auf den Flächen Lüss und Solling bis Ende Juli weitgehend abgeschlossen ist. Während in den Jahren 2012 bis 2014 auf beiden Flächen die Buche einen ähnlichen Wachstumsverlauf aufzeigt, mit dem geringsten Wachstum im Jahr 2012, gefolgt von 2014 und dem stärksten Zuwachs im Jahr 2013, stellt sich die Situation im Jahr 2015 anders dar. Während das Wachstum der Buche im Solling dem des Jahres 2013 entspricht, war die Wuchsleistung der Buche in Lüss deutlich geringer und entsprach der des Jahres 2014. Offensichtlich hat die Trockenheit am Standort Lüss ein stärkeres Wachstum

verhindert. Möglicherweise haben die Niederschläge im Juli und August dazu geführt, dass sich das Wachstum der Buche in Lüss bis Ende August fortgesetzt hat.

Die Hauptwachstumsphase der Fichte reicht von Mai bis August. In Abhängigkeit von der Witterung kann es aber auch noch im September zu leichten Zuwächsen kommen. Im Jahr 2015 setzte das Wachstum auf den Flächen Solling und Lange Bramke jedoch erst im Juni ein. Während im Solling die Fichte aufgrund der fast durchgehend guten Wasserversorgung im Vergleich zu den Vorjahren keine Wachstumseinbußen erlitt, wurde auf dem Standort in der Langen Bramke der geringste Zuwachs seit 2012 gemessen. Dies korrespondiert gut mit den hohen Niederschlagsdefiziten, die für den Harz im Winter und Frühjahr 2015 berechnet wurden (s. Abb. 1). Aufgrund des hohen Bestandesalters des Fichtenbestandes im Solling fällt der Stammumfangzuwachs generell geringer aus als beim Fichtenbestand der Langen Bramke.

Der Wachstumsverlauf auf den Standorten in Klötze und Nedlitz zeigt, dass sich der Zuwachs der Kiefer über die gesamte Vegetationsperiode von Ende April bis Anfang Oktober erstreckt. Dabei lassen sich keine Hauptwachstumsphasen erkennen. Offensichtlich scheint die Kiefer in Abhängigkeit von Witterung und verfügbarem Bodenwasser ihr Wachstum zu steuern. Während längerer Trockenphasen kommt es zu keinem nennenswerten Stammumfangzuwachs auf beiden Flächen, wie beispielsweise im Juni und Juli 2013. Mit beginnender Auffüllung des Bodenwasserspeichers setzt dann unmittelbar das Wachstum wieder ein. Dies lässt sich auch für das Jahr 2015 feststellen. Infolge des trockenen Frühjahrs und der geringen Bodenwassergehalte zu Beginn der Vegetationsperiode war der Stammumfangzuwachs der Kiefern gering. Erst mit den einsetzenden Niederschlägen Ende Juni kam es zu einem verstärkten Dickenwachstum, sodass bis Ende August 2015 der kumulierte Stammumfangzuwachs in Klötze rund 15 mm und in Nedlitz auf dem etwas nährstoffärmeren Standort rund 10 mm betrug. Damit wurden die Zuwächse der Vorjahre teilweise übertroffen. Der Zuwachsverlauf im Jahr 2015 belegt die offensichtlich gute Anpassungsfähigkeit der Kiefer an längere Trockenperioden und deren effizientes Wassermanagement.

## **5 Ergebnisse der Wasserhaushaltssimulation auf den BZE II-Standorten**

Die Messungen der Bodenwassergehalte auf den Intensiv-Monitoringflächen sind nicht ohne zusätzliche Informationen auf den gesamten Untersuchungsraum übertragbar. Hierzu wurde der Wasserhaushalt auf den Standorten der BZE II mit Hilfe des hydrologischen Modells WaSiM/ETH (SCHULLA 2015) berechnet.

Um das Ausmaß der Trockenheit 2015 beurteilen zu können, wurde das maximal pflanzenverfügbare Bodenwasser (nutzbare Feldkapazität nFK) im durchwur-

zelten Bodenraum berechnet und der relative Anteil an der nFK zu Beginn der Vegetationsperiode und zum Ende der Trockenphase bestimmt (GRANIER et al. 1999). Diese Werte wurden mit den langjährigen Mittelwerten der Periode 1981 bis 2010 verglichen. Die langfristige Simulation des Bodenwasserhaushalts ergab, dass die Böden durchschnittlich im März die höchsten Bodenwassergehalte aufwiesen.

Im langjährigen Mittel der Periode 1981 bis 2010 waren die Bodenwasserspeicher im März über alle BZE II-Standorte in Niedersachsen mit einem relativen Anteil der nFK von 87 % aufgefüllt. Das bedeutet, dass in normal feuchten Jahren bei rund zwei Dritteln aller Waldstandorte zu Beginn der Vegetationsperiode ein nahezu vollständig gefüllter Bodenwasserspeicher ( $> 80\%$  nFK) zur Verfügung stand. Auf den verbliebenen BZE II-Plots lag der Anteil des Bodenwasservorrats an der nFK im März zwischen 60 und 80 % oder knapp darunter. Im März 2015 wiesen rund 10 % aller untersuchten Flächen einen Anteil an pflanzenverfügbarem Bodenwasser von weniger als 60 % auf. Diese befanden sich hauptsächlich im Ostniedersächsischen Tiefland. Im Mittel über alle Flächen lag der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK bei 79 % und damit unter dem Mittelwert für den Monat März der Periode 1981 bis 2010 (s. Abb. 4).

Der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK über alle BZE II-Standorte in Sachsen-Anhalt betrug im langjährigen Mittel 74 %, sodass nur auf wenigen Waldstandorten den Beständen zum Beginn der Vegetationsperiode ein vollständig gefüllter Bodenwasserspeicher zur Verfügung stand (s. Abb. 4). Auf den meisten BZE II-Plots lag die Bodenfeuchte zwischen 60 und 80 % der nFK, bei knapp einem Drittel über 80 % und auf einigen Flächen unter 60 %. Die unterdurchschnittlich wasserversorgten Standorte sind im östlichen und südlichen Altmoränenland und im Fläming zu finden. Im März 2015 wiesen hier gut ein Drittel aller untersuchten Flächen einen Anteil des Bodenwassers an der nFK von weniger als 60 % auf. Nur auf 25 % der BZE II-Plots wurden Anteile des Bodenwassers von 80 % und mehr an der nFK erreicht. Diese befinden sich vornehmlich im Harz. Im Mittel über alle Flächen lag der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK bei 68 % und damit deutlich unter dem langjährigen Mittelwert für den Monat März.

In Hessen betrug im Mittel der Periode 1981 bis 2010 der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK im März über alle BZE II-Standorte 85 %. Damit waren auf vielen Standorten im Hessischen Bergland die Böden zu Beginn der Vegetationsperiode annähernd mit Wasser gesättigt, während in der Rhein-Main-Ebene nur 70 % der nFK für die Verdunstung zur Verfügung stand (s. Abb. 4). Auf vielen BZE II-Plots in der Rhein-Main-Ebene lag die Bodenfeuchte im Mittel sogar unter 60 % der nFK. Dies betrifft vornehmlich Sandböden, die eine geringe nFK aufweisen. Im März 2015 lag der Anteil an pflanzenverfügbarem Bodenwasser mit 82 % der nFK (über alle BZE II-Plots) nur geringfügig unter den langjährigen Mittelwerten. Auch in der Rhein-Main-Ebene entsprach der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK mit 66 % annähernd dem Mittelwert für den Monat März der Periode 1981 bis 2010.

Im Juni/Juli 2015 wurde der Höhepunkt der Trockenperiode erreicht, wobei in allen Ländern der relative Anteil des Bodenwassers an der nFK signifikant unter den langjährigen Mittelwerten lag. In Niedersachsen sank der Anteil des verfügbaren Bodenwassers an der nFK über alle BZE II-Punkte auf 50 % (langjähriges Mittel 64 %), in Sachsen-Anhalt auf 38 % (langjähriges Mittel 51 %) und in Hessen auf 50 % (langjähriges Mittel 70 %). Vergleichbar niedrige Bodenwassergehalte werden in durchschnittlich feuchten Jahren erst im August erreicht.

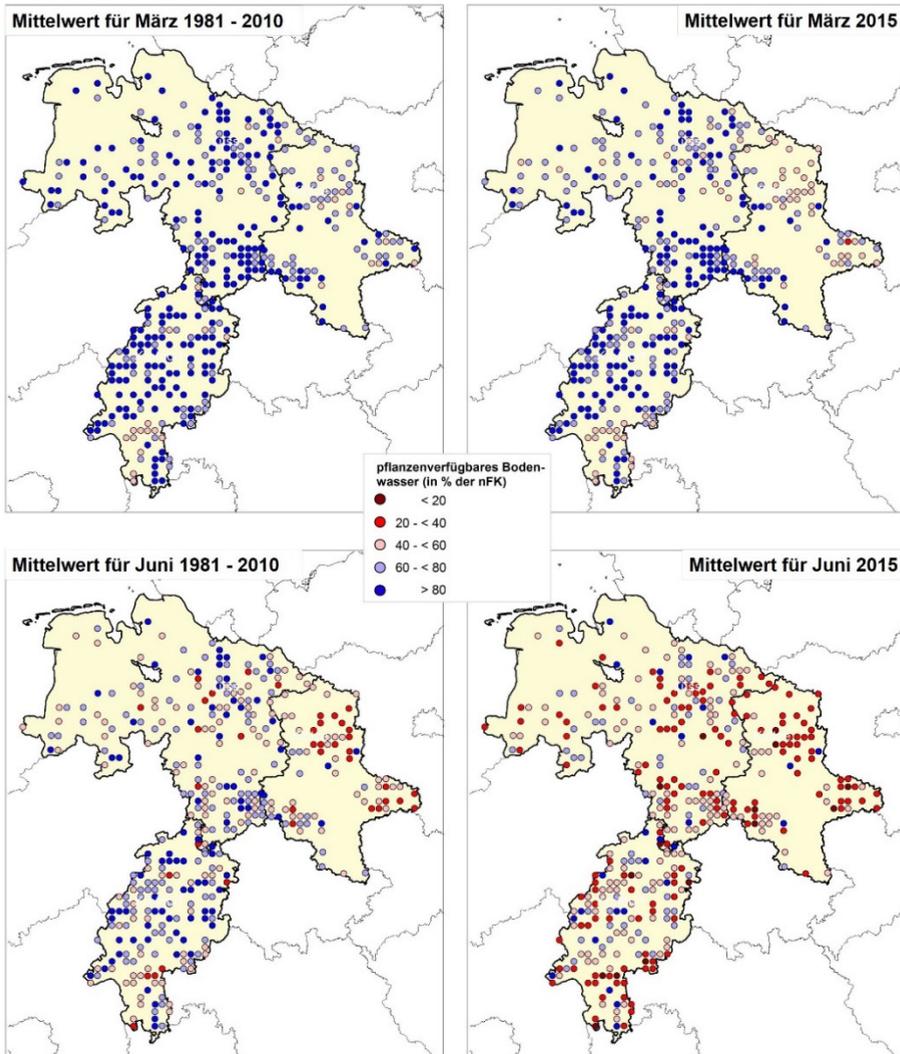


Abbildung 4: Pflanzenverfügbares Bodenwasser (in % der nFK) für die BZE II-Standorte in Niedersachsen, Sachsen-Anhalt und Hessen im März (oben) und Juni (unten) als Mittel der Jahre 1981-2010 (links) und für das Jahr 2015 (rechts)

Zum Ende der Trockenperiode sank auf knapp einem Drittel aller BZE II-Plots in Niedersachsen der Anteil des pflanzenverfügbaren Bodenwassers auf 20 bis 40 % der nFK, auf einigen Flächen sogar unter 20 % der nFK (s. Abb. 4). Im langjährigen Mittelwert (1981-2010) für den Monat Juni wiesen nur 3 % aller Flächen so geringe Bodenwassergehalte auf. Dabei konzentrierte sich die Mehrzahl der Standorte mit einer geringen Bodenfeuchte auf das östliche und südöstliche Niedersachsen. Auffällig ist, dass auch die meisten Standorte im Harz über außergewöhnlich niedrige Bodenwassergehalte verfügten.

In Sachsen-Anhalt lag der Anteil des pflanzenverfügbaren Bodenwassers im Juni 2015 auf rund zwei Drittel aller BZE II-Plots zwischen 20 und 40 % der nFK, auf einigen Flächen sogar unter 20 % der nFK (s. Abb. 4). Die extreme Trockenheit betraf dabei alle Wuchsregionen.

In Hessen waren insbesondere die Standorte in der Rhein-Main-Ebene betroffen. Hier verfügten die BZE II-Plots im Juni im Mittel sogar nur über 41 % des pflanzenverfügbaren Bodenwassers, auf einigen Flächen auch nur über 20 % der nFK oder sogar darunter, sodass den Pflanzen kaum noch Wasser für die Verdunstung zur Verfügung stand. Auch in den übrigen Wuchsgebieten Hessens betrug der Anteil an pflanzenverfügbarem Bodenwasser bei mehr als zwei Drittel aller Standorte weniger als 60 % bzw. bei mehr als einem Drittel aller Standorte weniger als 40 % der nFK. Während in den meisten Regionen Mittel- und Nordhessens ab Juli infolge vermehrter Niederschläge die Trockenheit abgemildert wurde, verschärfte sich in Südhessen das Niederschlagsdefizit weiter. Im August sank der mittlere Anteil des Bodenwassers an der nFK in der Rhein-Main-Ebene auf 28 % (langjähriges Mittel 42 %). Die Trockenperiode 2015 stellt für Südhessen damit ein extrem seltenes Ereignis dar und kann aufgrund der mehrmonatigen Dauer als Dürreperiode bezeichnet werden.

## 6 Fazit

Die Trockenheit im Frühjahr und Frühsommer 2015 stellt für weite Bereiche Nordwestdeutschlands ein außergewöhnliches – für Südhessen ein extrem seltenes – Ereignis dar. In Niedersachsen waren das Ostniedersächsische Tiefland, Teile des Niedersächsischen Berglandes und der Harz betroffen, während die Küstenregionen immer wieder von Niederschlagsgebieten erfasst wurden. Da die Wintermonate landesweit sehr feucht waren, war zu Beginn der Vegetationsperiode der pflanzenverfügbare Bodenwasserspeicher der meisten Böden gut gefüllt. Somit gab es beim Wachstum der Bäume keine messbaren Einbußen, obwohl im Juni 2015 regional sehr niedrige Bodenwassergehalte auftraten. Die überdurchschnittlich hohen Niederschläge, die Anfang Juli einsetzten und den gesamten Hochsommer anhielten, haben möglicherweise Wachstumseinbußen in den Wäldern Niedersachsens verhindert.

In Sachsen-Anhalt begann die Trockenperiode bereits im Herbst 2014 und dauerte mit kurzen Unterbrechungen bis Ende Juni 2015 über mehr als ein halbes Jahr an. Als Folge wiesen bereits zu Beginn der Vegetationsperiode die Böden sehr niedrige Bodenwassergehalte auf. Die Austrocknung der Böden erreichte dann im Juni seinen Höhepunkt, sodass den Pflanzen kaum noch Wasser für die Verdunstung zur Verfügung stand. Die überdurchschnittlich hohen Niederschläge im Juli und August haben möglicherweise in Sachsen-Anhalt größere Schäden in den Wäldern verhindert. Die Kiefer konnte ihr Wachstumsdefizit aus dem Frühjahr kompensieren und bewies damit eine gute Anpassungsfähigkeit an die Trockenheit.

Aufgrund der überdurchschnittlich hohen Niederschläge im Januar 2015 wiesen zu Beginn der Vegetationsperiode die Böden auf den meisten Standorten in Hessen Bodenwassergehalte auf, die nur geringfügig unter den langjährigen Mittelwerten lagen. Die Austrocknung der Böden schritt im Frühjahr 2015 infolge fehlender Niederschläge außergewöhnlich schnell voran und erreichte Ende Juni/Anfang Juli 2015 landesweit ihren Höhepunkt. In Südhessen (insbesondere in der Rhein-Main-Ebene) dauerte die extreme Trockenheit sogar bis Ende August an und führte dazu, dass auf vielen Standorten den gesamten Sommer über nur geringe Bodenwasservorräte zur Verfügung standen. Nur während einzelner Niederschlagsereignisse wurde die extreme Trockenheit kurzfristig und regional begrenzt unterbrochen. Trockenschäden wurden bei Jungbeständen beobachtet. Zuwachseinbußen sind wahrscheinlich, wurden jedoch nicht durch kontinuierliche Messungen erfasst.

Ob es auch zu langfristigen Schäden in den Wäldern des Untersuchungsgebietes kommen wird, müssen die Untersuchungen der nächsten Jahre zeigen.

## Literatur

- AHNER, J.; AHRENDTS, B.; ENGEL, F.; HANSEN, J.; HENTSCHEL, S.; HURLING, R.; MEESEBURG, H.; MESTEMACHER, U.; MEYER, P.; MÖHRING, B.; NAGEL, J.; PAPE, B.; ROHDE, M.; RUMPF, H.; SCHMIDT, M.; SCHMIDT, M.; SPELLMANN, H.; SUTTMÖLLER, J. (2013): Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried: Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem Europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000. Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt, Bd. 10, 398 S.
- AHRENDTS, B.; WAGNER, M.; SUTTMÖLLER, J.; MEESEBURG, H. (2017): Auswirkungen des Klimawandels auf Waldböden. Mitteilungen zu Geologie und Bergwesen von Sachsen-Anhalt, (eingereicht)
- BECKER, T.; SCHRÖTER H. (2001): Die Ausbreitung des Borkenkäferbefalls im Bereich von Sturmwurf-Sukzessionsflächen. Eine Untersuchung in Sturmwurfbannwäldern Baden-Württembergs. Berichte Freiburger Forstliche Forschung, Heft 26, 10 S.
- BENDER, S.; SCHALLER, M. (2012): Vergleichendes Lexikon – Wichtige Definitionen, Schwellenwerte, Kenndaten und Indices für Fragestellungen rund um das Thema „Klimawandel und seine Folgen“. Climate Service Center. 80 S.
- BERNHOFER, C.; GOLDBERG, V.; FRANKE, J. (2005): REKLI II – Optimierung der Klimadatenbank REKLI für Auswertungen im Bereich der Wasserwirtschaft. Abschlussbericht zum FuE-Vorhaben des Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Umwelt und der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (VertragNr.: 54/20202), 22 S.

- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (BMEL) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland – Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Berlin, 39 S.
- DESLAURIERS, A.; MORIN, H.; URBINATI, C.; CARRER, M. (2003): Daily weather response of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) stem radius increment from dendrometer analysis in the boreal forests of Québec (Canada). *Trees* 17, 477-484
- DOWNES, G.; BEADLE, C.; WORLEDGE, D. (1999): Daily stem growth patterns in irrigated *Eucalyptus globulus* and *E. nitens* in relation to climate. *Trees* 14, 102-111
- ELLENBERG, H.; LEUSCHNER, C. (2010): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 6. Aufl., Ulmer Verlag, Stuttgart, 1333 S.
- FLECK, S.; COOLS, N.; DE VOS, B.; MEESENBURG, H.; FISCHER, R. (2016): The Level II aggregated forest soil condition database links soil physicochemical and hydraulic properties with long-term observations of forest condition in Europe. *Annals of Forest Science* 73, 945-957, DOI: 10.1007/s13595-016-0571-4
- GRANIER, A.; BRÉDA, N.; BIRON, P.; VILETTE, S. (1999): A lumped water balance model to evaluate duration and intensity of drought constraints in forest stands. *Ecological Modelling* 116, 269-283
- KÄTZEL, R. (2009): Möglichkeiten und Grenzen der Anpassung an Klimaextreme – eine Betrachtung zu baumartenspezifischen Risiken aus Sicht der Ökophysiologie. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 42, 22-34
- KÄTZEL, R.; ZANDER, M.; LÖFFLER, S. (2015): Wenn der Durst kommt – Eiche, Buche, Kiefer und Douglasie im Trockenstresstest. Eberswalder Forstliche Schriftenreihe, Bd. 59, 40-54
- LEUSCHNER, C.; BACKES, K.; HERTEL, D.; SCHIPKA, F.; SCHMITT, U.; TERBORG, O.; RUNGE, M. (2001): Drought responses at leaf, stem and fine root levels of competitive *Fagus sylvatica* L. and *Quercus petraea* (Matt.) Liebl. trees in dry and wet years. *Forest Ecology and Management* 149, 33-46
- LÜPKE, B. v. (2004): Risikominderung durch Mischwälder und naturnaher Waldbau: ein Spannungsfeld. *Forstarchiv* 75, 43-50
- MANIAK, U. (2005): Hydrologie und Wasserwirtschaft. Eine Einführung für Ingenieure. – 5. Aufl., Springer, Berlin, 666 S.
- MEESENBURG, H.; AHRENDTS, B.; FLECK, S.; WAGNER, M.; FORTMANN, H.; SCHELER, B.; KLINCK, U.; DAMMANN, I.; EICHHORN, J.; MINDRUP, M.; MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification or new risks due to climate change? *Ecological Indicators* 65, 103-112, doi: 10.1016/j.ecolind.2015.12.013
- METTE, T.; RÖTZER, T.; PRETZSCH, H. (2011): Ein Dürre-Index für die Forstwirtschaft. – LWL aktuell, 85, 19-21
- MONTEITH, J. L. (1965): Evaporation and environment. *Symp. Soc. Exp. Biol.* 19: 205-224
- PAAR, U.; EVERS, J.; DAMMANN, I.; KÖNIG, N.; SCHULZE, A.; SCHMIDT, M.; SCHÖNFELDER, E.; SCHELER, B.; ULLRICH, T.; EICHHORN, J. (2016): Waldbodenzustandsbericht für Hessen – Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II). Beiträge aus der NW-FVA, Band 15, 466 S.
- RICHARDS, L. A. (1931): Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Physics* 1 (5): 318-333
- ROLOFF, A.; GRUNDMANN, B. (2008): Bewertung von Waldbaumarten anhand der KlimaArtenMatrix. *AFZ-DerWald*, 20, 1086-1088
- SCHULLA, J. (2015): Model Description WaSIM completely revised version of 2012 with 2013 to 2015 extensions. Technical Report: 332 S.
- VAN GENUCHTEN, M. T. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Amer. J.* 44 (5): 892-898
- VAN HEERDEN, K.; YANAL, R. D. (1995): Effects of stresses on forest growth in models applied to the Solling spruce site. *Ecological Modelling* 83, 273-282
- VOR, T.; SPELLMANN, H.; BOLTE, A.; AMMER, C. (2015): Potenziale und Risiken eingeführter Baumarten: Baumartenportraits mit naturschutzfachlicher Bewertung. *Göttinger Forstwissenschaften*, Bd. 7, 229 S.

- WELLBROCK, N.; BOLTE A.; FLESSA H: (HRSG.) (2016): Dynamik und räumliche Muster forstlicher Standorte in Deutschland: Ergebnisse der Bodenzustandserhebung im Wald 2006 bis 2008. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Braunschweig, Thünen Report 43, 550 S.
- WESSOLEK, G.; KAUPENJOHANN, M.; RENGER, M. (2009): Bodenphysikalische Kennwerte und Berechnungsverfahren für die Praxis. In: Bodenökologie und Bodengenese, Band 40, Selbstverlag TU Berlin, Berlin, 80 S.
- WITTICH, K.-P.; LÖPMEIER F.-J. (2015): Kurzer Überblick über die Dürre in Deutschland im Juni 2015. Deutscher Wetterdienst  
[http://www.dwd.de/DE/Home/functions/aktuelles/2015/20150619\\_duerre\\_juni2015.html?n=510076](http://www.dwd.de/DE/Home/functions/aktuelles/2015/20150619_duerre_juni2015.html?n=510076)

Korrespondierender Autor:

Johannes Suttmöller  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abt. Umweltkontrolle  
Grätzelstraße 2  
D-37079 Göttingen  
[johannes.sutmoeller@nw-fva.de](mailto:johannes.sutmoeller@nw-fva.de)  
[www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)

Dr. Henning Meesenburg  
Dr. Jan Evers  
Dr. Markus Wagner  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

## **Die Teebeutel-Methode als Instrument globaler, standardisierter Streuabbauversuche**

The Tea Bag Index method as an instrument of global, standardised litter decomposition experiments

*Markus Wagner, Bernd Ahrends und Henning Meesenburg*

### **Zusammenfassung**

Der Streuabbau stellt eine bedeutende Bilanzgröße im natürlichen Kohlenstoffkreislauf dar. Vor dem Hintergrund des Klimawandels ist es daher wichtig, die Wechselwirkungen zwischen Klima und Streuabbau möglichst genau zu verstehen. Die Teebeutel-Methode bietet hierfür einen kostengünstigen, einfachen, schnellen und global standardisierten Ansatz. Der dabei aus dem Abbau standardisierter Grün- und Rooibosteestreue abgeleitete „Tea Bag Index“ TBI setzt sich aus dem Stabilisierungsfaktor  $S$  und der Abbaukonstante  $k$  zusammen.

Die neun untersuchten niedersächsischen Waldstandorte lassen sich hinsichtlich des TBI deutlich von klimatisch extremen Tropen- und Wüstenstandorten abgrenzen. Das Wertenniveau ist dabei mit dem niederländischer Waldstandorte vergleichbar. Trotz unterschiedlicher Bestandestypen zeichnen sich wie erwartet eine negative Korrelation von  $S$ , sowie eine positive Korrelation von  $k$  mit den Klimaindikatoren Lufttemperatur und Niederschlag ab.

Bestandestypenabhängige Unterschiede lassen sich bei  $S$  nicht eindeutig erkennen, bezüglich  $k$  weisen die Fichtenstandorte die geringste Abbauraten auf, gefolgt von Buche, Eiche und Kiefer. Für Kiefer ist  $k$  dabei signifikant höher als für Buche und Fichte, gleiches gilt für Eiche gegenüber Fichte. Unterscheiden sich die Standorte wie im Solling ausschließlich bezüglich ihres Bestandestyps und des damit verbundenen Standortmilieus, ergeben sich auch für Buchenstandorte signifikant höhere Werte als für Fichtenstandorte.

Der Kiefernstandort Augustendorf weist neben den nach dem TBI günstigsten Streuabbaubedingungen aller untersuchten Standorte auch die am schnellsten abbaubare lokale Blattstreu auf. Unabhängige Untersuchungen bestätigen dabei die absolute Größenordnung der nach drei Monaten abgebauten Kiefernstreu.

**Stichworte:** Streuabbau, Tea Bag Index, Litterbag, Wald, Intensives Umweltmonitoring

## Abstract

Litter decomposition is an important factor in the natural Carbon cycle. With climate change in mind, an accurate understanding of the interaction between climate and litter decomposition is, therefore, essential. The Tea Bag method is an easy to use, quick, cost-effective and globally standardised method for studying litter decomposition. The “Tea Bag Index” (TBI), derived from the decomposition of standardised green and rooibos teas, comprises a stabilizing factor  $S$  and a decomposition constant  $k$ .

The nine forest sites in Lower-Saxony from this study can be clearly distinguished from climatically more extreme tropical and desert sites using the TBI index. The value range is comparable with that of forest sites in the Netherlands. Although different stand types were sampled,  $S$  correlated negatively and  $k$  positively with the climate indicators air temperature and precipitation, as expected.

Stand type dependent differences in  $S$  could not be clearly identified. With respect to  $k$ , the spruce sites exhibited the lowest decomposition rates, followed by beech, oak and pine. The  $k$  value for pine is significantly higher than for beech and spruce, and the same is true for the  $k$  value of oak compared with spruce. If the sites differ only in stand type (and therefore species determined site environment), as in Solling, then the  $k$  values for beech sites are also significantly higher than those of spruce sites.

The Augustendorf site (a pine stand) not only has the most favourable conditions for litter decomposition of all the sites studied, according to the TBI index, but also the fastest decomposing leaf litter. Independent studies have confirmed the absolute amount of pine litter decomposed after three months.

**Keywords:** litter decomposition, Tea Bag Index, litterbag, forest, intensive environmental monitoring

## 1 Einleitung

Böden spielen im globalen Kohlenstoffkreislauf eine entscheidende Rolle und speichern ein Vielfaches an Kohlenstoff im Vergleich zur Atmosphäre und Biosphäre (LAL 2004, BATJES 1996, FOLLETT 2010). Insbesondere Waldböden stellen eine große Senke im globalen Kohlenstoffkreislauf dar und sind eine Schlüsselgröße bezüglich des Klimawandels (JANDL et al. 2007, PENNE et al. 2010), da dieser Speicher durch veränderte Rahmenbedingungen relativ kurzfristig beeinflusst werden kann (BARITZ 1998). Die Höhe der Emissionen aus diesem Speicher wird stark durch die Bilanz aus Primärproduktion und Respiration gesteuert. Bezüglich der Respiration stellt dabei der Abbau von Streu eine bedeutende Bilanzgröße dar. Dementsprechend ist es vor dem Hintergrund des Klimawandels sehr wichtig, die Wechselwirkung zwischen Klima und Streuabbau in Abhängigkeit von CO<sub>2</sub>-Konzentration und Lufttemperatur auch hinsichtlich ihrer absoluten Größenordnung möglichst genau zu verstehen (KEUSKAMP et al. 2013).

Die allgemeinen Steuergrößen des Streuabbaus sind mittlerweile gut bekannt und durch die seit langem bewährte „Litterbag-Methode“ (BOCOCK u. GILBERT 1957, FALCONER et al. 1933, GUSTAFSON 1943, SWIFT et al. 1979) umfassend erforscht worden (WIEDER u. LANG 1982). Trotz einiger Nachteile dieser Methode (LORENZ et al. 2004) ist sie aufgrund ihrer zahlreichen Vorteile gegenüber anderen Versuchsdesigns die am häufigsten verwendete Methode, um den Streuabbau zu verfolgen (KNACKER et al. 2003, KURZ-BESSON et al. 2005). Um jedoch explizit den Einfluss des Klimas auf den Streuabbau untersuchen zu können, ist eine isolierte Betrachtung dieses Faktors einschließlich seiner regionalen Extreme erforderlich. Hierfür müssen andere Steuergrößen, wie die lokale Streubeschaffenheit oder die Artenzusammensetzung, als Einflussfaktoren eliminiert werden, indem man sie auf globaler Ebene standardisiert (DIDION et al. 2016).

In früheren Versuchen dienten verschiedene Zellulosematerialien, wie z. B. Baumwollgewebe (HARRISON et al. 1988), als standardisierte Streu. Solche Ersatzmaterialien können allerdings die komplexe chemische Zusammensetzung von Pflanzenstreu nur unzureichend wiedergeben (KEUSKAMP et al. 2013). Nur wenige Studien verwenden dagegen echte Pflanzenstreu auf einer global vereinheitlichten Ebene (BERG et al. 1993, PARTON et al. 2007). Die Versuchsanordnungen weisen dabei zwangsläufig ein verhältnismäßig grobes räumliches Raster sowie eine geringe Zahl an Wiederholungen auf und decken insbesondere Extremstandorte nur unzureichend ab (KEUSKAMP et al. 2013).

Mit der „Teebeutel-Methode“ (KEUSKAMP et al. 2013) hat sich in den vergangenen Jahren eine neue Variante der Litterbag-Methode etabliert, welche eine kostengünstige, weltweite Bereitstellung standardisierter Litterbags erlaubt und

damit die Grundlage für die Erstellung einer räumlich hoch auflösenden, globalen Datensammlung zur Untersuchung der Wechselwirkung zwischen Klima und Streuabbau schafft. Der aus diesen Daten berechnete „Tea Bag Index“ (TBI, KEUSKAMP et al. 2013) liefert dabei die für eine Anpassung der Streuabbaukurve erforderlichen, klimasensitiven Parameter  $k$  (Abbaukonstante) und  $S$  (Stabilisierungsfaktor). Die parallele Verwendung von schnell abbaubarem Grüntee und langsam abbaubarem Rooibostee erlaubt hierbei eine differenzierte Betrachtung der verschiedenen Stadien des Streuabbaus, die häufig mit einer doppelt-exponentiellen Funktion beschrieben werden (LOUSIER u. PARKINSON 1976, BERG u. MCCLAUGHERTY 2003). Der zweite Term der doppelt-exponentiellen Funktion beschreibt eine Streufraktion die „stabilisiert“ ist und folglich mit einer sehr geringen Rate abgebaut wird (AKSELSSON et al. 2005). Entsprechend schwierig und unsicher ist i. d. R. die Parameterschätzung und erfordert entsprechend sehr lange Abbauversuche. Der Einsatz zweier unterschiedlicher Teesorten erlaubt jedoch bereits bei einer Inkubationszeit von nur drei Monaten eine Schätzung der Parameter  $k$  und  $S$ . Die weitere Erforschung des Abbaus von Tee und lokaler Streu mit Hilfe von „Tea Bags“ bietet darüber hinaus die Möglichkeit bestehende Kohlenstoffmodelle, z. B. das Modell Yasso (LISKI et al. 2005) weiterzuentwickeln (DIDION et al. 2016).

Die hier präsentierten Daten wurden im Rahmen der globalen Initiative „TeaComposition“ erhoben (DJUKIC 2016). Dieses vom österreichischen Bundesumweltamt, unterstützt durch das Institut für Geowissenschaften und Naturresourcenmanagement der Universität Kopenhagen, koordinierte Vorhaben verwendet einen modifizierten, erweiterten Ansatz der „Teebeutel-Methode“. Wesentliche Veränderungen ergeben sich dabei durch die auf bis zu drei Jahre verlängerte Inkubationszeit sowie die zusätzliche Verwendung lokaler Blattstreu der Hauptbaumart. Die Initiative „TeaComposition“ versteht sich dabei als globale Vermittlungsplattform und richtet sich gezielt an etablierte Monitoringnetzwerke, um deren existierende Infrastrukturen nutzen und ergänzen zu können. Nachfolgend werden erste Ergebnisse des noch laufenden Projektes für ausgewählte niedersächsische forstliche Intensivmonitoringflächen vorgestellt, welche den Streuabbau in Anlehnung an den TBI nach einer initialen Inkubationszeit von drei Monaten beschreiben.

## 2 Methodischer Ansatz und Datengrundlage

### 2.1 Teebeutel-Methode und „Tea Bag Index“

Bei Litterbag-Versuchen wie der hier verwendeten Teebeutel-Methode (KEUSKAMP et al. 2013) wird der Streuabbau über den im Laufe der Zeit gemessenen Gewichtsverlust der Streu untersucht. Die Messergebnisse können zur Parameterschätzung mathematischer Funktionen herangezogen werden, welche über die Abschätzung der Abbaukonstante  $k$  den Massenverlust der Streu im Laufe der Zeit beschreiben.

Solche Streuabbaumodelle sind fundamentaler Bestandteil von Bodenkohlenstoffmodellen und kommen zur Beschreibung der Wechselwirkung zwischen Klima und Bodenrespiration auch in Klimamodellen zum Einsatz. WIEDER u. LANG (1982) und BERG u. MCCLAUGHERTY (2003) haben die am häufigsten verwendeten Modelle miteinander verglichen und kommen dabei zu dem Schluss, dass die Gruppe der Exponentialmodelle die realistischsten Ergebnisse liefert.

KEUSKAMP et al. (2013) verwenden bei der Teebeutel-Methode eine asymptotische Exponentialfunktion (COUTEAUX et al. 1998, HOWARD u. HOWARD 1974) zur Beschreibung des Streuabbaus:

$$W(t) = ae^{-kt} + (1 - a) \quad (1)$$

In dieser Funktion ergibt sich das nach der Inkubationszeit  $t$  verbleibende Streugewicht  $W(t)$  aus der Summe zweier Terme, welche  $W$  separat für die relativ schnell abbaubare Fraktion  $a$  und die sehr stabile, nur in extrem langen Zeiträumen abbaubare Fraktion  $(1-a)$  mit jeweils eigenen Abbaukonstanten  $k$  beschreibt. Da für die Ermittlung des „Tea Bag Index“ TBI die Inkubationszeit nur drei Monate beträgt, kann der Gewichtsverlust der stabilen Fraktion als vernachlässigbar angesehen werden. COUTEAUX et al. (1998) geben z. B. für diese Fraktion eine Abbaukonstante von  $0,00001 \text{ d}^{-1}$  an. Unter dieser Annahme wird  $k$  für die stabile Fraktion 0 und deren Gewicht  $(1-a)$  geht vollständig in  $W(t)$  ein (s. Gl. (1)).

Eine Abschätzung sowohl von  $k$  als auch  $a$  würde lange Messzeitreihen erforderlich machen (BERG et al. 1996). Um dies zu vermeiden, werden bei der Teebeutel-Methode mit dem schnell abbaubaren Grüntee und dem langsam abbaubaren Rooibostee zwei verschiedene Teesorten eingesetzt. So kann bereits nach drei Monaten gleichzeitig sowohl die abbaubare Fraktion von Grüntee ( $a_g$ ) als auch die Abbaukonstante  $k$  von Rooibostee zur selben Zeit abgeschätzt werden.

Zur Lösung von Gleichung (1) ist allerdings zusätzlich die Abschätzung der abbaubaren Fraktion von Rooibostee ( $a_r$ ) erforderlich. Hierfür wird das Verhältnis zwischen der im Feldversuch ermittelten, real abbaubaren Fraktion  $a$  und der potenziell abbaubaren, hydrolysierbaren Fraktion  $H$  genutzt. Die hydrolysierbaren Fraktionen von Grüntee ( $H_g$ ) und Rooibostee ( $H_r$ ) wurden durch KEUSKAMP et al. (2013) im Labor ermittelt und liegen bei  $0,842 \pm 0,023$  sowie  $0,552 \pm 0,050$ . Unter der Annahme, dass das Verhältnis zwischen  $a$  und  $H$  nur von den Umweltbedingungen des Feldversuchs bestimmt wird (BERG u. MEENTEMEYER 2002), kann  $a_r$  aus  $a_g$  abgeleitet werden. Diese Ableitung erfolgt mittels des Stabilisierungsfaktors  $S$  (KEUSKAMP et al. 2013):

$$S = 1 - \frac{a_g}{H_g} \quad (2)$$

$S$  [ $\text{g} \cdot \text{g}^{-1}$ ] ist dabei zu verstehen als der unter Feldbedingungen stabilisierte Anteil an der hydrolysierbaren, potenziell abbaubaren Fraktion der Streu und wird, wie das Verhältnis zwischen  $a$  und  $H$ , nur durch die herrschenden Umweltbedingungen bestimmt.

Die abbaubare Fraktion von Rooibostee ( $a_r$ ) lässt sich nun unter Berücksichtigung der genannten Annahmen aus der hydrolysierbaren Fraktion des Rooibostees ( $H_r$ ) und dem Stabilisierungsfaktor  $S$  berechnen (KEUSKAMP et al. 2013):

$$a_r = H_r(1 - S) \quad (3)$$

Unter Einbeziehung der über die Feldversuche ermittelten, nach der Inkubationszeit verbliebenden Menge an Rooibostee  $W_r(t)$  und der mittels Gleichung (3) berechneten abbaubaren Fraktion von Rooibostee ( $a_r$ ) kann somit unter Verwendung von Gleichung (1) die Abbauratenkonstante  $k$  berechnet werden.

Die Teebeutel-Methode wurde mit der Zielsetzung entwickelt, ein kostengünstiges, weltweit standardisiertes Verfahren zur Abschätzung des Streuabbaus bereitzustellen. Nur durch diese Rahmenbedingungen ist es möglich, explizit den Einfluss der Umweltbedingungen auf den Streuabbau untersuchen zu können, da alle anderen Steuergrößen aufgrund des standardisierten Verfahrens aus der Betrachtung ausgeschlossen werden. Innerhalb des gleichen Ökosystems lassen sich dabei die Einflussgrößen weiter auf abiotische, klimatisch-hydrologische Faktoren einengen. Um die so beobachteten Zusammenhänge zwischen Streuabbau und klimatisch-hydrologischen Indikatoren auch nach einem normierten Ansatz global vergleichen zu können, dazu dient der TBI (KEUSKAMP et al. 2013). Er besteht aus den zwei bereits beschriebenen und mittels der Gleichungen (1) bis (3) zu berechnenden Parametern Abbaurate ( $k$ ) und Stabilisierungsfaktor ( $S$ ).

## 2.2 Datenerhebung

Im Rahmen der Initiative „TeaComposition“ wurden im Juni 2016 auf neun niedersächsischen, forstlichen Intensivmonitoringflächen (s. Abb. 1, s. Tab. 1 und 2) des europäischen Monitoringprogramms ICP Forests (ICP FORESTS 2016) und des forstlichen Umweltmonitorings in Deutschland (BMEL 2016) Teebeutel sowie Litterbags mit lokaler Blattstreu der Hauptbaumart ausgebracht.

Die Monitoringflächen sind gleichzeitig Bestandteil des niedersächsischen Bodendauerbeobachtungsprogramms (HÖPER u. MEESENBURG 2012). Von den neun Monitoringflächen gehören zwei (SLB, SLF) zum Long-Term Ecological Research (LTER) Site Solling (MEESENBURG et al. 2016) und drei (LBKA, LBNH, LBSH) zum LTER Site Lange Bramke (MÜLLER et al. 2016). Die Standorte im Norddeutschen Tiefland werden durch glazifluviale Sande dominiert, während die Hochlagen des Solling durch Löss über Sandstein geprägt sind und das Gebiet der Langen Bramke im Hochharz durch Quarzitformationen. Die Böden sind meist als Podsol oder podsolige Braunerde ausgeprägt mit typischem Moder als Humusform.

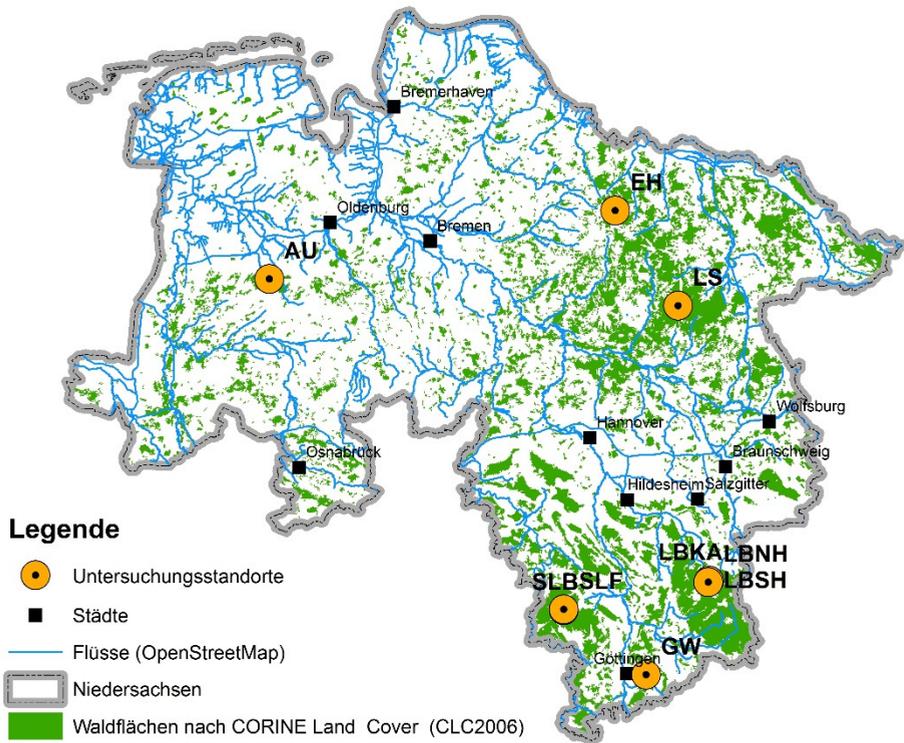


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte in Niedersachsen

Die auf Kalkstein gründende Fläche Göttinger Wald weist dagegen eine Rendzina-Terra fusca mit der Humusform Mull auf. Die Flächen sind mit Buche, Eiche, Fichte oder Kiefer als Hauptbaumart bestockt und weisen eine Altersspanne zwischen 66 und 207 Jahren auf. Das Spektrum der Höhenlage reicht von 33 bis 659 m ü. NN, die Jahresmitteltemperatur liegt zwischen 5,7 und 8,8 °C und die Jahresniederschlagssumme zwischen 680 und 1.235 mm.

Pro Fläche wurden insgesamt 48 bzw. 64 (Lüss) Litterbags inkubiert (jeweils 16 Beutel Grüntee, Rooibostee und lokale Blattstreu (in Lüss zwei Sorten lokale Blattstreu)), von welchen jeweils 1/4 nach drei Monaten, einem Jahr, zwei Jahren und drei Jahren wieder eingesammelt wurden bzw. werden. Hieraus ergeben sich pro Fläche, Inkubationszeit und Streusorte jeweils vier Wiederholungen.

Tabelle 1: Übersicht über Lage und Topographie der Untersuchungsflächen

ID	Fläche	Höhe [m ü. NN]	Geogr. Breite [°N]	Geogr. Länge [°O]	Hang- neigung [%]	Expo- sition
AU	Augustendorf	33	52,91	7,86	0	-
EH	Ehrhorn	109	53,18	9,90	1,5	-
GW	Göttinger Wald	421	51,53	10,05	0,35	-
LBK	Lange Bramke Kamm	659	51,86	10,42	8	NW
LBN	Lange Bramke Nordhang	597	51,85	10,41	13	NW
LBS	Lange Bramke Südhang	597	51,86	10,41	13	SO
LS	Lüss	116	52,84	10,27	1	-
SLB	Solling Buche	502	51,76	9,58	1	-
SLF	Solling Fichte	506	51,76	9,58	1	-

Nach den Vorgaben von KEUSKAMP et al. (2013) werden die Teesorten Grüntee (EAN Nummer 8 722700 055525) und Rooibostee (EAN Nummer 8 722700 188438) von Lipton (Unilever) verwendet. Der Tee stammt für die gesamte globale Initiative aus derselben Produktionscharge, um eine möglichst große Vergleichbarkeit zu gewährleisten. Die pyramidenförmigen, synthetischen Teebeutel weisen bei einer Füllmenge von etwa 2 g eine Kantenlänge von 5 cm auf, die Maschenweite beträgt 0,25 mm. Der Beutelinhalt ist damit für Mikroorganismen und die Mesofauna erreichbar, nicht jedoch für die Makrofauna (SETÄLÄ et al. 1996). Zur Erstellung der Litterbags mit der lokalen Blattstreu wurden ebenfalls die beschriebenen Teebeutel verwendet. Die Blätter wurden hierfür vorab zerkleinert, um ein Befüllen der relativ kleinen Beutel zu ermöglichen und eine mit dem Tee vergleichbare Struktur der Blattstreu zu erhalten.

Die Litterbags wurden im Zeitraum vom 10. bis 16. Juni 2016 auf den Untersuchungsflächen ausgebracht. Sie wurden jeweils an der Grenze zwischen Auflagehumus und Mineralboden durch vorsichtiges Anheben des Auflagehumus platziert. Am Standort Göttinger Wald mit nur geringmächtiger Humusaufgabe wurden die Litterbags in 2 cm Tiefe des Mineralbodens eingebracht, um eine vollständige Bedeckung mit Bodenmaterial zu gewährleisten. Die Rückholung von jeweils vier Litterbags je Streusorte und Standort nach dem ersten Inkubationszeitraum fand vom 12. bis 15. September 2016 statt.

Zur Bestimmung des TBI muss der Gewichtsverlust des Tees nach drei Monaten Inkubationszeit ermittelt werden. Hierzu wurde vor und nach der Ausbringung das Gewicht der gefüllten Beutel gemessen sowie das Gewicht des verbliebenen

Tees nach der Inkubation. Zur Bestimmung des Anfangsgewichts des Tees wird außerdem das Leerbeutelgewicht vor der Inkubation benötigt, welches zentral durch die Koordination der Initiative als mittleres Gewicht einer repräsentativen Stichprobe leerer Teebeutel bestimmt wurde. Für die Gewichtsmessungen nach der Inkubationszeit wurden die Beutel bei 70 °C für 48 Stunden getrocknet. Die Bestimmung des Gewichtsverlusts der lokalen Blattstreu erfolgte analog. Die Blattstreu stammt aus einer Jahresmischprobe der Streu des Vorjahres, welche auf jeder Untersuchungsfläche mit jeweils 12 Sammlern repräsentativ und kontinuierlich gesammelt wurde (UKONMAANAHO et al. 2016). Dabei wurden jeweils nur die Blätter der Hauptbaumart verwendet, mit Ausnahme des Standorts Lüss, an welchem neben der Buche als Hauptbaumart zusätzlich die Blätter der Eiche als wichtigster Nebenbaumart berücksichtigt wurden. Das Abfüllen in die Teebeutel erfolgte hier für Buche und Eiche getrennt voneinander.

Für eine vergleichende Analyse mit meteorologischen Kenngrößen stehen für den Inkubationszeitraum Tageswerte der Lufttemperatur und des Freilandniederschlags von benachbarten, im Rahmen des Monitoringprogramms von ICP Forests den hier untersuchten Flächen zugeordneten Freiflächen zur Verfügung (RASPE et al. 2016). Lediglich für die Fläche Göttinger Wald liegen keine Lufttemperaturmessungen vor. Entsprechend wurden für diesen Standort wie auch für den im Einzelfall erforderlichen Lückenersatz aus Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) regionalisierte Klimadaten verwendet (KÖHLER et al. 2015).

Die für diese Untersuchungen ausgewählten Flächen decken einerseits einen breiten Bereich der in Niedersachsen vorkommenden klimatischen Bedingungen ab, erlauben andererseits aber auch den Vergleich zwischen den vier Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer. Die zwei assoziierten Flächen im Solling und die drei assoziierten Flächen im Oberharzer Einzugsgebiet Lange Bramke ermöglichen exemplarisch die isolierte Betrachtung eines bestimmten Standortfaktors auf den Streuabbau. Im Solling ist bei ansonsten identischen Standortbedingungen ein Vergleich zwischen den sich aus den Hauptbaumarten Buche und Fichte ergebenden, unterschiedlichen Bestandesmilieus möglich. Die drei zur Langen Bramke gehörenden Flächen wiederum unterscheiden sich lediglich hinsichtlich ihrer Exposition und Hangneigung, wodurch eine gezielte Betrachtung der sich hieraus ergebenden, lokal-klimatisch bedingten Unterschiede möglich wird. Bezüglich der lokalen Blattstreu ergibt sich auch für die Fläche Lüss ein interessanter Zusatzaspekt, da hier das unterschiedliche Abbauverhalten der Blattstreu zweier verschiedener Baumarten desselben Mischbestandes verglichen werden kann.

Tabelle 2: *Standorteigenschaften der Untersuchungsflächen*

ID	Hauptbaumart	Lufttemperatur [°C]	Niederschlag [mm]	Bodentyp	Substrat
AU	Kiefer	8,6	760	Podsol	pleistozäne Sande
EH	Eiche	8,8	813	Podsolige Braunerde	pleistozäne Sande
GW	Buche	7,8	680	Rendzina-Terra fusca	periglaziale Deckschicht ü. Kalkstein
LBK	Fichte	5,7	1.235	Braunerde-Podsol	Quarzit
LBN	Fichte	5,7	1.235	Braunerde-Podsol	Quarzit
LBS	Fichte	5,7	1.235	Braunerde-Podsol	Quarzit
LS	Buche/ Eiche	8,0	730	Podsolige Braunerde	pleistozäne Sande
SLB	Buche	6,5	1.088	Podsolige Braunerde	Löss ü. Sandstein
SLF	Fichte	6,5	1.088	Podsolige Braunerde	Löss ü. Sandstein

### 3 Ergebnisse und Diskussion

Einen ersten Überblick über die Größenordnung des Abbaus der Teestreu sowie der lokalen Blattstreu nach den ersten drei Monaten bieten die Boxplots in Abbildung 2. Sie fassen alle Streuproben der neun Untersuchungsflächen zusammen. Wie erwartet, zeichnet sich ein deutlicher Unterschied zwischen dem als leicht und schnell abbaubar geltenden Grüntee und dem als deutlich langsamer abbaubar geltenden Rooibostee ab. Während beim Grüntee nach drei Monaten nur noch etwa 34 % der anfänglich ausgebrachten Menge verblieben sind, liegt dieser Anteil beim Rooibostee noch bei fast 75 %. Die Streuung der Werte innerhalb der beiden Teesorten ist angesichts der unterschiedlichen Standortbedingungen als gering einzustufen und der Mittelwertunterschied zwischen beiden Sorten ist signifikant (Paardifferenztest,  $\alpha \leq 0,05$ ). Die Blattstreu der Hauptbaumarten weist den geringsten Abbau auf, nach drei Monaten sind hier im Mittel noch fast 86 % der zu Beginn ausgebrachten Streumenge verblieben. Das Ausmaß der Streuung ist dabei aufgrund der Kombination von vier verschiedenen Baumarten in einem Datensatz etwas größer als innerhalb der Teesorten. Der Mittelwertunterschied ist sowohl zwischen Grüntee und der Blattstreu, als auch zwischen dem Rooibostee und der Blattstreu nach dem Paardifferenztest als signifikant einzustufen ( $\alpha \leq 0,05$ ).

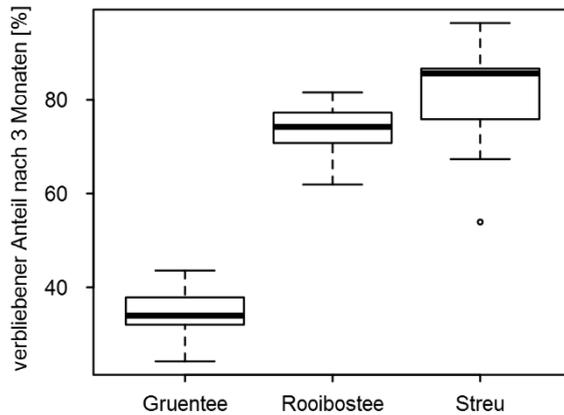


Abbildung 2: Boxplots (Median, Quartile,  $\pm 1,5$ -facher Quartilsabstand, Ausreißer) mit den nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebenen Anteilen an Grüntee, Rooibostee und lokaler Blattstreu

Um die Bedeutung der sich aus den unterschiedlichen Bestandestypen ergebenden Standortmilieus für das Abbauverhalten der Streu besser einschätzen zu können, sind in Abbildung 3 die nach drei Monaten verbliebenen Streumengen differenziert nach den vier Bestandestypen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer dargestellt.

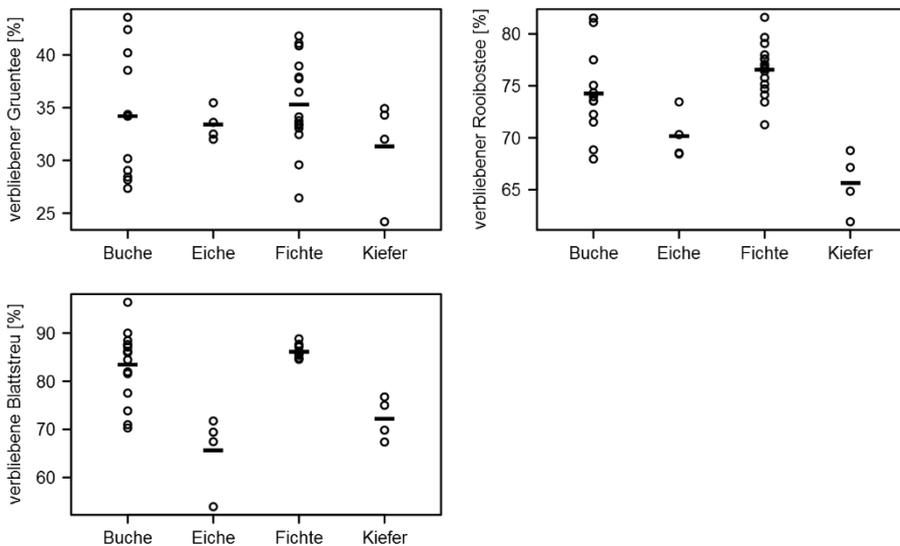


Abbildung 3: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an Grüntee, Rooibostee und lokaler Blattstreu, differenziert nach den vier Bestandestypen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer (der arithmetische Mittelwert ist durch die Balkensignatur gekennzeichnet)

Abgesehen von einer teilweise relativ hohen Varianz der Einzelwerte ergeben sich dabei für die verbliebenen Grünteeemengen keine signifikanten Mittelwertunterschiede (t-Test bzw. Welch-Test,  $\alpha \leq 0,05$ ). Bezogen auf den Rooibostee und die lokale Blattstreu zeigen sich jedoch bei den im Mittel verbliebenen Restmengen deutliche Unterschiede zwischen den Bestandestypen. An den Buchen- und Fichtenstandorten ist die Abbaurrate vergleichsweise gering, während die Eichen- und Kiefernstandorte durch teilweise deutlich höhere Abbauleistungen gekennzeichnet sind. Zwischen den Buchen- und Fichtenbeständen treten dabei keine signifikanten Mittelwertunterschiede auf, gleiches gilt für den Vergleich zwischen den Eichen- und Kiefernbeständen (t-Test bzw. Welch-Test,  $\alpha \leq 0,05$ ). Zwischen den Buchen- und Fichtenbeständen auf der einen Seite und den Eichen- und Kiefernbeständen auf der anderen Seite sind die Mittelwertunterschiede dagegen als signifikant einzustufen (t-Test bzw. Welch-Test,  $\alpha \leq 0,05$ ). Lediglich bei der verbliebenen Rooibosteeemenge unterscheiden sich die Bestandestypen Buche und Eiche nicht signifikant.

Ausgehend von der standardisierten Zusammensetzung des Rooibosteess sowie seines der lokalen Blattstreu sehr ähnlichen Abbauverhaltens kann aus den Messwerten geschlossen werden, dass die untersuchten Buchen- und Fichtenstandorte das für den Streuabbau ungünstigste Milieu aufweisen. Tendenziell bessere Abbaubedingungen zeichnen sich für den Eichenstandort ab, während der Kiefernstandort eindeutig die besten Bedingungen für einen schnellen Streuabbau bietet. Der trotzdem etwas stärkere Abbau der Eichenblattstreu in Relation zur Streu der Kiefernadeln deutet auf eine generell höhere Abbaurrate der Eichenblätter gegenüber den Kiefernadeln hin.

Neben dem Bestandestyp sind in dieser Studie die weiteren flächenspezifischen Standortbedingungen von entscheidender Bedeutung. In Abbildung 4 sind daher die nach drei Monaten verbliebenen Restmengen der beiden Teesorten getrennt für die neun Untersuchungsstandorte dargestellt. Hinsichtlich des Grünteeabbaus fällt dabei der für Buchenbestände vergleichsweise hohe Restanteil von ca. 40 % am Standort Göttinger Wald (GW) ins Auge. Dies überrascht insbesondere vor dem Hintergrund, dass an diesem Mullstandort hinsichtlich seines Ausgangssubstrates die günstigsten Abbaubedingungen zu erwarten sind. Eine mögliche Erklärung liegt in der Versuchsanordnung begründet, bei welcher aufgrund der relativ kleinen Maschenweite der Teebeutel die Makrofauna vom Abbauprozess ausgeschlossen ist. Hierdurch können für den raschen Streuabbau an Mullstandorten besonders wichtige Bodentiere – wie der Regenwurm – nicht in den Abbauvorgang eingreifen, was zu einer geringeren Abbaubarkeit der Streu an diesen Standort beitragen kann. Auf den meisten anderen Standorten ist dieser Effekte wahrscheinlich von nachrangiger Bedeutung, da nach PERSSON (1980) der Streuabbau in nährstoffarmen nordeuropäischen Waldböden zu 90 % durch Mikroorganismen erfolgt. Die Bedeutung der Bodenfauna für den Abbau von Buchenstreu zeigen die Untersuchungen von HERLIZIUS u. HERLIZIUS (1977).

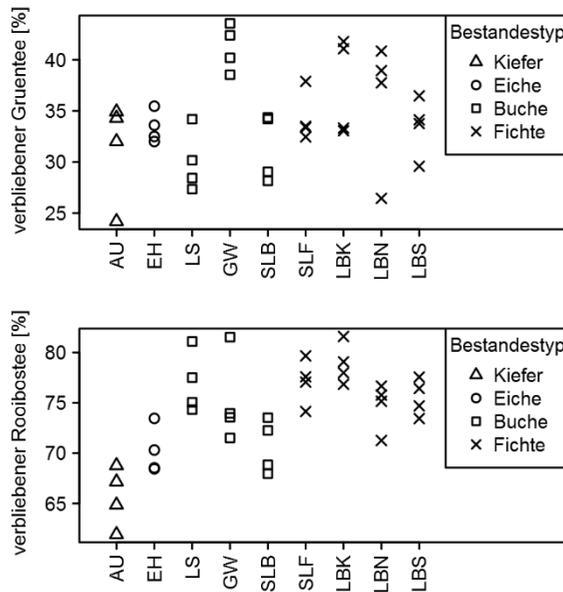


Abbildung 4: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an Grüntee und Rooibostee, differenziert nach den vier Bestandestypen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1)

Ein Vergleich zwischen den Flächen Solling Buche (SLB) und Solling Fichte (SLF) ist besonders interessant, da sich diese unmittelbar benachbarten Flächen bei identischen Verhältnissen hinsichtlich geographischer Lage, Topographie und Ausgangssubstrat lediglich bezüglich ihres Bestandestyps und des durch diesen bestimmten Bestandesklimas unterscheiden. Sowohl beim Grüntee als auch beim Rooibostee weist dabei der Buchenstandort geringere Reststreuanteile auf, beim Rooibostee sind diese Unterschiede signifikant (t-Test bzw. Welch-Test,  $\alpha \leq 0,05$ ). Dies deutet darauf hin, dass der Buchenbestand ein gegenüber dem Fichtenbestand für den Streuabbau günstigeres Milieu aufweist.

Die relativen Unterschiede zwischen den neun Untersuchungsflächen bezüglich ihres Streuabbauverhaltens sind bei beiden Teesorten sehr ähnlich. Eine Ausnahme gilt für Lüss (LS). Während diese Buchenfläche beim Grüntee zu den Standorten mit den geringsten Reststreuanteilen zählt, weist sie beim Rooibostee zusammen mit einigen Fichtenflächen die höchsten Reststreuanteile auf. Dieser Widerspruch hinsichtlich des relativen Abbauverhaltens der beiden Teesorten ist angesichts der begrenzten Anzahl an Untersuchungsflächen und Wiederholungsmessungen nicht ohne weiteres zu erklären.

Der Vergleich zwischen den Untersuchungsflächen lässt sich noch um den Abbau der lokalen Blattstreu ergänzen (s. Abb. 5). Besonderes Augenmerk ist auch hier auf die Untersuchungsfläche Lüss zu lenken, da in dem sowohl durch die Buche als

auch die Eiche dominierten Bestand die Blattstreu beider Hauptbaumarten in den Abbauersuch eingegangen sind. Dies ermöglicht einen Baumartenvergleich bei ansonsten völlig identischen Standort- bzw. Streuabbaubedingungen. Die Resultate verdeutlichen, dass die Eichenblätter (LSEI, Reststreuanteile zwischen 70 und 84 %) im Vergleich zu den Buchenblättern (LSBU, Reststreuanteile zwischen 86 und 90 %) in den ersten drei Monaten wesentlich stärker abgebaut wurden. Die Unterschiede bei den abgebauten Streumengen sind dabei ausschließlich auf eine niedrigere Abbaurate der Buchenblätter gegenüber der der Eichenblätter zurückzuführen.

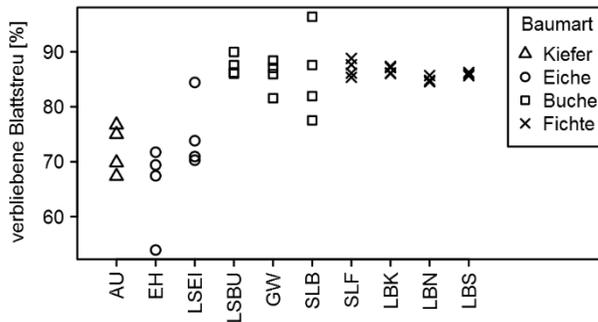


Abbildung 5: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an lokaler Blattstreu, differenziert nach den vier Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1, bei Lüß getrennt für Eiche (LSEI) und Buche (LSBU))

Der standardisierte Streuabbauersuch mit den Teesorten Grüntee und Rooibostee ermöglicht es, den Einfluss des Klimas auf Geschwindigkeit und Umfang des Streuabbaus unabhängig von anderen Standortfaktoren untersuchen zu können. Hierzu dienen die im „Tea Bag Index“ zusammengefassten Indikatoren Stabilisierungsfaktor  $S$  und tägliche Abbaukonstante  $k$  (vgl. Kap. 2.1). In Abbildung 6 ist für die neun Intensivmonitoringflächen die Beziehung dieser beiden Indikatoren zur mittleren Lufttemperatur und zur Niederschlagssumme dargestellt.

Für  $S$  zeigt sich ein relativ guter Zusammenhang mit der Lufttemperatur, wobei mit zunehmender Lufttemperatur  $S$ , und damit der nicht abbaubare Anteil an der potenziell abbaubaren Streu, abnimmt. Nur die Ergebnisse für den Göttinger Wald (GW) widersprechen diesem Trend, da trotz vergleichsweise hoher Lufttemperaturwerte  $S$  deutlich höher liegt als bei allen anderen Flächen. Die Ursache für diesen scheinbaren Widerspruch ist bei der nach drei Monaten verbliebenen Grüntee menge zu suchen, da aus dieser  $S$  berechnet wird. Die unerwartet hohe Restmenge Grüntee im Göttinger Wald wurde bereits diskutiert. Sie ist vermutlich auf den versuchsbedingten Ausschluss der Makrofauna vom Streuabbauprozess zurückzuführen, welcher sich an diesem Mullstandort mit seiner typischerweise starken Regenwurmaktivität besonders deutlich bemerkbar macht.

Ein negativer Zusammenhang deutet sich auch zwischen  $S$  und der Niederschlags-summe an. Allerdings widerspricht hier nicht nur der Göttinger Wald, sondern auch der Standort Lüss (LS) diesem Trend. Obwohl in Lüss zusammen mit der Langen Bramke (LBS, LBN, LBK) die niedrigsten Niederschlagsmengen registriert wurden, weist auf dieser Fläche  $S$  den niedrigsten Wert aller Standorte auf. Für  $S$  ist somit der Standort Lüss besonders interessant. Geht man davon aus, dass warm-feuchte Bedingungen niedrige  $S$ -Werte begünstigen, entspricht die Beobachtung der höchsten mittleren Lufttemperatur und des niedrigsten  $S$ -wertes in Lüss genau diesen Erwartungen. Die am Standort Lüss und vergleichbar am Standort Lange Bramke beobachtete mit Abstand geringste Niederschlagssumme aller Flächen widerspricht dem jedoch entschieden. Offensichtlich sind die Bedingungen in Lüss trotz einer vergleichsweise geringen Niederschlagsmenge von ca. 160 mm ausreichend feucht, um forciert durch die hohe Lufttemperatur  $S$  stark abzusenken. Durch den maritimen bis subozeanischen Charakter aller hier untersuchten Flächen ist hinsichtlich der Abbaubarkeit der Streu demnach die Niederschlagsmenge kein limitierender Faktor und der Lufttemperatur kommt aus meteorologischer Sicht eine dominierende Rolle zu. Dies liegt natürlich auch darin begründet, dass die Lufttemperaturen aufgrund der hochsommerlichen Inkubationsphase relativ hoch waren (s. Abb. 6). In Übereinstimmung mit anderen Abbauersuchen (MCTIERNAN et al. 2003, DYER et al. 1990) zeigt sich, dass eine Kombination aus Temperatur und Niederschlag (z. B. in Form der aktuellen Evapotranspiration) wahrscheinlich einen hohen Erklärungswert haben dürfte.

Ein deutlicherer Zusammenhang zwischen  $S$  und den meteorologischen Kenngrößen Lufttemperatur und Niederschlag wird möglicherweise durch den Einfluss weiterer flächenspezifischer Standortfaktoren wie dem Bestandestyp, der Topographie oder den Bodenverhältnissen verdeckt. Der Einfluss des Bestandestyps lässt sich gut an den beiden direkt benachbart liegenden Flächen Solling Fichte (SLF) und Solling Buche (SLB) erkennen. Wie der im Vergleich zur Fichtenfläche ( $S = 0,220$ ) niedrigere  $S$ -Werte von 0,186 verdeutlicht, ermöglicht die Buchenfläche dabei eine vollständigere Abbaubarkeit der Streu. Hinweise auf den Einfluss expositionsbedingter Unterschiede ergeben sich aus einem Vergleich der am süd- (LBS) und nordexponierten (LBN) Hang sowie in Kammlage (LBK) befindlichen Untersuchungsflächen in der Langen Bramke. Insbesondere die Einstrahlungsgunst des südexponierten Standorts forciert dabei die Abbaubarkeit der Streu und trägt zu einer Senkung von  $S$  auf 0,210 gegenüber 0,240 am nordexponierten Hang und 0,255 am Kammstandort bei.

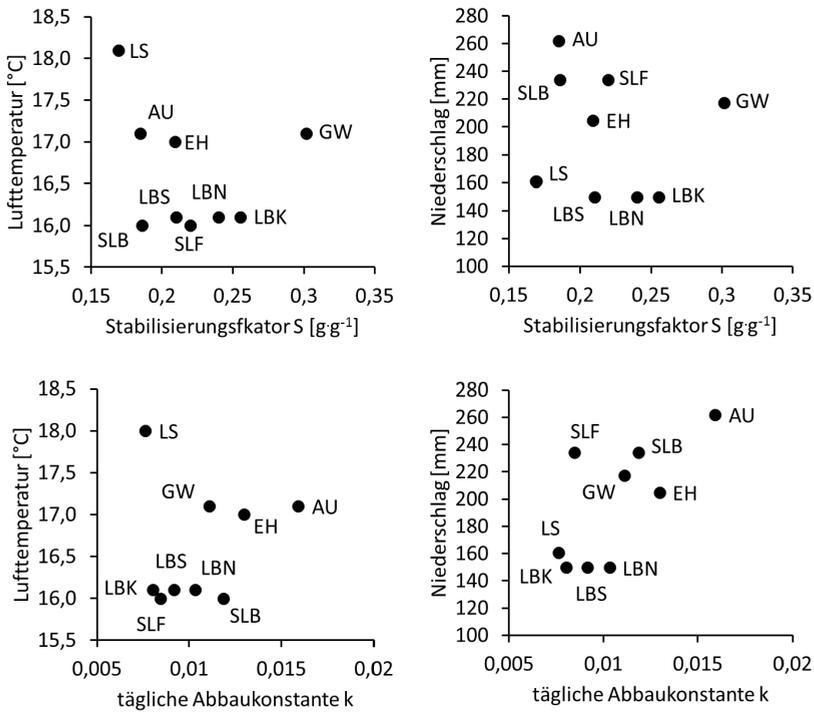


Abbildung 6: Abhängigkeit des Stabilisierungsfaktors  $S$  und der täglichen Abbaukonstante  $k$  von der mittleren Lufttemperatur bzw. der Niederschlagssumme während der dreimonatigen Inkubationszeit an den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1)

Die tägliche Abbaukonstante  $k$  (s. Abb. 6) ist positiv mit der Niederschlagssumme korreliert. Im Gegensatz zu den Beobachtungen beim Stabilisierungsfaktor bestätigen dabei auch die Flächen Göttinger Wald und Lüss diese Tendenz. Bezüglich der Lufttemperatur ist ebenfalls ein positiver Zusammenhang zu  $k$  zu erkennen, dieser ist jedoch weniger deutlich ausgeprägt, da hier das Ergebnis für Lüss im Widerspruch zu den Beobachtungen auf den übrigen Flächen steht. Obwohl in Lüss mit 18,0 °C die höchste mittlere Lufttemperatur registriert wurde, ergibt sich aus der abgebauten Streumenge mit 0,0076  $d^{-1}$  der niedrigste  $k$ -Wert aller Untersuchungsflächen. Ungeachtet der widersprüchlichen Ergebnisse für Lüss lassen die Beobachtungen darauf schließen, dass die tägliche Abbaukonstante der Streu aus meteorologischer Sicht sowohl durch die Temperatur als auch den Niederschlag gesteuert wird.

Als Fazit des Vergleichs der Streuabbauindikatoren Stabilisierungsfaktor  $S$  und tägliche Abbaukonstante  $k$  mit den meteorologischen Kenngrößen Lufttemperatur und Niederschlag lässt sich festhalten, dass sich erwartungsgemäß für  $S$  negative Korrelationen und für  $k$  positive Korrelationen mit beiden meteorologischen Para-

metern andeuten. Eine Verdeckung dieser Zusammenhänge wird durch eine Überlagerung mit weiteren standörtlichen Einflussfaktoren wie Bestandestyp oder Topographie hervorgerufen. Die unerwartet hohen *S*-Werte für den Göttinger Wald sind vermutlich auf den versuchsbedingten Ausschluss der Makrofauna zurückzuführen. Die trotz der vergleichsweise hohen Temperaturen niedrigen *k*-Werte am Standort Lüss sind dagegen auf Basis der verfügbaren Daten weder durch das Versuchsdesign noch durch die standörtlichen Gegebenheiten eindeutig zu erklären.

Eine direkte grafische Gegenüberstellung der in den TBI eingehenden Indikatoren Stabilisierungsfaktor und tägliche Abbaurate bietet Abbildung 7.

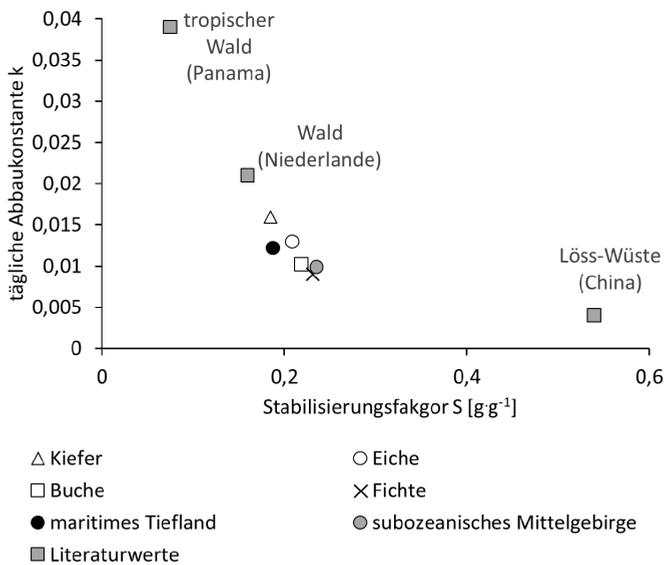


Abbildung 7: Gegenüberstellung der Streuabbauindikatoren Stabilisierungsfaktor *S* und tägliche Abbaukonstante *k*. Dargestellt sind die Ergebnisse der hier untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1), zusammengefasst zum einen nach den vier Bestandestypen Kiefer, Fichte, Eiche und Buche, zum anderen nach den eher maritim geprägten Tieflandstandorten und den eher subozeanisch geprägten Mittelgebirgsstandorten. Zum Vergleich dienen ausgewählte Literaturwerte nach KEUSKAMP et al. (2013).

Zusammengefasst nach den vier Bestandestypen Kiefer, Fichte, Eiche und Buche sowie nach den eher maritim geprägten Tiefland- und den eher subozeanisch geprägten Mittelgebirgsstandorten sind hier die in dieser Studie ermittelten Ergebnisse ausgewählten Literaturwerten (KEUSKAMP et al. 2013) aus einem tropischen Regenwald, aus niederländischen Waldstandorten sowie aus der chinesischen Löss-Wüste gegenübergestellt. Erwartungsgemäß sind die in der vorliegenden Studie gewonnenen Untersuchungsergebnisse denen der niederländischen Waldstandorte am ähnlichsten und grenzen sich deutlich gegen den warm-feuchten Tropenstandort und

den extrem trockenen Löss-Wüstenstandort ab. Die Kiefernfläche weist sowohl hinsichtlich der Abbaukonstante als auch des Stabilisierungsfaktors die günstigsten Streuabbaubedingungen der hier untersuchten Standorte auf. Hinsichtlich beider Streuabbauintikatoren verschlechtern sich die Bedingungen zunehmend vom Eichenstandort über die Buchenstandorte bis hin zu den Fichtenstandorten. Das unterschiedliche Streuabbauverhalten ist dabei nicht nur dem Bestandestyp zuzuordnen, sondern auch den klimatischen Verhältnissen, da sich der Kiefern- und Eichenbestand im vergleichsweise warm-feuchten Tiefland befinden, während die Buchen- und Fichtenstandorte überwiegend in den etwas kühleren Mittelgebirgslagen von Harz und Solling anzutreffen sind. Daher wurden die hier untersuchten Flächen zusätzlich entsprechend ihrer Lage zu Standorten des maritimen Tieflandes und der subozeanischen Mittelgebirge zusammengefasst. Erwartungsgemäß zeigen dabei die Streuabbauintikatoren für die Standorte im maritimen Tiefland günstigere Streuabbaubedingungen an.

Wie gezeigt weisen beide im Rahmen des TBI ermittelten Streuabbauintikatoren den Kiefernbestand in Augustendorf als für den Streuabbau günstigsten Standort aus. Auch die Kiefernstreu selbst wurde in Relation zur Streu der übrigen Baumarten am stärksten abgebaut. Erhöhte Abbauraten von Kiefern- gegenüber Buchenstreu zeigen auch die Untersuchungen von HOORENS et al. (2003) und LORENZ et al. (2004). Um das Streuabbauverhalten der lokalen Kiefernstreu und das sich aus dem TBI ergebende standardisierte Streuabbauverhalten mit den Resultaten einer unabhängigen Untersuchung vergleichen zu können, sollen nachfolgend die mittels eines einfachen Streuabbaumodells generierten Werte den nach 90 Tagen gemessenen Abbaumengen der Kiefernstreu gegenübergestellt werden. AHREND (2008) hat ein solches Abbaumodell für Kiefernstreu auf sauren Waldböden in Nordwestdeutschland anhand von Laborinkubationen entwickelt. Das Abbaumodell folgt einer asymptotischen Exponentialfunktion:

$$TS_t = \left[ \left( \sum_{n=1}^t TS_L e^{-0,00393 \times 2,65^{((T(n)-10)/10)}} \right) + TS_S \right] \quad (4)$$

$TS_t$  entspricht dabei dem nach der Inkubationszeit  $t$  verbleibenden Anteil der Streu,  $TS_L$  dem Anteil der abbaubaren Fraktion der Streu in der Inkubationszeit  $t$ ,  $TS_S$  dem Anteil der nicht abbaubaren Fraktion der Streu und  $T$  der mittleren Bodentemperatur während der Inkubationszeit  $t$ .  $TS_L$  berechnet sich dabei aus der Differenz zwischen dem zu Beginn der Inkubationszeit verbliebenen Anteil der ursprünglichen Streumenge und  $TS_S$ . Mithilfe einer Regressionsgleichung lässt sich  $TS_S$  aus der N-Konzentration in der Streu ableiten (BERG u. MEENTEMEYER 2002, AHREND 2008):

$$TS_S = 3,2261 \times N[mg/g]/100 \quad (5)$$

Ausgehend von den Indikatoren des TBI kann  $TS_S$  alternativ jedoch auch über den Stabilisierungsfaktor  $S$  (s. Gl. (2)) berechnet werden:

$$TS_S = S + (1 - H_g) \quad (6)$$

$H_g$  entspricht dabei der durch KEUSKAMP et al. (2013) im Labor ermittelten hydrolysisierbaren – und damit potenziell abbaubaren – Fraktion ( $0,84 \pm 0,023$ ) des verwendeten Grüntees.

Beide Schätzverfahren zur Berechnung von  $TS_S$  führen zu vergleichbaren Resultaten. Ausgehend von einer N-Konzentration von 9,93 mg/g (ermittelt aus Streuanalysen) ergibt sich unter Verwendung der Gleichung (5) für  $TS_S$  ein Wert von 32 %, die Verwendung des Stabilisierungsfaktors  $S$  führt zu einem  $TS_S$ -Wert von 33 %. Es sollte jedoch beachtet werden, dass die Parameterschätzung von Abbaumodellen anhand von Inkubationsversuchen immer mit erheblichen Unsicherheiten versehen ist (BÖTTCHER 2004).

Die für den Antrieb des Streuabbaumodells benötigte Bodentemperatur wurde im Kiefernbestand der Fläche Augustendorf im Grenzbereich zwischen Auflagehumus und Mineralboden gemessen. Hierfür wurden die zeitlich hoch aufgelösten Daten aus drei Wiederholungsmessungen gemittelt und zu Tageswerten aggregiert.

Abbildung 8 zeigt die sich aus dem mittels  $S$  parametrisierten Streuabbaumodell ergebende Streuabbaukurve der Kiefernstreu in Augustendorf für die ersten 90 Tage in täglicher Auflösung.

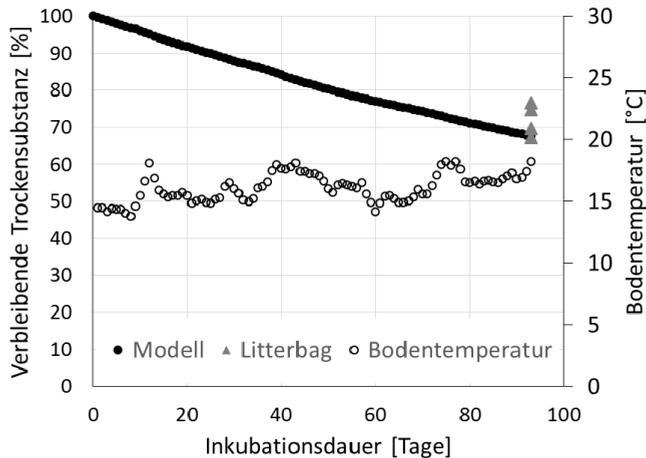


Abbildung 8: Modellierung des Streuabbaus der Kiefernstreu in Augustendorf (AU) in den ersten 90 Tagen. Als Berechnungsgrundlage diente das von AHRENDTS (2008) für saure Kiefernwälder entwickelte Modell (Gl. (4)). Die nicht abbaubare Streufraktion wurde aus dem Stabilisierungsfaktor  $S$  abgeleitet (Gl. (6)). Zur Orientierung ist die in das Modell eingehende Bodentemperatur dargestellt. Zur Modellvalidierung dienen die Reststreuemengen, welche in den vier mit lokaler Kiefernstreu befüllten Litterbags nach 90 Tagen gemessen wurden.

Diesen Ergebnissen sind die nach 90 Tagen gemessenen Reststreuemengen der vier Kiefernstreuproben gegenübergestellt. Als modellierte Reststreuemenge ergibt sich nach diesem Inkubationszeitraum ein Wert von 67,6 %, die Messwerte liegen

zwischen 67,2 und 76,5 %. Die Modellwerte zeigen somit für die initiale Streuabbauphase eine gute Annäherung an die Messwerte des Kiefernstreuabbaus und bestätigen zugleich die Eignung des aus dem Grünteeabbau ermittelten Stabilisierungsfaktors  $S$  als Indikator für den nicht abbaubaren Streuanteil.

## 4 Schlussfolgerungen

Aus dem Abbau standardisierter Grüntee- und Rooibosteestreu während einer dreimonatigen Inkubationszeit lässt sich der „Tea Bag Index“ TBI ableiten, welcher zur Erstellung global standardisierter Streuabbaumodelle herangezogen werden kann und der Untersuchung des Klimaeinflusses auf den Streuabbau dient. Der Stabilisierungsfaktor  $S$  ist dabei ein Indikator für den nicht abbaubaren Anteil der Streu, die Abbaukonstante  $k$  ein Indikator für die Abbaugeschwindigkeit. Die neun in dieser Studie untersuchten niedersächsischen Waldstandorte lassen sich hinsichtlich des TBI bei einem Vergleich mit Literaturwerten deutlich von Extremstandorten wie den Tropen oder der chinesischen Löss-Wüste abgrenzen und weisen erwartungsgemäß ein mit benachbarten niederländischen Waldstandorten vergleichbares Wertenniveau auf. Die Streuabbaubedingungen sind dabei für die niedersächsischen Standorte etwas ungünstiger als in den Niederlanden.

Die untersuchten niedersächsischen Waldstandorte weisen generell vergleichsweise ähnliche klimatische Verhältnisse auf. Eine Differenzierung klimatischer Einflüsse über den TBI ist daher schwierig und wird zusätzlich durch den Einfluss weiterer sich unterscheidender Standortfaktoren, insbesondere den des Bestandestyps, erschwert. Hierbei ist auch der relativ geringe Stichprobenumfang für das Teilprojekt in Niedersachsen zu berücksichtigen, welcher sich erst durch die Einbindung der Ergebnisse in das globale Gesamtprojekt erhöht. Dennoch zeichnen sich erwartungsgemäß eine negative Korrelation von  $S$  sowie eine positive Korrelation von  $k$  mit den Klimaindikatoren Lufttemperatur und Niederschlag ab. So tragen bei vergleichbaren Feuchteverhältnissen die gegenüber den subozeanischen Mittelgebirgsstandorten wärmeren Konditionen im maritimen Tiefland zu günstigeren Streuabbaubedingungen bei. Die Wirksamkeit beider Klimaindikatoren auf den Streuabbau bestätigt auch ein Vergleich zwischen den Fichtenstandorten in der Langen Bramke mit ihren reliefbedingten, lokalklimatischen Unterschieden. Der einstrahlungsbegünstigte und damit wärmere und trockenere südexponierte Hang weist im Vergleich mit den kühleren und feuchteren Lagen auf dem Kamm und in Nordexposition die niedrigsten Werte für  $S$  auf.

Für bodenklimatische Indikatoren ist von einer noch engeren Korrelation zum Streuabbau auszugehen, da sie noch unmittelbarer auf diesen einwirken als Lufttemperatur oder Niederschlag. Ausgehend von den hier vorgestellten vorläufigen Ergebnissen, empfiehlt sich daher für weitergehende Auswertungen in dem noch laufenden Projekt die Einbeziehung von Indikatoren wie Bodentemperatur und Bodenfeuchte. Aufgrund des gemeinsamen Einflusses sowohl der Temperatur als

auch des Niederschlags auf den Abbau der Streu ist ferner die Verwendung der aktuellen Evapotranspiration als aus diesen Parametern kombiniertem Klimaindikator sinnvoll.

Bezüglich des Einflusses des Bestandestyps auf die Indikatoren des TBI bleibt festzuhalten, dass sich unter Einbeziehung aller untersuchten Standorte bei *S* keine signifikanten bestandestypenabhängigen Unterschiede ergeben, während diese bei *k* deutlich zutage treten. Die Fichten- und Buchenstandorte weisen dabei die niedrigsten Abbauraten auf, gefolgt von Eiche und Kiefer. Bei den Fichten- und Buchenstandorten sind die Unterschiede zum Kiefernstandort als signifikant einzustufen, bei den Fichtenstandorten gilt dies auch in Bezug auf den Eichenstandort. Ein direkter Vergleich der unmittelbar benachbarten und sich ausschließlich durch den Bestandestyp und das entsprechende Standortmilieu unterscheidenden Standorte im Solling zeigt, dass sich auch zwischen Buchen- und Fichtenstandorten signifikante Unterschiede hinsichtlich der Abbaukonstante ergeben.

Für den Kiefernstandort in Augustendorf fällt auf, dass dieser sowohl die eindeutig günstigsten Abbaubedingungen, als auch die am schnellsten abbaubare lokale Blattstreu aufweist. Die hohe Abbauleistung der Kiefernstreu wird dabei durch einen Vergleich der Messwerte mit den aus einem Streuabbaumodell generierten Werten bestätigt. Dieses Modell wurde speziell für Kiefernstreu auf sauren Waldböden in Nordwestdeutschland entwickelt.

## Literatur

- AHREND, B. (2008): Dynamische Modellierung der langfristigen Auswirkungen des Waldumbaus von Kiefernreinbeständen auf die Kohlenstoffspeicherung im Auflagehumus saurer Waldböden in Nordwestdeutschland. *Horizonte*, 21, Der Andere Verlag, Tönning, Lübeck und Marburg, 162 S.
- AKSELSSON, C.; BERG, B.; MEENTEMEYER, V.; WESTLING, O. (2005): Carbon sequestration rates in organic layers of boreal and temperate forest soils - Sweden as a case study. *Global Ecol. Biogeogr.*, 14, 77-84
- BARITZ, R. (1998): Kohlenstoffvorräte der Waldböden Deutschlands. Arbeitsbericht des Instituts für Forstökologie und Walderfassung, 1, 56 S.
- BATJES, N. H. (1996): Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *Eur. J. Soil Sci.*, 47, 151-163
- BERG, B.; BERG, M. P.; BOTTNER, P.; BOX, E.; BREYMEYER, A.; CA DE ANTA, R.; COUTEAUX, M.; ESCUDERO, A.; GALLARDO, A.; KRATZ, W.; MADEIRA, M.; MÄLKÖNEN, E.; MCCLAUGHERTY, C.; MEENTEMEYER, V.; MUÑOZ, F.; PIUSSI, P.; REMACLE, J.; VI DE SANTO, A. (1993): Litter mass loss rates in pine forests of Europe and Eastern United States: some relationships with climate and litter quality. *Biogeochemistry* 20, 127-159
- BERG, B.; EKBOHM, G.; JOHANSSON, M.-B.; MCCLAUGHERTY, C.; RUTIGLIANO, F.; DE SANTO, A. V. (1996): Maximum decomposition limits of forest litter types: a synthesis. *Can. J. Bot.*, 74, 659-672
- BERG, B.; MEENTEMEYER, V. (2002): Litter quality in a north European transect versus carbon storage potential. *Plant and Soil* 242, 83-92
- BERG, B.; MCCLAUGHERTY, C. (2003): *Plant Litter - Decomposition, Humus Formation, Carbon Sequestration*. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, 286 S.

- BMEL BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG UND LANDWIRTSCHAFT (Hrsg.) (2016): Forstliches Umweltmonitoring in Deutschland: Durchführungskonzept Forstliches Umweltmonitoring. Bundesländer-AG zur Umsetzung der Verordnung über Erhebungen zum forstlichen Umweltmonitoring (ForUmV-AG), 40 S.
- BOCOCK, K. L.; GILBERT, O. J. (1957): The disappearance of leaf litter under different woodland conditions. *Plant and Soil* 9, 179-185
- BÖTTCHER, J. (2004): Uncertainties of nonlinearly estimated parameters from incubations of soil organic matter. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 167, 293-302
- COUTEAUX, M. M.; MCHERNAN, K. B.; BERG, B.; SZUBERLA, D.; DARDENNE, P.; POTTNER, P. (1998): Chemical composition and carbon mineralisation potential of Scots pine needles at different stages of decomposition. *Soil Biol. Biochem.*, 30, (5): 583-593
- DIDION, M.; REPO, A.; LISKI, J.; FORSIUS, M.; BIERBAUMER, M.; DJUKIC, I. (2016): Towards harmonizing leaf litter decomposition studies using standard tea bags – a field study and model application. *Forests* 7 (8), 167 S.
- DJUKIC, I. (2016): TeaComposition: Global litter decomposition study. 22.5.2016, Umweltbundesamt, Wien, 11 S., unveröff.
- DYER, M. L.; MEENTEMEYER, V.; BERG, B. (1990): Apparent controls of mass loss rate of leaf litter on a regional scale. *Scand. J. For. Res.*, 5, 311-323
- FALCONER, G. J.; WRIGHT, J. W.; BEALL, H. W. (1933): The decomposition of certain types of fresh litter under field conditions. *American Journal of Botany* 20, 196-203
- FOLLET, R. F. (2010): Symposium: soil carbon sequestration and greenhouse gas mitigation. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 74, 345-346
- GUSTAFSON, F. G. (1943): Decomposition of the leaves of some forest trees under field conditions. *Plant Physiology* 18, 704-707
- HARRISON, A. F.; LATTER, P. M.; WALTON, D. W. H. (Hrsg.) (1988): Cotton Strip Assay: An Index of Decomposition in Soils. Institute of Terrestrial Ecology, Grange-Over-Sands, 176 S.
- HERLITZIUS, R.; HERLITZIUS, H. (1977): Streuabbau in den Laubwäldern. Untersuchungen in Kalk- und Sauerhumusbuchenwäldern. *Oecologia*, 30, 147-171
- HÖPER, H.; MEESENBURG, H. (Hrsg.) (2012): 20 Jahre Bodendauerbeobachtung in Niedersachsen. *Geoberichte* 23, 254 S.
- HOORENS, B.; AERTS, R.; STROETENGA, M. (2003): Does initial litter chemistry explain litter mixture effects on decomposition? *Oecologia*, 137, 578-586
- HOWARD, P. J. A.; HOWARD, D. M. (1974): Microbial decomposition of tree and shrub leaf litter. I. Weight loss and chemical composition of decomposing litter. *Oikos*, 25, 341-352
- ICP FORESTS (2016): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. UNECE, ICP Forests, Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>] (abgerufen am 09.06.2017). ISBN: 978-3-926301-03-1
- JANDL, R.; LINDNER, M.; VESTERDAL, L.; BAUWENS, B.; BARITZ, R.; HAGEDORN, F.; JOHNSON, D. W.; MINKKINEN, K.; BYRNE, K. A. (2007): How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137, 253-268
- KEUSKAMP, J. A.; DINGEMANS, B. J. J.; LEHTINEN, T.; SARNEEL, J. M.; HEFTING, M. M. (2013): Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform decomposition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 1070-1075
- KNACKER, T.; FÖRSTER, B.; RÖMBKE, J.; FRAMPTON, G. K. (2003): Assessing the effects of plant protection products on organic matter breakdown in arable fields - litter decomposition test systems. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 1269-1287
- KÖHLER, M.; MEESENBURG, H.; AHREND, B. (2015): Wie gut ist einfach? Evaluierung verschiedener Regionalisierungsverfahren zur Schätzung täglicher Wetterdaten. Posterbeitrag Tag der Hydrologie, Bonn, 18.-20.3.2015

- KURZ-BESSON, C.; COUTEAUX, M. M.; THIERY, J. M.; BERG, B.; REMACLE, J. (2005): A comparison of litterbag and direct observation methods of Scots pine needle decomposition measurement. *Soil Biol. Biochem.*, 37, 2315-2318
- LAL, R. (2004): Soil carbon sequestration to mitigate climate change. *Geoderma*, 123, 1-22
- LISKI, J.; PALOSUO, T.; PELTONIEMI, M.; SIEVÄNEN, R. (2005): Carbon and decomposition model Yasso for forest soil. *Ecological Modelling*, 189, 168-182
- LORENZ, K.; PRESTON, C. M.; KRUMREI, S.; FEGER, K.-H. (2004): Decomposition of needle/leaf litter from scots pine, black cherry, common oak and European beech at a conurbation forest site. *Eur. J. Forest Res.*, 123, 177-188
- LOUSIER, J. D.; PARKINSON, D. (1976): Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. *Can. J. Bot.*, 54, 419-436
- MC TIERNAN, K. B.; COUTEAUX, M. M.; BERG, B.; BERG, M. P.; DE ANTA, R. C.; GALLARDO, A.; KRATZ, W.; PIUSI, P.; REMACLE, J.; DE SANTO, A. V. (2003): Changes in chemical composition of *Pinus sylvestris* needle litter during decomposition along a European coniferous forest climatic transect. *Soil Biol. Biochem.*, 35, 801-812
- MEESBURG, H.; AHRENDTS, B.; FLECK, S.; WAGNER, M.; FORTMANN, H.; SCHELER, B.; KLINCK, U.; DAMMANN, I.; EICHHORN, J.; MINDRUP, M.; MEIWES, K. J. (2016): Long-term changes of ecosystem services at Solling, Germany: Recovery from acidification or new risks due to climate change? *Ecological Indicators* 65, 103-112, doi: 10.1016/j.ecolind.2015.12.013
- MÜLLER, F.; BERGMANN, M.; DANNOWSKI, R.; DIPPNER, J. W.; GNAUCK, A.; HAASE, P.; JOCHIMSEN, M. C.; KASPRZAK, P.; KRÖNCKE, I.; KÜMMERLIN, R.; KÜSTER, M.; LISCHIED, G.; MEESENBURG, H.; MERZ, C.; MILLAT, G.; MÜLLER, J.; PADISÁK, J.; SCHIMMING, C. G.; SCHUBERT, H.; SCHULT, M.; SELMECZY, G.; SHATWELL, T.; STOLL, S.; SCHWABE, M.; SOLTWEDEL, T.; STRAILE, D. (2016): Assessing resilience in long-term ecological data sets. *Ecological Indicators* 65, 10-43, doi: 10.1016/j.ecolind.2015.10.066
- PARTON, W.; SILVER, W. L.; BURKE, I. C.; GRASSSENS, L.; HARMON, M. E. (2007): Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long-term decomposition. *Science* 315, 361-364
- PENNE, C.; AHRENDTS, B.; DEURER, M.; BÖTTCHER, J. (2010): The impact of the canopy structure on the spatial variability in forest floor carbon stocks. *Geoderma*, 158, (3-4): 282-297
- PERSSON, H. (1980): Death and replacement of fine roots in a mature scots pine stand. *Ecological Bulletins*, 32, 251-260
- RASPE, S.; BEUKER, E.; PREUHSLE, T.; BASTRUP-BIRK, A. (2016): Part IX: Meteorological Measurements. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute of Forest Ecosystems, Eberswalde, Germany, 35 S. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. ISBN: 978-3-86576-162-0
- SETÄLÄ, H.; MARSHALL, V. G.; TROFYMOV, J. A. (1996): Influence of body size of soil fauna on litter decomposition and 15 N uptake by poplar in a pot trial. *Soil Biology and Biochemistry* 28, 1661-1675
- SWIFT, M. J.; HEAL, O. W.; ANDERSON, J. M. (1979): *Decomposition in Terrestrial Ecosystems*. Oxford. 372 S.
- UKONMAANAHO, L.; PITMAN, R.; BASTRUP-BIRK, A.; BREDA, N.; RAUTO, P. (2016): Part XIII: Sampling and Analysis of Litterfall. In: UNECE ICP FORESTS PROGRAMME CO-ORDINATING CENTRE (Hrsg.): Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Thünen Institute for Forests Ecosystems, Eberswalde, Germany, 15 S. [<http://www.icp-forests.org/Manual.htm>]. ISBN: 978-3-86576-162-0
- WIEDER, R. K.; LANG, G. E. (1982): A critique of the analytical methods used in examining decomposition data obtained from litter bags. *Ecology*, 63, (6), 1636-1642

Korrespondierender Autor:

Dr. Markus Wagner  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt  
Abteilung Umweltkontrolle  
Grätzelstraße 2  
D-37079 Göttingen  
markus.wagner@nw-fva.de  
www.nw-fva.de

Dr. Bernd Ahrends  
Dr. Henning Meesenburg  
Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt

# **Modellgestützte Ableitung von Wasserhaushaltskenngrößen hydromorpher Böden forstlicher Standorte**

Model-based derivation of hydrological characteristics of  
hydromorphic soils for forest sites

*Andreas Wahren, Stefan Julich, Rainer Petzold, Johannes Higa Diez,  
Daniel Hawtree und Karl-Heinz Feger*

## **Zusammenfassung**

Die Autoren haben in einem von der Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V. (FNR) geförderten Forschungsprojekt begonnen, eine übertragbare Methode zu entwickeln, welche den Bodenwasserhaushalt für die wenig experimentell untersuchten stau- und grundwasserbeeinflussten Böden (forstliche wechselfeuchte Standorte (W) und Nassstandorte (N)) mit geeigneten Modellen quantifiziert. Der Schwerpunkt liegt darauf, staunässe- und grundwasserbedingten lateralen Zu- und Abfluss von Wasser in Standortswasserhaushaltsmodelle von unterschiedlichen Testgebieten zu integrieren. Die ersten Ergebnisse zeigen, dass Modelle wie COUP-MODEL, LWF-BROOK90 und CMF in der Lage sind, diese zusätzliche Wasserspeisung zu berücksichtigen und zu verarbeiten, und dass die Berücksichtigung dieser Komponente erhebliche Relevanz für den Standortswasserhaushalt hat. Für

die Quantifizierung des lateralen Zuflusses werden als Ausgangspunkt hydromorphologische Analysen von hochaufgelösten digitalen Geländemodellen herangezogen. Der Aufsatz beschreibt das Projektvorhaben und zeigt erste Ergebnisse der initialen Projektphase.

**Stichworte:** Hydromorphe Böden, Bodenwasserhaushalt, Hydromorphologie, forstliche Standortskartierung, lateraler Zufluss

## Abstract

The goal of a FNR (Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe e. V.) funded research project carried out by the authors of this paper is to develop improved methods for quantifying soil water balances in forest soils under waterlogged or groundwater-influenced conditions. This approach evaluates site-scale model simulations at several study sites, with a particular focus on the inclusion of lateral flows. Initial results have indicated that models such as COUPMODEL, LWF-BROOK90, and CMF are capable of including lateral in- and outflow, and that the addition of this hydrologic component is relevant for estimating the water balance at these sites. For the quantification of the lateral flow at the waterlogged sites, hydromorphological analysis is applied using a digital elevation model with a high spatial resolution. This paper describes the research project and provides the results from the initial phase of research.

**Keywords:** hydromorphic soils, soil water balance, hydromorphology, site mapping (forestry), lateral inflow

## 1 Einleitung

Der Wasserhaushalt von Waldstandorten ist ein zentrales Merkmal, welches in der forstlichen Standortskartierung erfasst wird. Sickerwassergeprägte Standorte können bei Vorliegen von entsprechenden bodenphysikalischen Informationen mit relativ einfachen Ansätzen (PETZOLD et al. 2016b), aber auch modellgestützten, zeitlich dynamischen Ansätzen (SCHWÄRZEL et al. 2011) hinreichend genau charakterisiert werden. Für Standorte, die durch Stauwasser, laterale Zuflüsse oder Grundwasser-einfluss geprägt sind, fehlen bisher jedoch Ansätze, die horizontale Verknüpfung des Wasserhaushalts von Einzelstandorten abzubilden (GAUER et al. 2011). Standorte mit hydromorphen Böden, die in Sachsen rund 25 % der Waldfläche ausmachen, werden im Standorterkundungsverfahren der ostdeutschen Bundesländer mit Grund- und Stauwasserformen beschrieben. Die Abgrenzung zwischen Stau- und Grundwasser wird über die Tiefe des Staukörpers von 80 cm unter Geländeoberfläche (uGOF) definiert. Die Klassifikation der hydromorph geprägten Standorte folgt grundsätzlich einem dynamischen Konzept. Grundwasserformen werden entweder über die Dauer der Überwässerung oberhalb Geländeoberfläche (oGOF)

bzw. über den mittleren Wasserhochstand uGOF im Frühjahr sowie die Absinkstufen zum mittleren Wassertiefstand uGOF im Herbst eingestuft. Für die Klassifikation von Stauwasserformen werden entweder die Dauer der Überwässerung oberhalb Geländeoberfläche (oGOF) bzw. der Stauwasserstand uGOF im Frühjahr sowie den Zeitraum der Austrocknung des Oberbodens klassifiziert (AK STANDORTSKARTIERUNG 2016).

Da im Rahmen der Kartierung in der Regel kaum Informationen zur zeitlichen Dynamik der oben beschriebenen Vernässung zur Verfügung stehen, werden Hilfsmerkmale herangezogen. Das können feuchtebedingte Humusanreicherungen im Auflagehumus und im mineralogischen Oberboden sowie pedogenetische Horizontmerkmale, z. B. (Fleckung, Grau- und Rosttöne oder Konkretionen sein. Im Mittelgebirge und Hügelland werden die Stauphasen im Wesentlichen durch die Lage im Relief sowie die substrat- und hangneigungsabhängige „Zügigkeit“ geprägt. Deshalb werden hier als Hilfsmittel für die Ansprache das Relief und der Horizontfolgetyp verwendet.

Die systematische Standortskartierung im größten Teil der sächsischen und thüringischen Waldfläche erfolgte nahezu flächendeckend zwischen 1960 und 1990 und fand Eingang in die aktuellen Kartenwerke. Durch die Unschärfen der empirisch geprägten Erstaufnahmen ist demnach auch die Aktualität der digitalen Standortskarte kritisch zu hinterfragen. Diese Problematik bekommt durch die stattfindenden Klimaveränderungen mit der Verstärkung der Ausprägung von Trocken- und Nassperioden zusätzliche Relevanz.

Ziel eines von der Fachagentur für Nachwachsende Rohstoffe (FNR) geförderten Projektvorhabens ist es, für die stau- und grundwasserbeeinflussten forstlichen Standorte dem Stand der Wissenschaft entsprechende hydrologische Modelle bzw. Modellkopplungen zu nutzen, um die Angaben der Standortskartierung hinsichtlich Hydromorphie/Bodenfeuchtestufen zu überprüfen, zu präzisieren und zu dynamisieren. Im Fokus stehen hierbei die in den Standortskarten ausgewiesenen mineralischen Nassstandorte (N) und wechselfeuchten Standorte (W). Nach einer Raumdatenanalyse zu diesen Standorten werden unterschiedliche Standortswasserhaushaltsmodelle (COUPMODEL: JANSSON u. KARLBERG 2001; LWF-BROOK90: HAMMEL u. KENNEL 2001; CMF: KRAFT et al. 2011) mit hydromorphologischen Ansätzen und Grundwasserbetrachtungen erweitert, um zusätzlich zum klimatisch bedingten Standortswasserhaushalt auch externe Wasserzu- und -abflüsse gezielt zu quantifizieren.

## 2 Beschreibung des Vorhabens

Das Vorhaben „Modellgestützte Ableitung von Kenngrößen des Wasserhaushalts zur Standorts-Leistungsbewertung von stau- und grundwasserbeeinflussten Böden (BoWa-WN)“ wird durch die Autoren am Institut für Bodenkunde und Standortlehre (TU Dresden) sowie im Ingenieurbüro Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult

GmbH bearbeitet. Der Praxisbezug wird mit der fachlichen Begleitung des Vorhabens durch Partner am Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft (Staatsbetrieb Sachsenforst) gewährleistet. Die Projektstruktur zeigt Abbildung 1.

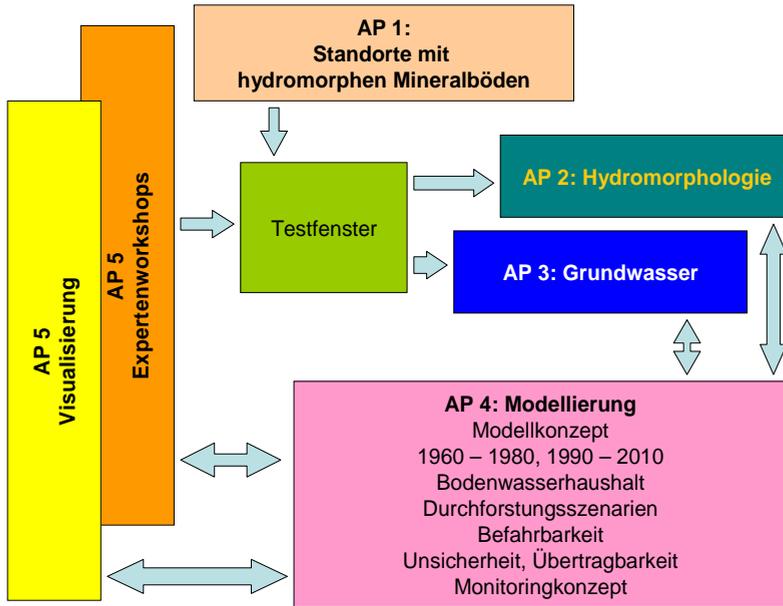


Abbildung 1: Struktur des FNR-Projektvorhabens „Modellgestützte Ableitung von Kenngrößen des Wasserhaushalts zur Standorts-Leistungsbewertung von stau- und grundwasserbeeinflussten Böden (BoWa-WTN)“

Das eingangs beschriebene Ziel ist die modellgestützte Quantifizierung des Bodenwasserhaushalts für die forstlichen W- und N-Standorte. Als Ergebnis werden für Testfenster in den Bundesländern Thüringen und Sachsen zusätzlich zu den vorhandenen allgemeinen Standortseinschätzungen baumartenspezifisch Angaben zu Trockenperioden, Bodenwasservorrat, Bodenwasserhaushalt, Vernässung, Abflussbildung (lateral, oberflächlich) für mittlere sowie extreme Wasserhaushaltsjahre ermittelt. Durch den Vergleich der Standortskarte mit den regionalisierten Simulationsergebnissen sollen für die Testfenster diejenigen Standorte identifiziert werden, für die Simulation und Standortkartierung zu unterschiedlichen Einschätzungen hinsichtlich des Stau- oder Grundwassereinflusses kommen. Dadurch können Gebiete für die Standortserkundung priorisiert werden, für welche eine Aktualisierung der Standortskarte notwendig ist. Die Priorisierung ermöglicht dabei einen zielgerichteten und gesteuerten Einsatz von Ressourcen in der Standortkartierung. Dem Anwender wird somit erhebliche Unterstützung bei der forstlichen Planung für diese Standorte gewährt, welche wesentlich präziser als bisher relevante Bodenwasserhaushaltsinformationen zur Bewertung der Standortseignung und Wuchsleistung

von Baumarten liefern. Die Berechnung erfolgt für zwei Zeitscheiben: 1960-1980 (repräsentiert den Zeitraum der Festlegung der derzeit verwendeten Bodenfeuchtestufen, AK STANDORTSKARTIERUNG 2016) und 1990-2010 (repräsentiert den heutigen Zustand). Der Einsatz der Modelle ermöglicht eine dynamische Standortsbewertung, durch die bei Bedarf Veränderungen der Randbedingungen angepasst werden können (z. B. Änderungen im Einzugsgebiet, Änderung der Grundwasserstände, Klimaänderungen, Baumartenauswahl von Nachbarflächen, Änderung in der Bodenstruktur, Bewirtschaftungsmaßnahmen wie Durchforstung usw.). Durch diese Vorgehensweise können bereits heute eingetretene Änderungen im Vergleich zur Kartierungsgrundlage detektiert werden. Es wird eine übertragbare Methode entwickelt, welche auf der Grundlage vorhandener Daten diese Informationen für die wenig experimentell untersuchten W- und N-Standorte zur Verfügung stellt. Die Ergebnisse werden praxisgerecht aufbereitet und dienen als zusätzliche Informationsgrundlage für die Steuerung von Planungsprozessen in Forstbetrieben.

Das Vorhaben wird in fünf Arbeitspakete unterteilt. Dabei beschäftigen sich die ersten drei Arbeitspakete mit der Analyse der Modelleingangsdaten. Das Herzstück des Vorhabens bildet Arbeitspaket 4, in welchem die Modellierungen mit den unterschiedlichen Modellen durchgeführt werden. Im Arbeitspaket 5 steht der partizipative Prozess zur Qualitätssicherung im Vordergrund; hier werden die Ergebnisse aufbereitet und visualisiert. Danach werden in regelmäßigen Abständen sowohl der methodische Ansatz als auch die Ergebnisse und deren Darstellung mit den potenziellen Nutzern diskutiert. Als Ergebnis der Diskussion werden Ansatz und Darstellung modifiziert und hinsichtlich der Bedürfnisse der potenziellen Nutzer optimiert.

### 3 Material und Methoden

Hydrologische Standortmodelle bieten die Möglichkeit, Bodenfeuchtedynamik und Wasserflüsse unter Berücksichtigung unterschiedlicher Standortseigenschaften zu simulieren. Der Standortwasserhaushalt wird in Abhängigkeit von Klima, Relief, Boden, Bestockung und Bewirtschaftung berechnet. Ebenso bieten einige Modelle die Möglichkeit, externen (z. B. lateralen) Wasseraustausch mit Nachbarflächen zuzulassen. Für die hier angestrebte Untersuchung sollen die Modelle COUPMODEL, LWF-BROOK90 und CMF zum Einsatz kommen, die alle erfolgreich für die Quantifizierung des Wasserhaushaltes von bestockten Standorten eingesetzt wurden (vgl. SCHWÄRZEL et al. 2011, PETZOLD et al. 2011, KRAFT et al. 2011). Die drei Modelle bieten grundsätzlich die Möglichkeit, die lateralen Ab- und Zuflüsse zu den modellierten Standorten in die Berechnung mit einzubeziehen. Bei den Modellen COUP und LWF-BROOK90 muss die Modellierung der lateralen Speisungsmengen über separate Berechnungsansätze erfolgen. Dies ist Gegenstand des Projektvorhabens. Für Standorte ohne Hydromorphie Merkmale im Boden wurden diese beiden Modelle für die potenziellen Nutzer der Projektergebnisse Thüringenforst (LWF-BROOK90) und Staatsbetrieb Sachsenforst (COUP-MODEL) schon erfolgreich

angewendet, sodass Erfahrung bei der Parametrisierung besteht. Das Model CMF bietet ebenfalls die Möglichkeit, die lateralen Zuflüsse als externe Randbedingung zu berücksichtigen. Darüber hinaus kann dieses Modell, welches für die Hangskala entwickelt wurde, durch die zwei- bzw. dreidimensionale-Berechnung der Bodenwasserströme (Richards-Gleichung) auch Hangzuflüsse bzw. Zuflüsse aus einem kleinen Einzugsgebiet für einen Standort direkt berechnen. Vor- und Nachteile der unterschiedlichen Berechnungsmethoden sollen innerhalb des Projektvorhabens bestimmt werden.

Hydromorphologische Analysen bieten die Möglichkeit, anhand der verfügbaren hochaufgelösten digitalen Geländemodelle (DGM) gravitationsgetriebene Landschaftswasserströme zu identifizieren. Weiterhin kann die Konzentration des Oberflächenabflusses direkt aus dem DGM und die Konzentration lateraler Abflusskomponenten aus der Kombination Bodenkarte und DGM ermittelt werden. Im Resultat ergeben sich topographische Feuchte-Indices (z. B. Wetness-Index), die räumlich explizit Wassermengen ausweisen, die sich im Betrachtungspunkt aus dem dahinter liegenden Einzugsgebiet akkumulieren.

Hydrogeologische Karten geben Informationen zur Größe der Grundwasser-einzugsgebiete sowie zur Mächtigkeit und zum Aufbau der Grundwasserleiter. In Kombination mit den Ganglinien der landesweiten Grundwassermessnetze und den DGMs können somit Aussagen über die Dynamik der Grundwasserstände in den grundwasserbeeinflussten Waldstandorten abgeleitet werden.

Diese Informationen (Standortswasserhaushalt, Hydromorphologie und Grundwasserdynamik) werden im geplanten Modellsystem gekoppelt und liefern als Resultat zeitlich und räumlich aufgelöste Informationen zum Bodenwasserhaushalt der W- und N-Standorte. Zu beachten ist, dass sich für die forstliche Standortskartierung relevante Aussagen in den genannten Wuchsräumen auf den Hauptwurzelraum (i. d. R. bis maximal 90 cm Tiefe) beziehen. Im besonderen Fokus stehen die Tiefenbereiche 0-30 cm und 30-60 cm; hier sind konkrete Aussagen bei N- und W-Standorten obligatorisch.

## 4 Erste vorläufige Ergebnisse und Diskussion

### 4.1 Berücksichtigung von lateralem Zufluss im Standortmodell COUP

In der initialen Phase des Projektes stand im Vordergrund, geeignete Testfenster für die Modellierung zu finden. Darüber hinaus soll die Abbildbarkeit von lateralem Zufluss für die Standortswasserhaushaltsmodellierung in den drei eingesetzten Standortswasserhaushaltsmodellen getestet werden. Für die ortskonkrete Quantifizierung dieses lateralen Zustroms wurde mit den hydromorphologischen Analysen begonnen.

Exemplarisch werden hier erste Ergebnisse als Arbeitsstand des Projektes zum jetzigen Zeitpunkt dargestellt. Mit den Klimadaten der Level II Station Colditz (Eichenbestand, Sächsisch/Thüringisches Lösshügelland, 1996-2010; <https://www.forsten.sachsen.de/wald/163.htm>) wurde mit dem COUPMODEL ein Pseudogley-Modellboden parametrisiert und im Modell sukzessive die laterale Komponente erhöht (LORENZ 2016). Diese laterale Komponente fließt dem Modellboden in den Schichten oberhalb der charakteristischen stauenden Schicht zu. Da es sich um eine Studie der Modellsensitivität hinsichtlich der lateralen Komponente handelt, wurde vorerst keine Wasserzügigkeit angenommen. Das heißt, dass der Boden keine Hangneigung aufweist und das lateral zufließende Wasser entweder verdunstet oder durch die schlecht leitende (stauende) Schicht vertikal versickern muss. Sind alle Bodenschichten gesättigt, muss weiterer lateraler Zufluss oberflächlich abfließen. Diese Situation ist vergleichbar mit stauenden Mulden- oder flachen Tal-lagen, die in der konventionellen Kartierung häufig als wechselfeuchte (W1-) Standorte oder (humusreiche) mineralische Nass- bzw. N-Standorte ausgewiesen werden. Die Tabelle 1 zeigt die Porenverteilung der einzelnen Bodenhorizonte des gewählten Modellbodens (Pseudogley).

Tabelle 1: Parameter des Modellbodens (LORENZ 2016)

Schicht	Mächtigkeit [m]	Bodenhorizont	Sättigungswassergehalt [%]	Feldkapazität [%]	Permanenter Welkepunkt [%]
1	0,05	O	80	45	2
2	0,25	Aeh	56	33	2
3	0,4	Sw	33	10	2
4	0,5	Sd	24	18	2
5	0,8	SdCv	21	17	2

Der laterale Zufluss wurde wie folgt im Modell vereinbart: 0 mm/d, 0,1 mm/d, 0,2 mm/d, 0,4 mm/d, 0,5 mm/d, 0,8 mm/d, 1 mm/d, 3 mm/d, 5 mm/d, 10 mm/d und 25 mm/d. Das zusätzlich lateral zufließende Wasser bewirkt, dass in niederschlagsarmen Zeiten mehr Wasser für die Transpiration der Bäume zur Verfügung steht. Somit erhöht sich mit zunehmendem lateralem Zufluss auch die Transpiration im Modell. Ab einem bestimmten Grenzwert tritt im Modell das Phänomen auf, dass der Boden ständig mindestens bis zur Feldkapazität mit Wasser gefüllt ist. In diesem Fall steigt die Transpiration nicht weiter an. Das COUPMODEL kann in geringem Umfang auch den Wasserstress der Bäume berücksichtigen, der die Transpiration wieder geringfügig reduziert. Die Bedingungen bei permanentem

Überstau werden aber nicht realistisch simuliert. Somit haben die Szenarien mit lateralem Zustrom  $\geq 5$  mm/d nur akademischen Wert. Die Abbildung 2 zeigt die mittleren jährlichen Transpirationsraten, die in Abhängigkeit von den lateralen Zuflussmengen simuliert wurden.

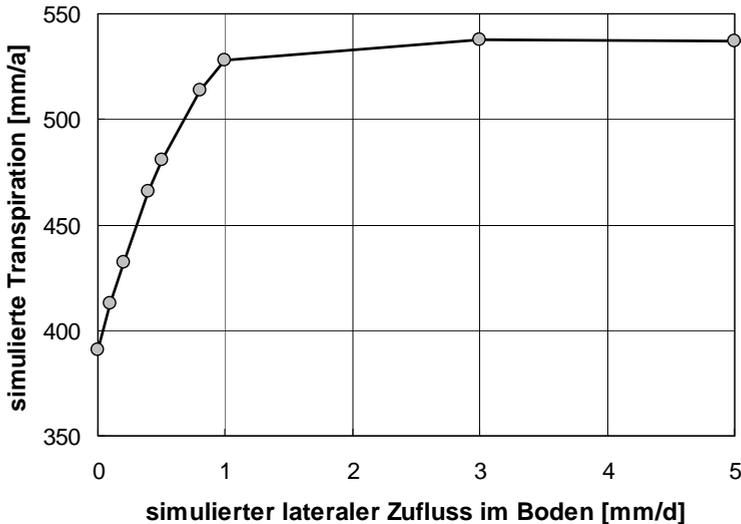


Abbildung 2: *Simulierte mittlere jährliche Transpirationsraten in Abhängigkeit vom lateralen Zufluss im Boden*

Es wird deutlich, dass das zusätzlich lateral zufließende Wasser die Wasserhaushaltssituation des Standortes erheblich beeinflusst. Bei einem konstanten Zufluss von 1 mm/d erhöht sich die Transpiration im Mittel um mehr als 130 mm/a.

Der laterale Zustrom, aber auch der zustrombedingte Mehrverbrauch des Standortes unterliegen einer innerjährlichen Dynamik (s. Abb. 3). Man könnte schlussfolgern, dass beispielsweise in einem Gebiet, in dem eine laterale Abflusskomponente von ca. 52 mm/a gebildet wird, man für einen Standort etwa das 7-fache seiner Fläche als laterales Einzugsgebiet benötigt, um im Jahresmittel 1 mm/d lateralen Zufluss zu erhalten. Dieser steht aber aufgrund seiner innerjährlichen Dynamik oft dann zur Verfügung, wenn am Standort kein Wasser zurückgehalten werden kann. Demnach ist der laterale Zufluss mit geeigneten Wasserhaushaltsmodellen einzugsgebietsbezogen zu modellieren und dann in das Standortmodell einzuspeisen. Diese erste Studie diente der Bewertung der Eignung des COUPMODELS für diese Aufgabe, was positiv eingeschätzt wurde.

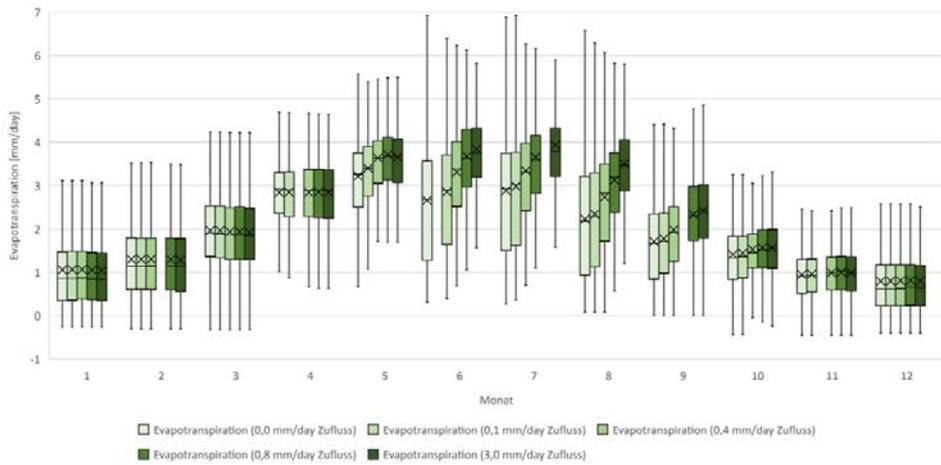


Abbildung 3: Monatsmittel der täglichen Evapotranspirationsraten [mm/d] für fünf der berechneten Zuflussszenarien

#### 4.2 Reliefbedingte Ausprägung von standortskundlichen Wasserhaushaltseigenschaften

Eine zweite initiale Analyse hatte zum Ziel, die Zusammenhänge zwischen Oberflächenrelief und den Wasserhaushaltsstufen der forstlichen Standortskarte zu untersuchen. Hierzu wurde für das Gebiet des Wermsdorfer Waldes (Testfenster des Projektes in Nordsachsen: 51,3 °N und 12,9 °O) eine hydromorphologische Analyse durchgeführt.

Unter Verwendung des digitalen Geländemodells (DGM2, horizontale Auflösung 2 m x 2 m) wurde mit Rasteranalyse-Werkzeugen die „Flow\_accumulation“ berechnet. Diese gibt an, wie viele Rasterzellen über die betrachtete Rasterzelle der Schwerkraft folgend entwässern müssen. Der so errechnete Wert soll in Anlehnung an die hydromorphologische Analyse von Moorstandorten (SCHMIDT et al. 1993, EDOM u. GOLUBCOV 1996a, 1996b, EDOM et al. 2011) mit Profildurchfluss ( $p$ ) bezeichnet werden. Berechnet man für die Zellen des DGMs die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss oder lateraler Abfluss, so können mittels der „Flow\_accumulation“ auch quantitativ Wassermengen bestimmt werden, die über jede Zelle des DGMs abfließen müssen. In dieser ersten Betrachtung wird diese Wassermenge pro Zelle gleich 1 gesetzt, und der Profildurchfluss dient nur als Maß für das anfallende, reliefbedingt abfließende Wasser, das eine Zelle passiert.

Im nächsten Schritt wird das Ergebnis, der Profildurchfluss ( $p$ ), durch das Geländegefälle ( $S$ ) für jede Rasterzelle geteilt. Als Maß für die reliefbedingte Nässe einer Zelle dient die resultierende Transmissivität  $T = p/S$ .

Überlagert man das Ergebnis dieser hydromorphologischen Analyse (s. Abb. 4) mit den Bodenfeuchtestufen der forstlichen Standortskartierung (s. Abb. 5), so ergibt sich die erwartete und dennoch erstaunlich präzise Übereinstimmung der Geometrien (s. Abb. 6). Terrestrische Standorte weisen geringe Transmissivitäten auf, wechselfeuchte eher mittlere, durchsetzt mit Fließbahnen höherer Transmissivitäten. Entlang der periodisch entwässernden Bachläufe finden wir die höchsten Transmissivitäten und auch die mineralischen Nassstandorte der Standortskartierung.

Das Gebiet ist von Porphy-Braunerden mit teilweiser Lössauflage auf den Kuppen, pseudovergleyten Lössböden im Übergang und stau- bzw. grundfeuchten Kolluvien in den Abflussbahnen geprägt. Im Ergebnis dieser hydromorphologischen Analyse lässt sich schlussfolgern, dass in diesem Gebiet der reliefbedingte Abfluss (oberflächlich, lateral) zu den Feuchtebedingungen der Standorte beiträgt. Die noch zu vertiefende Analyse und die daran anschließende Standortwasserhaushaltsmodellierung mit Berücksichtigung der lateralen Komponente können zu einer Präzisierung der Beschreibung des Standortwasserhaushalts beitragen.

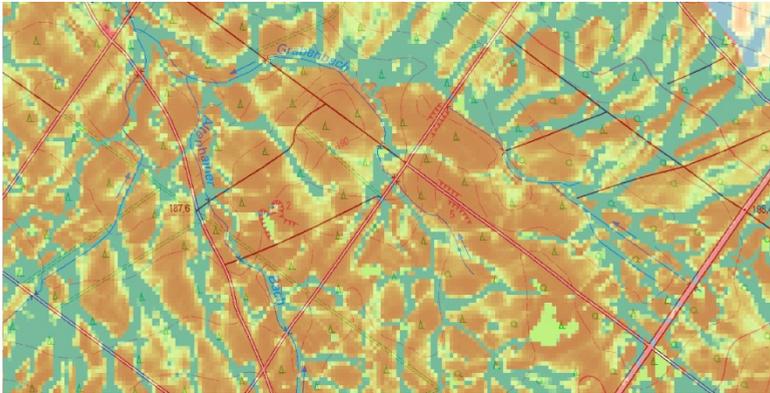


Abbildung 4: Berechnete Transmissivität als Maß für reliefbedingte Nässe (Gebietsausschnitt: Wermisdorfer Wald; rot: keine/geringe Nässe durch reliefbedingten Zufluss, gelb: geringe/mittlere Nässe, blau: mittlere/starke Nässe)



Abbildung 5: Bodenfeuchtestufen der forstlichen Standortskarte (dunkelblau: N1, hellblau: N2, weiß: T3, gelb: T2, blau gemustert hell: W2, blau gemustert dunkel: W2z)

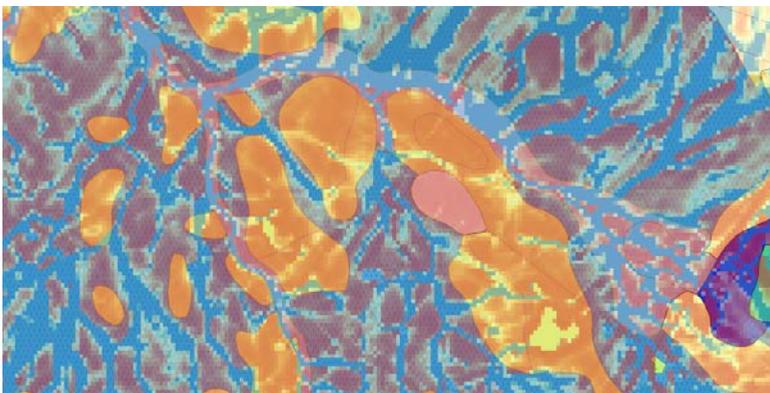


Abbildung 6: Überlagerung der Informationen aus Abbildung 4 und Abbildung 5

## 5 Ausblick

Das Projekt ist noch in seiner Anfangsphase. Ziel ist es, für vier Testfenster den Wasserhaushalt der Staunässe- und Grundwasser-geprägten Standorte für die zwei genannten Zeitscheiben zu simulieren. Hierbei soll die Dynamik des Grundwassers und der lateralen Einzugsgebiete berücksichtigt werden. In Anlehnung an die hier gezeigte hydromorphologische Analyse der Erdoberfläche soll auch die Oberfläche der maßgeblichen Stauschicht analysiert werden.

Ziel ist einerseits, die bodenhydrologischen Informationen zum Standortwasserhaushalt staunasser und grundwasserbeeinflusster Standorte im Jahresverlauf zeitlich aufgelöst zu ermitteln. So können die Standortinformationen noch besser dynamisiert werden und neben mittleren Standortinformationen auch Aussagen über Extremsituationen abgeleitet werden. Für die Kalibrierung und Validierung dieser Ergebnisse sollte im Projektverlauf auch ein Konzept für künftige bodenhydrologische Feldmessungen abgeleitet werden.

Andererseits kann die existierende Standortkarte mit den Ergebnissen der Reliefanalysen auf Basis des hochaufgelösten DGMS überprüft werden (vgl. PETZOLD et al. 2016a). Dadurch können Überarbeitungen der Standortkarte gezielt in Bereichen durchgeführt werden, wo sich durch den schon existierenden Klimawandel Veränderungen ergeben haben bzw. wo durch die Berechnungen Abweichungen von der existierenden Standortkarte detektiert wurden. Am Projektende soll ein mit Experten abgestimmtes Konzept stehen, um großflächig die Modellierung und Validierung des Bodenwasserhaushalts für forstliche W- und N-Standorte durchzuführen.

## Literatur

- AK STANDORTSKARTIERUNG (2016): Forstliche Standortsaufnahme. 7. Auflage. IHW Verlag Eching bei München, 340-341
- EDOM, F.; GOLUBCOV, A. A. (1996a): Prognose einer potentiell-natürlichen Ökotopzonierung für Mittelgebirgsregenmoore durch Berechnung hydrologischer Parameter. Festschrift zum Ehrenkolloquium „Wasser im System Boden – Pflanze – Atmosphäre“ zum 60. Geburtstag von Prof. G. Peschke, Internationales Hochschulinstitut Zittau. IHI Schriften, IHI Schriften 2, 103-111
- EDOM, F.; GOLUBCOV, A. A. (1996b): Zum Zusammenhang von Akrotelmeigenschaften und einer potentiell natürlichen Ökotopzonierung in Mittelgebirgsregenmooren. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 26, 221-228
- EDOM, F.; DITTRICH, I.; KEBLER, K.; MÜNCH, A.; PETERS, R.; THEUERKAUF, M.; WEIS, D. (2011): Klimatische Stabilität von Mittelgebirgsmooren. Abschlussbericht des FuE-Vorhabens „Auswirkungen des Klimawandels auf wasserabhängige Ökosysteme – Teilprojekt Erzgebirgsmoore“, Schriftenreihe des LfULG, Heft 1/2011. Sächsisches Landesamt für Umwelt, Landwirtschaft und Geologie
- GAUER, J.; FEGER, K.-H.; SCHWÄRZEL, K. (2011): Erfassung und Bewertung des Wasserhaushalts von Waldstandorten in der forstlichen Standortskartierung: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 12, 7-16
- HAMMEL, K.; KENNEL, M. (2001): Charakterisierung und Analyse der Wasserverfügbarkeit und des Wasserhaushalts von Waldstandorten in Bayern mit dem Simulationsmodell BROOK90. Forstliche Forschungsberichte München 185, 1-136
- JANSSON, P.E.; KARLBERG, L. (2001): Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems. Royal Institute of Technology, Dept. of Civil and Environmental Engineering, Stockholm
- KRAFT, P.; VACHÉ, K. B.; FREDE, H.-G.; BREUER, L. (2011): A hydrological programming language extension for integrated catchment models, Environmental Modelling & Software. doi: 10.1016/j.envsoft.2010.12.009
- LORENZ, T. (2016): Modellierung des Wasserhaushalts von Staunässe geprägten Waldstandorten unter Berücksichtigung der lateralen Speisungskomponente. Masterarbeit, Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortlehre, 70 S.
- PETZOLD, R.; SCHWÄRZEL, K.; FEGER, K.-H. (2011): Transpiration of a hybrid poplar plantation in Saxony (NE Germany) in response to climate and soil conditions. Eur. J. Forest Res. 130, 695-706
- PETZOLD, R.; BENNING, R.; GAUER, J. (2016a): Bodeninformationen in den verschiedenen Standortserkundungssystemen Deutschlands: Gegenwärtiger Stand und Perspektiven. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 16, 7-17
- PETZOLD, R.; DANIGEL, J.; BENNING, R.; MAYER, S.; BURSE, K.; KARAS, F.; ANDREAE, H.; GEMBALLA, R. (2016b): Aus Alt mach Neu – Altdaten der Standortskartierung für die räumlich differenzierte Ableitung der Bodenwasserspeicherung. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 16, 19-27
- SCHMIDT, P. A.; EDOM, F.; GOLOMBEK, E.; GOLUBCOV, A. A. (1993): Erarbeitung wissenschaftlicher Grundlagen zum Ökosystemverhalten geschützter und unterschiedlich genutzter Erzgebirgsmoore sowie Ableitung von Schutzkonzepten bzw. Grundsätzen einer ökologisch ausgerichteten Bewirtschaftung. Projektbericht der TU Dresden, Inst. f. Allg. Ökologie u. Umweltschutz an die BFANL
- SCHWÄRZEL, K.; PETERS, R.; PETZOLD, R.; HÄNTZSCHEL, J.; MENZER, A.; CLAUSNITZER, F.; SPANK, U.; KÖSTNER, B.; BERNHOFER, C.; FEGER, K.-H. (2011): Räumlich-differenzierte Berechnung und Bewertung des Standortswasserhaushaltes von Wäldern des Mittelgebirges. Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz 12, 119-126

Korrespondierender Autor:

Andreas Wahren  
Dr. Dittrich & Partner Hydro-Consult GmbH  
Glacisstraße 9a  
D-01099 Dresden  
wahren@hydro-consult.de  
www.hydro-consult.de

Stefan Julich  
Johannes Higa Diez  
Daniel Hawtree  
Karl-Heinz Feger  
Technische Universität Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre

Rainer Petzold  
Kompetenzzentrum Wald und Forstwirtschaft, Staatsbetrieb Sachsenforst

# **Schätzung von Bodendaten an den Messorten der Bundeswaldinventur aus Umweltmonitoring- und Standortskundendaten im Vergleich**

Assessing soil properties at grid points of the National Forest Inventory from environmental monitoring and site classing data

*Klaus von Wilpert, Heike Puhlmann, Dietmar Zirlewagen, Franziska Heinz und Raphael Benning*

## **Zusammenfassung**

Die Modellergebnisse für die gesamte Waldfläche von Deutschland zeigten, dass eine Übertragung von Bodeninformationen auf Trakte der Bundeswaldinventur (BWI) mit für Modellanwendungen hinreichender Vorhersagegüte möglich ist. Im Einzelnen sind folgende Befunde festzuhalten:

Die in den Modellregionen individuell angepassten Regionalisierungsmodelle haben ein  $R^2$  von 0,2-0,8, durchschnittlich 0,5. Der mittlere normierte Quadratwurzelfehler lag bei den Regionalmodellen zwischen 35 % und 77 %, im Mittel bei 55 %. Wenn zusätzlich zu den Messdaten die Datenbasis um Schätzdaten aus Profilaufnahmen erweitert wurde, reduzierte sich  $R^2$  durchschnittlich auf die Hälfte. Die Modelle sind außer für die Trockenraumdichte mit  $R^2 \ll 0,5$  nicht befriedigend.

Für die Bodenparameter, für die an den BWI-Traktecken sowohl regionalisierte Bodenmessdaten als auch Schätzdaten aus der Standortskartierung vorlagen, wurde ein Vergleich der Schätzgüte dieser beiden Datenquellen durchgeführt. Der Vergleich konnte für die Bodenartanteile, den Grobbodenanteil sowie Trockenroh-dichte und nutzbare Feldkapazität auf Bundesebene durchgeführt werden. An einem sehr viel kleineren Kollektiv der Daten des Landes Baden-Württemberg wurden zusätzlich Vergleiche für den Bodenkohlenstoffgehalt, die Basensättigung und das C/N-Verhältnis durchgeführt. Die Standortdaten haben den Vorteil, dass sie für gesamte Bodenprofile vorliegen, während die Messdaten der BZE oftmals nur in den Tiefenstufen 0-30 cm und 30-60 cm verfügbar sind. Der Vergleich zeigte, dass die Texturdaten durch die Ableitung aus standortkundlichen Bodenprofilen ähnlich gut geschätzt wurden wie durch die Regionalisierung von Daten der Bodenzustands-erfassung. Die Abweichungen zwischen den beiden Methoden streuen mit Standard-abweichungen von 5-20 % weitgehend zufällig um Null. Die Grobbodenanteile werden von den Standortskunddaten weniger gut vorhergesagt. Diese tendieren zu einer Überschätzung der Grobbodenanteile bei mit Werten von 3-30 % höherer Standardabweichung. Noch unsicherer ist die Schätzung von bodenchemischen Größen wie dem Bodenkohlenstoffgehalt, der Basensättigung und dem C/N-Verhältnis auf der Basis von Standortdaten. Dies liegt daran, dass bei bodenchemischen Daten, aber in einigen Bundesländern auch beim Grobbodenanteil gemessene Daten der BZE mit Schätzdaten der Standortskartierung verglichen werden und so neben dem Regionalisierungsfehler auch Schätz- und Klassifizierungsfehler die Schätzung unsicher machen. Die Datensätze der aus Standortdaten und aus Monitoringdaten auf die BWI-Traktecken übertragenen Bodeninformationen sind komplementär. Deshalb ist eine Kombination der im Bodenprofil kontinuierlichen Standortsinfor-mation und der in wenigen Tiefenstufen aufbereiteten Bodendaten aus regionalisier-ten Messwerten der BZE anzustreben.

**Stichworte:** Regionalisierung von Bodendaten, Standortdaten, Umweltmonitoring, Vergleich der Schätzgenauigkeit

## Abstract

The model results on regionalisation of soil data for the whole forest area of Germany demonstrated that the transfer of soil information from forest site classification maps, soil maps and the National Forest Soil Inventory (BZE) to the grid points of the National Forest Inventory (BWI) is possible with sufficient accuracy. The most important findings are as follows:

The regionalisation models, which were individually adapted to the characteristics of the model regions, display coefficients of accuracy ( $R^2$ ) between 0.2 and 0.8, with an average of 0.5. The mean normalised Root Square Mean Error (RSME) was between 35 % and 77 %, on average 55 %. The  $R^2$  was reduced by about half, if soil properties estimations from forest site classification and/or soil maps were

included in the model calibration. With the exception of soil bulk density models, the models including estimated soil data were, with  $R^2 < 0.5$ , not satisfactory.

For all those soil parameters for which information derived from both site classification data and monitored soil inventory data was available at the BWI grid points, the estimation accuracy from the two data sources could be compared statistically. This could be done for the whole of Germany for the parameters soil texture (Sand, Silt, Clay), the coarse soil fraction, the soil bulk density and the plant available soil water capacity. Additionally, comparisons of the two data sets for the soil parameters soil organic carbon (SOC), base saturation (BS) and C/N ratio (CN) were made using a much smaller data set from the federal state of Baden-Württemberg. Site classing data have the advantage that they are available for whole soil profiles in a consistent way, whereas the measured monitoring data of the BZE are mostly restricted to selected soil depths (0-30 cm and 30-60 cm). The comparison showed that data on soil texture could be assessed with similar accuracy from both data sources. The deviations between the datasets were scattered fairly randomly around zero, with standard deviations of 5-20 %. Prediction of the coarse soil fraction based on site classification data was less precise. They tend to over-estimation of the soil coarse fraction, with higher standard deviations (3-30 %). The estimation of soil chemical data, such as SOC, BS or CN, based on site classification data is even more uncertain. This results from the fact that site classification data provide only estimations of these parameters. Thus, estimation and classification errors are added to the regionalisation error. The two data sets of soil information, assessed at BWI grid points, are complementary. A combination of the continuous site classification data and the discrete data from the National Forest Soil Inventory (BZE), which is only available for two depth ranges, is therefore recommended.

**Keywords:** regionalisation of soil data, site classing data, environmental monitoring, comparison of estimation accuracy

## 1 Material und Methoden

Im Rahmen des Projektes „Waldproduktivität – Kohlenstoffspeicherung – Klimawandel“ (WP-KS-KW) wurden für die Traktecken der Bundeswaldinventur Bodendaten bereitgestellt. Zur Verfügung standen die Datensätze „Umweltvektor Standort Boden“ (Projektmodul 1) sowie „Umweltvektor BZE Regionalisierung“ (Projektmodul 4). Beide Datensätze wurden mit unterschiedlichen Methoden erarbeitet. Während die Datensätze des „Umweltvektors Standort Boden“ aus unterschiedlichen Kartenwerken (Forstliche Standortskarte, Bodenübersichtskarten und Alt-daten) dezentral durch die einzelnen Bundesländer zusammengestellt wurden, basiert der „Umweltvektor BZE Regionalisierung“ auf einer Regionalisierung von Daten der Bodenzustandserhebung II (BZE) sowie von Zusatzprofilen mit geostatistischen Methoden. Der Schwerpunkt des „Umweltvektors Standort Boden“ lag auf der Hinterlegung der Traktecken mit bodenphysikalischen Daten, d. h. es stand die

Ableitung von Texturinformationen (Sand-, Schluff-, Tongehalte, S, U, T), Trockenrohddichte (TRD) und Grobbodenanteilen (GBA) im Vordergrund.

Im Rahmen des „Umweltvektors BZE Regionalisierung“ konnten an den Traktecken zusätzlich ausgewählte bodenchemische Informationen hinterlegt werden, weil die entsprechenden Messdaten durch die zweite Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II) verfügbar waren. Ziel der Regionalisierungsarbeiten war es, aus den beiden genannten Datenquellen möglichst alle für die Abschätzung der Versorgung von Waldbeständen mit Wasser und Nährstoffen notwendigen Eingangsgrößen zu extrahieren und an den Traktecken der Bundeswaldinventur (BWI) zur Verfügung zu stellen.

### 1.1 Ableitung von Leitbodenprofilen für die Bundeswaldinventur

Die Übertragung von Bodeninformationen von Profilbeschreibungen der Standortkartierung auf die Traktecken der BWI erfolgte durch die Identifikation von Leitprofilen, die möglichst in der näheren Umgebung der BWI-Trakte gesucht wurden. Wenn keine nahe benachbarten Profile verfügbar waren, wurden weiter entfernte Profile entsprechend der am BWI-Trakt kartierten Standortseinheit verwendet. An über 80 % der Traktecken der BWI konnten mittels dieses „Geo-Matching“ Verfahrens Leitprofile mit vollständigen bodenphysikalischen Eigenschaften zugeordnet werden. Diese umfassen die Horizontabfolge in der Tiefe, für jeden Horizont die Horizontbezeichnung, Sand-, Schluff- und Tongehalte, Skelettgehalte, Angaben zur Trockenrohddichte, zum Stau- und Grundwassereinfluss sowie zu Geologie und Schichtung. Wenn an den Bodenprofilen gemessene Daten zu den genannten Parametern vorlagen, wurden diese verwendet, ansonsten (in den meisten Fällen) wurden Schätzdaten aus Profilbeschreibungen verwendet. Die Standortverhältnisse an den Traktecken, als Stichprobe der kartierten Waldfläche, sind repräsentativ für die bundesweiten Verhältnisse. Es hat sich gezeigt, dass die Ergebnisse der Aggregation zu Leitprofilen recht robust sind. Im Detail ist diese Vorgehensweise bei BENNING et al. (2016) und PETZOLD et al. (2016) beschrieben.

### 1.2 Übertragung von Daten der BZE auf die Traktecken der BWI

Die Übertragung von Bodendaten der BZE, des EU-weiten BIOSOIL Projekts (COOLS u. DE VOS 2011) und regionaler Projekte erfolgte durch die Anpassung von multivariaten Regressionsmodellen (Ordinary Least Squares OLS, Boosted Regression Trees BRT (FREUND u. SCHAPIRE 1997, FRIEDMANN 2001, ELITH et al. 2008) und Random Forests Modelle RF (BREIMAN 2001)). Die Erstellung der Regionalisierungsmodelle wurde in naturräumlich möglichst homogenen Bodengroßlandschaften (BGR 2014) getrennt durchgeführt. Dabei wurden individuell für die Charakteristika der Großlandschaften angepasste und relevante Prädiktorensätze identifiziert. So wird erreicht, dass die während der Modellanpassung schrittweise identifizierten Prädiktorensätze auch bodenkundlich interpretierbar sind und die für

die bearbeiteten Regionen relevanten bodenkundlichen Prozessrelationen abbilden. Zielgrößen der Regionalisierung sind Daten zur Bodenphysik (GBA, TRD, Textur und Gründigkeit), dem Wasser- und Lufthaushalt (nutzbare Feldkapazität (nFK), Oberkante Sd- und Gr-Horizont) und der Bodenchemie (Corg Gehalt (SOC), C/N-Verhältnis (CN), Basensättigung (BS), AKe und pH-Wert). Da für jeden Parameter in jeder Region und jeder Bodentiefe individuelle Regressionsmodelle angepasst werden mussten, wurden die Tiefenstufen auf den Hauptwurzelraum (0-30 cm und 30-60 cm Mineralbodentiefe) beschränkt. Eine detaillierte Beschreibung der Regionalisierungsmethoden und deren Ergebnisse findet sich in v. WILPERT et al. (2016) und ZIRLEWAGEN u. v. WILPERT (2010).

### 1.3 Vergleich der aus Standortskunde- und Monitoringdaten abgeleiteten Schätzungen

An den Traktecken der BWI 3 liegen, abgesehen von stark vereinfachten Bodenaufnahmen in einigen wenigen Bundesländern, keine gemessenen Bodendaten vor. Deshalb wurden dort zwei Datensätze zur Beschreibung von bodenkundlichen Steuergrößen des Wasser- und Nährstoffhaushalts von Wäldern aus unterschiedlichen Datenquellen geschätzt. Einerseits wurden aus standortkundlichen Daten an den Traktecken der BWI Leitprofile geschätzt, die vollständige Tiefenprofile dieser Steuergrößen enthalten, andererseits wurden Messdaten der BZE II mittels Regionalisierungsmodellen auf die Traktecken übertragen. Um die Vergleichbarkeit dieser beiden Datensätze zu prüfen, wurden einfache massenstatistische Übersichten über die Parameterdifferenzen erstellt.

Zur Visualisierung und Bewertung der Unterschiede zwischen beiden Datensätzen wurden auf deutschlandweiter Ebene und für den kleineren Datensatz in Baden-Württemberg für die Parameter Sand-, Schluff- und Tongehalt, Grobbodenanteil, Trockenrohichte und nutzbare Feldkapazität (0-60 cm) die Differenzen berechnet, indem an jeder Traktecke die regionalisierten Monitoringdaten von den aus Standortdaten abgeleiteten Schätzungen abgezogen wurden. Für den Datensatz aus Baden-Württemberg wurde diese Differenz als Prozentanteil des aus Standortdaten abgeleiteten Schätzwertes ausgedrückt, um über die unterschiedlichen Wertespanssen der einzelnen Parameter zu normieren.

Wird diese Differenz negativ bedeutet dies, dass der Wert des Parameters der aus Monitoring abgeleiteten Schätzungen höher ist. Ergibt sich eine positive Differenz bedeutet dies, dass der aus Standortdaten abgeleitete Wert des Parameters höher ist.

## 2 Ergebnisse und Diskussion

Die Ergebnisdarstellung gliedert sich in zwei Teile. Zuerst werden die räumlichen Verteilungsmuster der regionalisierten Bodenparameter der BZE und die Vorhersagegüte der Regionalisierungsmodelle dargestellt. Im zweiten Teil folgt dann der Vergleich zwischen den aus Standortdaten und BZE-Daten abgeleiteten Bodeninformationen.

### 2.1 Räumliche Verteilung der aus BZE-Daten regionalisierten Bodeninformationen und deren Genauigkeit

Die Ergebnisse der Regionalisierung der BZE-Daten zeigen sowohl räumlich als auch inhaltlich-bodenkundlich konsistente Muster, die für ausgewählte Parameter in Abbildung 1 und 2 gezeigt werden. Dargestellt sind als Beispiel für Texturparameter der prozentuale Sandgehalt des Feinbodens, für bodenphysikalische Steuergrößen der Wasserspeicherung der GBA und als Beispiel für bodenchemische Zustandsgrößen die BS und das CN.

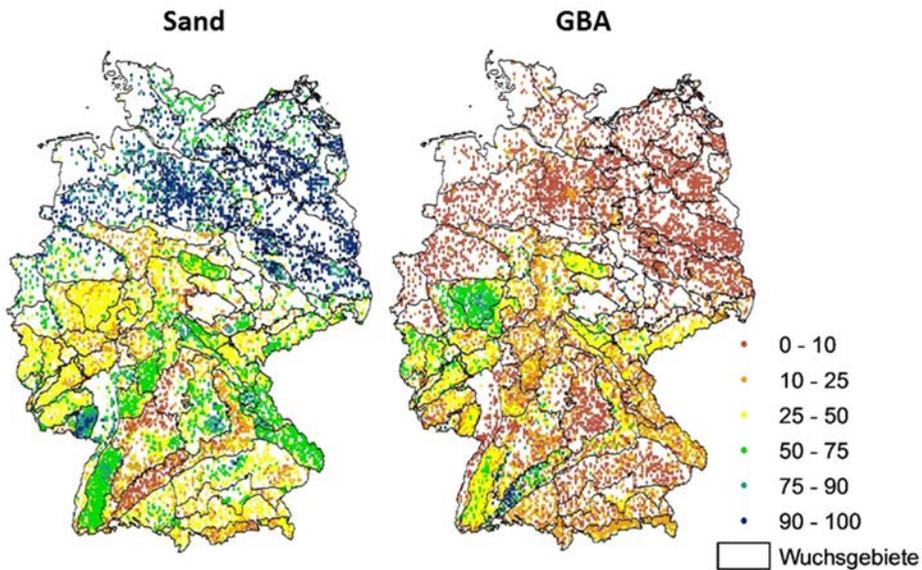


Abbildung 1: Sandanteil des Feinbodens (links) und Grobbodenanteil (GBA, rechts) [%] in 30-60 cm Mineralbodentiefe an den Traktecken der BWI

In allen vier Beispielen sieht man eine deutliche Abhängigkeit der räumlichen Muster von der Orographie und ebenso sind ausgeprägt regionale Unterschiede erkennbar. So fallen der deutschlandweit überproportional hohe Sandanteil (30-60 cm) in der Norddeutschen Tiefebene und mittlere Sandanteile in den Hochlagen der Mittelgebirge auf. Die niedrigsten Sandanteile finden sich in Kalkverwitterungsböden. Der

Grobbodenanteil (30-60 cm) ist in der Norddeutschen Tiefebene am niedrigsten und in den Mittelgebirgen am höchsten. Im Vergleich zwischen Bayerischem Wald und Schwarzwald fällt der um 20-30 % höhere Steingehalt im Schwarzwald auf. Dieser kann teilweise durch die höhere Reliefenergie zum Rhein hin erklärt werden. Es ist aber auch möglich, dass dieser Unterschied durch unterschiedliche Aufnahmeverfahren des Grobbodenanteils in Bayern und Baden-Württemberg zustande kam. In Bayern wurde der Mineralboden unterhalb von 10 cm mit einer Rammkernsonde beprobt (SCHUBERT et al. 2015), was zu einer Unterschätzung der Steinanteile führen kann. In Baden-Württemberg dagegen wurde der Grobbodenanteil konsequent mittels Stechzylindern oder Volumenersatzmethode bestimmt. Für einen methodischen Grund des Unterschieds im Grobbodenanteil in Bayern und Baden-Württemberg sprechen auch die an der Grenze zu Bayern sprunghaft niedrigeren Grobbodengehalte im Bayerischen Alpenvorland und vor allem die im Vergleich zur Schwäbischen Alb auffallend niedrigen Grobbodengehalte in den Bayerischen Alpen.

Als Beispiele für die Verteilung und räumliche Differenzierung bodenchemischer Parameter in Deutschland wurden die Regionalisierungsergebnisse der Basensättigung (BS) und des C/N-Verhältnisses (CN) in 0-30 cm Mineralbodentiefe in Abbildung 2 dargestellt.

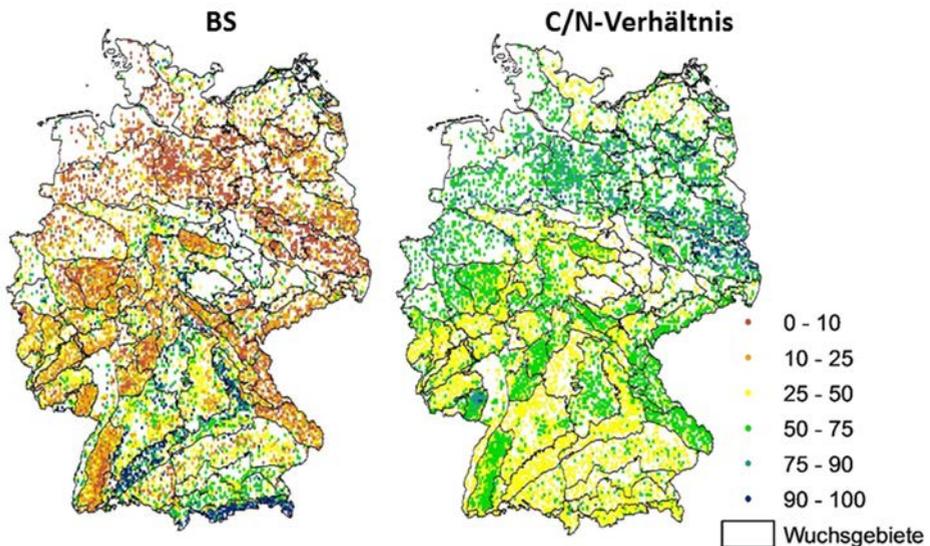


Abbildung 2: Basensättigung (BS, links) und C/N-Verhältnis (rechts) [%] in 30-60 cm Mineralbodentiefe an den Traktecken der BWI

Die Abbildung zeigt, dass die Mittelgebirge sich scharf durch die niedrigsten Basensättigungen von ihrer Umgebung abheben und Kalkstandorte die höchsten Basensättigungen aufweisen. Die niedrigsten Basensättigungen finden sich in der Altmoorlandschaft Norddeutschlands. Die Basensättigung ist als guter Indikator für

den Säure-/Basenzustand und für die Verfügbarkeit basischer Makronährelemente anzusehen.

Das C/N-Verhältnis zeigt die tendenziell höheren Werte in den Hochlagen der Mittelgebirge und vor allem auf den sandigen Standorten der Norddeutschen Tiefebene.

Die Vorhersagegenauigkeit der für die einzelnen bodenökologischen Großregionen Deutschlands erstellten Regionalisierungsmodelle wurde für die Tiefenstufe 0-30 cm und alle bearbeiteten Bodenparameter in Tabelle 1 zusammengestellt. Die Vorhersagegüte wurde durch das  $R^2$  und den normierten Quadratwurzelfehler charakterisiert.

Die Regionalisierungsmodelle zeigen in den Modellregionen Alpenvorland/Kalkalpen, den Bergländern auf Kalkgestein und den kristallinen Mittelgebirgen überwiegend für nahezu alle Bodenparameter eine hohe Vorhersagegüte. In den übrigen Modellregionen sind mit Ausnahme der östlichen nicht metamorphen Hügelländer mit hohem Anteil an Schluff- und Tonsteinen (Bodengroßlandschaft 11 der Bodenübersichtskarte 1 : 1 Mio., BR11) die normierten Quadratwurzelfehler bei dem überwiegenden Anteil der Bodenparameter höher als 70 %, die  $R^2$  (als Maß des Anteils erklärter Parametervarianz) aber überwiegend befriedigend.

Tabelle 1: *Vorhersagegüte der Regionalisierungsmodelle in den Modellregionen für alle bearbeiteten Bodenparameter in 0-30 cm Mineralbodentiefe*

Parameter	Alpenvorl./Kalkalpen		Bergl. Kalk		kristall. Mittelgeb.		nmm. Hügell. Br9		Altmor. Norddtschl.		Jungmor. Norddtschl.		Lösshügell. Flussl.		nmm. Hügell. Br11	
	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME	$R^2$	nRSME
gba_0_30	0,4	84	0,5	100	0,5	65	0,4	118	0,4	123	0,5	135	0,6	146	0,5	47
TRD_0_30	0,6	24	0,5	16	0,4	23	0,2	14	0,4	14	0,4	10	0,3	14	0,4	16
Ton_0_30	0,4	37	0,6	35	0,3	42	0,6	57	0,8	74	0,4	89	0,5	54	0,3	27
Sand_0_30	0,4	48	0,7	74	0,6	28	0,6	31	0,6	13	0,5	11	0,7	35	0,3	37
Schluff_0_30	0,4	25	0,6	25	0,6	28	0,6	43	0,6	72	0,6	68	0,6	39	0,4	19
BS_0_30	0,7	46	0,6	41	0,4	99	0,4	75	0,5	86	0,7	82	0,7	57	0,6	73
AKe_0_30	0,8	69	0,6	63	0,4	39	0,5	53	0,7	140	0,5	102	0,4	56	0,3	31
Corg_0_30	0,8	80	0,4	49	0,6	52	0,5	78	0,7	137	0,7	175	0,4	53	0,3	40
CN_0_30	0,4	20	0,4	18	0,5	18	0,4	22	0,3	28	0,5	24	0,5	33	0,5	23

Dargestellt sind das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) und der mittlere normierte Quadratwurzelfehler (nRSME).

Grün =  $R^2 \geq 0,5$ ; nRSME  $\leq 30$

Rot =  $R^2 \leq 0,3$ ; nRSME  $\geq 70$

Dies kann so erklärt werden, dass in diesen Regionen die meisten Bodenparameter besonders niedrige Werte aufweisen und deshalb die nRSME relativ hoch sind. Für die Bodenart S, die TRD und das CN trifft dies nicht zu – für diese Parameter sind dort die Werte hoch und die nRSME niedrig.

## 2.2 Unterschiede der aus Standortkunde- und Monitoringdaten abgeleiteten Schätzungen

Eingangs werden die Ergebnisse der an einem kleineren Datensatz in Baden-Württemberg durchgeführten Parametervergleiche in Abbildung 3 dargestellt. In Baden-Württemberg waren an nahezu allen BWI-Traktecken (zwischen 2.611 und 2.641) Schätzungen zu den Texturparametern (S, U, T) und dem GBA aus BZE- und Standortkundedaten verfügbar. Zusätzlich waren an einem sehr viel kleineren Kollektiv von Traktecken (53-99 Wiederholungen) Datenpaare zu SOC, BS und CN verfügbar. Die Schätzungen aus Standortkundedaten waren an diesen Punkten verfügbar, da dort intensiver analytisch untersuchte Leitprofile der Standortkartierung oder Profile aus Projekten zugeordnet werden konnten.

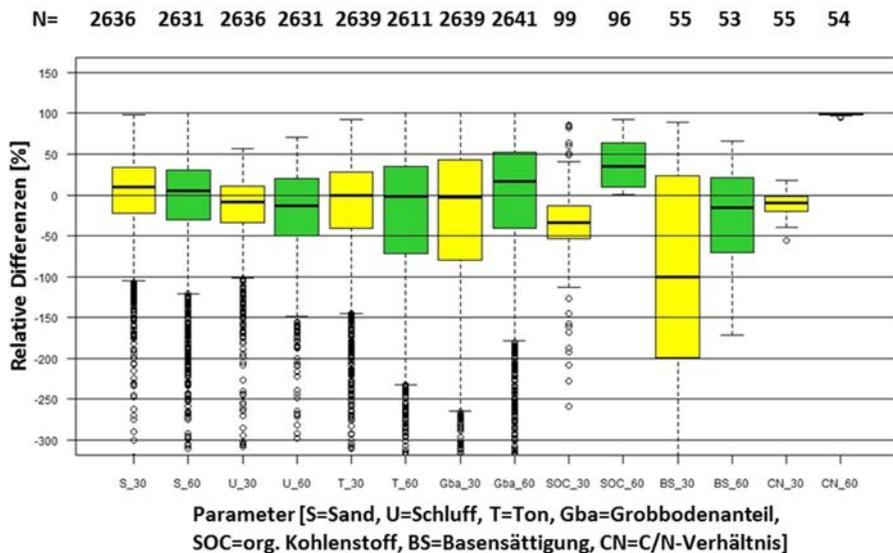


Abbildung 3: Häufigkeitsverteilungen der relativen prozentualen Differenzen zwischen Schätzwerten der Bodenparameter an BWI-Traktecken auf der Basis von Daten der Standortkunde und der BZE II für die Tiefenstufen 0-30 cm (gelb) und 30-60 cm (grün) (die Boxen umfassen das erste und dritte Quartil sowie den Median (schwarzer Strich), die Whiskers das 10. und 90. Perzentil; die schwarzen Kreise zeigen Extremwerte)

Für die S und U in beiden Tiefenstufen und T in der oberen skalieren die Differenzen zwischen den zwei Datensätzen relativ eng und einigermaßen zentrisch um den Medianwert von Null. Die Größenordnung der Differenzen liegt zwischen  $\pm 20\%$  und  $\pm 40\%$  der Schätzungen aus den Standortkundedaten. Für die Tongehalte in der unteren Tiefenstufe und die Grobbodengehalte liegen die Mediane ebenfalls nahe Null, die Differenzen streuen jedoch einseitig in den negativen Bereich, was bedeutet, dass die Standortkundedaten für diese Parameter tendenziell niedriger liegen als die Messdaten der BZE.

Außerdem sind die Differenzen deutlich höher und liegen zwischen 30 % und 70 % der Standortskundewerte.

Für die bodenchemischen Parameter sind die Differenzen zwischen den beiden Datenbeständen noch stärker und systematisch verzerrt, sodass die Mediane der Verteilungen deutlich von Null abweichen. Für SOC in 0-30 cm, für BS in beiden Tiefenstufen und für CN in 0-30 cm liegen die auf Standortdaten basierenden Schätzungen systematisch niedriger als die korrespondierenden Messwerte der BZE, sodass nahezu die gesamten Interquartilbereiche der Verteilungen unterhalb Null liegen. Für SOC und CN in 30-60 cm Tiefe sind die Schätzungen aus Standortdaten systematisch höher als diejenigen aus Messwerten der BZE, sodass die gesamten Verteilungen deutlich über Null liegen.

Eine der wichtigsten Variablen des pflanzenverfügbaren Wasserspeichervermögens der Böden (nFK) ist der GBA, da dieser den Feinboden „verdünnt“. In Abbildung 4 wird die räumliche Verteilung der Differenzen für GBA als Übersicht über ganz Deutschland gezeigt. Die Darstellung zeigt, dass die Schätzungen aus Standortdaten im Bayerischen Wald, Fichtelgebirge, Erzgebirge und dem Harz am überwiegenden Anteil der Traktecken um mehr als 25 % höher liegen als die Schätzungen aus BZE-Daten. Dies kann teilweise an der Art der Beprobung liegen (s. o.), aber auch an naturräumlichen Gegebenheiten. Im Thüringer Wald, Sauerland und Saarland liegen die Schätzungen aus Standortdaten zu hohen Anteilen niedriger als die aus der BZE abgeleiteten Daten. In der Norddeutschen Tiefebene entsprechen sich die beiden Datenbestände mit geringen Abweichungen weitgehend. Dies kann an der weitgehenden Steinfreiheit der Substrate dort liegen.

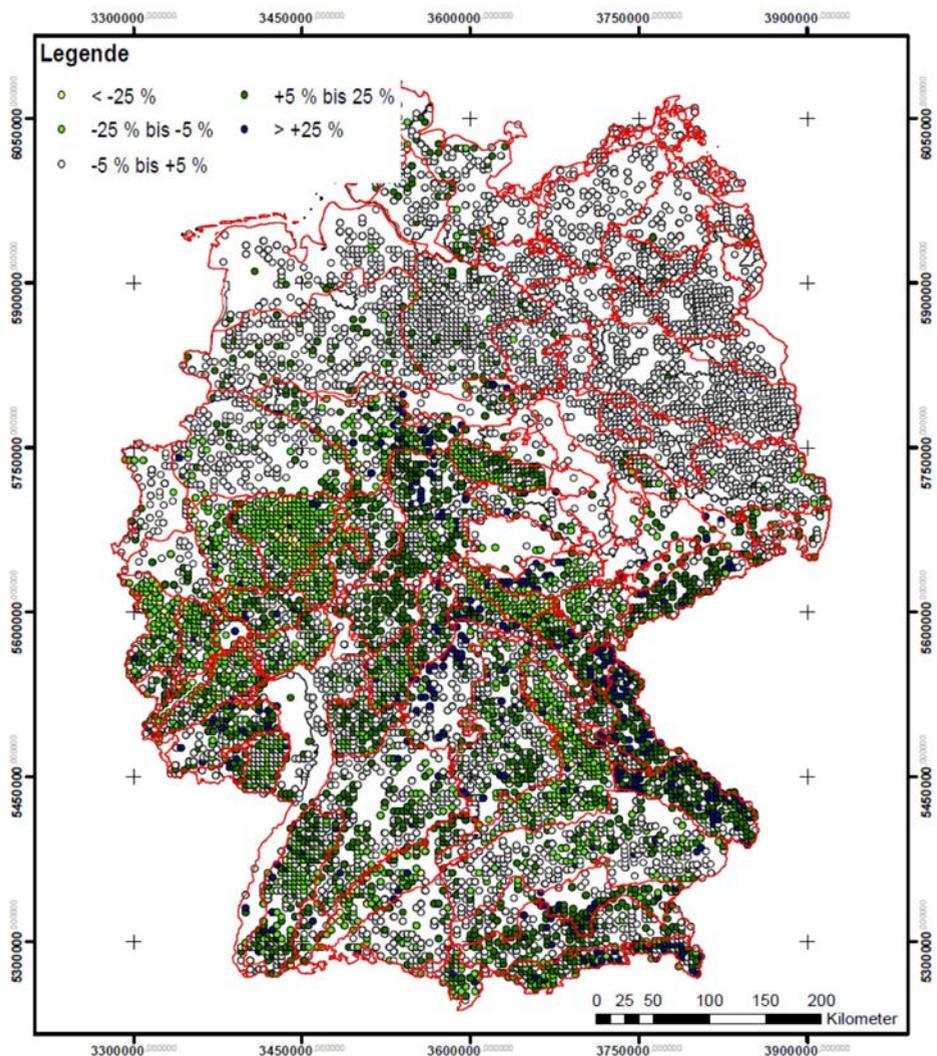


Abbildung 4: Räumliche Verteilung der Differenz des Grobbodenanteils (GBA) zwischen den an den BWI-Traktecken aus Standortdaten und aus BZE-Daten geschätzten Werten. Negative Differenzen bedeuten, dass die aus Standortdaten abgeleiteten GBA niedriger sind als diejenigen aus BZE-Daten und umgekehrt.

Eines der wichtigsten Ziele der Regionalisierung von Bodendaten war es, an den Messorten der BWI die Steuergrößen des Bodenwasserhaushaltes zur Verfügung zu stellen, da der Wasserhaushalt und seine Schwankungen wichtige Prädiktoren von Variationen des Baumwachstums sind. Die Differenzen der Kenngröße nutzbare Feldkapazität (nFK), welche die Parameter Bodenart (S, U, T), Grobbodenanteil und Trockenrohddichte integriert, wurden dargestellt. Die mittlere Differenz über den

gesamten Datensatz liegt bei -24 mm, wobei das Minimum -163 mm und das Maximum +89 mm betragen. Tabelle 2 fasst die Statistik der Differenzen bezogen auf die Forstlichen Großlandschaften (GAUER u. ALDINGER 2005) zusammen.

*Tabelle 2: Statistische Maßzahlen der Differenzen der nutzbaren Feldkapazität untergliedert nach Forstlichen Großlandschaften*

Forstl. Großlandschaft	Min. [mm]	Mittelw. [mm]	Max. [mm]	Stabw. [mm]
Norddeutsches Tiefland	-100	-27,54	74	19,85
Lösshügelländer	-95	-25,06	68	24,83
Östliche Mittelgebirgsschwelle	-97	-15,56	51	27,64
Westliche Mittelgebirgsschwelle	-136	-11,99	89	28,21
Mesozoisches Schichtstufenland	-109	-29,10	55	24,05
Alpenvorland	-163	-34,81	30	22,39
Alpen	-110	-45,56	28	25,40

Alle Werte in mm, bezogen auf die Tiefenstufe 0-60 cm  
Stabw. = Standardabweichung

Generell ist festzustellen, dass die mittlere Differenz in allen sieben Großlandschaften negativ ist. Damit ist die regionalisierte nFK größer als die aus den Leitprofilen für die Traktecken berechnete nFK. Allerdings sind die Standardabweichungen in allen Forstlichen Großlandschaften hoch und die mittleren Differenzen damit nur beschränkt aussagefähig. Die geringsten Differenzen und damit gleichzeitig die besten Übereinstimmungen zwischen beiden Datensätzen sind in den Wuchsbezirken der Östlichen und Westlichen Mittelgebirgsschwelle zu finden. Sie liegen mit einer Abweichung von  $\pm 20$  mm in einem akzeptablen Bereich. Die mittlere Differenz in den Lösshügelländern, dem Norddeutschen Tiefland und dem Mesozoischen Schichtstufenland sind  $> -30$  mm, im Alpenvorland und in den Alpen  $< -30$  mm.

### 3 Schlussfolgerungen

Die statistischen Kenngrößen der für Bodengroßlandschaften individuell angepassten Regionalisierungsmodelle zeigen, dass eine Übertragung von Bodeninformationen von BZE- und BIOSOIL-Standorten auf BWI-Trakte für die meisten der für das Baumwachstum relevanten Bodenparameter mit für Modellanwendungen hinreichender Vorhersagegüte möglich ist. Das Bestimmtheitsmaß ( $R^2$ ) als Schätzgröße der durch das Regressionsmodell erklärten Parametervarianz lag bei 0,2-0,8, durchschnittlich bei 0,5. Der mittlere normierte Quadratwurzelfehler lag bei den Regionalmodellen zwischen 35 % und 77 %, im Mittel bei 55 %. Am wenigsten gut konnten die Gründigkeit und die Hydromorphiemerkmale (Stau- und Grundwasserfluss) vorhergesagt werden. Bei ersterem Parameter liegt das daran, dass die Messwerte der BZE aufgrund technischer Randbedingungen bei der Beprobung unscharf sind und bei letzterem daran, dass Hydromorphie vergleichsweise selten auftritt und dadurch die Datenbasis für die Modellerstellung zu sehr begrenzt war. Damit ist es möglich, für die Traktecken der BWI Kenngrößen des Wasserhaushaltes zu berechnen, diese für die Standorts-Leistungs-Modellierung zu nutzen und unter Einbeziehung der Bodeninformationen das Waldwachstum besser zu beschreiben und zu prognostizieren.

Die vorgestellten Statistiken zum Vergleich der aus Standortdaten und aus BZE- bzw. Projektdaten geschätzten Bodenparameter zeigen, dass die Texturinformationen (S, U, T) zwischen den beiden Datenbeständen gut vergleichbar sind. Jedoch lassen sich bei einigen Parametern (GBA und vor allem bodenchemische Parameter) systematische Abweichungen sowie Differenzen in Abhängigkeit von Wuchsgebieten bzw. Forstlichen Großlandschaften feststellen. Die ausgehend von den BZE-Punkten regionalisierten Trockenrohdichten und Skelettgehalte sind systematisch niedriger als die entsprechenden Werte der Leitprofile. Damit lassen sich die im Tiefland höheren und im Hügel- und Bergland geringeren nutzbaren Feldkapazitäten des regionalisierten Datensatzes erklären. Die systematischen Abweichungen gehen teilweise auf unterschiedliche Probenahmeverfahren in den Bundesländern zurück (z. B. für GBA), teilweise sind sie in der Qualität der Eingangsdaten begründet, wie z. B. dem Unterschied zwischen Schätz- und Messwerten (SOC, BS, CN) und teilweise werden sie durch naturräumliche Eigenschaften verursacht (wie z. B. die systematisch höheren GBA durch die hohe Reliefenergie im Westschwarzwald). Bodenchemische Parameter können nur auf Messdatenbasis sinnvoll regionalisiert werden, da diese sehr variabel sind und in standortskundlichen Datenbeständen nur als Schätzdaten vorliegen (z. B. SOC).

Die Datensätze der aus Standortdaten und aus Monitoringdaten auf die BWI-Traktecken übertragenen Bodeninformationen sind komplementär. Die Schätzungen aus Monitoringdaten haben den Vorteil, dass sie auf einem hohen Anteil an Messdaten beruhen. Der hohe Messaufwand bedeutet aber, dass die Messungen oftmals nur in bestimmten Bodentiefen vorliegen. Die aus Standortdaten abgelei-

teten Schätzungen haben den Vorteil, dass sie in konsistenter Weise gesamte Bodenprofile beschreiben, sie haben aber den Nachteil, dass sie einen hohen Anteil an Schätzdaten enthalten. Deshalb ist eine Kombination der im Bodenprofil kontinuierlichen Standortsinformation und der in wenigen Tiefenstufen aufbereiteten Bodendaten aus regionalisierten Monitoringdaten anzustreben.

## Danksagung

Das dieser Veröffentlichung zugrundeliegende Vorhaben wurde aus Mitteln des Bundesministeriums für Ernährung, Landwirtschaft und Verbraucherschutz durch den Waldklimafonds unter dem Förderkennzeichen 28WC400301 gefördert. Wir danken für die finanzielle Unterstützung dieser wichtigen Projektarbeit. Außerdem danken wir den Bundesländern und dem Thünen-Institut für Waldökosysteme für die Bereitstellung der Grundlagendaten.

## Literatur

- BENNING, R.; PETZOLD, R.; DANIGEL, J.; GEMBALLA, R.; ANDREAE, H. (2016): Ableitung von Leitbodenprofilen für die Punkte der Bundeswaldinventur in Sachsen und Thüringen. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 35-42
- BGR (Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe) (2014): Bodenübersichtskarte der Bundesrepublik Deutschland 1:1.000.000 (BUEK1000), Hannover
- BREIMAN, L. (2001): Random Forests, *Machine Learning* 45 (1), 5-32
- COOLS, N.; DE VOS, B. (2011): Availability and evaluation of European forest soil monitoring data in the study on the effects of air pollution on forests. *iForest – Biogeosciences and Forestry*. doi: 10.3832/ifor0588-004, 205-211
- ELITH, J.; LEATHWICK, J. R.; HASTIE, T. (2008): A working guide to boosted regression trees. *Journal of Animal Ecology*, 77, 802-813
- FREUND, Y.; SCHAPIRE, R. E. (1997): A decision-theoretic generalization of on-line learning and an application to boosting. *Journal of Computer and System Sciences*, 55 (1), 119-139
- FRIEDMAN, J. H. (2001): Greedy Function Approximation: A Gradient Boosting Machine. *Annals of Statistics* 29 (5), 1189-1232
- GAUER, J.; ALDINGER, E. (Hrsg.) (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands – Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke – mit Karte 1:1.000.000. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 43
- PETZOLD, R.; DANIGEL, J.; BENNING, R.; MAYER, S.; BURSE, K.; KARAS, F.; ANDREAE, H.; GEMBALLA, R. (2016): Aus Alt mach Neu – Altdaten der Standortkartierung für die räumlich differenzierte Ableitung der Bodenwasserspeicherung. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 19-27
- SCHUBERT, A.; FALK, W.; STETTER, U. (2015): Waldböden im Bayern – Ergebnisse der BZE II. *Forstl. Forschungsberichte München*, 213, 50 S.  
<https://www.lwf.bayern.de/boden-klima/bodeninventur/064268/index.php>
- WILPERT, K. v.; ZIRLEWAGEN, D.; PUHLMANN, H. (2016): Regionalisierung von Bodendaten für Deutschland – Datenbasis, Zielgrößen und Modellgüte am Beispiel zweier Testgebiete. *Waldökologie, Landschaftsforschung und Naturschutz*, 16, 109-120

ZIRLEWAGEN, D.; WILPERT, K. v. (2010): Upscaling of environmental information – support of land-use management decisions by spatio-temporal regionalization approaches. *Environmental Management*, <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-010-9468-4>

Korrespondierender Autor:

PD Dr. Klaus v. Wilpert

*Vormals:* Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

*Jetzt:* Jakob-Otter-Str. 11

D-79341 Kenzingen

[klaus.von-wilpert@online.de](mailto:klaus.von-wilpert@online.de)

Dr. Heike Puhlmann

Franziska Heinz

Forstliche Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg

Dr. Dietmar Zirlewagen

INTERRA, Büro für Umweltmonitoring, Kenzingen

Raphael Benning

TU Dresden, Institut für Bodenkunde und Standortslehre



## **Beiträge aus der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt**

Band

- 1 (2007) **Clusterstudie Forst und Holz Niedersachsen.** Burkhard Rüter, Jan Hansen, Agatha Ludwig, Hermann Spellmann, Jürgen Nagel, Bernhard Möhring, Matthias Dieter. 92 S.
- 2 (2008) **Die Waldkiefer – Fachtagung zum Baum des Jahres 2007.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 98 S.
- 3 (2008) **Ergebnisse angewandter Forschung zur Buche.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 343 S.
- 4 (2008) **Ergebnisse des westdeutschen IUFRO-Küstentannen-Provenienzversuches im Alter 27.** Hans-Martin Rau, Armin König, Wolfhard Ruetz, Hendrik Rumpf, Egbert Schönfelder. 62 S.
- 5 (2010) **Fichtenherkuntfsversuch von 1962 und IUFRO-Fichtenherkuntfsversuch von 1972. Ergebnisse von mehr als 30-jähriger Beobachtung in Deutschland.** Mirko Liesebach, Hans-Martin Rau, Armin O. König. 467 S.
- 6 (2011) **Kohlenstoffstudie Forst und Holz Niedersachsen.** René Würdehoff, Hermann Spellmann, Jan Evers, Jürgen Nagel. 92 S.
- 7 (2012) **Das digitale Luftbild. Ein Praxisleitfaden für Anwender im Forst- und Umweltbereich.** Arbeitsgruppe Forstlicher Luftbildinterpreten (Hrsg.). 84 S.
- 8 (2012) **Züchtung und Ertragsleistung schnellwachsender Baumarten im Kurzumtrieb. Erkenntnisse aus drei Jahren FastWood, ProLoc und Weidenzüchtung. Fachtagung vom 21. bis 22.09.2011 in Hann. Münden.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 430 S.
- 9 (2012) **SILVAQUA – Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftungsmaßnahmen auf den Zustand von Gewässern in bewaldeten Einzugsgebieten am Beispiel der Oker im Nordharz.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 226 S.
- 10 (2013) **Waldentwicklungsszenarien für das Hessische Ried. Entscheidungsunterstützung vor dem Hintergrund sich beschleunigt ändernder Wasserhaushalts- und Klimabedingungen und den Anforderungen aus dem europäischen Schutzgebietssystem Natura 2000.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 397 S.

Band

- 11 (2014) **Waldwachstumskundliche Softwaresysteme auf Basis von TreeGrOSS – Anwendung und theoretische Grundlagen.** Jan Hansen, Jürgen Nagel. 224 S.
- 12 (2015) **Synopse der Hauptmerkmale der forstlichen Standortskartierungsverfahren der Nordwestdeutschen Bundesländer.** Wolfgang Schmidt, Volker Stüber, Thomas Ullrich, Uwe Paar, Jan Evers, Klaus Dammann, Thomas Hövelmann, Marcus Schmidt. 136 S.
- 13 (2015) **Pilotstudie zu den lokalen Auswirkungen des Klimawandels auf die Forstwirtschaft in ausgewählten Regionen Sachsen-Anhalts.** Stefan Fleck, Matthias Albert, Pavel Plašil, Ralf Nagel, Johannes Suttmöller, Bernd Ahrends, Matthias Schmidt, Jan Evers, Jan Hansen, Marc Overbeck, Wolfgang Schmidt, Hermann Spellmann, Henning Meesenburg. 221 S.
- 14 (2016) **Gefährdungen der Ökosystemdienstleistungen von Wäldern. Fachtagung vom 9. bis 10. Oktober 2014 in Göttingen.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 185 S.
- 15 (2016) **Waldbodenzustandserhebung für Hessen – Ergebnisse der zweiten Bodenzustandserhebung im Wald (BZE II).** Uwe Paar, Jan Evers, Inge Dammann, Nils König, Andreas Schulze, Marcus Schmidt, Egbert Schönfelder, Birte Scheler, Thomas Ullrich, Johannes Eichhorn. 466 S.
- 16 (2017) **Hochwertiges Forstvermehrungsgut im Klimawandel. Symposium des Verbundprojektes FitForClim vom 14. bis 15. Juni 2016 in Chorin.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 147 S.
- 17 (2017) **Waldböden: Nutzung und Schutz. Fachtagung vom 10. bis 11. Oktober 2016 in Göttingen.** Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt (Hrsg.). 157 S.

Alle Bände der „Beiträge der NW-FVA“ sind auch als freie Onlineversion über die Homepage der NW-FVA ([www.nw-fva.de](http://www.nw-fva.de)), des Verlags sowie über den Göttinger Universitätskatalog (GUK) bei der Niedersächsischen Staats- und Universitätsbibliothek Göttingen (<http://www.sub.uni-goettingen.de>) erreichbar. Es gelten die Lizenzbestimmungen der Onlineversion.

Durch den globalen Wandel und andere Umwelteinflüsse verändern sich Waldböden dynamisch. Standortskonstanz kann nicht mehr vorausgesetzt werden, was Nutzung und Schutz von Waldböden vor neue Herausforderungen stellt. Dementsprechend werden für ein wirkungsvolles Management von Waldböden zunehmend Informationen aus Forschung und Monitoring benötigt. Auf der Tagung „Waldböden: Nutzung und Schutz“ wurden die Nutzungs- und Schutzmöglichkeiten von Waldböden unter veränderten Rahmenbedingungen vorgestellt und diskutiert. In diesem Band werden ausgewählte Vorträge und Posterbeiträge der Tagung veröffentlicht. Die Beiträge richten sich insbesondere an Wissenschaftler und Praktiker aus den Bereichen Umweltmonitoring, Forsthydrologie, Standortkunde und Waldbau.



GEORG-AUGUST-UNIVERSITÄT  
GÖTTINGEN

ISBN: 978-3-86395-331-7  
eISSN: 2512-594X

Universitätsdrucke Göttingen