

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 Roobosteestreue 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 CO₂-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.

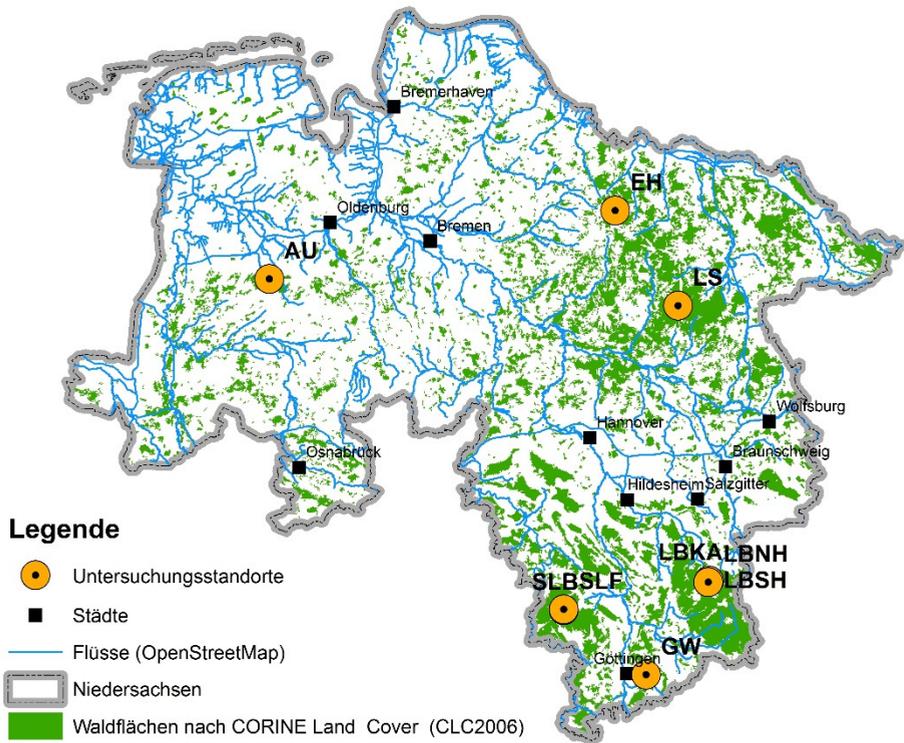


Abbildung 1: Lage der Untersuchungsstandorte in Niedersachsen

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 ($\alpha \leq 0,05$).

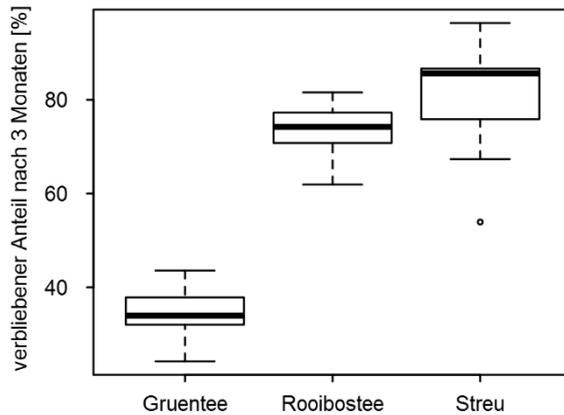


Abbildung 2: Boxplots (Median, Quartile, $\pm 1,5$ -facher Quartilsabstand, Ausreißer) mit den nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebenen Anteilen an Grüntee, Rooibostee und lokaler Blattstreu

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.

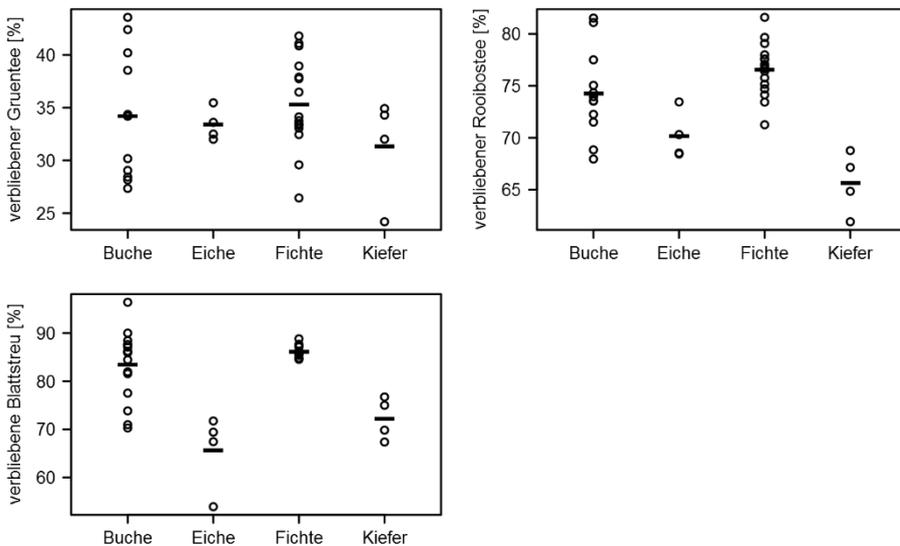


Abbildung 3: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an Grüntee, Rooibostee und lokaler Blattstreu, differenziert nach den vier Bestandestypen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer (der arithmetische Mittelwert ist durch die Balkensignatur gekennzeichnet)

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).

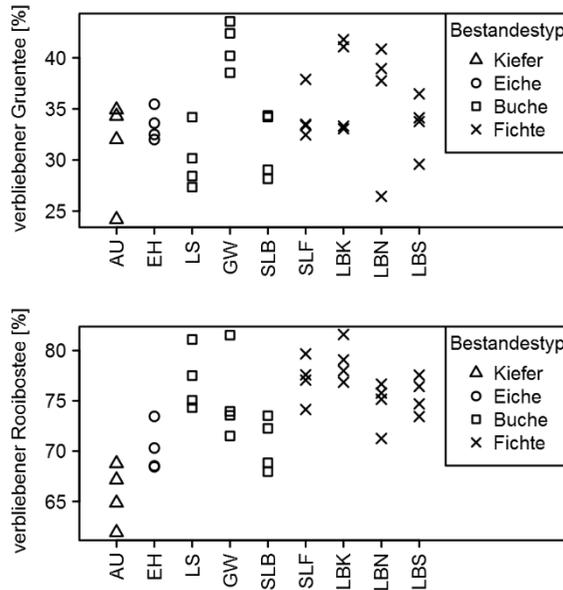


Abbildung 4: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an Grüntee und Rooibostee, differenziert nach den vier Bestandestypen Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1)

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.

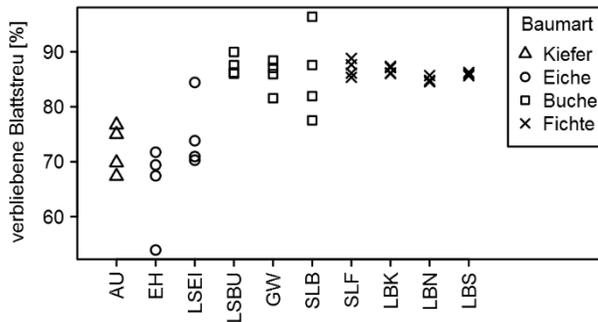


Abbildung 5: Nach einer Inkubationszeit von drei Monaten verbliebene Anteile an lokaler Blattstreu, differenziert nach den vier Hauptbaumarten Buche, Eiche, Fichte und Kiefer und den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1, bei Lüß getrennt für Eiche (LSEI) und Buche (LSBU))

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 Abbaueversuchen (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.

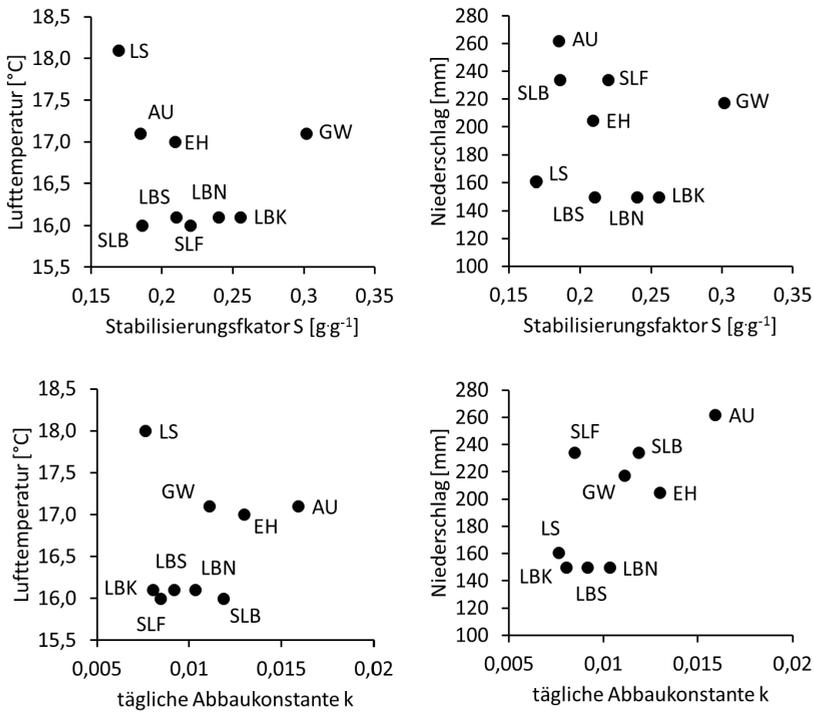


Abbildung 6: Abhängigkeit des Stabilisierungsfaktors S und der täglichen Abbaukonstante k von der mittleren Lufttemperatur bzw. der Niederschlagssumme während der dreimonatigen Inkubationszeit an den neun untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1)

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.

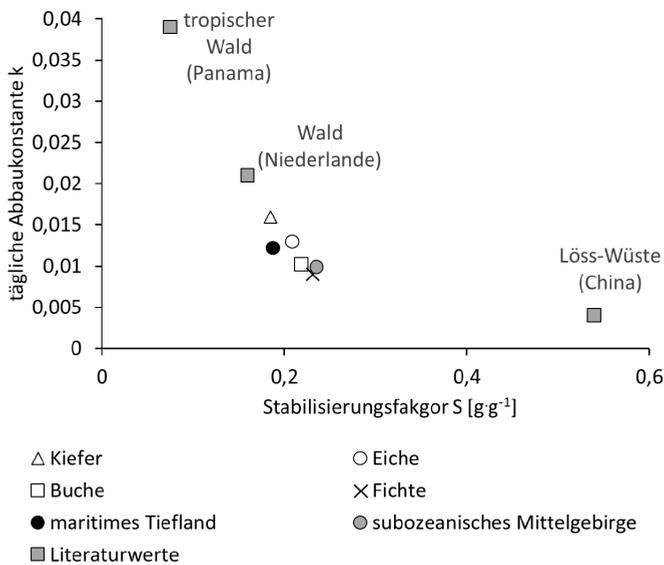


Abbildung 7: Gegenüberstellung der Streuabbauindikatoren Stabilisierungsfaktor *S* und tägliche Abbaukonstante *k*. Dargestellt sind die Ergebnisse der hier untersuchten Intensivmonitoringflächen (vgl. Tab. 1), zusammengefasst zum einen nach den vier Bestandestypen Kiefer, Fichte, Eiche und Buche, zum 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 hydrolysierten – 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.

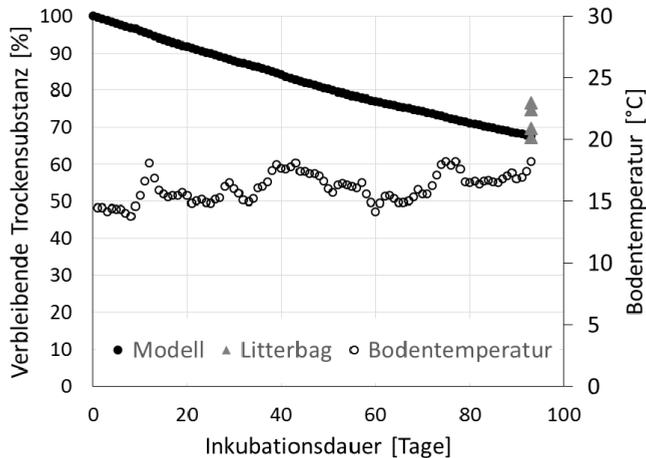


Abbildung 8: Modellierung des Streuabbaus der Kiefernstreu in Augustendorf (AU) in den ersten 90 Tagen. Als Berechnungsgrundlage diente das von AHRENDTS (2008) für saure Kiefernwälder entwickelte Modell (Gl. (4)). Die nicht abbaubare Streufraktion wurde aus dem Stabilisierungsfaktor S abgeleitet (Gl. (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. Bund-Länder-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