

Aus dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung der
Georg-August-Universität Göttingen

**Auswirkungen von Ökosystemmanipulationen
auf Vorratsänderung und Freisetzung
von C- und N- Verbindungen**

DISSERTATION

zur Erlangung des Doktorgrades
des Forstwissenschaftlichen Fachbereichs
der Georg-August-Universität Göttingen

Vorgelegt von

Balázs Horváth
geboren in Győr, Ungarn

Göttingen, Juni 2006

D 7

1. Berichtstatter: Prof. Dr. F. Beese

2. Berichtstatter: Prof. Dr. D. Hölscher

Tag der mündlichen Prüfung: 28.07.2006

erschieden als elektronisches Dokument:

<http://resolver.sub.uni-goettingen.de/purl/?webdoc-1283>

Vorwort

Die Anfertigung dieser Arbeit wäre ohne die Unterstützung zahlreicher Personen aus dem Institut für Bodenkunde und Waldernährung bzw. der Nordwestdeutschen Forstlichen Versuchsanstalt nicht möglich gewesen. Allen möchte ich herzlich danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. F. Beese. Er hat bei den meisten Artikeln die Rolle sowohl des Initiators als auch des Betreuers übernommen. Die Diskussionen mit ihm waren immer aufschlussreich ohne auf diese Weise gewonnenen Hinweise und Anregungen hätte ich meine Arbeit nicht fertig stellen können.

Ich möchte Herrn Dr. N. Lamersdorf herzlich danken, dass er bei dem ersten, besonders aufwendigen Artikel eine entscheidende Rolle gespielt hat.

Auch möchte ich die gewissenhafte Betreuung von Herrn Dr. K. J. Meiwes, und Herrn Dr. H. Meesenburg hervorheben, ohne deren Hilfe Artikel 5 nicht entstanden wäre.

Der Anfang dieser Arbeit wäre ohne das Stipendium des Deutschen Akademischen Austauschdienstes (DAAD) nicht möglich gewesen.

Sowohl Englisch als auch Deutsch sind schwere Sprachen: ohne Korrektur hätte ich keine Arbeit veröffentlichen können. Auch in dieser Hinsicht möchte ich mich bei Frau Dr. E. Kretschmar und Herrn Dr. D. Berthold bedanken.

Szeretnék a Nyugat-Magyarországi Egyetem Termőhelyismerettani Tanszékének is köszönetet mondani, amiért munkámat náluk kezdhettem. Külön szeretném Dr. Heil B. segítségét megköszönni, amivel utamat a DAAD ösztöndíj elnyerése felé egyengette.

Szüleimnek szeretném megköszönni, hogy hosszú távolléteimet türelemmel viselték, munkámat amiben csak lehetett támogatták. Szeretném megköszönni Nádai E-nek és a göttingeni Magyar Klubnak, hogy társaságukkal könnyítették meg a göttingeni hétköznapiak néha nehezen elviselhető szűrkeségét.

M-nek

I. ZUSAMMENFASSUNG

I. Zusammenfassung

Hintergrund

Das abgestorbene organische Material (OM) spielt in terrestrischem Ökosystem eine herausragende Rolle für deren Funktionen. Zum einen dient die im Zuge der Photosynthese gespeicherte chemische Energie den heterotrophen Organismen im Boden als „Quelle“ für die Aufrechterhaltung ihrer Lebensvorgänge. Zum anderen werden wenn das OM zersetzt wird die Biomasse gebundenen Bioelemente und Nährstoffe in den Stoffkreislauf zurückgeführt und stehen der Primärproduktion erneut zur Verfügung.

Die Prozesse der Biomassebildung und Zersetzung deren Verknüpfung im Boden stattfindet, sind durch unterschiedliche Raten und Muster gekennzeichnet. Als Folge davon akkumuliert sich im Boden während der Bodenbildung eine standortspezifische Menge und Verteilung an organischen Bodensubstanz (Humus) mit charakteristischer chemischer und physischer Zusammensetzung.

Diese organische Bodensubstanz hat sowohl für die Struktur als auch für die Funktion des Ökosystems entscheidende Bedeutung. Die aktive Oberfläche der organischen Makromoleküle kann die Mineralpartikelchen des Ausgangsmaterials verbinden und dadurch ein stabiles Gefügesystem aufbauen. Dieses Gefüge prägt maßgeblich den Wasser-, Gas-, und Wärmehaushalt des Bodens. Das heterogene Porensystem bietet einen vielfältigen Lebensraum für Bodenbiota und ermöglicht, dass sich in dem selben Raum Lebewesen mit unterschiedlichen Bedürfnissen aktiv sind und ein Nahrungsnetz bilden, das den Abbau organischen Substanzen gewährleistet. Das OM im Boden ist dabei sowohl Substrat als auch Nährstoffquelle, wobei im Zuge fortschreitenden Abbaus die mineralischen Nährelemente freigesetzt werden. Diese zeitliche Retardation ermöglicht eine relativ gleichmäßige Nährstoffzufuhr der Primärproduzenten. Gleichzeitig können an der aktiven Oberfläche des OM-s große Mengen der wichtigen Nährelemente (wie NH_4 , K, Mg, Ca) gebunden werden. Sie fungiert dadurch praktisch als eine „Speisekammer“, die die Nährstoffe vor Abwaschung schützt. Die im Porensystem gebunde-

ne Bodenlösung vermittelt zwischen der freigesetzten und. gebundenen Nährstoffen und dem Wurzelsystem der Pflanzen.

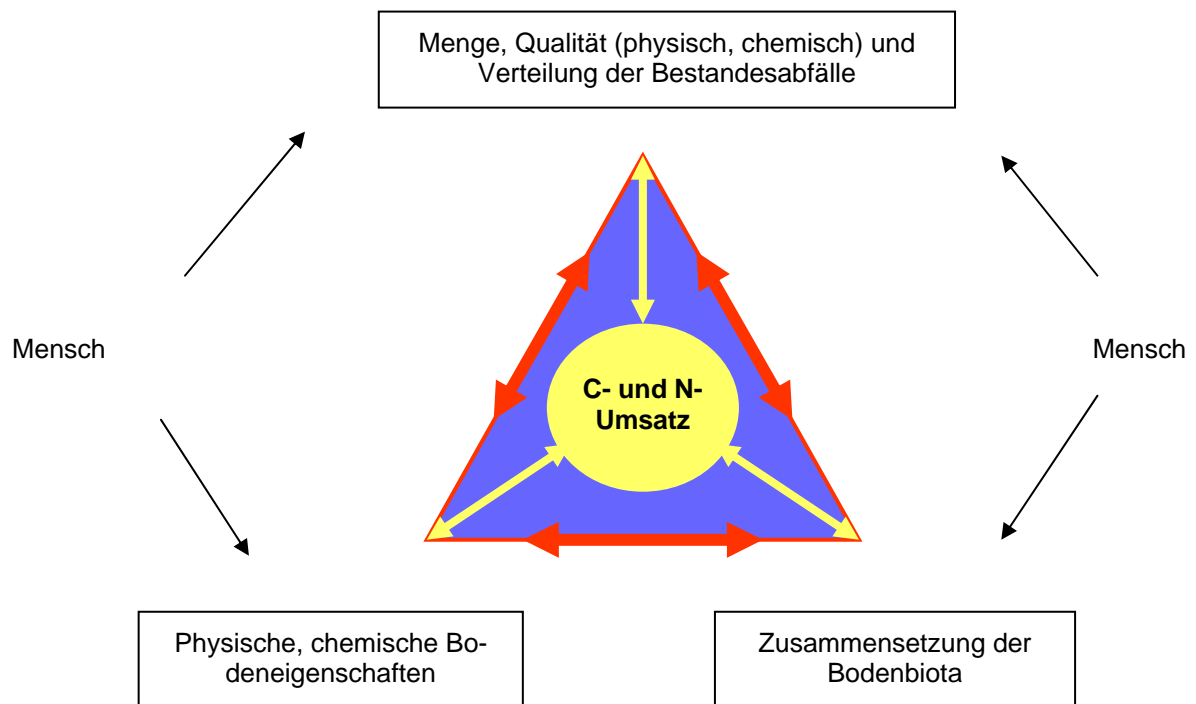


Abb. 1 Schematische Darstellung C- und N-Umsatz regulierende Faktoren und Wechselwirkungen

Diese knappe Betrachtung macht deutlich, dass es sich bei der organischen Substanz in Böden nicht um eine statische Fraktion handelt, sondern um eine Komponente die von einer Vielzahl von Faktoren gesteuert wird und äußerst dynamisch reagiert. In der Abb. 1 ist es dargestellt wie sich der C- und N-Umsatz im Boden im Spannungsdreieck zwischen den physischen und chemischen Bodeneigenschaften, die durch Klima und Ausgangsmaterial geprägt werden, der standortspezifischen Bodenbiota und der Menge, Qualität und Verteilung der Bestandesabfälle darstellt. Dabei zeigt sich, dass diese Größen nicht nur auf den C- und N-Status des Bodens wirken, sondern sich auch gegenseitig beeinflussen.

Als zusätzlicher Faktor, der im Umsatzgeschehen der organischen Substanz in terrestrischen Ökosystemen zunehmend eingreift, ist der Mensch zu nennen. Er beeinflusst das chemische und physikalische Klima durch CO₂-Emissionen, setzt große Mengen von Säurebildnern frei und eutrophisiert die Biosphäre durch Stickstoffemissionen. Durch chemische Eingriffe in den Boden verändert er die Zusammensetzung der Bodenbiota ebenso wie durch die Einbringung ursprünglich nicht vorhandenen Pflanzen und deren assoziierte Organismen. Darüber hinaus verändert er die Menge, Qualität und Verteilung der Bestandesabfälle durch Baumartenwahl und –zusammensetzung, Veränderungen in der Landnutzung oder durch Bearbeitung der Böden.

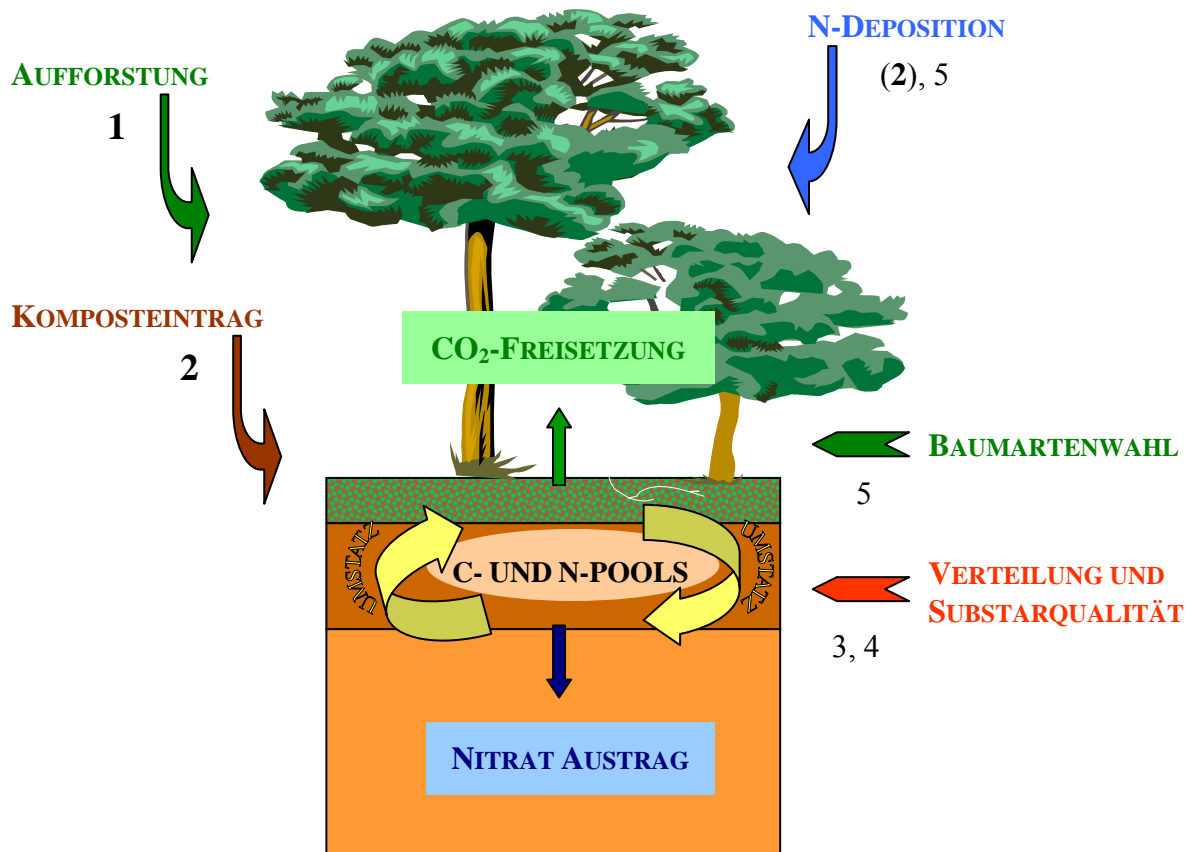


Abb. 2 Schematische Darstellung unterschiedlicher Eingriffe in Ökosysteme deren Wirkung auf den Umsatz organischer Stoffe untersucht wurde. Die Pfeile sind mit den Nummern der jeweiligen Arbeiten gekennzeichnet.

Alle diese Aktivitäten wirken sich auf das Umsatzgeschehen der organischen Substanz aus, und entscheiden darüber, ob sich der organische Pool im Boden zu einer zusätzlichen C-Senke oder zu einer C-Quelle entwickelt. Dabei muss daran erinnert werden, dass C immer auch für andere Elemente steht, die in der enthalten sind.

In dieser Arbeit werden eine Reihe unterschiedliche Eingriffe in Ökosysteme und deren Wirkung auf den Umsatz organischer Stoffe untersucht. In der Abb. 2 ist schematisch dargestellt, welche Eingriffe und Einwirkungen betrachtet werden. Die Nummern zeigen den jeweiligen Artikel der bereits veröffentlicht wurde (fett) oder das jeweilige Manuskript (dünn) an.

Vorstellung der einzelnen Arbeiten

Die wichtigsten Resultate der Untersuchungen werden nachfolgend zusammenfassend dargelegt.

1 Initiale Effekte nach Kompostausbringung beim Waldumbau

VERÖFFENTLICHT

Horváth, B., Lamersdorf, N., Raben, G., Borken, W., Beese, F. 2006. *Initiale Effekte nach Kompostausbringung beim Waldumbau. Forstarchiv 76: 3-15*

Hypothesen

- Durch Einbringung reifen Kompostmaterials im Wald, kann die Nährstoffversorgung maßgeblich verbessert werden. Dadurch lassen sich die Erfolgchancen der Aufforstung degradierten Waldstandorte oder des Walumbaus erhöhen.
- Durch partielle Kompostapplikation kann das ökologische Risiko der im Kompost gebundenen N-Mengen in Waldökosysteme eingedämmt werden.

An zwei typischen und unterschiedlich durch atmosphärische Deposition belasteten Waldstandorten in Sachsen (pleistozänes Flachland, Standort Laußnitz, 95jährige Kiefer; Erzgebirge, Standort Olbernhau, 112jährige Fichte) wurden Feldversuche als Blockversuch angelegt, um den gezielten Einsatz von Kompost in Wäldern zu untersuchen. Die Versuche orientieren sich an den Maßnahmen zum Waldumbau (Unterbau von Nadelholzreinbeständen mit Buche). Ausgebracht wurde der Kompost partiell (streifenweise) und in den Varianten mit und ohne Kalkzugabe. Angepflanzt wurden 4jährige autochthone Buchensetzlinge. Dazu wurde zunächst das Kompost/Kalkmaterial mittels Lochbohrverfahren platzweise bis in 40 cm Bodentiefe eingearbeitet. Vergleichend wurde eine Bodenbearbeitung mit und ohne Kalkung zur Pflanzplatzvorbereitung durchgeführt. Die vorliegende Auswertung befasst sich i) mit dem Anwuchserfolg und dem Ernährungszustand der Buchensetzlinge, ii) mit der initialen Sickerwasserbelastung durch Nitrat, Schwermetallen und anderen Salzen sowie iii) mit den veränderten Elementgehalten in der Bodenfestphase nach den Meliorationsmaßnahmen. 17 Monate nach den Neuanpflanzungen zeigten sich insgesamt keine signifikanten Beeinflussungen des Anwuchserfolges und des Höhenwachstums durch die Meliorationsmaßnahmen an beiden Standorten. Der alleinige Einsatz von Kompost führte nur teilweise (Standort Laußnitz) zur signifikanten Zunahme an Hauptnährelementen und Zn in den Blättern der Buchen-

Setzlinge, die reine Kalkvariante erhöhte dagegen nur die Ca- und Mg-Gehalte. Bei der Variante Kompost+Kalkung reduzierten sich z.T. die N/Ca- und N/Mg-Verhältnisse, die K-Gehalte dagegen sanken. Für Cu, Pb und Cd ergaben an beiden Standorten keine Behandlungseffekte. Die Variante Kompost+Kalk zeigte an dem weniger N-belasteten Standort Laußnitz sowohl mit, als auch ohne Bodenbearbeitung, nur eine geringfügige Überschreitung des mittleren Nitrat-Konzentrationsniveaus der Kontrollfläche. Bei der alleinigen Kompostapplikation wurden z.T. deutlich erhöhte mittlere Nitratkonzentrationen ermittelt. An dem N-gesättigten Standort Olbernhau wurde für die Variante Kompost+Kalk und ohne Bodenbearbeitung die höchste mittlere Nitratkonzentration in der Bodenlösung des Wurzelraums ermittelt. Eine zusätzliche Einarbeitung führte dagegen zur Reduktion der Nitratkonzentration um ca. 50 %. Die Analyse der flächenbezogenen Flussraten weist darauf hin, dass der Gesamt-N-Austrag insbesondere auf dem N-gesättigten Standorten in Olbernhau mehr durch die allgemeinen Bearbeitungsmaßnahmen (Durchforstung, Befahren, Lochbohrung) als durch die Kompost- bzw. Kompost+Kalkausbringung selbst beeinflusst wurde.

Die in forstlicher Praxis allgemein vertretene Meinung, dass sich Komposte im Wald negativ auswirken, konnte in dieser Studie nicht bestätigt werden. Da es sich um reife Komposte handelt, die durch einen hohen Humifizierungsgrad und langsame Umsatzraten gekennzeichnet sind, Bedarf es weiteren Untersuchungen um die Langzeiteffekte zu verfolgen.

2 Kohlenstoff-Akkumulation im Boden nach Neuaufforstungen: Beitrag zur Reduzierung der C-Emission in Ungarn?

VERÖFFENTLICHT

Horváth, B. 2006. *C-Accumulation in the soil after afforestation: contribution to C-mitigation in Hungary?* Forstarchiv 77: 63-68

Hypothesen

- Durch Aufforstung landwirtschaftlichen Flächen wird die im Boden gespeicherte Kohlenstoffmenge erhöht, bei gleichzeitiger vertikaler Umverteilung des Kohlenstoffs.
- Durch eine großflächige Aufforstungskampagne wie sie in Ungarn geplant wird, ist es möglich die Kohlestoffbilanz eines Landes relevant zu verbessern.

Die Entwicklung des gespeicherten Kohlenstoffs im Boden nach Aufforstung wurde in Ungarn an 6 Beispielen anhand von unechten Zeitreihen untersucht. Die C-Vorratsänderung (Humusaufgabe und 0-60 cm Mineralboden) wurde mit einer asymptotischen Funktion modelliert. Es zeigte sich, dass nach Acker-Aufforstungen der C-Vorrat im Boden im Mittel um 43 Mg ha^{-1} in 150 Jahren zunimmt. Dagegen war bei der Aufforstung von Weiden längerfristig keine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung festzustellen. In den ersten drei Jahrzehnten fungiert der Boden der aufgeforsteten Weiden als C-Quelle, wobei die C-Freisetzung erst in dem darauf folgenden Jahrhundert allmählich wieder ausgeglichen wird.

Es wurde eine C-Bilanz für eine geplante großflächige (750.000 ha) Aufforstung errechnet. Dabei wurde angenommen, dass die aufgeforstete Fläche zu 2/3 aus Acker und zu 1/3 aus Weide besteht. Unsere Ergebnisse zeigen, dass die Erhöhung der C-Vorräte im Boden durch die Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen nur geringfügig die Kohlenstoffbilanz von Ungarn verbessern kann. Es dauert ungefähr 300 Jahre bis die C-Menge gebunden wird, die der heutigen jährlichen Emission der Treibhaus-Effekt fördernden Gase entspricht. Außerdem wirkt der Boden in den ersten Jahrzehnten nach der Aufforstung aufgrund der Weidenaufforstungen als Netto-C-Quelle, wenn auch in einem geringen Maße.

3 Regulation der Zersetzung nährstoffreicher Pflanzenreste durch deren Verteilung in Böden

MANUSCRIPT

Horváth, B., Beese, F. 2006. Regulation of decomposition of nutrient rich plant residues through placement in soil. Manuscript

Hypothesen

- Die Zufuhr von Nährstoffen aus dem Boden beschleunigt den Abbau der organischen Substanz.
- Der unter H1 postulierte Einfluss ist umso geringer je besser die Qualität, d.h. je enger die auf C-bezogenen Nährstoffverhältnisse des organischen Materials sind.

Um den Einfluss der Verteilung des OM-s und seiner Qualität zu untersuchen, wurden drei unterschiedliche Pflanzenteile (Blätter, Früchte und Wurzeln) in unterschiedlichen

Weise mit dem Boden im Kontakt gebracht: a, gleichmäßig im Boden verteilt; b, als dünne Lage in der Boden eingebracht; c, auf der Bodenoberfläche verteilt. Um strukturelle Einflüsse des Materials zu vermeiden wurde es auf < 1 mm zerkleinert und anschließend für 60 Tage inkubiert.

Nach 60 Tagen waren 82 % des Kohlenstoffs der Früchte, 46,5 % der Blätter und 32,1 % der Wurzeln veratmet. Unerwartet waren in allen Fällen die C-Freisetzungen bei der oberflächigen Applikation am höchsten. Dies obwohl sich die Nährstoffverhältnisse der drei Substanzen deutlich unterschieden.

Die Ergebnisse lassen den Schluss zu, dass sich die Substratdichte, d.h. ihre Konzentration auf engen Raum, für das Abbauverhalten positiv auswirkte. Letzteres gilt jedoch nur für die von uns untersuchten relativ nährstoffreichen Substanzen.

Das Abbauverhalten konnte in allen Fällen sehr gut mit einem einfachen Modell beschreiben werden, wobei jedoch eine substratspezifische Kalibrierung erforderlich war. Die Verteilung spielte in allen Fällen eine untergeordnete Rolle. Wichtig war dagegen die Ermittlung des leicht mineralisierbares C-Gehalts.

Als weiteres Resultat zeigte es sich, dass sich mit zunehmendem Abbau sich der Einfluss von Steuergrößen auf den Korrelationskoeffizienten änderte. Während in der Anfangsphase der Stickstoff die bestimmende Fraktion war, war es mit zunehmender Dauer der Zersetzung der Phosphor der den Abbau bestimmte. Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass für die quantitative Beschreibung des Abbaus von Bestandesabfällen bei zukünftigen Untersuchungen der C- und N-Gehalt nicht ausreichend sind, um den Abbau dynamisch zu beschreiben. Der P-Gehalt sowie die Anteile der wichtigsten organischen Stoffgruppen sollten einbezogen werden.

4 Der Einfluss der Verteilung von Pflanzenresten auf die C- und N-Flüsse

MANUSCRIPT

Horváth, B., Beese, F. 2006. Residue placement in soil: effects on C- and N-fluxes.

Hypothesen

- Durch die Verteilung der organischen Substanz kann die Mineralisationsgeschwindigkeit, und dadurch die Freisetzung von Stickstoff und andere Nährstoffe reguliert werden.
- Der Effekt der Verteilung auf die Mineralisation ist abhängig von der Substratqualität.

Neben der Kohlenstofffreisetzung stellt die N-Mineralisation einen wichtigen Indikator für das Umsatzgeschehen der organischen Substanz dar.

Für drei unterschiedliche Pflanzenteile (Früchte, Blätter und Wurzeln) die mit ¹⁵N markiert waren, wurde die C- und N-Nettomineralisation während einer 60 tägigen Inkubation untersucht. Als zusätzliche Varianten war drei Verteilung des Substrates eingefügt: a, gleichmäßig im Boden verteilt; b, als dünne Lage in der Boden eingebracht; c, auf der Bodenoberfläche verteilt. Um strukturelle Einflüsse des Materials auszuschließen wurde es auf < 1 mm zerkleinert.

Für den Kohlenstoff zeigten sich klare Substratbedingte Unterschiede der CO₂-Freisetzung: Früchte >> Blätter > Wurzeln. Die Verteilung spielte dagegen eine untergeordnete Rolle. Es zeigte sich jedoch eine Tendenz dass eine inhomogene Verteilung den Abbau erhöht, s. vorherige Arbeit.

Anders verhielt sich der Stickstoff. Die Isotopenanalyse erbrachte, dass am Ende der 60tägigen Inkubation bei 15 °C bei den Wurzeln, Blättern und Früchte noch 86,0 84,3 bzw. 80,8 des applizierten N in fester organischen Bindung vorlagen. 13,6, 10,3 und 15,7 % lagen in der mikrobiellen Biomasse vor. Geht man davon aus, dass C und N entsprechend der C/N Verhältnisse mineralisiert wurden, so ergeben sich für Wurzeln, Blätter und Früchte Immobilisierungen von 22,4 36,5 und 74,0 % respektive. Diese Zahlen verdeutlichen, dass der Bruttoumsatz in starkem Maß vom Substrat abhängt und die Netto-N-Mineralisationsrate, die durch anorganische N-Komponenten ermittelt wird, nur einen kleineren Teil des N-Umsatzes widerspiegelt. Die Resultate zeigen aber auch

an, dass die originäre organische Bodensubstanz mit dem Umsatzgeschehen einzubeziehen ist. Anders als die C-Freisetzung wird die N-Freisetzung in sehr viel stärkerem Maße durch gleichzeitig ablaufende Immobilisierungsprozesse beeinflusst. Für quantitative Aussagen müssen daher die Bodenbiota und ihre Dynamik stärker berücksichtigt werden.

5 Zunehmende N-Sättigung der Wälder in der Region Weser-Ems

MANUSCRIPT

Horváth, B., Meiwes, K.J., Meesenburg, H. 2006.

Hypothesen

- Durch langjährige atmosphärische N-Deposition in der Region Weser-Ems wurde der Sättigungsgrad der Waldökosysteme soweit erhöht, dass Nitrat mit dem Sickerwasser in relevanten Konzentrationen ausgewaschen wird.
- Die Menge an ausgewaschenem Nitrat wird von den Bestandeseigenschaften wie Baumart und -alter und von den Standortseigenschaften wie Geländewasserhaushalt, Nährstoffversorgung und Bodenart beeinflusst.

Nitrataustrag mit dem Sickerwasser ist ein wichtiger Indikator für den Grad der Stickstoffsättigung von Waldökosystemen; er impliziert den Verlust anderer kationischer Nährstoffe und in Bezug auf die Trinkwassergewinnung eine Verschlechterung der Qualität des Sickerwassers. Das westlichen Niedersachsen (Weser-Ems) ist aufgrund der hohen luftbürtigen Stickstoffeinträge in die Wälder ein hohes Maß an Stickstoffsättigung zu erwarten. Dieser Frage wurde in der vorliegenden Untersuchung nachgegangen, bei der in 50 Waldbeständen der Boden und der Sickerwasserleiter bis in 5 m Tiefe auf Nitrat untersucht wurde. Ziel war es, den Einfluss der Steuergrößen Baumart und –alter sowie Geländewasserhaushalt und Nährstoffversorgung der Standorte auf die Nitratgehalte zu beschreiben. Untersucht wurden Jung- und Altbestände von Eichen, Douglasien/Fichten und Kiefern. Das Standortsspektrum umfasst trockene, frische bis staufrische Standorte mit Sanden bzw. verlehmtten Sanden. Das Nitrat wurde an den Proben mit KCl extrahiert. Die genannten Standortseigenschaften hatten keinen Einfluss auf den Nitratgehalt im Boden und im Sickerwasserleiter. Unter den Altbeständen waren die Nitratgehalte höher als unter den Jungbeständen. Der Vergleich der Baumarten erbrachte steigende Nitratgehalte in der Reihenfolge Eiche << Kiefer < Douglasie. Der

Unterschied zwischen Douglasie und Kiefer kann mit unterschiedlichen luftbürtigen N-Einträgen erklärt werden. In den Eichenbeständen sind die Böden anscheinend gegenüber den hohen N-Einträgen besser gepuffert. Für die untersuchten Bestände auf der Basis der Nitratgehalte und Witterungs- und bodenhydrologischen Daten Nitrataustragsraten geschätzt. Überträgt man deren Abhängigkeit von den Baumarten und den Altersgruppen auf den niedersächsischen Landeswald in der Region Weser-Ems, so sind können 24 % der Wälder als nicht N gesättigt betrachtet werden (N-Austrag $< 5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), 41 % als N-gesättigt auf niedrigem Niveau (N-Austrag $5 - 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und 35 % als N-gesättigt auf hohem Niveau eingestuft (N-Austrag $> 15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) werden. Unter dem Aspekt von Nährstoffverlusten sowie der Sickerwasserqualität unter Wald stellen die hohen Stickstoffeinträge aus der Luft in der Region Weser-Ems ein ernsthaftes Problem dar.

Anhang

Methodische Arbeiten

6 Eine einfache Methode für Bestimmung des Kalkgehaltes im Boden

VERÖFFENTLICHT

Horváth, B., Opara-Nadi, O., Beese, F. 2005. A Simple Method for Measuring the Carbonate Content of Soils. Soil Science Society of America Journal 69: 1066-1068

In dieser Arbeit wird eine einfache Methode der Karbonatbestimmung vorgestellt. Wie in der obigen Einführung dargestellt ist die Ermittlung der Menge des im Boden gespeicherten organischen Kohlenstoffs von hoher Wichtigkeit. Mit modernen C-N Analysegeräten ist es einfach den gesamten C-Gehalt von Böden zu bestimmen. Bei kalkhaltigen Böden ist es aber notwendig den organischen und mineralischen C-Gehalt zu trennen. In den meisten Laboratorien wird der anorganischer Kohlenstoff mit dem Scheibler-Apparat bestimmt. Dieses Gerät ist jedoch sehr zeit- und arbeitsaufwendig. Wir haben eine Methode vorgeschlagen die der Entwicklung von neuen Messgeräten Rechnung trägt und leicht und billig zu realisieren ist. In einem geschlossenen Gefäß wird der kalkhaltige Boden und Salzsäure zur Reaktion gebracht. Der durch das freigesetzte CO_2 erzeugte Überdruck wird mit einem Einstichtensiometer, das über einen

Druckaufnehmer und einer Messeinheit verfügt, gemessen. Diese Geräte werden bei der Tensiometrie verwendet und sind in vielen Labor vorhanden. Anhand des gemessenen Wertes sowie Kenntnissen über die Probenmenge und das Volumen des Messsystems kann der Kalkgehalt errechnet werden. Um den Messbereich des Tensiometers nicht zu überschreiten und um auch geringe Kalkgehalte präzise zu bestimmen ist es sinnvoll die Gefäßgröße oder die eingewogene Probenmenge den erwarteten Kalkgehalten anzupassen.

7 Bestimmung der gesamten und austauschbaren Kationengehalte in Waldböden verschiedenen geologischen Ausgangsmaterial mit der Nahinfrarotspektroskopie

VERÖFFENTLICHT

Chodak, M., Khanna, P., Horvath, B., Beese, F. 2004. Near infrared spectroscopy for determination of total and exchangeable cations in geologically heterogeneous forest soils. Journal of Near Infrared Spectroscopy 12, 315-324

In dieser Arbeit wird versucht klassische, aufwendige Messmethoden durch die Nahinfrarotspektroskopie (NIRS) zu ersetzen. Der Vorteil dieser Methode ist, dass ohne laborintensive Vorbereitung und teuren Geräte eine große Zahl biochemischer, physikochemischer und chemischer Parameter des Bodens gleichzeitig, und schnell bestimmt werden kann.

In dieser Arbeit wurde als Ziel verfolgt, die gesamte Menge von Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al Ionen, deren austauschbare Anteile, die Kationenaustauschkapazität (AKe), sowie die Basensättigung (BS) und die Schwermetallgehalte mit der NIRS zu bestimmen. Darüber hinaus galt es auch die Gesamtgehalte von Zn, Cu, Pb, und Cd mit dieser Methode zu ermitteln. Dazu wurden Bodenproben (n = 100) von fünf Buchenbeständen, aus jeweils vier Tiefen genommen. Zwischen die NIR – Spektren der Proben verschiedener Standorte wurden mit der Hauptkomponentenanalyse signifikante Unterschiede gefunden. Das über alle Standorte aufgestellte „generelle“ Modell konnte den Gesamtgehalt aller Kationen, die austauschbare Menge von K, Mg und Fe, und die BS mit hoher Genauigkeit bestimmen. Die Schätzung des Cu Gehaltes, AKe und austauschbare Menge von Na, Ca und Al waren zufriedenstellend. Dagegen wurde die austauschbare Menge von Ca, Mn und Fe überschätzt. Durch Stratifizierung der Standorte mit ähnlichen Spektren und durch Aufstellung der neuer Teilmodelle, konnte die Präzision der Mes-

sung erhöht werden sowie die Fehler bei der Messung von austauschbaren Mengen von Ca, Mn und Fe eliminiert werden.

Insgesamt erwies sich die NIRS als ein überaus wirksames Werkzeug für die ökochemische Analyse, das insbesondere bei der Analyse großer Probenzahlen und gleichzeitigen Ermittlung einer Vielzahl von Parametern weiter an Bedeutung gewinnen wird.

Sonstige Arbeiten

- a, Beitrag zum Tagungsband Horvath, B., Meeseburg, H., Meiwes, K.J. 2005. Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. In Liesemann, K., Wilpert, v.K. (EDS.): Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten, Berichte Freiburger Forstliche Forschung 62: 47-52, Freiburg (2005)
- b, Posterpräsentation Horvath, B., Meeseburg, H., Meiwes, K.J. 2005. Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems;
Gemeinsames Kolloquium des Arbeitskreises „Walböden“ der DFG und der Sektion Wald und Wasser im DVFFA in Freiburg 2005
- c, Posterpräsentation Horvath, B., Meeseburg, H., Beese, F. 2004. Abschätzung der direkten NH_4^+ -Aufnahme im Kronendach mittels ^{15}N -Markierung;
2. Workshop der Stabile Isotope in der Bodenkunde, Göttingen 2004
- d, Posterpräsentation Horvath, B., Lamersdorf, N.P., Raben, G., Borken, W. 2004. Impact of Compost Applications in Acidified and N-Saturated Forests;
“Eurosoil 2004”, Freiburg 2004
- e, Vortrag Horvath, B. 2003. Untersuchungen zur N-Aufnahme im Kronenraum von Waldbeständen;
Seminarreihe des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung, Göttingen, 2003
- f, Vortrag Somogyi, Z., Horvath, B. 2006. Detecting C-stock changes in soils of afforested areas in Hungary;
International Workshop on Development of Models and Forest Soil Surveys for Monitoring of Soil Carbon, Koli – Finland, 2006

II. DARSTELLUNG DER EINZELNEN ARBEITEN

II. Darstellung der Einzelnen Arbeiten

Die Arbeiten sind durch eine farbige Einlage getrennt

Initiale Effekte nach Kompostausbringung beim Waldumbau

Balázs Horváth*, Norbert Lamersdorf*, Gerhard Raben**, Werner Borken*** und Friedrich Beese*

*Institut für Bodenkunde und Waldernährung, Georg-August-Universität Göttingen, Büsingenweg 2, D-37077 Göttingen

**Landesforstpräsidium, Bonnewitzer Straße 34, OT Graupa, D-01796 Pirna

***Universität Bayreuth, Institut für Bodenökologie, Dr.-Hans-Frisch-Str. 1-3, D-95440 Bayreuth

Kurzfassung: Im Oktober 1998 trat die Bioabfallverordnung (BioAbfV) in Kraft, nach der es im begründeten Ausnahmefall zulässig ist, Kompost auf forstlich genutzten Flächen auszubringen. Bisher fehlen jedoch wissenschaftlich fundierte Erkenntnisse zur Ausarbeitung von Handlungsanweisungen für behördliche Genehmigungen. Daher wurden an zwei typischen und unterschiedlich durch die atmosphärische Deposition belasteten Waldstandorten in Sachsen (pleistozänes Flachland, Standort Laußnitz, 95-jährige Kiefer: Erzgebirge, Standort Olbernhau, 112-jährige Fichte) Feldversuche angelegt, um den gezielten Einsatz von Kompost in Wäldern zu untersuchen. Die Versuche orientieren sich an den Maßnahmen zum Waldumbau (Unterbau von Nadelholzreinbeständen mit Buche). Ausgebracht wurde der Kompost nur partiell (streifenweise) und in den Varianten mit und ohne Kalkzugabe. Angepflanzt wurden 4-jährige Buchensetzlinge. Dazu wurde zunächst das Kompost-/Kalkmaterial mittels Lochbohr-Verfahren platzweise bis in 40 cm Bodentiefe eingearbeitet. Vergleichend wurde eine Bodenbearbeitung mit und ohne Kalkung zur Pflanzplatzvorbereitung durchgeführt. Die vorliegende Auswertung befasst sich i) mit dem Anwuchserefolg und dem Ernährungszustand der Buchensetzlinge, ii) mit der initialen Sickerwasserbelastung durch Nitrat, Schwermetalle und andere Salze sowie iii) mit den veränderten Elementgehalten in der Bodenfestphase nach den Meliorationsmaßnahmen. 17 Monate nach den Neuanpflanzungen zeigten sich insgesamt keine signifikanten Beeinflussungen des Anwuchserfolges und des Höhenwachstums durch die Meliorationsmaßnahmen an beiden Standorten. Der alleinige Einsatz von Kompost führte nur teilweise (Standort Laußnitz) zur signifikanten Zunahme an Hauptnährelementen und Zn in den Blättern der Buchensetzlinge, die reine Kalkvariante erhöhte dagegen nur die Ca- und Mg-Gehalte. Bei der Variante Kompost+Kalkung reduzierten sich z. T. die N/Ca- und N/Mg-Verhältnisse, die K-Gehalte dagegen sanken. Für Cu, Pb und Cd zeigten sich an beiden Standorten keine Behandlungseffekte. Die Variante Kompost+Kalk zeigte an dem weniger N-belasteten Standort Laußnitz sowohl mit als auch ohne Bodenbearbeitung, nur eine geringfügige Überschreitung des mittleren Nitrat-Konzentrationsniveaus der Kontrollfläche. Bei der alleinigen Kompostapplikation wurden z. T. deutlich erhöhte mittlere Nitratkonzentrationen ermittelt. An dem deutlich N-gesättigten Standort Olbernhau wurde für die Variante Kompost+Kalk und ohne Bodenbearbeitung die höchste mittlere Nitratkonzentration in der Bodenlösung des Wurzelraums bestimmt. Eine zusätzliche Einarbeitung führte dagegen zur Reduktion der Nitratkonzentration um ca. 50 %. Die Analyse der flächenbezogenen Flussraten weist allerdings darauf hin, dass der Gesamt-N-Austrag insbesondere auf dem deutlich N-gesättigten Standorten in Olbernhau mehr durch die allgemeinen Bearbeitungsmaßnahmen (Durchforstung, Befahren, Lochbohrung) als durch die Kompost- bzw. Kompost+Kalkausbringung selbst beeinflusst wurde. Auch die initiale Freisetzung von basischen Kationen, NaCl und Schwermetallen konnte durch eine zusätzliche Bodenbearbeitung an beiden Standorten z. T. deutlich gemindert werden. Die Kompostausbringung mit Kalkung, aber ohne zusätzliche Bodenbearbeitung führte zum signifikanten Rückgang der C- und N-Gehalte in der organischen Auflage, die C/N-Verhältnisse dagegen blieben unverändert. Gleichzeitig wurden erhöhte Hauptnährelement-, aber z. T. auch erhöhte Cu-Gehalte ermittelt. Mit zusätzlicher Bodenbearbeitung erhöhte sich insbesondere bei der Variante Kompost+Kalk der Gehalt an Mg, Ca und Mn im neu gebildeten O/A_h-Mischhorizont.

Initial Effects after Compost Applications during Forest Conversion

Abstract: According to the legislation for bio-waste products in Germany ("Bioabfallverordnung") it is allowed to apply compost material in justified exceptional cases also in forests. However, due to the missing scientifically based application instructions for administrative decisions, field experiments were installed in two old growth coniferous forests in Saxon/Germany, different in bedrock materials, nutritional status, and exposures to atmospheric input loads, to investigate specific effects of compost amendments. Both sites are provided to be reconstructed into near-natural broad leaf forests. Before underplanting with beech seedlings, the compost was applied in strips, with and without lime admixture. At places for tree planting, the compost/litter material was incorporated with a specific borer into the mineral soil up to a depth of 40 cm. For comparison soil boring for planting preparation was also applied with only lime addition and without any further soil treatment. 16 months after planting, no significant differences were found in the percentage of regeneration and height growth of the beech seedlings. The nutritional status was only partly improved after the compost application but additional liming decreased the N to base cation ratios. Heavy metals in beech leaves showed no treatment effect. At the highly N-saturated site, the initial nitrate concentration was highest after the superficial compost+lime application but could be confined to the level of the control plot when the compost/lime admixture was incorporated into the upper mineral soil. At the less N saturated site incorporation of lime and compost did not reduce the initial nitrate peak but compost alone, and superficially applied, showed partly enhanced nitrate concentrations. Flux calculation, however, revealed that the total nitrate output was dominated by the general impact of treatments (thinning, driving, soil coring) than by the compost treatment, in particular on the more N-saturated site in Olbernhau. In both sites the organic layer was slightly enriched with heavy metals (Cu) and reduced in C and N contents when the compost was not incorporated into the mineral soil.

Key words: beech (*Fagus sylvatica* L.) underplanting, soil amelioration, compost and lime admixture, nutrient status, nitrate leaching, heavy metal contamination

1 Einleitung

Nach Angaben der Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK 2003) werden in Deutschland jährlich ca. 8-10 Mio. Tonnen Biomüll produziert. An Kompost fallen ca. 2,7 Mio. Tonnen

pro Jahr an, die bisher überwiegend in der Landwirtschaft, im Landschaftsbau und im Bereich der Hobbygärtnerei ausgebracht werden. Auch im Wald ist der Einsatz von Kompost grundsätzlich nicht ausgeschlossen, bedarf aber nach der gel-

tenden Bioabfallverordnung einer behördlichen Genehmigung, und die Gesamt-Ausbringungsmenge ist auf 20 bis maximal 30 t ha⁻¹ innerhalb von 3 Jahren begrenzt (BioAbfV 1998). Bisher mangelt es jedoch an wissenschaftlichen Erkenntnissen zur Beurteilung der Chancen und Risiken einer Kompostausbringung in Wäldern und zur Ausarbeitung von Handlungsanweisungen für eine behördliche Genehmigung.

Frühere Untersuchungen zur Klärschlamm- bzw. Klärschlammkompostverwertung im Wald berichten hauptsächlich von negative Effekten, wie u. a. von hohen Ausfällen bei Setzlingen, einer Reduktion des Höhenwachstums bei verschiedenen Baumarten (Schwarz 1977) sowie einer Erhöhung der Konzentration an Nitrat und Schwermetallen im Sickerwasser (Hüser 1977). In den letzten Jahrzehnten hat sich jedoch die Qualität der Komposte durch den Einsatz neuer Sortier- und Aufbereitungsverfahren wesentlich verbessert. Nach Ammar (1996) kann auch bereits eine verbesserte Mülltrennung zur Qualitätssteigerung des Kompostmaterials beitragen. Eine Neubewertung hinsichtlich des Einsatzes als Bodenmeliorationsmaterial u. a. auch im Wald erscheint daher dringend erforderlich.

Borken und Beese (2000) beschreiben mögliche Effekte bei der Kompostausbringung im Wald. Dabei wird auf folgende grundsätzliche Eigenschaften von Kompost hingewiesen: Biokompost enthält große Mengen an Stickstoff, Phosphaten und basischen Nährelement-Kationen (Ca, Mg, K). Ein Großteil dieser Elemente ist eingebunden in die organische Matrix des Kompostmaterials, so dass eine Freisetzung durch Mineralisationsprozesse verzögert ist (Chodak et al. 2001). Entsprechend anhaltend werden die Nährstoffe aus dem Kompostmaterial für die aufwachsenden Pflanzen bereitgestellt („Retard-Wirkung“ von Kompost). Daneben kann Kompost den Luft- und Wasserhaushalt des Bodens verbessern (Giusquiani et al. 1995) und die biologische Aktivität des Bodens fördern (Guerro et al. 2000, Borken et al. 2002). Weiterhin wird die Sorptionskapazität (Harrison et al. 1994) des Bodens erhöht, was wiederum zu einer ausgeglicheneren Nährstoffversorgung führen kann. Mögliche negative Effekte ergeben sich aus dem meist hohen Anteil leicht löslicher Salze und Stickstoffverbindungen im Kompost und deren schubartiger Freisetzung unmittelbar nach der Ausbringung (Bauhus u. Meiwes 1993, Deschauer 1995, Borken et al. 2004a). Zudem können erhöhte Schwermetallgehalte im Kompost zur Kontamination des Bodens (Müller et al. 1993, Pinamonti u. Zorzi 1996) und des Sickerwassers führen (Deschauer 1995).

Hinsichtlich eines möglichen Einsatzes von Kompost im Wald erscheint eine zusätzliche Stickstoffbelastung besonders kritisch, da viele unserer Wälder bereits mit Stickstoff überlastet sind und die aktuellen N-Einträge oftmals den tatsächlichen N-Bedarf übertreffen. Zusätzlich eingebrachter Stickstoff kann zur weiteren Degradation der Ökosysteme führen (u. a. Zunahme der internen Versauerung, Verlust an Widerstandsfähigkeit gegenüber biotischen und abiotischen Ereignissen, Änderung in der Artenzusammensetzung, Probleme bei der Naturverjüngung, Ulrich 1994). Gleichzeitig steigt die Nitratbelastung des Sickerwassers, und es kann zu erhöhten Emissionen von Stickoxiden kommen (Nadelhoffer 2001, Aber 2002).

Weiterhin wird befürchtet, dass es durch eine Kompostapplikation zu einer zusätzlichen Schwermetallbelastung kommt, wobei ältere Arbeiten mit oberflächlichen Kompostanwendungen und relativ hohen Ausbringungsmengen diese Befürchtungen weitgehend bestätigen. Es kam u. a. zur signifikanten Anreicherung von Zn, Cu und Pb in der organischen Auflage. Auch in der Bodenlösung erreichten einige Schwer-

metalle kritische Konzentrationen, gleichzeitig nahm der Nitrataustrag deutlich zu. Dagegen konnte ein Düngungseffekt nur hinsichtlich der Zunahme des P-Gehaltes in den Kiefernadeln nachgewiesen werden (Deschauer 1995).

Aus Sicht der Forstwirtschaft ist derzeit der Waldumbau das übergeordnete Ziel. Durch die Umwandlung von eher anfälligen Nadelholzreinbeständen in stabilere Laub- bzw. Laubmischwälder mit standortgerechten Baumarten sollen die vielfältigen Funktionen des Waldes, wie die nachhaltige Produktion von Holz, die Erhaltung des Lebensraums für Pflanzen und Tieren, die Bereitstellung von hochwertigem Grundwasser sowie die Erholungsfunktion, langfristig auch unter sich ändernden Umweltbedingungen gewährleistet werden (siehe u. a. Nationales Forstprogramm Deutschland 1999/2000, BMELF 2000b). Dabei erweisen sich die Bodeneigenschaften der bisher als Nadelholzmonokulturen bewirtschafteten Flächen oftmals als zu ungünstig für einen direkten Waldumbau. So zeigen viele Nadelholzreinbestände insbesondere durch die über die letzten Jahrzehnte erhöhten Raten der Schwefel-, Säure- und Stickstoffdeposition und durch den z. T. auch historisch bedingten übermäßigen Export von Biomasse (Streunutzung, Ganzbaumernte) großflächig niedrige pH-Werte im Oberboden, eine Verarmung an basischen Kationen und Phosphat sowie eine insgesamt gesunkene biologische Aktivitäten im Oberboden. Zudem signalisiert ein Nitrataustrag unterhalb der Wurzelzone vielerorts eine mehr oder weniger deutliche Stickstoffsättigung und damit eine potenzielle Gefahr für die Grundwasserqualität im Einzugsbereich. Gleichzeitig kann es zu einer unausgewogenen, stickstoffdominierten Nährstoffversorgung der Bäume kommen (Schulze 1989). Ab Mitte der 80er Jahre wurden zum Schutz gegen die bis vor wenigen Jahren anhaltend hohen Säureeinträge großflächig magnesiumhaltige Kalke in Mengen von 3-4 t ha⁻¹ ausgebracht (Beese u. Meiwes 1995). Diese Kompensationskalkungen reichen jedoch nicht aus, um die im Boden gespeicherte Säure zu neutralisieren und die Defizite an fehlenden Nährstoffen langfristig auszugleichen. Versuche mit höheren Kalkmengen haben gezeigt, dass sich zunächst nur in der Humusaufgabe der chemische und biologische Zustand verbessert, der chemische Zustand des Mineralbodens sich dagegen nur langsam erholt (Lang u. Beese 1985, Zelles et al. 1990). Andere Möglichkeiten ergeben sich, wenn bei einer Waldumwandlung Neuanpflanzungen vorgenommen werden. Dann können bereits bei der Vorbereitung von Pflanzplätzen über spezielle Ausbringungstechniken Kalke oder andere Bodenhilfsstoffe in tiefere Bodenschichten eingearbeitet werden und somit tiefergründiger zur Verbesserung der Bodeneigenschaften beitragen (Weihs 1993, Büttner u. Valerius 1993, Wagner 1994, Nebe u. Leube 1995, Meyer-Heisig 1996).

Die Einbeziehung von Biokomposten bei derartigen Waldumbaumaßnahmen wurde bisher jedoch noch nicht untersucht. Dabei wird erwartet, dass es gerade durch die zusätzliche Gabe von Kompost, im Vergleich zur reinen Kalkgabe, nicht nur zu einer Reduktion der Bodenacidität, sondern auch zu einer erheblichen Verbesserung der Sorptionskapazität für Nährstoffe und Wasser kommt. Primäres Ziel einer zusätzlichen Kompostgabe ist es daher, den Erfolg einer Pflanzung zum Waldumbau durch die tiefgründige Verbesserung der Wachstumsbedingungen abzusichern. Dazu zählen in erster Linie die Intensivierung der Tiefendurchwurzelung und die dauerhafte Nachlieferung von Nährstoffen, die ohne eine zusätzliche Kompostgabe entweder nicht in ausreichender Menge vorhanden sind oder nur bedingt aus der Mineralisation vom in den Mineralboden eingearbeiteten Humusmaterial zur Verfügung stehen.

Das Ziel der Untersuchung ist, auf der Grundlage von praxisorientierten Feldversuchen Grenzen und Möglichkeiten der Kompostverwertung bei Maßnahmen zum Waldbau aufzuzeigen. Dabei stehen zunächst die Analyse des Anwachserfolges, die Charakterisierung des Ernährungszustandes sowie die Beschreibung der initialen Veränderung der Sickerwasserchemie und der Bodenmatrix nach einer Kompostausbringung im Vordergrund der Betrachtung. Gleichzeitig werden die Effekte der kombinierten Kalk- und Kompostapplikation sowie die Auswirkungen einer Bodenbearbeitung ohne Hilfsstoffe beschrieben.

2 Material und Methoden

2.1 Versuchsstandorte

Die beiden Untersuchungsflächen befinden sich jeweils in geschlossenen Altbeständen in unmittelbarer Nachbarschaft zu den so genannten „Forstlichen Dauerbeobachtungsflächen“ (DBF) der sächsischen Forstämter Olbernhau und Laußnitz (s. Tab. 1). Entscheidendes Kriterium für die Auswahl der Versuchsflächen war die unterschiedliche Belastung durch Stoffeinträge: In den Kammlagen des Erzgebirges, in denen sich das Messfeld Olbernhau befindet, wurden in den 80er Jahren Schwefeleinträge von teilweise über 100 kg pro Hektar und Jahr gemessen, wobei auch hier während der letzten Jahre ein deutlicher Rückgang auf derzeit etwa 25 kg S pro Hektar und Jahr zu verzeichnen ist (SMUL 2003). Damit weist dieser Fichtenbestand allerdings weiterhin die höchste Schwefeldeposition sämtlicher Level II-Flächen Sachsens auf (SMUL 2003). Dagegen zählt der Kiefernbestand in Laußnitz mit Einträgen von 7 bis 8 kg S ha⁻¹ a⁻¹ zu den am geringsten mit Sulfatschwefel belasteten Messflächen in Sachsen. Die Stickstoff-Gesamtdeposition der Jahre 2000 bis 2003 betrug in Olbernhau zwischen 32 und 45 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und in Laußnitz zwischen 16 und 19 kg N ha⁻¹ a⁻¹ und lag somit für beide Standorte erheblich über dem langfristig tolerierbaren Belastungswert (SMUL 1999, BMELF 2000a).

Beide Standorte sind stark versauert, die pH-Werte (KCl) liegen im oberen Mineralboden (0-10 cm) in Olbernhau bei 2,9 und in Laußnitz bei 2,8. Die Basensättigung des Oberbodens beträgt in Olbernhau 10 % und in Laußnitz 12 % (Tab. 1). Die leicht bis mittelfristig verfügbaren Vorräte der Böden an Kalium, Kalzium und Magnesium sind gering und werden großteils in der organischen Auflage gespeichert (Raben et al. 2000).

2.2 Versuchsaufbau

An beiden Standorten wurde innerhalb der jeweiligen Altbestände ein 100 x 100 m großes Versuchsfeld ausgewählt und eingezäunt. Jedes Versuchsfeld wurde in vier gleich große Blöcke aufgeteilt, wobei je Block eine der 5 Behandlungsvarianten V0-V4 untergebracht wurde (i. E. 4 Blöcke x 5 Behandlungen = 20 Versuchspartellen pro Standort, zur Bezeichnung der Behandlungen siehe Tab. 2). Die Abmessung der einzelnen Partellen beträgt 15 x 20 m. Die Reihenfolge der Behandlungen pro Block wurde ausgelost. Zwischen den 4 Versuchsböcken wurde jeweils eine 4 m breite, unbehandelte Rückegasse belassen.

Die Bepflanzung der Partellen V1-V4 geschah in Form von 6 Pflanzreihen mit einem Abstand von 2,5 m. Innerhalb der Pflanzreihen wurden im Abstand von 1 m mit Hilfe des so genannten LoBo-Verfahrens (Köpsell u. Steinbrich 1989) Pflanzplätze mit einem Durchmesser von 40-50 cm angelegt. Dabei wurden mittels eines Kleinbaggers je nach Variante die organische Auflage, der Kompost und der Kalk mit dem Mineral-

Tab. 1. Standortparameter der Versuchsflächen in Laußnitz und Olbernhau. Site parameters of experimental plots in Laußnitz and Olbernhau.

	Laußnitz	Olbernhau
Wuchsbezirk	Altmoränenland	Mittleres Oberes Erzgebirge
Baumart	Kiefer	Fichte
Alter [Jahre]	90	107
Exposition	eben	Westhang
Mittlere Lufttemperatur [°C]	8,7	5,5
Mittlerer Niederschlag [mm]	650	920
Höhenlage [m über NN]	170	720
Ausgangsgestein	arme pleistozäne Sande	erdalkaliarmer Orthogneis (Rotgneis)
Bodentyp	stark podsolige Braunerde	stark podsolige Braunerde
Humusform	typischer Rohhumus	rohhumusartiger Moder
Basensättigung (0-10 cm Mineralboden) [%]	12	10
pH (KCl) (0-10 cm Mineralboden)	2,8	2,9
C/N (org. Auflage)	25	22
Potenzielle natürliche Vegetation	Kiefern-Eichenwald	Wollreitgras-Fichten-Buchenwald

Tab. 2. Bezeichnung der Versuchsvarianten und Einbauposition der Saugkerzen zur Gewinnung von Bodenlösung.

Naming of treatments and position of suction lysimeter installations for soil solution sampling.

Name	Behandlung	Name	Einbauposition
V0	Kontrollfläche ohne Bepflanzung	V0/u	Kontrollfläche/unbehandelt
V1	Nur LoBo + Buche	V1/L	unterhalb der LoBo
V2	LoBo + Kalk + Buche	V2/L	unterhalb der LoBo
V3	LoBo + Kompost + Buche	V3/L	unterhalb der LoBo
		V3/S	im Kompoststreifen
		V3/zS	zwischen den Kompoststreifen
V4	LoBo + Kalk + Kompost + Buche	V4/L	unterhalb der LoBo
		V4/S	im Kompoststreifen
		V4/zS	zwischen den Kompoststreifen

LoBo = Lochbohrung zur Vorbereitung der Pflanzplätze

boden bis in eine Tiefe von 40 cm vermengt. Insgesamt wurden pro Parzelle ca. 120 Pflanzen ausgebracht. Als Pflanzenmaterial dienten vierjährige heimische Buchenwildlinge, die in den jeweiligen Forstämtern gewonnen wurden.

Bei der Anlage der Pflanzplätze (LoBo) wurde bei den Varianten mit Kalk (V2 = nur Kalk bzw. V4 = Kalk+Kompost) je Pflanzplatz 500 g Kalk (Dolomit) als Granulat hinzugeben. Dies entspricht einer Ausbringungsmenge von 2 t Kalk pro ha. Bei den Varianten mit Kompost (V3 = nur Kompost bzw. V4 = Kalk+Kompost) wurde der Kompost vor Anlage der LoBo in Streifen von 0,5 m Breite ausgebracht. Ziel war es, die Nährstoffzufuhr aus dem Kompost möglichst auf die tatsächlichen Pflanzplätze der Setzlinge zu konzentrieren, um die potenziell

Tab. 3. Wassergehalt, pH-Wert und Haupt-Inhaltsstoffe des eingesetzten Komposts (bezogen auf die Trockensubstanz TS).
Water content, pH and major element content of the applied compost (dry weight basis).

H ₂ O %	pH	C _t N _t P K Mg Ca C _t /N _t						
		[mg g ⁻¹ TS]						
67,4	7,2	210	11,9	2,1	8,1	3,5	24,4	18

Tab. 4. Komposteintrag (bezogen auf die Trockensubstanz TS) und dadurch bedingter Nährstoffeintrag pro Streifen (= 1/5 der Gesamtfläche), pro ha und in Prozent am Bodenvorrat (org. Auflage bis 90 cm Mineralboden).

Compost (dry weight basis) and respective nutrient input per strip (= 1/5 of the total area), per ha and in percent of total storage (org. layer to 90 cm mineral soil depth).

	Eintrag [t ha ⁻¹]		Anteil am Gesamtvorrat [%]	
	Streifen	pro ha	Laußnitz	Olbernhau
Kompost TS	75	15		
C _{org}	15,8	3,16		
N _t	0,9	0,18	9	7
P _t	0,2	0,03	29	27
K	0,6	0,12	25	28
Ca	1,8	0,37	38	95
Mg	0,3	0,05	47	36

Tab. 5. Mittlere Schwermetallkonzentrationen im eingesetzten Kompost (bezogen auf die Trockensubstanz TS) und Grenzwerte nach Bioabfallverordnung (BioAbfV).

Mean trace metal concentrations (dry weight basis) of the applied compost and critical values according to the German bio waste legislation (BioAbfV).

Element	Gehalt im Kompost [mg kg ⁻¹ TS]	Grenzwert (BioAbfV)
Pb	49,8	150
Cd	0,38	1,5
Cu	31,5	100
Zn	143,6	400
Cr	34,5	100
Ni	10,6	50
Hg	*0,1	1

* Angabe der Kompostwerke

negativen Effekte, wie etwa das Auswaschen von Nitrat, für die Gesamtfläche zu minimieren. Die ausgebrachte Kompostmenge auf einem Streifen betrug 7,5 kg m⁻² (Trockengewicht). Die mit Kompost bedeckte Fläche beträgt 20 % der Gesamtfläche, d. h., auf die Gesamtfläche bezogen, wurden 1,5 kg m⁻² (15 t ha⁻¹) ausgebracht. Der ausgebrachte lose Fertigkompost hatte eine Körnung von < 25 mm. Das Ausgangsmaterial bestand aus Bioabfällen privater Haushaltungen (25 %) und pflanzlichen Abfällen der Garten- und Landschaftspflege.

Unmittelbar vor der Einrichtung der Versuchsflächen wurde an beiden Standorten eine Durchforstung vorgenommen, so dass jeweils nur ca. 100 Altbäume pro ha verblieben. Im September 2000 wurde der Kompost ausgebracht, und die LoBo wurden angelegt. Im Frühjahr 2001 wurden die Jungbuchen gepflanzt.

2.3 Eigenschaften des eingesetzten Kompostmaterials

In Tabelle 3 sind die wichtigsten Inhaltsstoffe des Komposts, in Tabelle 4 die entsprechenden Mengen der ausgebrachten Nährstoffe und deren jeweilige Anteile im Verhältnis zu den vorhandenen Vorräten, einschließlich der organischen Auflage bis in 90 cm Bodentiefe, aufgeführt. Dabei zeigt sich, dass durch die Kompostausbringung zusätzlich zwischen 25 und mehr als 40 % der vorhandenen Bodenvorräte an P, K, Ca und Mg eingetragen wurden. Der zusätzliche N-Eintrag in organischer Form betrug 9 bzw. 7 %. Der Eintrag an wasserlöslichem Stickstoff betrug mit 20 kg pro ha an beiden Standorten weniger als 1 % der vorhandenen Vorräte bzw. ca. 100 % (Laußnitz) und 50 % (Olbernhau) des mittleren jährlichen Eintrags aus der atmosphärischen Deposition.

In Tabelle 5 sind die Schwermetallkonzentrationen zusammen mit den aus der Bio-Abfallverordnung (BioAbfV) entnommenen Grenzwerten aufgeführt. Insgesamt liegen die gemessenen Konzentrationen im ausgebrachten Kompost deutlich unterhalb der vorgegebenen Grenzwerte aus der Bio-AbfV.

2.4 Beprobung, Analytik und statistische Auswertung

Im September 2001 wurden über Vollaufnahmen die Überlebensraten der Buchensetzlinge bestimmt. Im August 2002 wurde diese Aufnahme wiederholt, und zusätzlich wurden die Höhen aller Setzlinge gemessen. Gleichzeitig wurden Blatt- und Bodenproben entnommen. Dazu wurden je Setzling zwei Blätter, eins aus dem oberen und eins aus dem unteren Kronenbereich, geerntet. Zudem wurden an jeder Parzelle und in 2facher Wiederholung Bodenproben in Form von Bohrkernen (8 x 20 cm) gewonnen. Bei den Kompostvarianten (V3 und V4) wurden sowohl die durch das Lobo-Verfahren erstellten Pflanzplätze (LoBo) als auch die reinen Kompoststreifen beprobt. Bei den Varianten V1 und V2 wurden jeweils die LoBo, bei der Kontrollfläche V0 wurde der ungestörte Boden beprobt. Die gewonnenen Bohrkernproben wurden für die weitere Analyse nach Schichten bzw. Horizonten zerteilt: Bei den ungestörten Bohrkernen der Kontrollfläche V0 und denen, die in den Kompoststreifen der Varianten V3 und V4 gewonnen wurden, konnten ein O- (organische Auflage), ein Ah- und ein Bv-Horizont ausgeschieden werden. Die Bohrkernproben aus den LoBo mit durchmischem Oberboden wurden in zwei Horizonte aufgeteilt, zum einen in den oberen Mischhorizont aus O-, A_h- und Bv-Material, zum anderen in den aus der Bv-Lage dominierten Rest. Bei der vorliegenden Auswertung wurden die analytischen Ergebnisse der Bv-Horizonte nicht berücksichtigt, für beide Standorte ergaben sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Varianten.

Die Bodenproben wurden bei 40 °C, die Blattproben bei 60 °C getrocknet und in einer Achat-Kugelmühle fein gemah-

len. Nach anschließendem Salpetersäure-Druckaufschluss (Heinrichs 1989) wurden die Elemente K, Ca, Mg, Al, Fe, Mn, Zn, Na und P_{gesamt} mittels der ICP-AES-Technik (*Spectro Analytical Instruments, Kleve*), die Elemente Pb, Cd, Cu, Cr, Ni mittels Graphitrohr-AAS (*Varian 800, Darmstadt*) und der Gesamtgehalt an C und N mittels Elementaranalysator (*elementar, Vario EL, Hanau*) analysiert. Gleichzeitig wurde an einer bei 105 °C getrockneten Teilprobe jeweils der absolute Wassergehalt bestimmt. Alle angegebenen Gehalte beziehen sich auf das absolute Trockengewicht.

Zur Beprobung der Bodenlösung wurden im November 2000 in 60 cm Bodentiefe (gerechnet ab Geländeoberfläche) keramische Saugkerzen (P80-Material, *CeramTec, Marktrewitz*) installiert. Dabei wurden für die einzelnen Versuchsvarianten unterschiedliche Positionen für die Saugkerzen gewählt: Für die Kontrollvariante (V0) wurden je Parzelle 2 Saugkerzen installiert (Bezeichnung: V0/u, u = unbearbeitet, siehe dazu auch Tab. 2). Bei den Varianten V1 (nur LoBo) und V2 (LoBo + Kalk) wurden je 2 Saugkerzen pro Parzelle direkt in die durch das Lobo-Verfahren erstellten Pflanzplätze (LoBo) eingebaut (V1/L und V2/L, L = Loch). Die Parzellen der Varianten V3 (LoBo+Kompost) und V4 (LoBo+Kalk+Kompost) wurden jeweils mit insgesamt 6 Saugkerzen bestückt. Jeweils zwei Saugkerzen wurden unmittelbar in die LoBo's (V3/L und V4/L), zwei unter die Kompoststreifen zwischen die LoBo (V3/S und V4/S, S = Streifen) und zwei zwischen die mit Kompost behandelten Streifen eingebaut (V3/zS und V4/zS, zS = zwischen Streifen). Daraus ergeben sich hinsichtlich der Gewinnung von Bodenlösungsproben insgesamt 9 Sub-Varianten pro Standort. Je Variante wurden die Saugkerzen an eine dezentrale Station mit Unterdruckgefäß und Sammelflaschen angeschlossen. Unter Aufrechterhaltung eines weitgehend kontinuierlichen Unterdrucks wurde die Bodenlösung an mindestens zwei Terminen pro Quartal als Teilprobe gewonnen und anschließend zu Quartals-Mischproben für die Analyse vereinigt. Der hier berücksichtigte Auswertungszeitraum reicht vom zweiten Quartal 2001 bis zum zweiten Quartal 2002. Somit muss bei der Auswertung der Bodenlösungsschemie berücksichtigt werden, dass zwischen dem Termin der Kompostausbringung und dem Beginn des Auswertungszeitraums 5 Monate liegen, die zur ausreichenden Konditionierung der Saugkerzen nach der Installation notwendig waren.

Die Bodenlösungsproben wurden mit den folgenden Gerätschaften und Techniken analysiert: ICP-AES (*Varian Liberty220, Darmstadt*) für Na, K, Mg, Ca, Al, Mn, Fe, S_{gesamt}, Cu, Zn, Pb, Cd, kolorimetrische Messverfahren (*Skalar, Erkelenz*) für Cl, PO₄, NO₃, NH₄ und, nach thermischem+UV-Aufschluss, auch N_{gesamt} zur Ermittlung von organisch gebundenem N, N_{org} sowie zur Bestimmung des DOC-Gehalts ein TOC-Analyzer (*Skalar, Erkelenz*). Alle aufgeführten Konzentrationsangaben für den Gehalt an DOC, die Stickstoffkomponenten, Sulfat und Phosphat beziehen sich jeweils auf den Gehalt an C, N, S und P. Der pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit wurden mit handelsüblichen Einstabelektroden WTW Sentix bestimmt. An allen Bodenlösungen erfolgte die Analyse aus ungefiltertem Material. Die Proben wurden bis zur Analytik bei 2 – 4 °C im Kühlschrank gelagert.

Die statistische Auswertung bezüglich des Anwuchserfolgs, der Setzlingshöhe und der Blattspiegelwerte basiert auf den jeweiligen Mittelwerten der Messgrößen pro Variante (n = 4 pro Variante). Für die Mineralbodenanalysen wurde die zwei Analysen pro Parzelle als unabhängige Stichproben betrachtet (n = 8 pro Variante). Die Ergebnisse der Varianten wurden mittels ANOVA-Verfahren (Tukey's studentized range HSD-test) pro Standort miteinander verglichen. Die mittleren Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung (Abb. 3 und 4) wurden mit Hilfe des Mann-Whitney-U-Tests paarweise auf signifikante Behandlungsunterschiede getestet.

3 Ergebnisse

3.1 Anwuchsverhalten und Höhenwachstum

Für beide Untersuchungsstandorte und alle Varianten lag der mittlere Anwuchserfolg der Buchensetzlinge 5 Monate nach der Bestandesbegründung bei mindestens 90 % (Abb. 1). Auch 17 Monate nach Begründung des Buchenunterbaus wurden insgesamt nur geringfügige oder keine Veränderungen registriert. Einzige Ausnahme bildet die Variante V4 am Standort Olbernhau. Hier sank der mittlere Anwuchserfolg in 2002 auf 86 %, gleichzeitig wurde eine Zunahme der räumlichen Streuung registriert. Als Ursache für den erhöhten Verlust an Buchensetzlingen bei der Variante V4 in 2002 konnten Schermäuse identifiziert werden. Ob es jedoch einen ursächlichen Zusammenhang zwischen Mäusebefall und Komposteinsatz gibt, kann anhand der vorliegenden Daten nicht nachgewiesen werden. Denkbar wäre, dass durch das Aufkommen von zusätzlicher Bodenvegetation nach der Kompostausbringung ein spezielles Mäusebiotop geschaffen und damit ein entsprechender Fraßdruck auf die Setzlinge initiiert wurde. Hinsichtlich des mittleren Anwuchserfolgs unterscheiden sich jedoch in 2002 weder die Standorte noch die Varianten innerhalb der Standorte untereinander signifikant (ANOVA, $\alpha \leq 0.05$).

Die durchschnittliche Höhe der Setzlinge lag in Laußnitz bei 749 (± 134) mm, in Olbernhau bei 459 (± 68) mm (Abb. 2). Zwischen den Varianten ergaben sich weder für Laußnitz noch für Olbernhau statistisch abzusichernde Unterschiede hinsichtlich des Höhenwachstums, d. h., die gewählten Kompost- oder Kompost+Kalkgaben hatten ca. anderthalb Jahre nach den Applikationen keinen signifikanten Einfluss auf das Höhenwachstum.

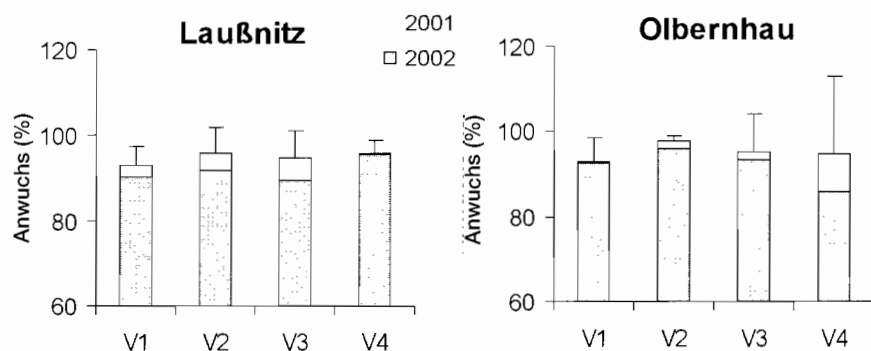


Abb. 1. Mittlerer prozentualer Anwuchserfolg der Buchensetzlinge, 5 (2001) bzw. 17 (2002) Monate nach der Anpflanzung (\pm Standardabweichung für 2002; zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2).

Mean percentage of beech seedling regeneration, 5 (2001) and 17 (2002) months after planting, respectively (\pm standard deviation for 2002 values; for treatment description, see table 2).

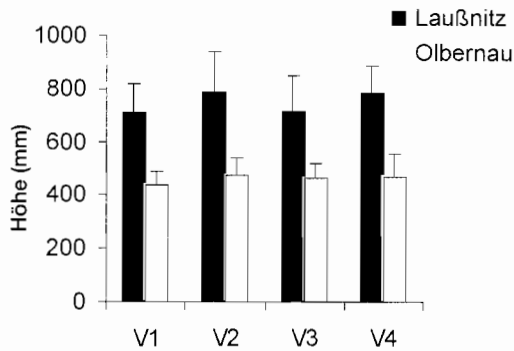


Abb. 2. Mittlere Höhe der Buchenpflanzen, 17 Monate nach der Anpflanzung (\pm Standardabweichung; zur Erklärung der Varianten, siehe Tabelle 2). Mean height of beech seedlings, 17 months after planting (\pm standard deviation; for treatment description, see table 2).

3.2 Blattspiegelwerte

17 Monate nach der Pflanzung lagen die Gehalte an Hauptnährelementen bereits bei der Variante mit alleiniger Bodenbearbeitung (V1) an beiden Untersuchungsstandorten insgesamt und z.T. deutlich über den von Hüttl (1991) vorgegebenen Grenzwerten zur Mangelernährung (Tab. 6). Dabei wurden für den Standort Olbernhau durchweg höhere Blattgehalte an N, P, Ca, Mg und Zn ermittelt. Gleichzeitig zeigen sich vergleichsweise reduzierte C/N- und N/Mg-Verhältnisse, wobei Letztere, trotz eines offensichtlichen Überangebots an Stickstoff, auf eine relativ ausgewogene Mg-Blatternährung in Olbernhau schließen lassen. Für das N/K- und N/Ca-Verhältnis wurden dagegen keine auffälligen Standortunterschiede ermittelt. Auch für die Blattgehalte an K, Mn, Cu und Pb ergaben sich keine Standortunterschiede. Der Cd-Gehalt in den Blättern der Buchensetzlinge lag insgesamt unterhalb der Nachweisgrenze.

Bei Kalkbearbeitung in das Pflanzloch (Variante V2) erhöhte sich an beiden Standorten lediglich der Ca- und in Laußnitz auch der Mg-Blattgehalt und reduzierten sich die entsprechenden Verhältnisse zu N. Gleichzeitig reduzierte sich auch

der Gehalt an K und Mn in Laußnitz. Beim alleinigen Einsatz von Kompost (Variante V3) ergab sich eine signifikante Zunahme der Blattgehalte an P, K, Ca, Mg am Standort Laußnitz. Am Standort Olbernhau führte der alleinige Zusatz von Kompost nur zur Erhöhung des Ca-Blattgehaltes. Wurde der Kompost im Gemisch mit Kalk in das Pflanzloch eingearbeitet (Variante V4), so erhöhte sich, im Vergleich zur reinen Kompostgabe, am Standort Laußnitz nur der Mg-Blattgehalt, gleichzeitig reduzierten sich wiederum der K- und der Mn-Blattgehalt. In Olbernhau ergaben sich bei einer zusätzlichen Kalkung für die Hauptelemente keine Unterschiede im Vergleich zur reinen Kompostgabe, es reduzierte sich lediglich der Mn-Gehalt signifikant. Bezüglich der Schwermetallgehalte ergab sich lediglich für Zn ein signifikanter Anstieg der Blattgehalte nach einer Kompost- bzw. einer Kalk/Kompostgabe am Standort Laußnitz. Dabei lag das Konzentrationsniveau unabhängig von der Behandlung und für beide Standorten jeweils deutlich über der 90-Perzentile, welche im Rahmen der Bodenzustandserhebung (BZE) für den Zn-Gehalt in Buchenblättern ermittelt wurde. Für den Cu- und den Pb-Gehalt konnte an beiden Standorten kein signifikanter Einfluss durch die Behandlungen nachgewiesen werden. Zudem lagen die Gehalte deutlich unter der 90-Perzentile des entsprechenden BZE-Probenkollektivs.

3.3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Die Box-Plots in den Abbildungen 3 und 4 geben den nach der mittleren (Median) Konzentration geordneten Gehalt an Nitrat in der Bodenlösung für die einzelnen Behandlungsvarianten (V0-V4) und Lysimeterpositionen (u = unbehandelt, L = im Pflanzloch, S = im Kompoststreifen, zS = zwischen den Kompoststreifen) für die Untersuchungsstandorte und die ersten 5 Quartale seit Versuchsbeginn wieder. Die Darstellungen beruhen auf den zunächst gebildeten statistischen Mittelwerten der 2 räumlichen Wiederholungen pro Messfeld und Quartal und der anschließenden Berechnung von Medianen pro Behandlungsvariante und Quartal und anschließend für den gesamten Beobachtungszeitraum.

Die statistische Streuung im gesamten Beobachtungszeitraum ist durch die bisher relativ geringe Beobachtungszeit (5 Quartale) in Verbindung mit den verhältnismäßig starken Ein-

Tab. 6. Mittlere Elementkonzentrationen in den Buchenblättern (n = 4 pro Variante). Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante (P \leq 0,05) Behandlungsunterschiede pro Standort. Mean element concentrations in beech leaves (n = 4 per treatment). Different letter indicate significant (P \leq 0,05) differences between treatments/site.

	[mg g ⁻¹]										[mg kg ⁻¹]			
	N	P	K	Ca	Mg	Mn	C/N	N/K	N/Ca	N/Mg	Zn	Cu	Pb	Cd
Laußnitz														
V1	20,9 a	1,31 a	6,75 b	6,5 a	0,82 a	0,70 b	23,7 b	3,1 a	3,2 a	25,7 c	48,7 a	7,2 a	1,9 a	< NG
V2	21,2 a	1,32 a	5,30 a	7,7 b	2,04 c	0,49 a	23,2 ab	4,0 b	2,8 a	10,4 a	52,1 ab	6,1 a	1,5 a	< NG
V3	22,8 a	1,54 b	7,14 b	7,4 ab	1,20 b	0,69 b	21,5 a	3,2 a	3,1 a	19,2 b	58,7 b	6,6 a	1,6 a	< NG
V4	21,9 a	1,50 b	5,90 a	8,0 b	2,01 c	0,55 a	22,2 ab	3,7 b	2,7 a	10,7 a	59,1 b	5,8 a	1,5 a	< NG
Olbernhau														
V1	24,6 a	1,60 a	6,86 a	7,9 a	2,60 a	0,73 a	19,2 a	3,6 a	3,1 b	9,6 a	55,7 a	7,0 a	1,8 a	< NG
V2	24,9 a	1,63 a	6,62 a	8,7 b	3,22 a	0,50 a	19,0 a	3,8 a	2,9 ab	7,8 a	54,8 a	7,7 a	2,1 a	< NG
V3	24,6 a	1,76 a	7,26 a	8,7 b	2,86 a	0,76 a	18,9 a	3,5 a	2,8 a	8,9 a	61,5 a	7,3 a	1,9 a	< NG
V4	25,0 a	1,76 a	6,99 a	9,0 b	3,14 a	0,53 b	18,7 a	3,6 a	2,8 a	8,0 a	59,1 a	7,6 a	1,8 a	< NG
Grenzwert	18,0	1,00	5,00	4,0	0,70						37,0	9,0	3,0	0,9

NG = Nachweisgrenze

Grenzwerte zur Mangelernährung nach Hüttl (1991); bei Zn, Cu, Pb und Cd 90-Perzentile nach BZE (1997)

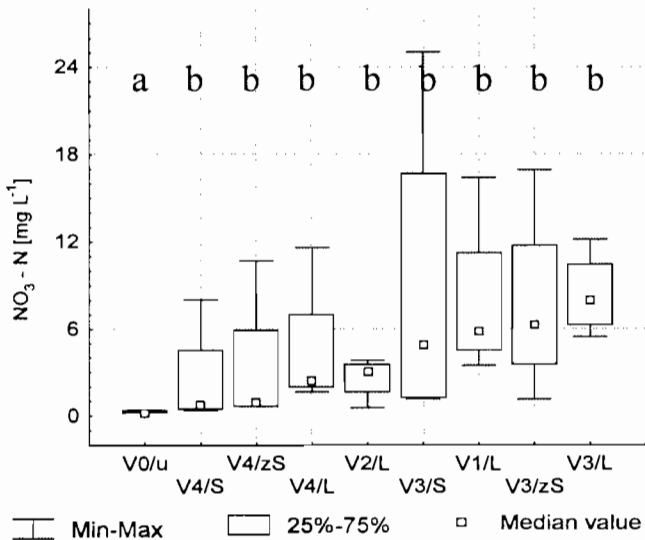


Abb. 3. Mittlere Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N L⁻¹) in der Bodenlösung der Behandlungsvarianten, Standort Laußnitz, 60 cm Bodentiefe (Varianten sortiert nach aufsteigendem Median für die ersten 5 Quartale nach der Anpflanzung, unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante (P ≤ 0,05) Unterschiede; zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2).

Mean nitrate concentrations (mg NO₃-N L⁻¹) in the soil solution of treatments for the first five 3-month observation periods after planting, site Laußnitz, 60 cm soil depth (treatments arranged according to the ascending median, different letter indicate significant (P ≤ 0,05) differences; for treatment description, see table 2).

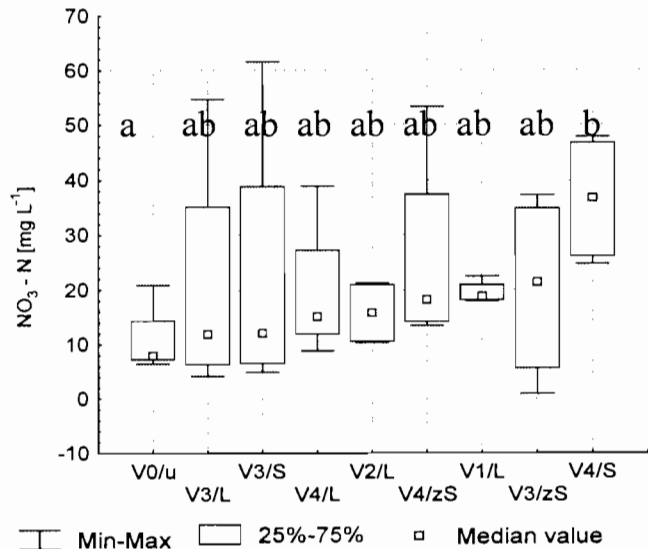


Abb. 4. Mittlere Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N L⁻¹) in der Bodenlösung der Behandlungsvarianten für die ersten 5 Quartale nach der Anpflanzung, Standort Olbernhau, 60 cm Bodentiefe (Varianten sortiert nach aufsteigendem Median, unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante (P ≤ 0,05) Unterschiede; zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2).

Mean nitrate concentrations (mg NO₃-N L⁻¹) in the soil solution of treatments for the first five 3-month observation periods after planting, site Olbernhau, 60 cm soil depth (treatments arranged according to the ascending median, different letter indicate significant (P ≤ 0,05) differences; for treatment description, see table 2).

griffen erwartungsgemäß sehr hoch. So reichen z. B. am Standort Olbernhau einzelne Nitrat-N-Gehalte von unter 5 mg L⁻¹ bis über 60 mg L⁻¹ (Variante V3/S), am Standort Laußnitz von der Nachweisgrenze (1,5 mg L⁻¹, Fläche V0) bis 25 mg L⁻¹ (Variante V3/S). Zu den einzelnen Messzeitpunkten (Quartalen) zeigen sich allerdings auch in Laußnitz Spannen von unter 3 bis mehr als 55 mg Nitrat L⁻¹ (Variante V3/S).

Trotz dieser großen mittleren Streuungen lassen sich folgende Tendenzen hinsichtlich einer Nitratfreisetzung nach der Kompost- bzw. Kompost+Kalkausbringung feststellen: Entsprechend der relativ geringeren Stickstoff-Belastung aus der atmosphärischen Deposition liegen die Bodenlösungskonzentrationen für Nitrat am Standort Laußnitz auf der Kontrollfläche (V0/u) im Bereich der Nachweisgrenze (0,15 mg NO₃-N L⁻¹) und damit insgesamt signifikant (p ≤ 0,05) unter den Vergleichswerten aller Behandlungsvarianten. Aus dem Verlauf des Medians für die 5 Beobachtungsquartale lassen sich für

diese Variante keine zeitlichen Veränderungen erkennen (Abb. 5a). Mit 8 mg NO₃-N L⁻¹ wurden die relativ höchsten mittleren Nitratkonzentrationen in Laußnitz im Pflanzloch der Variante Kompost+Einarbeitung (V3/L) festgestellt. Allerdings muss für diese Variante auch eine starke zeitliche Dynamik berücksichtigt werden. Einer relativ hohen mittleren Anfangskonzentration von bis zu 25 mg NO₃-N L⁻¹ folgt ein starker Einbruch der Nitratkonzentration. Ab dem 3. Beobachtungsquartal verbleibt die Nitratkonzentration hier auf einem mittleren Niveau von 1-2 mg NO₃-N L⁻¹ (Abb. 5b). Ein ähnlicher zeitlicher Verlauf mit relativ hohem Anfangswert und deutlich reduzierter Nitratkonzentration ab Mitte der Beobachtungsperiode zeigt sich auch für die Varianten V1/L (nur LoBo, gemessen im Pflanzloch, Abb. 5a) und V4/L (Kompost+Kalk+LoBo, gemessen im Pflanzloch, Abb. 5c). Mit 9-12 mg NO₃-N L⁻¹ liegt die mediale Ausgangskonzentrationen im 1. Beobachtungsquartal allerdings deutlich unter der der Vari-

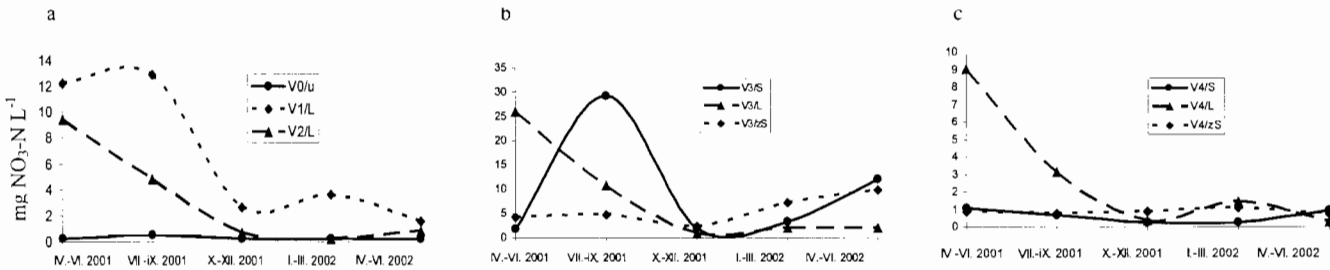


Abb. 5a, b, c. Mittlere Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N L⁻¹) in der Bodenlösung, 60 cm Tiefe, Standort Laußnitz, quartalsweise (n = 4 pro Quartal; zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2).

Mean nitrate concentrations (mg NO₃-N L⁻¹) in the soil solution, 60 cm soil depth, site Laußnitz, mean of 3-month periods (n = 4 per period; for treatment description, see table 2).

ante V3/L, und entsprechend geringer zeigen sich auch die in Abb. 3 aufgeführten Gesamtmittel der Varianten V1/L und V4/L.

Einen auffallend anderen Verlauf nimmt die Nitratkonzentration, wenn der streifenweise ausgebrachte Kompost nicht in den Boden eingearbeitet wird (Variante V3/S, Abb. 5b). Hier kommt es am Standort Laußnitz vor dem Hintergrund geringer Ausgangskonzentrationen im 2. Beobachtungsquartal zu einem deutlichen Nitrat-Peak mit einer mittleren Konzentration von bis zu 30 mg L⁻¹. Bereits im darauf folgenden Quartal wird erneut die niedrige Anfangskonzentration erreicht, während zum Ende wieder ein Anstieg auf 15 mg NO₃-N L⁻¹ gemessen wurde.

Nach den bisher vorliegenden Bodenlösungsdaten kann damit für den Standort Laußnitz festgestellt werden, dass eine streifenweise Ausbringung von Kompost mit Kalk sowohl mit als auch ohne Einarbeitung (Varianten V4/S, V4/zS und V4/L) gegenüber der Kontrollvariante nur zu einer geringfügigen Überschreitung des Nitrat-Konzentrationsniveaus geführt hat, ohne dass es zu einem temporären Nitratschub kam. Dagegen führt die alleinige Bodenbearbeitung mittels LoBo (Variante V1/L) zu einem relativ deutlich ausgeprägten anfänglichen Nitrat-Peak, der erst zur Mitte der Beobachtungszeit abklingt. Anfängliche Nitrat-Peaks entwickeln sich mehr oder weniger stark auch in den LoBo bei den Varianten mit Zugabe von Kalk (V2/L) bzw. von Kompost (V3/L) oder bei deren Kombination (LoBo/Kalk/Kompost) die beobachteten initialen Nitratfreisetzungen zum Ende des Beobachtungszeitraums mehr oder weniger deutlich abklingen, wird auf eine noch deutlich vorhandene Kapazität des Systems geschlossen, temporär auftretende Mineralisationsschübe durch eine gesteigerte Immobilisation abzufangen.

Am Standort Olbernhau zeigt sich entsprechend der relativ hohen atmosphärischen N-Deposition bereits auf der Kontrollfläche (V0/u) eine erhöhte Konzentration von Nitrat im Sickerwasser (Abb. 4). Im Mittel des bisher ausgewerteten Beobachtungszeitraums liegen die Gehalte zwischen 5 und 10 mg NO₃-N L⁻¹, wobei für die ersten zwei Quartale deutlich höhere mittlere Konzentrationen von 15 bis über 20 mg L⁻¹ festgestellt wurden (Abb. 6a). Relativ erhöhte Anfangskonzentrationen wurden auch für die Varianten V1/L (nur Lobo, gemessen im Pflanzloch) und V2/L (LoBo+Kalk, gemessen im Pflanzloch) ermittelt (Abb. 6a). Anzunehmen ist, dass allein eine Störung des Bodengefüges, sei sie hervorgerufen durch das Setzen der Lysimeter oder das Durchmischen des Bodens mittels LoBo, ausreicht, um an diesem Standort einen temporären Nitratschub auszulösen. Die Daten weisen auf eine Entkopplung des N-Stoffkreislaufes an diesem Standort hin. Zusätzlich mineralisierter Stickstoff unterliegt nicht der mikrobiellen Immobilisation oder der pflanzlichen Aufnahme, sondern wird über die Bodenlösung als Nitrat ausgetrieben.

Weiterhin ist auffällig, dass die zusätzliche Kalkung offensichtlich zu einer Verlängerung dieser störungsbedingten Nitratfreisetzung geführt hat (Abb. 6b). Zum Ende der gesamten Beobachtungsphase reduzieren sich allerdings die Nitratkonzentrationen der Kontroll-, der LoBo- und der LoBo+Kalk/L-Varianten auf ein eher konstantes Niveau von 8 bis 12 mg L⁻¹. Im Mittel des gesamten Beobachtungszeitraums zeigt die Variante V4/S (Kompost+Kalk, gemessen im Kompoststreifen) mit 35 mg L⁻¹ die relativ höchste Nitratkonzentration in der Bodenlösung. Aus den quartalsweise aufgelösten Zeitreihen wird deutlich, dass die Variante V4/S eher konstant über den Beobachtungszeitraum hinweg relativ hohe Nitratkonzentrationen liefert (Abb. 6c).

Eine zusätzliche Einarbeitung der Kalk+Kompost-Gaben mittels LoBo (V4/L) reduziert diese erhöhten Nitratkonzentrationen um ca. 50 % und erreicht damit das Niveau, welches auch zwischen den Kompoststreifen gemessen wurde (Variante V4/zS, Abb. 6c). Auch nach der alleinigen Ausbringung von Kompost kommt es innerhalb der Streifen mit 1/4-jährlicher Verzögerung zur Ausprägung eines deutlichen Nitrat-Peaks (Variante V3/S, Abb. 6b). Dagegen zeigt die reine Kompostvariante mit einer zusätzlichen Durchmischung mittels LoBo (V3/L, Abb. 6b) bereits zu Beginn der Beobachtungen eine relativ hohe Nitratkonzentration, wobei diese sich jedoch im weiteren Verlauf auf das Niveau der Fläche ohne jede Behandlung zu bewegt (V0/u). Die mittleren Nitratkonzentrationen der Variante V3/zS (gemessen zwischen den Kompoststreifen) liegen insbesondere zu Beginn, aber auch wieder zum Ende der Beobachtungsphase auf einem eher hohen Niveau. Möglicherweise wird hier wiederum eine Nitratfreisetzung durch die alleinige Störung des Bodengefüges (Lysimeteereinbau, Befahren, Durchforstung) angezeigt.

3.4 Begleitkationen, Salzeffekte und Schwermetalle

Für den Standort Olbernhau wurde die im Mittel (Median) relativ erhöhte Nitratkonzentration der Variante V4/S primär begleitet vom Anstieg der Konzentrationen an Al (Median: 6,5 mg L⁻¹), Na (Median: 5,1 mg L⁻¹) und Zn (Median: 0,9 mg L⁻¹). Gleichzeitig wurden erhöhte Cl-Konzentrationen gemessen (Median: 10,8 mg L⁻¹). Dabei fiel der mittlere pH-Wert, ausgehend von pH 4,6 auf der Kontrollfläche V0/u, auf pH 4,4 für die Variante V4/S. Für K, Ca und Mg wurde kein ausgeprägter Konzentrationsanstieg in Begleitung mit den erhöhten Nitrat- und Chloridwerten der Variante V4/S identifiziert. Der mittlere Cu-Gehalt lag bei allen Varianten zwischen 3 und 4 µg L⁻¹, wobei in der gekalkten Variante einzelne hohe Konzentrationen mit Werten bis maximal 19 µg L⁻¹ – gemessen im Pflanzloch (V2/L) – analysiert wurden.

Nach Einarbeitung des Kompost-Kalk-Gemisches in den Boden (Variante V4/L) und entsprechend reduzierten Nitratgehalten dominierte wiederum Aluminium als Begleitkation, wobei die Na- und Cl-Konzentrationen nur bedingt anstiegen.

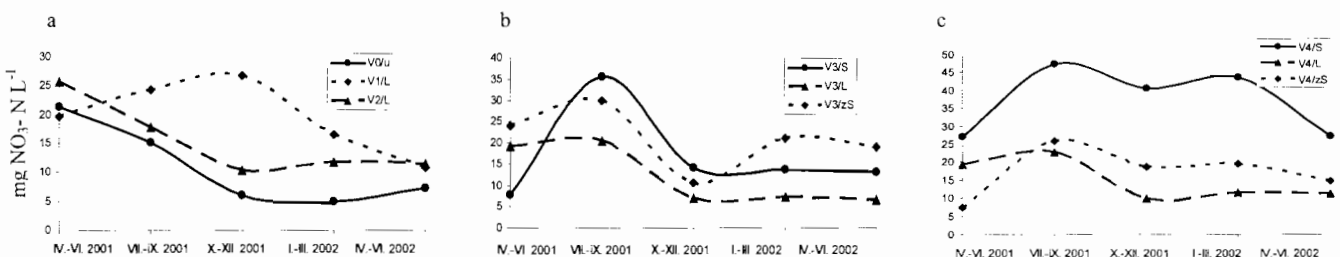


Abb. 6a, b, c. Mittlere Nitratkonzentrationen (mg NO₃-N L⁻¹) in der Bodenlösung, 60 cm Tiefe, Standort Olbernhau, quartalsweise (n = 4 pro Quartal; zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2). Mean nitrate concentrations (mg NO₃-N L⁻¹) in the soil solution, 60 cm soil depth, site Olbernhau, mean of 3-month periods (n = 4 per period; for treatment description, see Tab. 2).

K, Ca und Mg wurden bei der Variante V4/L offensichtlich nicht in erhöhtem Maße freigesetzt.

Die mittleren Phosphatkonzentrationen lagen am Standort Olbernhau insgesamt auf einem sehr geringen Niveau (Median: 0,04 mg L⁻¹), hinsichtlich der Behandlungen konnten keine systematischen Veränderungen identifiziert werden.

Bei der Variante V3/S (nur Kompost, gemessen im Streifen) war die zeitweise erhöhte Nitratfreisetzung (II. Quartal, siehe Abb. 6b) verbunden mit einer Auswaschung von Na, K und Ca, nicht jedoch mit einer erhöhten Konzentration von Al- und Mg. Da gleichzeitig die Cl-Konzentration erhöht war, wird für die Variante V3/S auf eine erhöhte Freisetzung von leicht löslichen Salzen geschlossen. Zudem wurde hier – wiederum bei einem leicht reduzierten mittleren pH-Wert (Median: 4,50) – der relativ höchste mittlere Sulfatgehalt ermittelt (Median: 26,8 mg L⁻¹). Der mittlere Pb-Gehalt in der Bodenlösung aus Olbernhau lag bei allen Behandlungsvarianten durchweg unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,015 mg L⁻¹. Für Cd wurde für alle Varianten eine mittlere Konzentration von 0,76 µg L⁻¹ analysiert. Einzelwerte bei der Variante V4/L reichen allerdings auch bis 2,4 µg L⁻¹ bzw. bei der Variante V3/zS bis 2,2 µg L⁻¹. Insgesamt konnte jedoch keine systematische Beeinflussung durch die Behandlungen identifiziert werden.

Auch für den Standort Laußnitz wurden vergleichsweise erhöhte mittlere Cl-Konzentrationen bei den Varianten V3/S und V4/S (Median: 19,8 bzw. 21,8 mg L⁻¹) gemessen, wobei für die Variante V4/S gleichzeitig ein Anstieg des mittleren pH-Wertes auf pH 4,9 festgestellt wurde, ohne dass jedoch gleichzeitig die Nitrat-Konzentration anstieg. Bei der Variante V3/S dagegen entsprach der mittlere pH-Wert dem der Kontrollfläche V0/u (pH 4,6). Begleitkationen für die erhöhten Cl-Konzentrationen waren zum einen Na und K, für die Variante

V3/S – bei der zudem mit 36,5 mg/L⁻¹ die relativ höchsten Sulfatgehalte gefunden wurden – aber insbesondere auch Mg (Median: 1,6 mg L⁻¹) und Zn (Median: 0,06 mg L⁻¹). Dagegen wurden für die Variante V4/S z. T. deutlich erhöhte K- (Median: 3,1 mg L⁻¹) und Cu-Gehalte (Median: 2,7 µg L⁻¹) ermittelt.

Auch am Standort Laußnitz lagen die mittleren Phosphatkonzentrationen insgesamt auf einem sehr geringen Niveau (Median: 0,04 mg L⁻¹), gleichzeitig zeigten sich keine systematischen Veränderungen durch die Behandlungen.

Wie in Olbernhau lag auch in Laußnitz der mittlere Pb-Gehalt zu allen Messzeitpunkten und für alle Behandlungsvarianten unterhalb der Bestimmungsgrenze von 0,015 mg L⁻¹. Die mittlere Cd-Konzentration aller Varianten lag in Laußnitz bei 0,62 µg L⁻¹. Dabei reichten einzelne Maximalwerte wiederum bis zu 2,4 µg L⁻¹ (Variante V3/zS).

Insgesamt kann aus der Betrachtung der Begleitkationen geschlossen werden, dass es nach einer Ausbringung von Kompost ohne weitere Bodenbearbeitung kleinräumig und phasenweise zu einer relativ hohen Freisetzung von NaCl, basischen Kationen und z. T. auch von Cu kommen kann. Der alleinige Zusatz von Kalk verhindert diese Freisetzung nicht. Erst die Einarbeitung des Kompost/Kalkgemisches in den Mineralboden reduziert die Freisetzung von Nährelementkationen und Schwermetallen deutlich.

3.5 Bodenfestphase

Beide Behandlungen mit einer Kompostausbringung ohne zusätzliche Bodenbearbeitung (V3/S Kompost im Streifen, V4/S Kompost+Kalk im Streifen) haben an beiden Untersuchungsstandorten zu einem signifikanten Rückgang der C- und N-Gehalte in den organischen Auflagen (O-Horizont) geführt (Tab. 7). Dabei haben sich die jeweiligen C/N-Verhältnisse

Tab. 7. Mittlere Elementkonzentrationen in der Humusaufgabe (O-Horizont) und im oberen Mineralboden (Ah-Horizont), n = 8 pro Variante. Unterschiedliche Buchstaben bedeuten signifikante (P ≤ 0,05) Behandlungsunterschiede innerhalb eines Horizontes pro Standort. Mean element concentrations in the humus layer (O-horizon) and the upper mineral soil (Ah-horizon), n = 8 per treatment. Different letters indicate significant (P ≤ 0,05) differences between treatments/horizon and site.

Horizont		C	N	C/N	P	K	Ca	Mg	Mn	Zn	Cu	Cd	Pb
		[mg g ⁻¹]			[mg g ⁻¹]								
Laußnitz													
V0	O	420,0 b	16,9 b	25,0 a	0,87 a	0,99 a	3,5 a	0,91 a	0,13 a	71,9 a	16,7 a	0,53 a	73,3 a
V3/S	O	258,0 a	12,5 ab	20,7 a	1,34 b	2,94 b	13,3 b	2,03 b	0,32 b	100,4 a	28,6 b	0,49 a	64,9 a
V4/S	O	250,8 a	11,7 a	21,7 a	1,21 ab	2,77 b	12,6 b	1,85 ab	0,30 b	103,3 a	20,2 ab	0,29 a	57,6 a
V0	Ah	77,5 a	2,8 a	28,1 abc	0,25 a	0,77 a	0,6 a	0,29 a	0,03 ab	20,8 a	5,7 a	0,19	41,3 a
V3/S	Ah	96,7 a	3,3 a	29,6 abc	0,26 a	0,92 a	0,8 a	0,28 a	0,03 a	22,5 a	7,2 a	0,22	51,9 a
V4/S	Ah	156,7 a	5,2 a	31,3 c	0,34 a	0,94 a	1,1 a	0,31 a	0,04 ab	30,2 a	10,0 a	0,30	60,9 a
V1/L	O/Ah	70,7 a	2,3 a	30,3 abc	0,23 a	0,91 a	0,7 a	0,35 a	0,03 ab	28,5 a	6,2 a	0,25	34,5 a
V2/L	O/Ah	64,6 a	2,1 a	31,0 bc	0,20 a	0,85 a	1,4 a	0,65 a	0,03 ab	25,8 a	6,9 a	0,16	26,0 a
V3/L	O/Ah	89,3 a	3,5 a	27,5 ab	0,28 a	0,98 a	1,6 a	0,48 a	0,06 ab	33,0 a	6,3 a	0,16	30,8 a
V4/L	O/Ah	102,3 a	3,9 a	27,1 a	0,36 a	0,99 a	3,4 b	1,20 b	0,06 b	36,0 a	6,7 a	0,41	36,3 a
Olbernhau													
V0	O	352,0 b	16,1 b	22,1 a	0,94 a	1,8 a	26,2 a	12,6 a	0,23 a	49,1	20,6 a	0,27	153,7 a
V3/S	O	234,3 a	11,4 a	20,8 a	1,20 ab	3,8 b	28,8 a	11,9 a	0,32 ab	38,7	22,2 ab	0,27	99,5 a
V4/S	O	238,1 a	12,2 a	19,6 a	1,41 b	3,8 b	22,3 a	7,0 a	0,37 b	80,2	26,7 b	0,27	111,8 a
V0	Ah	146,7 a	5,7 a	26,0 a	0,63 ab	5,1 a	1,2 a	1,6 ab	0,06 a	15,6	13,3 a	0,19	174,5 ab
V3/S	Ah	235,1 a	10,0 a	24,5 a	0,69 ab	4,3 a	1,9 a	1,5 a	0,05 a	-	18,6 a	0,18	179,7 ab
V4/S	Ah	211,7 a	8,3 a	25,8 a	0,60 ab	4,3 a	2,2 ab	1,7 ab	0,05 a	-	18,8 a	0,17	208,3 ab
V1/L	O/Ah	130,9 a	5,1 a	25,7 a	0,55 a	5,4 a	5,1 abc	3,1 abc	0,10 ab	-	9,8 a	0,28	98,8 a
V2/L	O/Ah	140,9 a	5,6 v	25,7 a	0,64 ab	6,1 a	8,2 abc	5,2 abc	0,16 bc	29,7	10,2 a	-	114,9 ab
V3/L	O/Ah	164,2 a	7,3 a	22,8 a	0,71 ab	5,4 a	12,4 cb	6,4 bc	0,18 bc	42,9	12,8 a	0,18	114,9 ab
V4/L	O/Ah	162,8 a	7,4 a	23,1 a	0,81 b	4,9 a	14,8 c	6,9 c	0,18 c	23,7	16,9 a	0,20	125,0 b

O/Ah = Mischhorizont aus der Humusaufgabe und dem oberen Mineralboden nach LoBo

nicht signifikant verändert. Signifikant erhöht haben sich dagegen an beiden Standorten und für beide Varianten mit einer ausschließlich oberflächlichen Kompostapplikation die Humusgehalte an P, K, Mn und Cu. Für die organische Auflage am Standort Laußnitz zeigt sich zusätzlich ein signifikanter Anstieg der im Standortsvergleich deutlich reduzierten Ausgangsgehalte an Ca und Mg. Am Standort Olbernhau haben die Behandlungen V3/S und V4/S zu keiner signifikanten Veränderung der Ca- und Mg-Gehalte in der organischen Auflage geführt. Ebenso haben sich die mittleren Gehalte an Cd und Pb in den Humusaufgaben beider Standorte nach den Behandlungen V3/S und V4/S nicht signifikant verändert.

Im obersten Horizont des Mineralbodens (Ah-Horizont) hat die Kompost- bzw. Kompost/Kalkbehandlung ohne weitere Bodenbearbeitung an beiden Untersuchungsstandorten zu keiner wesentlichen Veränderung der Haupt- und Spurenstoffgehalte geführt. Lediglich die Variante V4/S hat am Standort Olbernhau zu einem leicht erhöhten Ca- und Mg-Gehalt und am Standort Laußnitz zu einem signifikant erhöhtem C/N-Verhältnis im Ah-Horizont geführt.

Durch die Einarbeitung von Kompost bzw. Kompost+Kalk mittels der Pflanzlochbohrung (Varianten V3/L und V4/L) hat sich, im Vergleich zur alleinigen Bodenbearbeitung (Variante V1/L) bzw. im Vergleich zur Bodenbearbeitung mit alleiniger Kalkung (Variante V2/L), erwartungsgemäß auch der Gehalt der im Kompost und im Kalk angereicherten Elemente im neu gebildeten O/Ah-Mischhorizont zum Teil signifikant erhöht (Standort Olbernhau: P, Ca, Mg, Mn, Pb; Standort Laußnitz: Ca, Mg, nur V4/L). Dabei zeigen sich am Standort Olbernhau die höchsten Bodengehalte an P, Ca und Mg, wenn eine Kombination aus Kompost und Kalk ausgebracht wurde. Für den Standort Laußnitz hat die Kombination aus Kalk und Kompost lediglich zu deutlich erhöhten Ca- und Mg-Gehalten im neu gebildeten O/Ah-Mischhorizont geführt. Die C- und N-Gehalte im Mineralboden bleiben an beiden Standorten weitgehend unbeeinflusst von den unterschiedlichen Meliorationsmaßnahmen.

Tab. 8. Stickstoffflüsse nach unterschiedlicher Bodenbearbeitung mit und ohne Kompost und Kalk (zur Erklärung der Varianten, siehe Tab. 2). Nitrogen fluxes after different soil treatments with and without compost and lime (for treatment description, see table 2).

	Varianten	Eintrag		Austrag
		Atmosphärische Deposition	Kompost	60 cm Bodentiefe (nur Nitrat)
[kg N pro ha u. Messperiode]*				
Laußnitz	V0	21	-	< 1
	V1		-	5
	V2		-	5
	V3		180 + 20**	5
	V4			4
Olbernhau	V0	47	-	44
	V1		-	101
	V2		-	98
	V3		180 + 20**	100
	V4			101

* Messperiode = 5 Quartale (II.2001 – II.2002)

** zusätzlicher Eintrag an wasserlöslichem N

Flächenanteile:

V0 = 100 % unbehandelt

V1, V2 = 90 % Bereich zwischen den Streifen, 10 % LoBo

V3, V4 = 80 % Bereich zwischen den Streifen, 10 % LoBo, 10 % Kompost-/Kalkstreifen

4 Diskussion

4.1 Anwendung

Nach der geltenden Bioabfallverordnung darf nur dann Kompost zur Bodenmelioration eingesetzt werden, wenn insbesondere die geltenden Grenzwerte für Schwermetalle im Kompostmaterial nicht überschritten werden und keine Anhaltspunkte für überhöhte Gehalte weiterer Schadstoffe bestehen (BioAbfV). Beim Einsatz von Kompost im Wald sollte gewährleistet werden, dass es zu keiner negativen Beeinflussung von Flora, Fauna und des Grund- oder Oberflächenwassers kommt. Dabei gilt es, eventuell bereits bestehende Belastungen des forstlichen Standorts zu berücksichtigen und die Ausbringungsmengen und -formen den jeweiligen Standortverhältnissen anzupassen.

Wegen der bereits bestehenden hohen Belastung mit vor allem Stickstoff aus der atmosphärischen Deposition, aber z. T. auch mit Schwermetallen, bestehen bisher aus forstlicher Sicht einerseits große Bedenken bezüglich einer Kompostausbringung im Wald. Andererseits erfordern die neueren Zielsetzungen zum Waldumbau insbesondere für die eher stark exponierten und tiefgründig versauerten Waldstandorte zur Absicherung der Bestandesumbaumaßnahmen oftmals eine Verbesserung der Bodeneigenschaften. Dabei sind Biokomposte prinzipiell gut geeignet, Standortqualitäten nachhaltig zu verbessern (Basen- und P-Versorgung, Sorptionskapazität für Wasser und Nährstoffe etc.) und dabei gleichzeitig dem Gedanken der Kreislaufwirtschaft verstärkt Rechnung zu tragen.

Hinsichtlich der Einhaltung von Grenzwerten für Schwermetalle konnte über das laufende Vorhaben gezeigt werden, dass diese Problematik offensichtlich eine eher untergeordnete Rolle spielt. Weder die Gehalte ausgesuchter Elemente im Kompost selbst noch die Analyse des Sickerwassers oder anderer Bestandeskompartimente geben Anlass dazu, im Hinblick auf eine Schwermetallkontamination eine Kompostanwendung im Wald grundsätzlich negativ zu beurteilen.

4.2 N-Sättigung und Nitratreisetzung

In Anbetracht der Gefahr einer gesteigerten Nitratreisetzung nach einer Kompostausbringung im Wald sollte zunächst sichergestellt werden, dass der auszubringende Kompost einen hohen Rottegrad besitzt. Damit kann erreicht werden, dass ein Großteil der leicht zersetzlichen organischen Substanz mineralisiert und ein entsprechend hoher Anteil der leicht verfügbaren Stickstoffkomponenten am Ort der Rotte bereits ausgewaschen wird. Bei dem in dieser Studie verwendeten Kompostmaterial betrug der Anteil des wasserlöslichen N-Stickstoffs 10 % des Gesamteintrags (s. Tab. 8). Es sollte versucht werden, diesen Anteil über entsprechende Vorbehandlungen zu minimieren, da davon ausgegangen werden kann, dass diese N-Fraktion unmittelbar nach der Kompostausbringung größtenteils ausgewaschen wird (Deschauer 1995, Borken et al. 2004a). Bei der vorliegenden Studie wurden diese anfänglichen Auswaschungsvorgänge nur bedingt erfasst, da zwischen der Kompostapplikation und der Beprobung der Bodenlösung eine deutliche Verzögerung lag.

Aus forstlicher Sicht sollte vor einer Kompostapplikation geprüft werden, in welchem N-Sättigungszustand sich das betreffende Waldökosystem befindet. Nach den Vorstellungen von Aber et al. (1989) dient dazu die Kontrolle des Nitrataustrags mit dem Sickerwasser. Im ungesättigten Zustand sollte kein Nitrat unterhalb des Wurzelraums nachweisbar sein, im gesättigten Zustand wird überschüssiger Stickstoff als Nitrat ausgetragen. Demnach befindet sich der Standort Laußnitz in einem ungesättigten, der Standort Olbernhau dagegen eindeutig in einem N-gesättigten Zustand. Weiterhin muss die Intensität des jeweiligen N-Sättigungszustands berücksichtigt werden, d. h., wie reagiert das System, wenn ein zusätzlicher N-Eintrag stattfindet. Zusätzliche N-Einträge können sowohl durch interne Prozesse ausgelöst werden (Mineralisationsschübe nach Veränderung von Licht-, Feuchte- oder Temperaturbedingungen, Störung des Bodengefüges) oder durch die gezielte Stoffzufuhr von außen erfolgen. Ist das betreffende System in der Lage, zusätzliche N-Einträge über eine gesteigerte Immobilisation und Pflanzenaufnahme zu kompensieren und tritt kein Nitrat im Sickerwasser auf, so kann von einem deutlich ungesättigten Zustand ausgegangen werden. Sind dagegen phasenweise erhöhte Nitratkonzentrationen zu verzeichnen, so muss davon ausgegangen werden, dass ein geschlossener N-Kreislauf nach einem zusätzlichen N-Eintrag nur mit Verzögerung wiederhergestellt werden kann und sich das System am Übergang zur N-Sättigung befindet. Dieser Zustand kann nach den vorliegenden Daten für den Standort Laußnitz angenommen werden. Bereits die alleinige Störung des Bodengefüges durch die Lochbohrung (Variante V1/L) hat zu einem initialen Anstieg der Nitratkonzentration im Sickerwasser geführt. Die alleinige Kompostausbringung ohne weitere Bodenbearbeitung (Variante V3/S) hat am Standort Laußnitz die höchsten initialen NO_3^- -Konzentrationswerte im Sickerwasser verursacht (25 - 30 mg L^{-1} N). Eine zusätzliche Einarbeitung des Kompostmaterials in den Mineralboden (Variante V3/L) hat praktisch kein Einfluss auf die Höhe der Nitratkonzentration, es kommt lediglich zu einer zeitlichen Verzögerung des Nitrat-Peaks (Abb. 5b). Die zusätzliche Einarbeitung von Kalk reduziert den anfänglichen Nitrat-Peak durch die Kompostgabe deutlich. Es wird vermutet, dass die Kalkung die Nitrat-Immobilisation und die Denitrifikation fördert. Insgesamt ist für den Standort Laußnitz auffällig, dass alle initialen Nitrat-Peaks innerhalb von wenigen Monaten deutlich abklingen.

In Tabelle 8 sind die für den bisherigen Auswertungszeitraum pro Hektar kalkulierten Flussraten für Stickstoff aufgeführt. Grundlage dieser Kalkulation sind die in Tabelle 8 angegebenen Flächenanteile, die jeweiligen Mittelwerte der Nitratkonzentrationen für die LoBo, der Median der Nitratkonzentration aller Behandlungsvarianten für den Bereich zwischen den Streifen und der Median der Nitratkonzentrationen innerhalb der Streifen für die Varianten V3 und V4. Die Sickerwasserraten stammen von Scherzer (2003) und wurden für die jeweils unmittelbar benachbarten LEVEL II-Flächen nach dem Coup-Model (Jansson u. Karlberg 2001) simuliert. Die Ergebnisse zeigen, dass am Standort Laußnitz, unabhängig von der Art der Behandlung, im Beobachtungszeitraum ca. 2,5 % des insgesamt eingetragenen Stickstoffs in Form von Nitrat über das Sickerwasser ausgetragen wurden. Ursache für diesen gegenüber der Kontrollfläche angestiegenen N-Austrag ist die alleinige Störung des Bodengefüges durch die Lochbohrung und die damit verbundene Befahrung.

Am Standort Olbernhau scheint das Potenzial der N-Immobilisation oder der Denitrifikation deutlich reduziert. Die reine Kompost+Kalkapplikation ohne Bodenbearbeitung hat zu einem anhaltenden, erheblichen Anstieg der Nitratkonzentration im Sickerwasser geführt. Dabei scheint die Mineralisation durch die zusätzliche Nährstoffzugabe in Gang gesetzt, gleichzeitig das Potenzial der N-Immobilisation gering zu sein. Eine ähnliche Entwicklung mit deutlich erhöhten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser beobachteten Borken et al. (2004a) bei einem Kompostversuch unter Fichte im Solling, allerdings ohne Kalkzugabe. Als Ursache wird auch hier angenommen, dass die langfristig hohe atmosphärische N-Belastung die N-Immobilisationsfähigkeit des Bestandes weitgehend erschöpft hat und eine zusätzliche N-Freisetzung aus der Mineralisation mehr oder weniger direkt über den Austrag von Nitrat mit dem Sickerwasser abgeleitet wird. Eine deutliche Reduktion der Nitratfreisetzung geschieht am Standort Olbernhau erst nach der zusätzlichen Einarbeitung des Kompost/Kalk-Gemischs in den Mineralboden (Abb. 4. bzw. Abb. 6 Variante V4/S versus V4/L). Offensichtlich kann bei einer Einmischung der Bodenhilfsstoffe zusammen mit dem Material der organischen Auflage in den Mineralboden deutlich mehr des freigesetzten Nitrats festgelegt werden, als wenn das gleiche Kompost+Kalk-Gemisch nur oberflächlich ausgebracht wird.

Eine mögliche Erklärung für diesen Befund liefern Johnson et al. (2000). Demnach lässt bei stark N-gesättigten Waldböden die biologische Festlegung von Stickstoff nach, der Anteil der nicht biologischen N-Fixierung bleibt jedoch erhalten und gewinnt somit an Bedeutung. Dail et al. (2001) schlagen einen möglichen Mechanismus für die nicht biologische N-Immobilisierung vor. Dabei wird NO_3^- durch DOM (Dissolved Organic Material) erst in DON (Dissolved Organic Nitrogen) überführt und anschließend als SOM (Soil Organic Material) längerfristig gebunden („DOM-conveyor“). Da auch bei den vorliegenden Versuchen durch das Einmischen von Kompost+Kalk in den Mineralboden eine größere Kontaktoberfläche zwischen mineralisierbarer Pflanzenstreu, Nitrat und DOM geschaffen wurde, wird dem Prozess der abiotischen Nitrat-Immobilisation am weitgehend N-gesättigten Standort Olbernhau eine wesentliche Bedeutung zugeordnet. Möglicherweise führt die Einarbeitung des Komposts in den Mineralboden zusätzlich auch zur Ausbildung von anaeroben Bereichen, die, bei gleichzeitig ansteigendem pH-Wert, zum Anstieg der Denitrifikation und damit zur erhöhten Emission von N_2 beitragen.

Aus den vorliegenden Daten wird geschlossen, dass es bei der Ausbringung von Kompost+Kalk auf stark N-gesättigten Standorten offensichtlich von besonderer Bedeutung ist, genügend Kontaktoberfläche zwischen dem ausgebrachten organischen Material, dem Kalk und dem Mineralboden herzustellen. Damit wird verhindert, dass die Belastung des Sickerwassers mit Nitrat nicht wesentlich über die bereits vorhandene Grundbelastung am Standort ansteigt, und dass im weiteren zeitlichen Verlauf wieder primär die positiven Eigenschaften des Komposts bzw. des Kompost/Kalkgemisches zum Tragen kommen. Liegen diese primär in der Förderung des Baumwachstums, in der Pufferung von Säuren und damit insgesamt in der Erholung des Bodenlebens, sollte auch die Grundbelastung an Nitrat auf derartigen Standorten deutlich zurückgehen.

Betrachtet man die in Tabelle 8 aufgeführten Flussraten für Stickstoff am Standort Olbernhau, so ist der relativ hohe Nitrataustrag bereits auf der Kontrollfläche V0 auffällig (ca. 90 % der atmosphärischen N-Deposition). Es wird angenommen, dass wiederum primär die Störung des Bodengefüges durch die Anlage der Versuchsflächen selbst, einschließlich der vorangestellten Durchforstungsmaßnahmen, Ursache für diese erhöhte Nitratfreisetzung ist. Die zusätzlichen Kompost- und Kalkbehandlungen haben nahezu identisch zu einer Ver-

doppelung der Nitratausträge geführt. Ursache für diesen Befund sind die z. T. deutlich erhöhten Nitratkonzentrationen auch im Bereich zwischen den Bearbeitungstreifen, die zu 80 - 90 % in die Berechnung des Austrages eingehen. Als Grund für erhöhte Nitratkonzentrationen zwischen den eigentlichen Bearbeitungstreifen wird vermutet, dass insbesondere das Befahren mit dem Kleinbagger zur signifikanten Störung des Bodengefüges und damit zur Auslösung von Nitratschüben geführt hat. Demnach spielen die in den Pflanzlöchern bzw. in den Kompoststreifen festgestellten Prozesse bezogen auf den Gesamtaustrag von Nitrat nur eine untergeordnete Rolle.

4.3 Bodenfestphase, Blattgehalte und Baumwachstum

Hinsichtlich der Bodenfestphase ist im Standortvergleich auffällig, dass in Laußnitz deutlich geringere Gehalte an Hauptnährelementen und für das C/N-Verhältnis tendenziell höhere Werte festgestellt wurden als in Olbernhau. Eine insgesamt bessere Nährstoffversorgung am Standort Olbernhau wird auch über die Blattanalysen angezeigt. Die Bodenanalysen zeigen weiter, dass sich durch die Zugabe und Einarbeitung von Kompost (V3/L) bzw. Kompost+Kalk (V4/L) erwartungsgemäß auch die Gehalte an Mg, Ca und Mn im neu gebildeten Mischhorizont, im Vergleich zum ehemaligen Ah-Horizont, erhöht haben. Da ein zusätzlicher Anstieg der Konzentrationen an P, Ca und Mg im Vergleich zur reinen Kompostapplikation durch die Behandlung V4/L (Kompost+Kalk+LoBo) bewirkt wurde, wird im Hinblick auf die Bodenanalysen diese Variante eindeutig favorisiert.

Bei den Blattspiegelwerten der Kontrollfläche machen sich die insgesamt eher ungünstigen Bodeneigenschaften beider Standorte (geringe Basensättigung, starke Bodenversauerung) bisher nicht bemerkbar. Dies betrifft vor allem die Versorgung mit den Nährelementen K, Ca und Mg. Alle mittleren Blattgehalte liegen außerhalb des jeweiligen Mangelbereiches. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die Grenzwerte für ausgewachsene Sonnenblätter gelten und nicht für Setzlinge, die unter einem weitgehend geschlossenen Bestand aufwachsen. Dennoch konnte bei mehreren Nährelementen die positive Wirkung der Kompostzufuhr nachgewiesen werden. Dieser Befund entspricht den Erfahrungen von Deschauer (1995). Dabei bewirkt eine Kalkung lediglich eine Verbesserung der Mg- und Ca-Versorgung, der Einsatz von Kompost dagegen hat positive Auswirkungen auf mehrere Nährelemente wie N, P, Ca oder K und weist lediglich bei Mg einen geringfügigeren Effekt auf als bei der reinen Kalkgabe. Mit dem gemeinsamen Einsatz von Kalk und Kompost lassen sich jedoch die Vorteile steigern. Dagegen wurde die Befürchtung einer Stickstoffübersättigung in den Blättern durch den Komposteinsatz widerlegt: Die Stickstoffernährung zeigte sich insbesondere in Kombination mit Kalk eindeutig ausgeglichener. Hinsichtlich der Schwermetallgehalte in den Buchenblättern ergeben sich aus den vorliegenden Daten für beide Standorte keine Hinweise auf eine durch den Einsatz von Kompost hervorgerufene kritische Belastung.

Bezüglich des Wachstums der Buchensetzlinge weisen die vorliegenden Ergebnisse auf keine signifikante Beeinflussung durch eine der Behandlungsvarianten hin. Weder der Anwuchserfolg noch das Höhenwachstum konnten an beiden Standorten durch die Kompost- und/oder Kalkbehandlung signifikant gesteigert werden. Dabei muss berücksichtigt werden, dass die entsprechenden Untersuchungen relativ früh nach der Anpflanzung durchgeführt wurden. Es ist anzunehmen, dass sich die Buchensetzlinge zunächst über ein verändertes Wurzelwachstum an die veränderten Standortbedingungen an-

passen müssen. Veränderungen im oberirdischen Wachstum werden erst als Folge einer Adaption im Wurzelraum erwartet. Weiterführende Untersuchungen sollten sich daher zunächst mit der Entwicklung des Feinwurzelwachstums beschäftigen, wobei die für 2003 vorgesehenen Wurzeluntersuchungen wegen der extremen Sommertrockenheit vorerst zurückgestellt werden mussten.

5. Schlussfolgerungen

Nach den bisher vorliegenden Ergebnissen können weder die positiven Erwartungen noch die Befürchtungen hinsichtlich einer Kompostapplikation im Wald vollkommen bestätigt werden. So wurden bisher weder der Anwuchserfolg noch das Höhenwachstum durch den Komposteinsatz positiv beeinflusst. Aufgrund des verbesserten und ausgeglicheneren Ernährungszustands der Buchensetzlinge ist es jedoch sehr wahrscheinlich, dass in Zukunft wachstumsfördernde Effekte insbesondere bei der kombinierten Applikation von Kompost und Kalk sichtbar werden. Wachstumsfördernde Effekte werden vor allem für den ärmeren Standort Laußnitz erwartet. Bezüglich der Schwermetalle konnte keine Kontamination der Setzlinge nachgewiesen werden. Allein die leicht (aber signifikant) erhöhten Cu-Gehalte in der organischen Auflage weisen darauf hin, dass die Sorge um eine zusätzliche Kontamination des Waldbodens durch eine Kompostausbringung, trotz stark rückläufiger und insgesamt deutlich unter den Grenzwerten liegender Gehalte im Ausgangsmaterial, weiterhin nicht gänzlich unberechtigt ist. Hinsichtlich der Nitratproblematik konnte gezeigt werden, dass es an beiden Standorten durch die Bearbeitungsmaßnahmen phasenweise zu einem erhöhten N-Austrag kam, wobei einzelne Nitratkonzentrationen z. T. weit über dem geltenden Trinkwassergrenzwert lagen. Dabei beeinflusst der N-Sättigungszustand des jeweiligen Ökosystems entscheidend die räumliche und zeitliche Ausprägung derartiger Nitratbelastung nach einer Kompostapplikation. Die Analyse der Flussraten für Stickstoff weist darauf hin, dass der N-Austrag insbesondere auf dem deutlich N-gesättigten Standorten in Olbernhau, offensichtlich mehr durch die allgemeinen Bearbeitungsmaßnahmen (Durchforstung, Befahren, Lochbohrung) als durch die Kompost- bzw. Kompost+Kalkausbringung selbst beeinflusst wurde. Aus den Ergebnissen wird abgeleitet, dass insbesondere dann eine Gefahr der Nitratbelastung des Sickerwassers besteht, wenn bei Waldstandorten mit einem hohen N-Sättigungsgrad mechanische Eingriffe vorgenommen werden, die sowohl das Bodengefüge als auch das Bodenklima verändern.

Danksagung

Wir möchten uns ganz herzlich bedanken bei der Deutschen Bundesstiftung Umwelt (DBU) für die Finanzierung des Projekts, bei der Firma Vogel für die Bereitstellung und Anlieferung des Kompostes, bei Martin Egenolf für die intensive Mitarbeit beim Aufbau der Versuchsflächen, bei den zuständigen Forstämtern für die Unterstützung beim Aufbau und Betrieb der Versuchsflächen und bei den Mitgliedern des Beirates „Kompost im Wald“ für die Begleitung des Projekts.

Literatur

- Aber, J.D. 2002. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. In: Horst et al. (eds.) *Progress in Plant Nutrition*, 179-188
- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *Bioscience* 39, 378-386
- Ammar S.B. 1996. Impacts of separation on compost quality. In: Bertoldi, M., Segui, P., Lemmes, B., Papi, T. (eds.) *The science of composting*. Chapman & Hall, London, 1071-1073

- Bauhus J., Meiwes, K.J. 1993. Potential use of plant residue wastes in forests of north western Germany. *For. Ecol. Manage.* 66, 87-106
- Beese, F., Meiwes, K.J. 1995. 10 Jahre Waldkalkung. Stand und Perspektiven. *Allg. Forstz.* 50, 946-949
- Bioabfallverordnung (BioAbfV) 1998. Verordnung über die Verwertung von Bioabfällen auf landwirtschaftlich, forstwirtschaftlich und gärtnerisch genutzten Böden. Bundesgesetzblatt, Bonn
- Borken, W., Beese, F. 2000. Regradation belasteter Waldböden: Chancen und Risiken der Kompostausbringung. *Allg. Forstz.* 55, 318-321
- Borken, W., Muhs, A., Beese, F. 2002. Changes in microbial and soil properties following compost treatment of degraded temperate forest soils. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 413-412
- Borken, W., Xu, X.J., Beese, F. 2004a. Ammonium, nitrate and dissolved organic nitrogen in seepage water as affected by compost amendment to European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Plant and Soil* 258, 121-134
- Borken, W., Xu, X.J., Beese, F. 2004b. Leaching of dissolved organic carbon and carbon dioxide emission after compost application to six nutrient-depleted forest soils. *Journal of Environmental Quality* 33, 89-98
- Bundesgütegemeinschaft Kompost (BGK) 2003. Hauptsächliche Absatzbereiche von Kompost und Mengenangaben. <http://www.bgkev.de/news/news.htm?newsid=03-3-187>
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) 2000a. Critical Loads für Waldökosysteme – Methoden und Ergebnisse für Standorte des Level II-Programms, Arbeitskreis A der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II, Bonn
- Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) 2000b. Nationales Forstprogramm Deutschland 1999/2000. <http://www.dainet.de/bml/nfp>
- Büttner, G., Valerius, H. 1993. Auswirkungen einer Pflanzloch-Düngung auf den Boden und das Wachstum junger Buchenpflanzen. *Mitt. Dt. Bodenkdl. Ges.* 72, 687-690
- BZE (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (BMELF) 1997. Deutscher Waldbodenbericht 1996, Bd. 1 und 2. Bonn
- Chodak, M., Borken, W., Ludwig, B., Beese, F. 2001. Effect of temperature on the mineralization of C and N of fresh and mature compost in sandy material. *J. Plant. Nutr. Soil. Sci.* 164, 289-294
- Dail, B.D., Davidson, E.A., Chorover, J. 2001. Rapid abiotic transformation of nitrate in an acid forest soil. *Biogeochem.* 54, 131-146
- Deschauer, H. 1995. Eignung von Bioabfallkompost als Dünger im Wald. *Bayreuther Bodenkundliche Ber.* 43.
- Giusquiani, M., Pagliari, M., Gigliotti, D., Businelli, D., Benetti, A. 1995. Urban waste compost: effects on physical, chemical and biochemical soil properties. *J. Environ. Qual.* 24, 175-182
- Guerro, C., Gómez, I., Solera Mataix, J., Moral, R., Beneyto Mataix, J., Hernández, M.T. 2000. Effect of solid waste compost on microbiological and physical properties of a burnt forest soil in field experiments. *Biol. Fertil. Soil* 32, 410-414
- Harrison, R., Xue, D., Henry, C., Cole, D.W. 1994. Long-term effects on heavy applications of bio solids on organic matter and nutrient content of a coarse textured forest soil. *For. Ecol. Manage.* 66, 165-177
- Heinrichs, H. 1989. Aufschlußverfahren in der analytischen Geochemie (Teil I). *Labor Praxis* 12/89, 1140-1146
- Hüser, R. 1977. Untersuchungen zur Klärschlammverwertung im Wald. *Forstw. Cbl.* 96, 238-245
- Hüttl, R. 1991. Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. *Freiburger Bodenkundlichen Abhandlungen.* 28. Habil. Arbeit
- 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. <ftp://www.lwr.kth.se/CoupModel/CoupModel.pdf>
- Johnson, D.W., Cheng, W., Burke, I.C. 2000. Biotic and abiotic nitrogen retention in a variety of forest soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 64, 1503-1514
- Köpsell, R., Steinbrich, H. 1989. Zur Herstellung von Pflanzlöchern und Pflanzplätzen. *Forst u. Holz* 44, 210-214
- Lang, E., Beese, F. 1985. Die Reaktion der mikrobiellen Bodenpopulation eines Buchenwaldes auf Kalkungsmaßnahmen. *Allg. Forstz.* 45, 1165-1169
- Meyer-Heisig, M. 1996. Einfluß des boden- und ernährungskundlichen Zustands auf die Verfahren des Waldumbaus. *Schriftenr. Sächs. LAF* 6, 76-95
- Müller, B.R., Roth, M., Rittner, P. 1993. Influence of compost and lime on population structure and element concentrations of forest soil invertebrates. *Biol. Fertil. Soils* 15, 165-173
- Nadelhoffer, K.J. 2001. The impacts of nitrogen deposition on forest ecosystems. In Follet, R.F., Hatfield, J.L. (eds.) *Nitrogen in the environment: sources, problems, and management.* Elsevier Science B.V.
- Nebe, W., Leube, F. 1995. Experimente zum meliorativen Waldbau im Erzgebirge. *Forst u. Holz* 50, 177-182.
- Pinamonti, F., Zorzi, G. 1996. Experiences of compost use in agriculture and in land reclamation projects. In: Bertoldi, M., Segui, P., Lemmes, B., Papi, T. (eds.) *The science of composting.* Chapman & Hall, London, 515-527
- Raben, G., Andreae, H., Karst, H., Symosseck, F., Leube, F. 2000. Bodenzustandserhebung (BZE) in den sächsischen Wäldern (1992-1997). *Schriftenr. Sächs. LAF* 18
- Sächsisches Staatsministerium für Umwelt und Landwirtschaft (SMUL) 1999-2003. *Waldzustandsberichte 1999-2003.* Dresden
- Scherzer, J. 2003. Wasserhaushaltssimulationen an acht Untersuchungsstandorten des Landesforstpräsidiums Sachsen für den Zeitraum 1997-2002. *Arbeitsbericht für das Landesforstpräsidium*
- Schulze, E.D. 1989. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 776-783
- Schwarz, O. 1977. Über die Auswirkungen von Müllklärschlammkomposten (MKK) auf Forstkulturen in der Oberrheinebene. *Forstw. Cbl.* 96, 246-253
- Ulrich, B. 1994. Process Hierarchy in Forest Ecosystems: an integrative Ecosystem Theory. In: Godbold, D.L., Hüttermann, A. (eds.) *Effects of acid rain on forest processes.* Wiley-Liss, New York, 353-397
- Wagner, S. 1994. Einbringung von Laubbaumarten in Kiefernbestände auf armen Sanden im Nordosten Niedersachsens. *Forstarchiv* 65, 3-9
- Weihls, U. 1993. Waldschäden – Walderneuerung. *Versuchsergebnisse aus dem niedersächsischen Harz.* *Allg. Forstz.* 48, 1304-1312.
- Zelles, L., Stepper, K., Zsolnay, A. 1990. The effect of lime on microbial activity in spruce (*Picea abies* L.) forests. *Biology and Fertility of Soils* 9, 78-82



August Lüdemann

Forst- und Landschaftsservice GmbH

Forstbaumschulen • Forstdienstleistungen

termingerechte Lieferung
bodenfrische Forstpflanzen
heimische Wildgehölze
Saatgutgewinnung u. Lohnanzuchten
Übernahme kompletter Aufforstungen



60528 Frankfurt/M.
Am Poloplatz 10
Tel. (0 69) 66 80 65 10
Fax (0 69) 6 66 88 01

FRANKFURT

25462 Rellingen
Hempbergstraße 38
Tel. (0 41 01) 30 55-0
Fax (0 41 01) 3 36 92

RELLINGEN

www.august-luedemann.de

C-accumulation in the soil after afforestation: contribution to C-mitigation in Hungary?

Balázs Horváth

Institute for Soil Science and Forest Nutrition, Georg-August-University Göttingen,
Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen

Present Address: Forest Research Institute of Northwest-Germany, Grätzelstr. 2, D-37079 Göttingen

Eingegangen: 01.12.2005 Angenommen: 04.02.2006

Abstract: There is more evidence than ever before that the climate of the earth is warming up and that this warming is due to the anthropogenic emission of green house effect supporting gases (GHG). Hungary is one of the countries, which committed itself to reduce the GHG emission. An important step in this process could be a large-scale afforestation, as afforestation is known as a C-fixing land use change. However, there is little knowledge about the carbon-budget of the soil beneath afforested land in Hungary. In this study the C-stock (forest floor and mineral soil 0-60 cm) development after afforestation was investigated at 6 different sites, using the method of the false time series. The C-stock change was modelled with an asymptotic function. It was found that afforestation of croplands results in 43 Mg ha⁻¹ C-fixation in the soil on average in 150 yrs. Afforesting of grassland is neutral to the C-balance in the long term, despite an initial net C-emission in the first three decades, which is then equalised over the following 100 yrs. The C-budget of a hypothetical, large-scale (750'000 ha) afforestation program was calculated assuming a proportion of 1/3 grassland to 2/3 cropland. The results suggest that C-stock change in the soil of the afforested land can slightly contribute to the C-mitigation efforts of Hungary. In the next 100 years on average 5 % of the committed GHG reduction target can be fixed in this way. Furthermore, in the first decades the soil itself becomes a net C-emitter, even if only to a small magnitude.

Kohlenstoff-Akkumulation im Boden nach Neuaufforstungen: Beitrag zur Reduzierung der C-Emission in Ungarn?

Kurzfassung: Durch die Forschungsergebnisse der letzten Jahre verdichten sich die Beweise, dass sich das Klima der Erde erwärmt und diese Erwärmung durch die anthropogene Freisetzung der Treibhaus-Effekt fördernden Gase (TFG) verursacht wird. Ungarn gehört zu den Ländern, die eine Reduktion der Freisetzung von TFG beschlossen haben und diese in der Zukunft verschiedenartig realisieren wollen. Die geplante, großflächige Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen könnte ein wichtiger Schritt in diese Richtung sein, da Aufforstungen bekanntlich zu den die C-Speicherung fördernden Landnutzungsänderungen gehören. Änderungen des Kohlenstoffgehaltes im Boden nach Aufforstung sind zum jetzigen Zeitpunkt unter den klimatischen und bodenkundlichen Voraussetzungen in Ungarn wenig erforscht. In der vorliegenden Studie wurde in 6 Fällen anhand von unechten Zeitreihen die Entwicklung des gespeicherten Kohlenstoffs im Boden nach Aufforstung untersucht. Die C-Vorratsänderung (Humusaufgabe und 0-60 cm Mineralboden) wurde mit einer asymptotischen Funktion modelliert. Es zeigte sich, dass nach Acker-Aufforstungen der C-Vorrat im Boden im Mittel um 43 Mg ha⁻¹ in 150 Jahren zunimmt. Dagegen war bei der Aufforstung von Weiden längerfristig keine Erhöhung der Kohlenstoffspeicherung festzustellen. In den ersten Jahrzehnten fungiert der Boden der aufgeforsteten Weide sogar als netto-C-Quelle, wobei die C-Freisetzung erst in dem darauffolgenden Jahrhundert allmählich wieder ausgeglichen wird. Es wurde die C-Bilanz für eine großflächige (750.000 ha) Aufforstung errechnet, wobei angenommen wurde, dass die Fläche zu zwei Drittel aus Acker und zu ein Drittel aus Weide besteht. Unsere Ergebnisse zeigen deutlich, dass die Erhöhung der C-Vorräte im Boden durch die Aufforstung landwirtschaftlicher Flächen nur geringfügig zu den TFG-senkenden Anstrengungen Ungarns beitragen kann. Es dauert ungefähr 300 Jahre, bis die jährliche Brutto-Emission der TFG durch solche Maßnahmen gebunden wird. Außerdem wirkt der Boden in den ersten Jahrzehnten nach der Aufforstung als Netto-C-Quelle, wenn auch in einem geringen Maße.

Key words: C-mitigation, cropland afforestation, Kyoto Protocol, forest floor, grassland afforestation, soil carbon

1 Introduction

The last report of the IPCC (2001) affirms that the earth's surface is warming, and there is more evidence than ever before that this climate change is a result of increasing greenhouse gas (GHG) concentrations due to human activity. Other important finding of this report is that stabilisation of the CO₂ concentration even at the very high level of 1000 ppm, requires radical reduction of the anthropogenic CO₂ emission. The predicted global warming rate is 2-4 °C by 2100 and 6 (or in the worst case 9) °C till a new equilibrium between CO₂ concentration and temperature is achieved. In short: the issue of GHG-s is more acute than ever.

On the 13 February 2005 the Kyoto protocol became effective through the ratification of Russia. The goal of the participating countries is to reduce their emission levels of CO₂ and five other GHG-s by at least 5 % of the 1990 level by 2010. The sinks created by active land use change (like afforestation) can be accounted for the national C-budget.

The net GHG emission in CO₂ equivalents was 82.0 Tg in 1999 in Hungary (3rd NC Hungary, 2002). This level is 17 % less than the level of the base period (1985-87 in case of Hungary). The committed reduction was 6 %. However, the C emission decreased in the early nineties through a serious economic crisis rather than through technological development. Therefore an increase in the emission can be anticipated as the economy

recovers. Indeed, the emission has been growing since 1994, and the linear trend predicts an annual 100.6 Tg GHG emission for the period of 2008-12 (3rd NC Hungary 2002). This level is with 8.0 Tg higher than the committed emission, thus active steps are needed to achieve the goal of the Kyoto protocol. One of these steps could be an intensive afforestation program.

There are approximately 1.77 Mha of forest in Hungary, representing about 19 % of the total area. The intention is to increase this percentage to 24-26 % (e.g. ÁESZ 1999, SCM 2000). In 2002 approx. 377 Tg Carbon was accumulated in the Hungarian forests (Führer and Mátyás 2005). 36 % of this amount was fixed in the biomass, 1 % in the forest floor and 63 % in the mineral soil (Führer 2004). Führer and Mátyás (2005) estimate that the gross increment of the C-stocks in the Hungarian forests is about 6.9 Tg yearly. From that 2.0 Tg remains in the forest after harvesting.

Somogyi (2000) adapted the COMAP model (1995) for the Hungarian conditions named CASFOR. This model was used to estimate the C-sequestration of an afforestation program. The model involves all the important (both ecologically and economically) C-pools and fluxes in the C-cycle. It was calculated, by assuming an intensive afforestation program of 15.500 ha for 50 yrs, that the maximum C-fixation is 46 Tg in 50 yrs and some 60 Tg by 2100 (Somogyi 2000).

In this study I have focused on the development of the soil carbon-stock after afforestation of former agricultural cultivated land. There is a panel in the CASFOR, which describes the C-sequestration in soil (3rd NC Hungary 2002). This panel is based on the dead organic matter formation and decomposition rates. I assumed that this estimation of C-sequestration in soil is rather rough, and in this field further investigations are needed. The soil is by far the biggest pool in the terrestrial C-cycle. Thus even small changes in this stock can influence the long-term C-balance of the Hungarian forests. The key instrument used for the C-stock development-analysis was the "false" time series. For this, agricultural plots and adjacent afforested plots of different age were selected. It was assumed that the difference in the C-stock between these plots is mainly caused by the different age of the forest vegetation.

2 Sites, material, methods

Six false time series were set up at six different sites in Hungary (Fig. 1 and Table 1). In two cases the C-stock development was



Fig. 1. Location of the investigated sites. Lage der untersuchten Standorte.

Table 1. Selected site characteristics. Mean annual temperature (MAT), annual precipitation (AP), geological substrate (GS), soil classification after FAO system (SC).

Ausgewählte Standortseigenschaften. Mittlere Jahrestemperatur (MAT), jährliche Niederschlagsmenge (AP), geologisches Substrat (GS), Bodenart nach FAO-Klassifizierung (SC).

Site name	MAT (°C)	AP (mm)	GS	SC
Farkasgyepű	9.3	736	Loess	Luvisol
Iván	9.6	630	Acid river drift	Planosol
Kecskemét	10.3	510	carbonated Sand	Cambisol
Dudlesz	9.7	604	Limestone	Regosol
Sopron	9.7	604	Gneiss	Luvisol
Kiscsehi	9.8	728	Periglacial silt	Luvisol

investigated after afforestation of grassland, in four cases after afforestation of cropland. The local foresters, knowing the stand history, were involved in the selection of the plots. Altogether 24 plots were investigated: two grasslands, four croplands and 18 forest stands from the age of five to 170 yrs. 13 of the investigated forest stands were broadleaved and five coniferous (Table 2). The afforested plots were stratified in four age classes: young afforestation under 20 yrs, old afforestation between 20 and 50 yrs, young forest between 50 and 100 yrs and old forest above 100 yrs.

The forest floor (O_L - and O_F -layer; O_H was nowhere present) was sampled with a 0.25 m * 0.25 m wood frame in three replications. The mineral soil was sampled in three depths: 0-10, 10-30 and 30-60 cm. From each depth a mixed sample was taken for chemical analysis. From each depth undisturbed samples were also taken in three replications to determine the bulk density of the soil.

Both floor and soil samples were dried at 60 °C to weight equilibrium. The soil samples were passed through a 2 mm sieve before analysis.

The total C- and N-content was measured using a CNS analyser Elemental, Vario EL, Hanau. In soil samples, pH (H_2O and KCl) was measured. If the pH value exceeded 6.0 (KCl), the carbonate content was measured with a Scheibler-apparatus. C_{org} -content was calculated as the difference between the total and carbonate (inorganic) C-content. The C-stock was obtained for each layer separately using C_{org} -content and the mean of the bulk density.

The C-stock development was modelled with an asymptotic function. The concept there was that after the land use change with time the C-stock achieves a new state of quasi equilibrium. The general form was: $C = C_0 + C_f * (1 - e^{-k_f * t}) + C_d * (1 - e^{-k_d * t})$. C is the carbon stock in Mg ha⁻¹ at time t; C_0 is the carbon stock of the reference agricultural land in Mg ha⁻¹; C_f and C_d are the amount of the potentially fixable and degradable C in Mg ha⁻¹, respectively; k_f and k_d are the rates of the fixation and degradation in yr⁻¹, respectively; t is time in yrs. This form made it possible to model two asymptotic processes running simultaneously. Degradation is often much faster than fixation,

Table 2. List of the investigated plots.
Liste der untersuchten Flächen.

Site	Mean species	Land use category
Farkasgyepü	Grassland	grassland
	English oak	young afforestation
	Beech	young forest
Iván	English oak	old forest
	Grassland	grassland
	Turkey oak	young afforestation
Kecskemét	English oak	old afforestation
	Crop	cropland
	Black locust	young afforestation
Dudlesz	Austrian pine	young afforestation
	Black locust	old afforestation
	English oak	young forest
Sopron	Crop	cropland
	Scotch pine	old afforestation
	Turkey oak	young forest
Kiscsehi	Crop	cropland
	Norway spruce	old forest
	Sessile oak	old forest
	Crop	cropland
	Norway spruce	young afforestation
	English oak	young afforestation
	Beech	old forest

and can cause a temporary decrease of C-stock even if C_d is smaller than C_f . The C-stock development was modelled in four cases: 1 in the forest floor separately; 2 in the case of cropland afforestation (forest floor and mineral soil 0-60 cm); 3 in the case of grassland afforestation (forest floor and mineral soil 0-60 cm); 4 in the case of a mixture of land use (2/3 cropland and 1/3 grassland) afforestation. By the model 1 C_0 and C_d were obviously 0. By the model 2 C_d was also 0, as the C fixation beat the degradation even at the starting period. Parameters were fitted with the Statistica 5.5 software.

3 Results

The development of the C-stock with time was investigated in the forest floor (Fig. 2). All the forest floor data of both grassland and cropland false time series was used, with the assumption, that the former land use doesn't influence the litter accumulation pattern. The fitted model (Fig. 2 and Table 3) suggests that on average 6.7 Mg C ha⁻¹ can be sequestered in the forest floor. The accumulation rate is quite high as 80 % of the maximum accumulation is achieved in the first two decades.

The asymptotic function was fitted to the means of the soil carbon stock (0-60 cm and litter) of the cropland false time series (Fig. 3a and Table 3). C_f is 43.4 suggesting that on average 43 Mg C can be sequestered per ha by afforesting cropland. The soil and forest floor act as net C-sink from the beginning.

In the case of grassland, the data suggest that two asymptotic processes are taking place at the same time: a faster degradation (k_d is 0.046 yr⁻¹) and a slower fixation (k_f is 0.015 yr⁻¹) (Fig. 3b and Table 3). C_f and C_d have similar absolute values

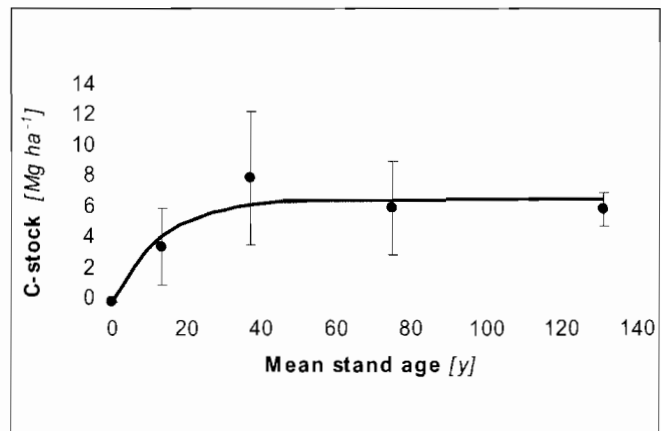


Fig. 2. C-stock development of the forest floor with time.

Dots: measured values (means and standard deviations). Line: fitted model: $C = C_f * (1 - e^{-k_f * t})$; C = Carbon stock in Mg ha⁻¹ at time t; C_f is potentially fixable C in the forest floor in Mg ha⁻¹; k_f is the rate of the sequestration in yr⁻¹; t is time in yrs. The fitted values are in Table 3.

Zeitliche Entwicklung des Kohlenstoffvorrats in der Humusaufgabe. Punkte: gemessene Werte (Mittelwerte und Standardabweichungen). Linie: angepasstes Modell: $C = C_f * (1 - e^{-k_f * t})$; wobei: C = C-Vorrat in Mg ha⁻¹ zum Zeitpunkt t; C_f = potenziell speicherbare C-Menge in der Humusaufgabe in Mg ha⁻¹; k_f = Rate der C-Speicherung in J⁻¹; t = Zeit in Jahren. Die Werte der angepassten Parameter sind in Tabelle 3 dargestellt.

(32.2 and 29.0 respectively), suggesting that the afforestation of grassland is quite indifferent for C-sequestration in the long term. Nevertheless, in the first period the soil becomes a net C-source. In the first three decades the soil net C-emission is approx. 9.8 Mg ha⁻¹. It takes a further 100 yrs till this amount of carbon is fixed again.

Table 3. Adjusted parameters of the function $C = C_0 + C_f * (1 - e^{-k_f * t}) + C_d * (1 - e^{-k_d * t})$.

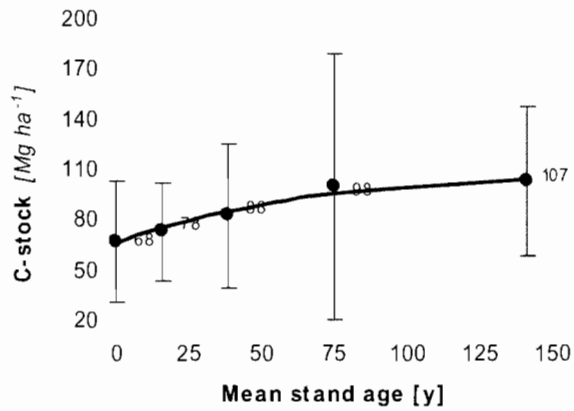
C is the carbon stock in Mg ha⁻¹ at time t; C_0 is the carbon stock of the reference agricultural area in Mg ha⁻¹; C_f and C_d is the amount of the potentially fixable and degradable C in Mg ha⁻¹, respectively; k_f and k_d are the rates of the degradation and fixation in yr⁻¹, respectively; t is time in yrs.

Angepasste Parameter der Funktion $C = C_0 + C_f * (1 - e^{-k_f * t}) + C_d * (1 - e^{-k_d * t})$.

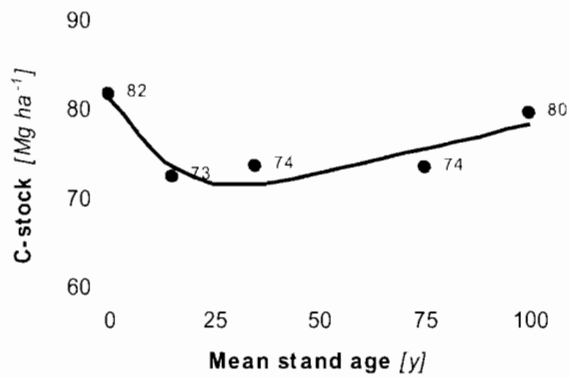
C ist der Kohlenstoffvorrat in Mg ha⁻¹ zum Zeitpunkt t; C_0 ist der C-Vorrat bei der als Referenz genommenen landwirtschaftlichen Fläche in Mg ha⁻¹; C_f und C_d sind die Mengen des potentiell gespeicherten bzw. freigesetzten C in Mg ha⁻¹; k_f und k_d sind die Raten der C-Freisetzung bzw. -Speicherung in J⁻¹; t ist Zeit in Jahren.

Model	C_0	C_f	k_f	C_d	k_d	r^2
Forest floor	-	6.7	0.078			88.6
Cropland afforestation	68.5	43.4	0.016			96.5
Grassland afforestation	81.9	32.9	0.015	-29.0	0.046	85.6
Mixed* afforestation	75.0	49.0	0.015	-18.0	0.150	97.9

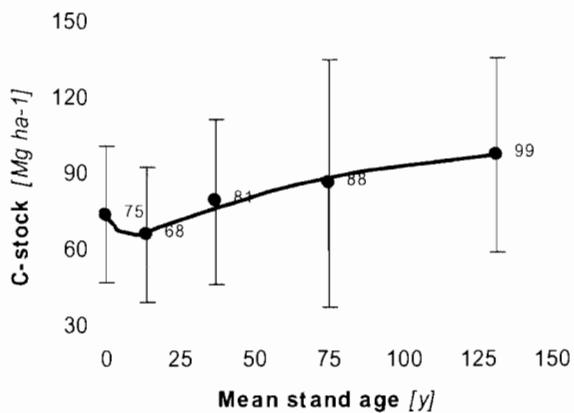
*1/3 grassland and 2/3 cropland (1/3 Weide und 2/3 Acker)



a cropland (Acker)



b grassland (Weide)



I have united all the C-stock data to create a “mixed” false time series, which contains 2/3 cropland and 1/3 grassland afforestation. In this case the same equation was fitted to the data as in the case of grassland (Fig. 3c and Table 3). As C_f is 49.0 and C_d is -18.0, it is assumable that on average 31.0 Mg C can be sequestered per ha in case this site collective is afforested. In the beginning period, the soil acts as a net C-source as in the case of “pure” grassland-afforestation.

This latter equation was used to calculate the C-balance of a hypothetical intensive afforestation program in Hungary

Fig. 3a, b, c. C-stock (litter + mineral soil 0 – 60 cm) development in the soil after afforestation of a, cropland; b, grassland; c, mixed (1/3 grassland 2/3 cropland).

Dots: measured values (means and standard deviations). Line: fitted model. $C = C_0 + C_f * (1 - e^{-(k_f * t)}) + C_d * (1 - e^{-(k_d * t)})$; C is the carbon stock in Mg ha⁻¹ at time t; C_0 is the carbon stock of the reference agricultural area in Mg ha⁻¹; C_f and C_d are the amount of the potentially fixable and degradable C in Mg ha⁻¹, respectively; k_f and k_d are the rates of the degradation and fixation in yr⁻¹, respectively; t is time in yrs. The fitted values are given in Table 3.

Entwicklung des C-Vorrates (Humusaufgabe + Mineralboden 0 – 60 cm) nach Aufforstung in Abhängigkeit der früheren Landnutzung. Für: a = Acker; b = Weide; c = gemischte Aufforstung (1/3 Weide und 2/3 Acker).

Punkte: gemessene Werte (Mittelwerte und Standardabweichungen). Linie: angepasstes Modell: $C = C_0 + C_f * (1 - e^{-(k_f * t)}) + C_d * (1 - e^{-(k_d * t)})$; wobei: C = Kohlenstoffvorrat in Mg ha⁻¹ zum Zeitpunkt t; C_0 = C-Vorrat der als Referenz genommenen landwirtschaftlichen Fläche in Mg ha⁻¹; C_f und C_d = Menge der potenziell gespeicherten bzw. freigesetzten C-Menge in Mg ha⁻¹; k_f und k_d = Raten der C-Freisetzung bzw. -Speicherung in J⁻¹; t = Zeit in Jahren. Die Werte der angepassten Parameter sind in Tabelle 3 dargestellt.

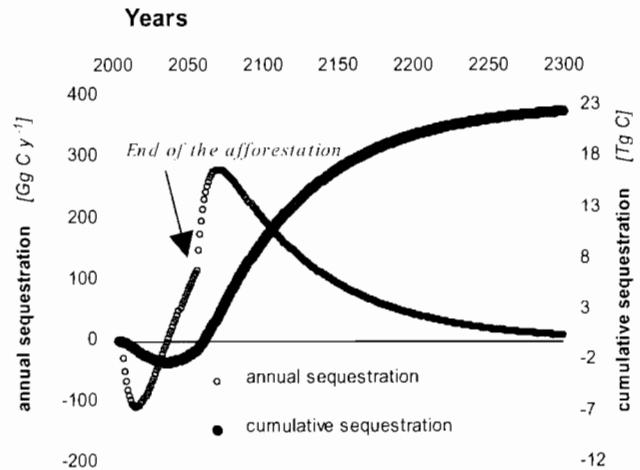


Fig. 4. C-sequestration in the mineral soil and forest floor after a hypothetical afforestation program in Hungary. Annual afforested area: 5'000 ha grassland and 10'000 ha cropland; beginning year 2007; total afforested area 750'000 ha.

Kohlenstoffspeicherung im Mineralboden und in der Humusaufgabe nach einer hypothetischen großflächigen Aufforstung in Ungarn. Jährlich aufgeforstete Fläche: 5.000 ha Weide und 10.000 ha Acker; Anfangsjahr: 2007; insgesamt aufgeforstet: 750.000 ha.

(Fig. 4). The amount of sequestered C in the soil and in the litter would be 9.7 Tg C by 2100 (Fig. 4). The sequestration would continue until 2300 and the total C-fixation would be approximately 23 Tg. However, the C-emission would exceed the fixation in the first decades, thus the soil of the afforested areas would be a net C-source until 2038. It would take until 2062 to equalise the C-loss of the beginning period.

Table 4. C-sequestration in the soil and forest floor after land use change from cropland to forest. Comparison between published data and this study.

C-Speicherung im Boden und Humusaufgabe nach Aufforstung von Äckern. Vergleich zwischen veröffentlichten Daten und dieser Studie.

Author	Study design	Location	Observed period (years)	C-sequestration		Unit
				Cited study	This study ¹	
Guo and Gifford (2002)	review			~66 – 82	63	% ²
Post and Kown (2000)	review		8 - 200	0.34	0.34 ³	Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Huntington (1995)	real time series	Georgia	70	0.34 – 0.79	0.41	Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Garten (2002)	paired plots	Tennessee	10	0.4 – 1.7 ⁴	0.26 ⁴	Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Six et al. (2002)	paired plots	Ohio	50	0.13 ⁴	0.34 ⁴	Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Six et al. (2002)	paired plots	Ontario	29	0.47 ⁴	0.33 ⁴	Mg ha ⁻¹ yr ⁻¹
Richter et al. (1999)	real time series	South Carolina	35	39.3	18.1	Mg ha ⁻¹
Berthold and Beese (2001)	false time series	NW-Germany	65	70	27	Mg ha ⁻¹
Vesterdal et al. (2002)	false time series	Denmark	200	81	41	Mg ha ⁻¹
Deckmyn et al. (2004)	model	Belgium	150	43 – 70.5	39	Mg ha ⁻¹
Romanyà et al. (2000)	model	Spain	20	7 - 9.5	11.5	Mg ha ⁻¹

¹calculated value based on the model as described in Fig. 3.a and Table 3 – ¹berechnete Wert, basierend auf dem (in Abb. 3a und Tab. 3) beschriebenen Modell²maximal sequestration in % of the C-stock of the afforested cropland – ²maximale Speicherung in Prozent des Kohlenstoffvorrates des aufgeforsteten Ackers³on average in 100 yrs – ³im Mittel über 100 Jahre; ⁴without forest floor – ⁴ohne Humusaufgabe

4 Discussion

4.1 C-accumulation in the forest floor

The C-accumulation in the forest floor was investigated separately also to find out which part has this relative changeable pool in the entire C-sequestration. The fitted model suggests that about 6.7 Mg C can be sequestered per ha in the forest floor. 2.8 Mg C ha⁻¹ is given as an average C-stock in the forest floor in Hungary by Führer (2004). This lower value can be explained with the rather young age of the Hungarian forests. Furthermore a strong fluctuation in the carbon stock is assumable depending on weathering or silvicultural intervention.

The C-sequestration potential of the forest floor in Hungary is much lower than in NW-Germany. Berthold and Beese (2001) found that in 65 yrs 51 Mg C ha⁻¹ can be fixed in the litter. Their result suggests that even after 65 yrs the C-stock increases. The model of Böttcher and Springop (2001) supports this finding: they describe a slight increase of the C-stock of the forest floor even after 100 yrs, achieving a level of 50 Mg ha⁻¹. One of the reasons for this fundamentally different sequestration pattern could be that mineralization is accelerated through the higher annual mean temperature, especially the higher summer temperatures, in Hungary. Other reason could be the more favourable chemical environment in Hungary e.g. higher pH values.

4.2 C-accumulation after afforestation of cropland

The fitted model suggests that on average 43 Mg C can be fixed per ha in the soil and litter layer after a land use change from crop to forest in Hungary. The magnitude of this estimate correlates with the data published in other papers (Table 4). Nevertheless, more studies found considerably higher rates of C-sequestration. These studies were mostly conducted in areas with a more humid and colder climate than Hungary. As described above the humus accumulation pattern in such areas differs greatly to that in Hungary. The C-accumulation of the mineral soil itself doesn't show differences of this magnitude. E.g. Berthold and Beese (2001) found in NW-Germany that af-

forested croplands gain 70 Mg C ha⁻¹ in 65 yrs. My corresponding data is 28 Mg C ha⁻¹. If only the mineral soil is considered, the C-sequestration rate was 23.0 Mg ha⁻¹ in NW-Germany and 22.0 Mg ha⁻¹ in Hungary. The only cited study with a warmer climate than Hungary's is the one of Romanyà et al. (2000) from Spain. They report about 15-35 % lower C-sequestration than this study (Table 4). This confirms the assumption that there is a gradient in C-sequestration potential between cold-humid and warm-dry climates.

4.3 C-accumulation after afforestation of grassland

The C-sequestration pattern of afforested grassland is different compared to afforested cropland. The reason for this is the higher C-content in the grassland soil especially in the upper (0-10 cm) layer. In the investigated soils the average C-content was 25.2 (± 5.2) and 11.2 (± 4.7) mg g⁻¹ in the upper layer under grassland and cropland, respectively. It is likely that the rapid mineralization of this high C-content is the source of the net C emission of soils under afforested grasslands. A similar finding was reported by Del Gado et al. (2003): the layer 0-10 cm under the grass land contained approx. 60 % more C than under the adjacent young forest in NE Italy. In New Zealand Ross et al. (2002) also found a lower C-content at a depth of 0-10 cm beneath a *Pinus radiata* plantation than beneath grassland. These findings support the results. However, in the literature results on the C-stock development after a land use change between pasture and forest are controversial. In their review Guo and Gifford (2002) describe that the land use change from forest to pasture results on average in a slight loss of carbon under an annual precipitation of 1000 mm. Torbert et al. (2004) compared forest and permanent pasture areas. They found slightly higher (approx. 8 Mg ha⁻¹) C-stock in pasture on clay-loamy soil but much lower (approx. 53 Mg ha⁻¹) in loamy sand soil. Davis and Condron (2002) found that after afforestation of grassland in New Zealand the C-stock decreases by 4.5 Mg ha⁻¹ over the first 2 decades. Nevertheless, they found that the C-stock reduction in the mineral soil is gradually compensated by the C-accumulation in the forest floor. Murty et al. (2002)

affirm in their review that the effect on the C-stock of a land use change between pasture and forest has on average a neutral outcome, although individual sites may lose or gain soil C.

4.4 "Mixed" time series and C-mitigation in the soil of afforestations

To calculate the effect of an intensive afforestation program on the C-budget in Hungary I used a "mixed" time series created by uniting the crop and grassland time series. In this way achieved a model for C-stock development (forest floor and mineral soil 0-60 cm) for an afforestation area made up of 2/3 cropland and 1/3 grassland (Fig. 3c and Table 3). I used realistic assumptions on the hypothetical afforestation program. The beginning year (2007) corresponds with the start of the new budget of the European Union (EU), assuming that such ecologically important projects would be financed generously in the future. The afforestation rate of 15'000 ha is equal to the rate of the technical potential afforestation scenario of Somogyi (3rd NC Hungary 2002). The total area of this hypothetical program refers to the area of the original Hungarian afforestation program (ÁESZ 1999). Altogether approximately 23 Tg C could be fixed in the soil and in the forest floor. This data corresponds with the yearly gross emitted GHG-s in Hungary, as it was 23.6 Tg (in C-CO₂ equivalent) in 1999 (3rd NC Hungary, 2002). To achieve Hungary's Kyoto commitment, the annual GHG emission must be reduced by 2.2 Tg (in C-CO₂ equivalent, 3rd NC Hungary, 2002). The calculations suggest that in the next 100 yrs on average 5.0 % of this reduction target can be obtained in the soil of afforestations. However, in the first decades the soil would act as a net C-source: in the benchmark period of the Kyoto protocol (2008-2012) the gross GHG emission would be increased by 0.3 %. On the other hand in the 70-ties of the 21st century a quite intensive C-fixation could be observed. The highest rate would be achieved in 2071: in this year 0.28 Tg C would be fixed.

5 Conclusion

In Hungary, the C-stock development in the soil of an afforested area is highly depending on the former land use. If cropland is afforested a significant C accumulation can be assumed. The C-fixation is 43 Mg ha⁻¹, on average. 15 % of this amount is fixed in the forest floor. The land use change from grassland to forest does not result in a significant change in the carbon-stock of the soil in the long term, instead a net C-emission in the first three decades is assumable, followed by an equalisation. The C fixation in the soil can slightly contribute to the C-mitigation efforts of Hungary. In the case of a very intensive afforestation program on average 5.0 % of the reduction target can be obtained. However, in the benchmark period of the Kyoto protocol a net C-fixation in the soil is only realistic by afforesting exclusively former cropland.

Acknowledgments

The author expresses his sincere gratitude to the German Academic Exchange Service (DAAD) for the financial grant enabling a visit to the Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Georg-August-University of Göttingen. I wish to thank Prof. Dr. F. Beese and Dr. B. Heil for co-managing and planning the project and Dr. D. Berthold for his cooperation in collecting samples. I also wish to thank the Department for the Forest Site Survey of the West-Hungarian University.

References

- 3rd NC Hungary: 3rd National Communication for the UNFCCC – Hungary. 2002. (edited by Systemexpert Consulting Ltd.) www.unfccc.int/resource/docs/natc/hunnc3.pdf
- ÁESZ (National Forest Service of Hungary) 1999: [Assessment of effects of an afforestation program according to the EU regulation 2080/92 in Hungary] Manuscript, Budapest [in Hungarian]
- Berthold, D., Beese, F. 2001. Kohlenstoffspeicherung in Böden nach Aufforstung in Abhängigkeit von der Bewirtschaftungsform. *Forst u. Holz* 57, 417-420
- Böttcher, J., Springop, G. 2001. A carbon balance model for organic layers of acid forest soils. *Journal of Plant Nutrients and Soil Sciences* 164, 399-405
- COMAP 1995. Countries studies management team. Guidance for mitigation analysis. Version 2.0. Washington DC: Energy Analysis Program; Berkley, USA: Lawrence Berkley Laboratories
- Davis, M.R., Condon, L.M. 2002. Impact of grassland afforestation on soil carbon in New Zealand: a review of paired-site studies. *Australian Journal of Soil Research* 40, 675-690
- Deckmyn, G., Muys, B., Quijano, J.G., Ceulemans, R. 2004. Carbon sequestration following afforestation of agricultural soils: comparing oak/beech forest to short rotation poplar coppice combining a process and a carbon accounting model. *Global Change Biology* 10, 1482-1491
- Del Galdo, I., Six, J., Peresottis, A., Cotrufo, M.F. 2003. Assessing the impact of land-use change on soil C sequestration in agricultural soils by means of organic matter fraction and stable C isotopes. *Global Change Biology* 9, 1204-1213
- Führer, E. 2004. Carbon fixing capacity of the forests in Hungary. *Hungarian Agricultural Research* 13, 4-7
- Führer, E., Mátyás, Cs. 2005. [Effects of the climate change on the stability and C-fixing capacity of forest ecosystems in Hungary]. *Magyar Tudomány CXII/7*, 837-839 [in Hungarian]
- Garten, C.T. 2002. Soil carbon storage beneath recently established tree plantations in Tennessee and South Carolina. *Biomass and Bioenergy* 23, 93-102
- Guo, L.B., Gifford, M. 2002. Soil carbon stocks and land use change: a meta analysis. *Global Change Biology* 8, 345-360
- Huntington, T.G. 1995. Carbon sequestration in an aggrading forest ecosystem in the southeastern USA. *Soil Science Society of America Journal* 59, 1459-1467
- IPCC (Intergovernmental panel on climate change) 2001. Third assessment report. *Climate Change 2001*. Cambridge University Press, Cambridge
- Murty, D., Kirschbaum, M.U.F., McMurtrie, R.E., McGilvray, H. 2002. Does conversion of forest to agricultural land change soil carbon and nitrogen? *Global Change Biology* 8, 105-123
- Post, W.M., Kwon, K.C. 2000. Soil carbon sequestration and land-use change: process and potential. *Global Change Biology* 6, 317-327
- Richter, D.D., Markewitz, D., Trumbore, S.E., Wells, C.G. 1999. Rapid accumulation and turnover of soil carbon in a re-establishing forest. *Nature* 400, 56 - 58
- Romanyà, J., Cortina, J., Falloon, P., Smith, P. 2000. Modelling changes in soil organic matter after planting fast-growing *Pinus radiata* on Mediterranean agricultural soils. *European Journal of Soil Sciences* 51, 627-641
- Ross, D.J., Tate, K.R., Scott, N.A., Wilde, R.H., Rodda, N.J., Townsend, J.A. 2002. Afforestation of pastures with *Pinus radiata* influences soil carbon and nitrogen pools and mineralization and microbial properties. *Australian Journal of Soil Research* 40, 1303-1318
- SCM 2000. [Strategy on climate mitigation]. 2206/2000. (IX. 13.) Korm. Határozat. *Határozatok tára* 39, 510-516 [in Hungarian]
- Six, J., Callewaert, S., Lenders, S., Gryze, S. De., Morris, S.J., Gregorich, G., Paul, E.A., Paustian, K. 2002. Measuring and understanding carbon storage in afforested soils by physical fractionation. *Soil Science Society of America Journal* 66, 1981-1987
- Somogyi, Z. 2000. Possibilities for carbon sequestration by the forestry sector in Hungary. *Biotechnol. Agron. Environ.* 4, 296-299
- Torbert, H.A., Prior, S.A., Runion, G.B. 2004. Impact of the return to cultivation on carbon (C) sequestration. *Journal of Soil and Water Conservation* 59, 1-8
- Vesterdal, L., Ritter, E., Gundersen, P. 2002. Change in soil organic carbon following afforestation of former cropland. *Forest ecology and management* 169, 137-147

Regulation of decomposition of nutrient rich plant residues through placement in soil

Balázs Horváth and Friedrich Beese

Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Georg-August University of Göttingen, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, Germany

*Corresponding author (bhorvat@gwdg.de)

Introduction

The mineralization of plant residues is one of the basic questions of the soil sciences, which fundamentally influences the nutrient supply and the carbon pools of terrestrial plant ecosystems. In the last decades new aspects emphasise the importance of the investigation of the decomposition of organic materials: the increasing greenhouse effect calls attention to the soil respiration and to the possibility of carbon sequestration in the soil. The ongoing elevated anthropogenic N-supply endangers the balance of natural ecosystems: phenomena like eutrophication of wet biotopes, increased NO_x emissions, N-saturation of forest ecosystems, or NO₃⁻ - leakage into the groundwater have become acute and widespread problems.

The factors determining the carbon and nitrogen cycles can be classified in three groups: (1) properties of the added organic material (OM); (2) chemical and physical characters of soil; (3) the biochemical potential of the decomposer community. In this paper we were concerned on interaction with some of these properties.

In the last few years massive efforts have been made to find a measure of chemical quality which can predict the rate of residue decomposition and N mineralization. Various quality indicators have been found, after the very first published C/N ratio (e.g. Jensen 1929, Aulakh et al. 1991) more specific characters like N content (e.g. Vigil and Kissel, 1991), lignin content or lignin/N ratio (Melillo et al., 1982; Wang et al. 2004) etc. But none one of them is suitable to explain the differences between the mineralization of a wide range of substrates, and it is also likely that there is no single indicator

that can. Thus in the last years several mineralization models were set up based on the fractioning of the OM. E.g. Henriksen et al. (1999) could describe the mineralization of whole series of plant materials through grouping the carbon content of the residue into three basically differently degradable pools. For each pool a specific decay rate was used. In these studies and models the resistance of the litter to the microbial attack thus the chemical character of the OM is assumed to govern decomposition rate. Other factors like the placement of the OM or composition and activity of the microbial community is of secondary importance or even negligible. Results of several studies could prove this assumption. For example Flessa et al. (2002) found that the mineralization of grass mulch was the same on soil and on quartz sand. On the other hand Garnier et al. (2003) describes that soil contact can enhance the decomposition in case of poor residue quality through providing nutrients to the decomposers. Furthermore there are more complicated effects. Potthoff et al. (2005) found that inorganic N addition to maize leaf straw only accelerated the mineralization, but did not increase the total mineralization rate. In contrast the presence of mineral soil increased the cumulative respiration roughly by 50%. They concluded that soil is an important source of colonizers ensuring an effective succession of decomposing organisms. Similar results were found by Henriksen and Breland (2002). Gaillard et al. (1999) reported a steep gradient of enhanced microbial activity around the residue particles in the soil. Gaillard et al. (2003) found that depending on substrate quality 23, 33 % of the total residue derived respired CO₂ came from residue-adjacent soil. Does it mean that the size of the contact area between soil and OM has a direct ratio with the increment of mineralization? The results of the studies dealing with this issue are controversial. Holland and Coleman (1984) found that surface placed wheat straw was mineralized slower than the incorporated. Similar results were published by Parker (1962), Douglas et al. (1980) and Christensen (1986). Holland and Coleman (1984) suggest that the separation of the litter C and soil inorganic N favoured fungi over bacteria and this shift in microbial community is the main reason for this phenomenon. In contrast Beare et al. (1993) found in buried sorghum residues not only higher mineralization rates but also higher densities of fungal hyphal. On the other hand it is not completely clear in these quite long (6 to 12 month) field-studies if this difference in the mineralization pattern is caused by the placement directly, or rather by the microclimatic difference between surface and incorporated OM

amendment. Other studies like Gale and Cambardella (2000) report of big differences between the carbon dynamic of surface residue- and root-derived OM, but in this case the effect of the placement and the chemical characters are not clearly separable.

In our study we aimed at a better understanding of the role and importance of the mineral soil in the decomposition residue added. We wanted to examine the interaction between the OM quality and mineral soil contact area; therefore we have used three kinds of placement and three different substrates. The residues were milled, to exclude physical effects caused not by biochemical quality but by the “structure”, like surface area or protection of lignified tissues. The substrates had low C/N ratios, as the role of the soil as a nutrient provider is maybe the easiest to understand. In this paper we have concentrated on the dynamic and cumulative amount of mineralization depending on soil contact-area, and chemical quality of the residue.

Materials and Methods

Soil

The soil was collected from the Ap Horizon of a maize field at Rothalmünser, (north Bavaria, Germany). Sampling took place in March before seeding. The soil had developed from loess and can be classified as Pseudogley-Kolluvisol. It contained 18.0 % clay, 73.7 % silt and 8.3 % sand. Selected chemical characteristics are shown in table 1.

Tab. 1 Selected characteristics of the mineral soil. Content of organic C (C_{org}), total N (N_t), mineral N (N_{inorg}), total P (P_t), total S (S_t). Exchangeable amount of Na, K, Ca, Mg. Basis saturation (BS)

C_{org}	N_t	$C_{org} : N_t$	N_{inorg}	P_t	S_t	pH ($CaCl_2$)	Na	K	Ca	Mg	BS
— $mg\ g^{-1}$ —			$\mu g\ g^{-1}$	— $mg\ g^{-1}$ —			— $\mu molc\ g^{-1}$ —				%
12.2	1.33	9.2	3.2	1.29	0.29	6.5	1.3	6.4	145.7	12.9	99.7

Plant materials

Three parts of aubergine (*Solanum melongena* L.) was used as OM: fruits [F], leaves [L], and roots [R]. The material was air dried and ball milled. Thereafter the total C and N content was measured. Selected properties of the plant material are shown in Tab. 2.

Experimental design

Three plant materials different in quality and three different placements in the soil were used. The combination of the factors gives 9 treatments: (1) root material was placed on the surface (Rs), (2) root material was placed as layer in the middle of the soil column (Rl), (3) root material was homogenised with the soil material (Rh). In the same way was placed the leaf (4 Ls, 5 Ll, 6 Lh) and the fruit (7 Fs, 8 Fl, 9 Fh) material were placed. Soil without residue amendment (S0) was used as control (10).

Tab. 2 Characteristics of the plant materials

Parameters		Roots	Leaves	Fruits
C	mg g ⁻¹	400.6	299.4	434.8
N		16.2	26.5	29.8
C : N		24.7	11.3	14.6
P		1.8	2.7	4.8
S		2.6	6.5	2.5
Na		4.6	10.3	2.0
K		10.3	42.9	41.3
Ca		6.6	46.7	2.3
Mg		1.7	5.7	2.4
Hemicellulose		%	13.1	2.8
Cellulose	19.6		13.1	5.0
Lignin	11.6		3.3	18.9
Starch	10.3		-	-

The soil was dried by 60 °C and passed through a 2-mm sieve. It was moistened to 60 % of the field water holding capacity. It was incubated in the dark at 15 °C for 7 days prior to use. Plant material was moistened to 190% dry weight immediately before application. The soil materials was filled in plastic cylinders (diameter = 79 mm, height = 40 mm) closed by mesh on the bottom. 240 g fresh soil (corresponded 195 g dry weight and 1.0 g cm⁻³ bulk density) was filled in each column; the amount of the plant material

amendment was 2 g dry weight (corresponds with 400 g m⁻²). No irrigation was provided during the experiment, because the soil cores were placed in measuring chambers which were closed all the time, except the 5 minutes air ventilation, carried out once every two days.

Each treatment had four replicates. The incubation temperature was 15 °C and the experiment lasted 60 days.

Analysis procedures

Content of total C and N (both soil and plant material) were determined by an automated CN analyzer (Heraeus Elementar Vario EL). P, S content was measured by ICP-AES-Technique (Spectro Analytical Instruments, Kleve).

In the mineral soil, exchangeable Na, K, Ca, Mg content and cation exchange capacity (from which base saturation was calculated) were determined from air-dried, 2-mm sieved samples, percolated with 1 mol L⁻¹ NH₄Cl, and the percolates were analyzed for elements using Flam-Atomic Absorption Spectrometer (Varian, Darmstadt, Germany).

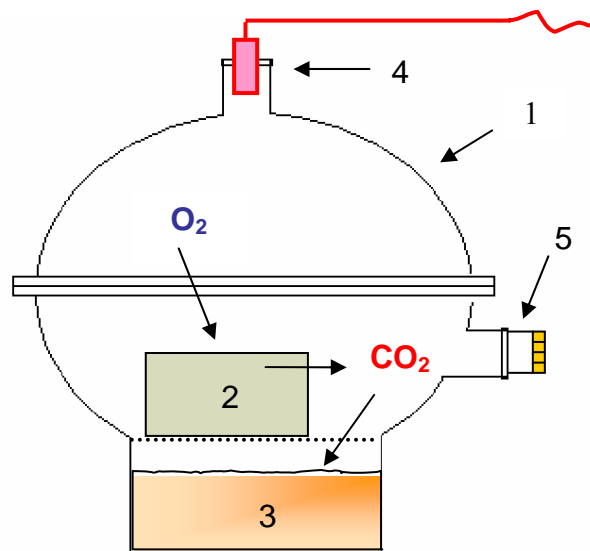


Fig. 1 Construction of the soil respiration measuring apparatus. 1. glass-made microcosm; 2. soil sample; 3. vessel with 3M NaOH; 4. pressure sensor contacted to PC; 5. side opening (used to air ventilation and calibration)

Hemicellulose, cellulose and lignin fractions of the plant material were determined using the method described by Goering and Van Soest (1970). Starch content in the diet was determined polar metrically according to the Verbandsmethode of VDLUFA (Naumann and Bassler 1976).

The soil respiration was measured with a modification of the “classical” CO₂ trapping technique. The principle is the following: soil respiration means O₂ uptake and CO₂ evolution. If the sample placed in a small air-tight container, and the respired CO₂ is trapped in NaOH, the pressure in the container decreases in proportion to the O₂ consumption.

The soil sample was placed in a microcosm (Fig. 1) containing 3M NaOH on the bottom. The microcosm is a small (volume app. 1.5 L) vessel, made of glass, which can be closed air-tight. There is an opening on the side which is closed by a glass-made plug. The plug contains a silicon rubber septum. In the cover of the microcosm a pressure sensor connected to a PC was built in. The air pressure in the microcosm was recorded in every 15 minutes. To avoid that the lack of the O₂ influences the respiration activity, the microcosm was ventilated for 5 minutes using a small air-pump every second day. The data influenced by the air ventilation were not taken into consideration. Every microcosm was calibrated by taking known amount of air from the microcosm with a syringe through the silicon rubber septum of the side opening. The change of pressure was measured. This air volume pressure change ratio was used, to calculate the pressure fall in the microcosm into O₂ consumption. The pressure of the ambient air was also measured and pressure change of the microcosms was corrected with the pressure change of the ambient air.

The advantage of the method is, that the dynamic soil respiratory could be measured during the whole incubation period without expansive equipment e.g. gas chromatograph and continuous air ventilation like described by Lofffield et al. 1997.

The respiration quotient ($\Delta O_2/\Delta CO_2 = RQ$) was measured by Dilly (2000) for 10 different arable land, grass systems and forests. The mean RQ value was 0.77 (± 0.03). Thus we used this value (rounded to 0.8) in this study.

Statistical analyses

This study is focused on the effect of residue placement in soil depending on the substrate quality. Therefore the measured mineralization rates were compared between the placement variations for each substrate separately ($n = 4$). Additionally the effect of substrate quality was also analysed by comparing the data of the different substrate amendments ($n = 12$). The significance of these differences was tested by ANOVA, followed by Tukey – HSD grouping test by $p < 0.05$. The statistical analysis was performed by STATISTICA 5.5.

Results

Dynamic of the mineralization

CO₂-C evolution rate of the control soil (S0) was initially 0.18 $\mu\text{g C h}^{-1} \text{g}^{-1}$ soil. This value decreased sharply to 0.10 $\mu\text{g C h}^{-1} \text{g}^{-1}$ soil until day 10. After that only a slight decrease was detected to the value of 0.07 $\mu\text{g C h}^{-1} \text{g}^{-1}$ soil at the end of the incubation (day 60).

CO₂-C evolution rate of the homogenised root treatment (Rh) (Fig 2.a) increased immediately after the start of the incubation and achieved the maximal evolution rate of 3.3 $\mu\text{g C h}^{-1} \text{g}^{-1}$ soil after ca. 12 h. Thereafter the rate declined dramatically on 2.5 $\mu\text{g C g}^{-1}$ soil h^{-1} and stayed at this level till ca. day 7 thereafter the rate declined gradually on 0.3 $\mu\text{g C g}^{-1}$ soil h^{-1} . The temporally dynamics and CO₂-C evolution rates for the placement layer (Rl) and surface (Rs) were quite similar, but the highest evolution was achieved later (after ca. 55 and 70 hours respectively) and the decline of the rate was less pronounced.

CO₂-C evolution rates of the treatments with leaves was higher than for roots (peak value of the homogenised placement (Lh) was 4.9 $\mu\text{g C g}^{-1}$ soil h^{-1}), but the pattern was quite similar (Fig 2.b). For the homogenised placement (Lh) the increase of the CO₂-C evolution rate was just as fast as for Rh, the maximal value was achieved at ca. hour 16. From this top value the CO₂-C evolution rate declined gradually to the value of 0.21 $\mu\text{g C g}^{-1}$ soil h^{-1} . As the pattern of the CO₂-C evolution in case of the placement layer (Ll) (peak value 5.1 $\mu\text{g C g}^{-1}$ soil h^{-1} at the ca. 25th hour) is very similar to Lh, the respiration

pattern of the treatment Ls was different in that the peak value was achieved much later (after ca. 150 hours) and this value was also significantly higher ($5.6 \mu\text{g C h}^{-1} \text{g}^{-1} \text{soil}$). However the decrease phase was much faster in the case of Ls than for Ll and Lh thus after two weeks there was no significant difference between the respiration activity of the different placements.

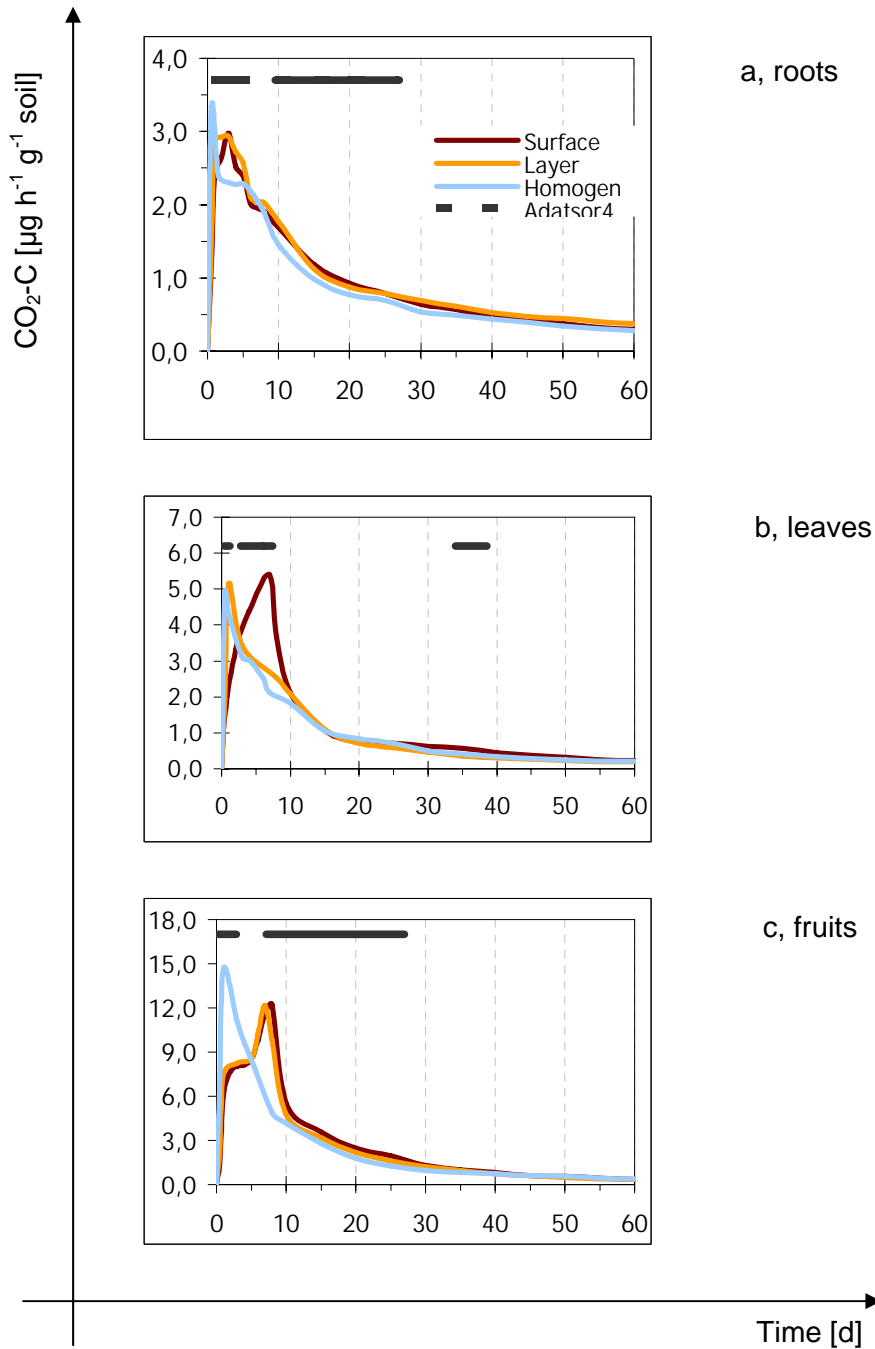


Fig. 2.a,b,c Evolution of the respiration rates depending on residue placement. a, roots; b, leaves; c, fruits. Mean values, $n = 4$. Fat lines at the top of the figures show the periods with significant effect of residue placement (ANOVA, $p < 0.05$).

The CO₂-C evolution rates of fruits were much higher than that of the roots and leaves (Fig 2.c). The highest rate was measured for the homogenised placement (Fh): 18.6 mg C g⁻¹ soil d⁻¹. The dynamic of CO₂-C evolution rates for the homogenised placement (Fh) was very similar to the pattern of the homogenised roots and leaves: a dramatic increase followed by a very fast decrease. The highest value for this treatment was achieved after ca. 35 hours. The dynamic patterns of the CO₂-C evolution of the two other placements (Fl and Fs) were similar to each other but were different to the Fh in that maximum values were achieved only after a week. In both treatments there was a local maximum between the 3-5 days, a similar pattern was found for Rh but in the decrease phase.

Cumulative Respiration

The cumulative CO₂-C production was 156 µg C g⁻¹ soil (± 36) after 60 days in the S0 (control) soil. The respiration rates of residue amended treatments were corrected with the CO₂-C evolution of S0. This difference was seen as the result of the residue mineralization, assuming that the enhanced destruction of soil's native organic material through the added residue (the so called “priming effect”) was negligible.

Tab. 3 Cumulative CO₂-C production at selected days in % of the added substrate C. Mean values and in brackets are standard deviations. Comparison between different placements (n = 4) and between different substrates (n = 12). Different letters mean different HSD-Tukey groups (p<0.05).

Treatment / day		1	5	10	30	60
Roots	surface	0.7 (0.1) a	6.9 (0.3) a	12.6 (0.4) a	24.6 (0.4) b	32.4 (2.3) b
	layer	0.8 (0.1) a	7.5 (0.1) b	13.6 (0.1) b	25.4 (0.1) c	34.3 (0.9) b
	homog.	1.3 (0.1) b	6.6 (0.4) a	12.4 (0.3) a	22.5 (0.2) a	29.5 (0.2) a
Leaves	surface	1.3 (0.3) a	13.5 (0.5) a	28.0 (3.8) b	43.3 (3.3) b	52.7 (2.6) b
	layer	1.8 (0.1) a	12.7 (0.8) a	22.4 (2.3) a	36.7 (0.7) a	43.4 (1.5) a
	homog.	2.7 (0.3) b	12.7 (0.9) a	21.3 (1.2) a	36.1 (3.9) a	43.5 (6.0) a
Fruits	surface	1.2 (0.3) a	18.2 (1.2) a	45.1 (2.6) a	76.2 (3.0) b	87.9 (3.0) b
	layer	1.6 (0.4) a	18.9 (2.6) a	43.1 (3.7) a	69.0 (1.7) a	79.3 (3.8) a
	homog.	3.9 (1.2) b	29.0 (2.4) b	45.8 (3.8) a	68.4 (2.7) a	78.9 (0.4) a
Roots	all	0.9 (0.3) a	(7.0) (0.4) a	12.9 (0.6) a	24.2 (1.2) a	32.1 (2.3) a
Leaves	all	1.9 (0.6) b	(13.0) (0.7) b	23.9 (3.7) b	38.7 (4.1) b	46.5 (5.5) b
Fruits	all	2.2 (1.3) b	(21.6) (4.8) c	44.7 (3.2) c	71.2 (4.2) c	82.0 (4.8) c

The cumulative respiration rates at different terms are shown in Tab. 3. The values are given in % of the added substrate C. In the first days the highest CO₂-C evolution was detected in case of the homogenous amendment, followed by the layer and surface treatment. Nevertheless with time the mineralization rate of the surface treatment overtook the homogenous mixing for all substrates. At the end of the incubation the more intimate soil contact caused 2.8 (±2.1), 9.3 (±3.5), 9.0 (±2.6) % smaller cumulative respiration rate for the substrates roots, leaves and fruits respectively. The values are given in % of the added C, the effect is in all cases significant (p<0.05). The mineralization ratio of layer amendment was dependent on the substrate quality. In case of roots (Rl) this ratio was even higher than the ratio of the surface (Rs) amendment, although this difference was not significant. In the case of leaves and fruits the total mineralization rates were the same for layer and homogenous placement.

Even more pronounced was the effect of the residue quality. Except the very first time, when the mineralization of the leaf material was the fastest, the highest mineralising rate was found in the case of fruits amendment, followed by leaves and roots. At the end of the incubation 46.5 (±3.4) % of the leaves C was emitted as CO₂-C. This value was significantly higher than the mineralization ratio of the roots 32.1 (±1.1) % and significantly lower than the mineralization ratio of the fruits (82.0 ± 2.4 %).

Modelling the cumulative respiration

The results of the cumulative respiration were fitted to a one-pool respiration model. The equation used was $C_m = C_{id}(1 - e^{-kt})$, where C_m = mineralized C [in % of C_{added}] at time t ; C_{id} = decomposable part of C in the initial phase [in % of the C_{added}]; k = mineralization rate constant (d^{-1}); t = time [d]. After adjusting the parameters the fitting was quite good, the r^2 values were between 0.991 and 0.998 (Tab. 4). Placement had for all substrates a significant effect on C_{id} : in the case of roots homogenous amendment resulted in significantly decreased C_{id} , in the case of the other substrates the surface amendment caused significantly increased C_{id} . More intimate residue-soil contact caused higher “ k ” values (meaning accelerated mineralization) in the case of fruits, but did not affect the “ k ” for the other substrates.

The modelled C_{id} values suggest that in all treatments the respired C in 60 days (C_{rsp60}) was very close to the initial decomposable part of C. In the case of leaves C_{rsp60} was

even higher with approx. 0.5 % more than modelled C_{id} . C_{rsp60} for fruits and roots were smaller than C_{id} , the differences were 1.2 and 4.2 % respectively.

Tab. 4 Fitted parameters of the one-pool C-mineralization model: easy decomposable part of substrate C (C_{id}), rate of mineralization (k); fitting of the model to the measured data (r^2); difference between C_{id} and the respired C until the 60th day of incubation (C_{rsp60}). Mean values and in brackets are standard deviations. Comparison between different placements ($n = 4$) and between different substrates ($n = 12$). Different letters mean different HSD-Tukey groups ($p < 0.05$). The fitted equation was $C_m = C_{id} (1 - e^{-kt})$ dependent on substrate quality and placement ($C_m =$ mineralized C [in % of C_{added}] at time t ; $C_{id} =$ decomposable part of C in the initial period [in % of the C_{added}]; $k =$ mineralization rate constant (d^{-1}); $t =$ time [d]).

Treatments / parameters		C_{id} % of C_{added}	k d^{-1}	r^2	$C_{id} - C_{rsp60}$ %
Roots	surface	34.5 (2.9) b	0.044 (0.006) a	0.998 (0.001) a	5.9 (2.3) b
	layer	35.7 (1.0) b	0.044 (0.002) a	0.997 (0.001) a	4.0 (0.3) ab
	homog.	30.3 (0.2) a	0.049 (0.002) a	0.998 (0.001) a	2.5 (1.1) a
Leaves	surface	52.5 (2.9) b	0.064 (0.006) a	0.992 (0.002) a	-0.3 (0.7) a
	layer	43.2 (2.2) a	0.070 (0.011) a	0.998 (0.001) b	-0.5 (1.7) a
	homog.	43.1 (6.0) a	0.067 (0.009) a	0.998 (0.001) b	-1.0 (0.7) a
Fruits	surface	91.5 (2.8) b	0.058 (0.003) a	0.991 (0.003) a	4.0 (0.4) b
	layer	81.2 (5.0) a	0.066 (0.012) b	0.992 (0.004) a	2.3 (1.8) b
	homog.	76.8 (0.7) a	0.085 (0.010) c	0.995 (0.002) a	-2.8 (0.6) a
Roots	all	33.5 (2.9) a	0.046 (0.004) a	0.998 (0.001) b	4.1 (2.0) b
Leaves	all	46.3 (5.9) b	0.067 (0.008) b	0.996 (0.003) b	-0.6 (1.1) a
Fruits	all	83.2 (7.1) c	0.070 (0.015) b	0.993 (0.004) a	1.2 (3.2) a

Discussion

Detailed analysis of the CO_2 evolution dynamic suggests that the effect of residue placement changes according to the progress of mineralization. From this view of point the observed "initial phase" of decomposition can be divided in two periods

1. Starting period: the very first days

Homogenous mixing for all substrates resulted in enhanced microbial activity in the first days of incubation. It took approx. 12, 16 and 35 hours for roots, leaves and fruits respectively until the maximum mineralization rates were achieved in the case of the homogenous mixing. In the case of the surface placement it took approx. 50 hours for roots and fruits, for leaves ca. 160 hours more until the maximum intensity of the decomposition were reached. For roots and fruits the homogenous mixing caused approx. 10 and 20 % higher maximal respiration rates respectively. In contrast about a 10 % higher maximal respiration level was measured for leaves surface placement than for homogenous mixing.

We assume that the higher mineralization intensity in the starting period in the case of homogenous amendment had two main reasons: (1) the residue was colonised faster by decomposers, (2) the microbes had better access to the soil inorganic N.

Mixing residues into mineral soil resulted in small compartments of easy degradable substrate with big contact surface to a great amount of microbes. This intimate contact induced a fast colonisation of the decomposers. In contrast, in the case of layer and surface placement the contact area to the soil is increasingly limited, thus the colonising of the substrate took more time. In this period the mineralization rates for all substrates were in accordance to the contact area (homogenous > layer > surface).

Investigations of Potthoff et al. (2005) show that high amounts of inorganic N can accelerate, but not enhance the microbial decomposition. In the case of homogenous mixing the residue colonising microbes can get easy access to the soil inorganic N. This access is limited for the heterogeneous distribution of the substrate. If the cumulative respiration of the three substrates is compared during the first hours after the start of the incubation, the difference between the respiration rates can be explained with the N content of the residue (Fig 3.a), supporting the assumption that N is the limiting factor in this early phase of decomposition. Because the residue colonisation was slower for the layer and surface placement, this N-limited phase was observed later (Fig 3.a).

These results suggest that in the case of homogenous amendments after some hours of incubation, the residue was intensely attacked by the microbes. In contrast, in the case of “heterogeneous” amendment a slower, gradual colonisation can be observed. In this

phase microbes can utilise easy accessible substrate with an advantage for r-strategist microbes Fontaine et al. (2003). Meaning that intimate soil-residue contact shifts the microbial community to r-strategist.

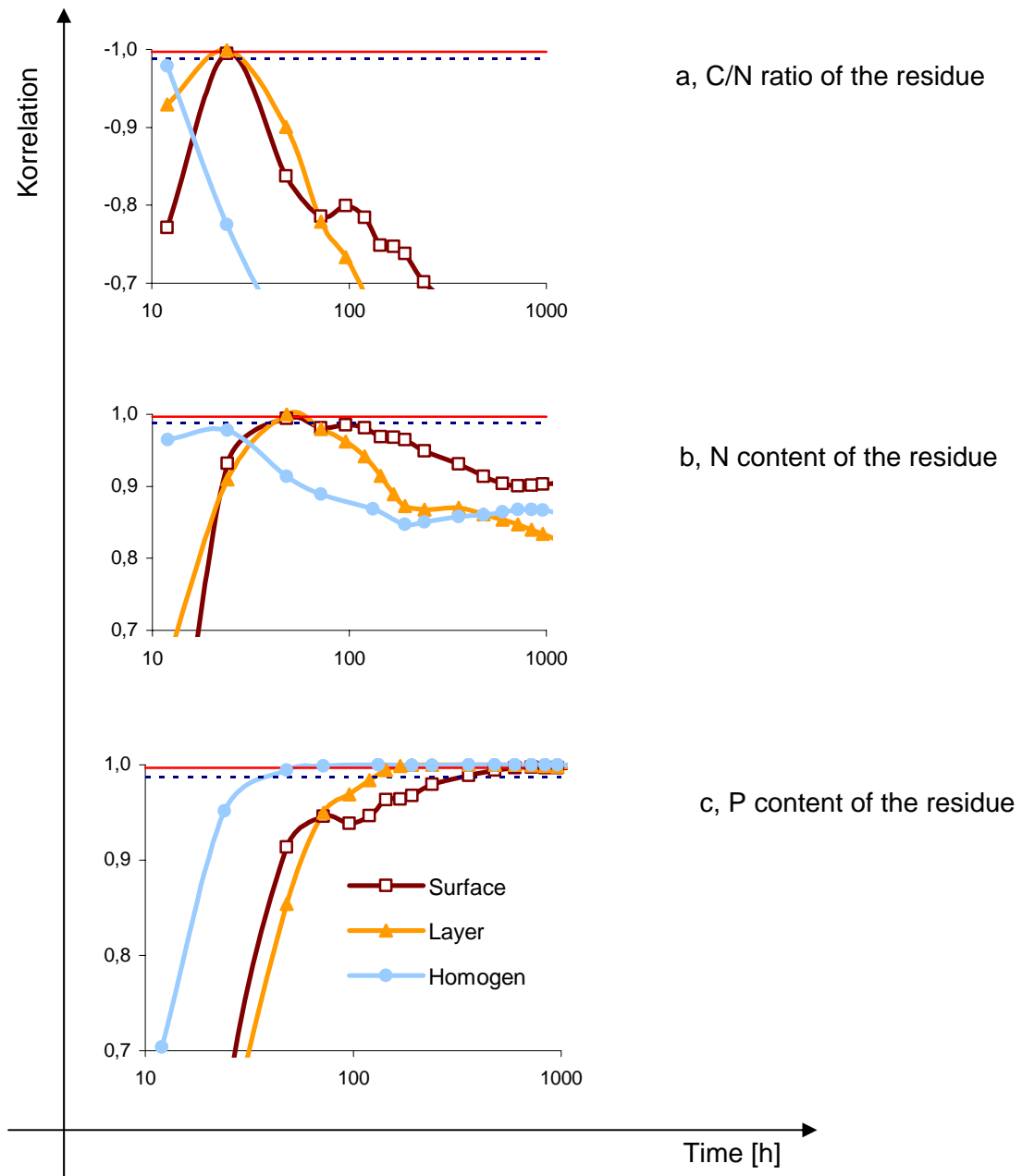


Fig. 3.a, b, c Development of the correlation between residue chemical properties and the cumulative respiration, in relation to residue placement. a, C/N ratio; b, N content; c, P content. Dots are mean values of 4 replications. Stripped and continuous lines show 0.90 and 0.95 significance levels respectively.

2. Phase of gradually decreasing microbial activity

After achieving maximum activity in the first stage the microbial activity fell sharply in all treatments. Nevertheless the decline was in accordance with the intimacy of the soil contact (Fig. 2.a,b,c) The respiration rates of the surface placement stayed for weeks above the homogenous treatment. Thus the cumulative mineralization of the surface amendments with time overtook those of the homogenous treatments (Tab .3). This process took 8 days for roots 14 and 28 days for the leaves and fruits respectively. The difference in the current respiration rates between the different placements however gradually diminished afterwards. The equalisation of the respiration rates of different placements was in accordance to the C-to-N ratio of the substrates. For leaves it took 15-20, for fruits 35-40, for roots 55-60 days.

We assume that the more pronounced decline of the mineralization for more intimate soil contact was caused by the “protective” effect of mineral soil against microbial deconstruction (Sims and Frederick 1970; Jensen 1994). In the case of the homogenised placement the easy degradable part of the residue was quickly utilised, and the first colonisers, members of the so called opportunists guild (Moorhead and Sinsabaugh, 2006) began to die. The dead microbial biomass and their metabolites could find contact with the native humified organic material and with the active surface of the mineral particles. The resulting physico-chemical protection is limiting for the further degradation. A second guild displaced the “opportunists”, the so called “decomposers” ((Moorhead and Sinsabaugh, 2006). These are slower acting K-strategist microbes which allocate more energy to extracellular enzyme production (Fontaine et al. 2003), thus they can utilise more stabile organic material.

The drastic fall of microbial activity was also observed in the case of surface placement after the utilisation the easy degradable part of the substrate. However the possibility for the stabilising of the dying microbes and the intermediate products was much lower. Extracellular enzymes were able to act more effectively in this placement because the density of digestible substrate was much higher, resulting in higher respiration rates than for the homogenous amendment. The length of this period corresponds with the C/N ratio of the substrate. This finding could suggest that C/N ratios are rather an indicator for the speed of the mineralization process than for the total mineralization rate of the residues in this fairly low C/N ratio range.

These assumptions are supported by findings of Henriksen and Breland (2002). They found that poor soil contact increased the cumulative C mineralization by 5 %, but only in the loamy and not in the silty soil, meaning that there was no (or smaller) “protecting” effect due to the smaller mineral soil surface. The same authors found that the mineralization of a substrate with a bad quality (barley straw) was decreased by 6 % through the poor soil contact in all soil types. In these cases the soils were likely the most important inorganic N-source, thus the better N-supply through better soil contact was the determining factor.

Angers and Recous (1997) investigated the decomposition of rye residues (C/N ratio = 9) affected by particle size. Their results are in accordance to ours: in the first two days of incubation the mineralization rate was enhanced for the more intimate soil contact, but this effect was changed afterwards. After 65 days incubation the cumulative mineralization rate was 8 % higher for the 7-cm than for 0.03-cm residues.

Layer placement means higher residue-soil contact area than in the case of surface amendment and much less than in the case of homogenous mixing. Regarding the roots the decomposition rate of layer placement was higher than for the surface placement. It is likely that for this substrate with the highest C/N ratio, the soil inorganic N is a more important factor than for the other substrates with lower C/N ratio. Thus the better access to this element can overwrite the “protection” effect of the more intimate contact. As mentioned above it can be assumed that with a higher C/N ratio the soil becomes more important as a N provider. That could be the explanation for the enhanced decomposition of incorporated wheat-straw and other residues with a high C/N ratio (as described e.g. by Holland et al. 1984). The mineralization rates of the layer placement of the other two substrates were more similar to homogenous than to the surface treatment. It has to be proved whether this can be explained by the stabilisation effect of the mineral soil

Beside the placement effect, the influence of substrate quality has to be proved. Therefore it was examined which chemical characters caused these distinct differences. In Fig. 3.a, b, c correlation between cumulative respiration and substrate chemical characters are shown in relation to time and placement. As mentioned above, it was found that in the starting period substrate N content and C/N ratio were the best chemical indicators

for the decomposition rates. With progress in mineralization these factors became less important, and instead of that the P content becomes a good predictor of the respiration rates. With less intimate contact (from homogenous to surface amendment) these effects were delayed, but at the end the phenomena was to be observed in all placements.

The good fit of the one pool model suggests that this simple concept can adequately describe the CO₂-C respiration in the initial phase of decomposition. Nevertheless it can be assumed that in case of more complicated site effects more detailed models are needed. The modelled C_{id} values suggest that the "initial" phase of decomposing was almost up after 60 days of incubation (Tab. 4). The placement had significant impact on C_{id}, but it is not clear if it is a final or merely a temporal effect on the total mineralization rate. More studies suggest the latter assumption. Jensen (1994) has changed contact area between soil and added residues through different residue size. Although during the first 30 days period the CO₂-C evolution was higher for larger particle size after 90 days there was no difference in the cumulative mineralization rate. Ambus and Jensen (1997) have performed a similar study and came to the conclusion that differences in the soil contact area have no significant effect on the long term. Ambus et al. (2001) come to the same conclusion. Breland (1994) measured somewhat enhanced mineralization in the case of heterogeneous residue amendment for clover residues, nevertheless the difference between homogenous and uneven amendment measured after 50 – 60 days was almost completely eliminated at the end of the 140 days incubation. The results of these and our studies suggest that mineralization rates are basically determined by the substrate quality. The placement only has an impact on the dynamic pattern of the decomposition, but not on the decomposition as a whole.

Conclusion

Decomposition studies like ours can show that the mineralization pattern is clearly influenced by the physical and chemical properties of the substrate added and the distribution of the substrate. This however only has an influence on the initial dynamic of the decomposition rates, but less on the total decomposition over a longer period of time. An important result of this study is the finding that the density of substrate has massive impact on the decomposition pattern. Materials with a fairly low C/N ratio show higher

rates when concentrated than when evenly distributed. This even holds when the contact to the soil is minimal. There is however a time lag compared to evenly distributed substrate, which can be explained by a time delay in inoculation. Controversial results which can be found in literature can be explained by the differences in chemical properties and the degree of the physical state of the substrate added, as well as the distribution in the soil and the quality of the soil.

In this study the boundary conditions are well specified, the initial decomposition well described by a simple one-pool model. Our results, however, show that during the decomposition the governing factors are changing, and the P-content gets an important role.

References

- Ambus, P., Jensen, E.N., Robertson, G.P. 2001. Nitrous oxide and N-leaching losses from agricultural soil: Influence of crop residue particle size, quality and placement. *Phyton-Annales rei Botanicae* 41: 7-15
- Angers, D.A., Recous, S. 1997. Decomposition of wheat straw and rye residues as affected by particle size. *Plant and Soil* 189: 197-203
- Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T., Mosier, A.R., Francis, D.D. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science and Society Journal* 55: 1020-1025
- Beare, M.H., Pohland, B.R., Wright, D.H., Coleman, D.C. 1993: Residue Placement and fungicide effects on fungal communities in conventional and no-tillage soils. *Soil Science Society of America Journal* 57: 392-399
- Breland, T.A. 1994: Enhanced mineralization and denitrification as a result of heterogeneous distribution of clover residues in soil. *Plant and Soil* 166: 1-12
- Christensen, B.T. 1986. Barley straw decomposition under field conditions: effect of placement and initial nitrogen content on weight loss and nitrogen dynamics. *Soil Biology and Biochemistry* 18: 523-529
- Dilly, O. 2001. Microbial respiratory quotient during basal metabolism and after glucose amendment in soils and litter
- Douglas, C.L.Jr, Allmaras, R.R., Rasmussen, P.E., Ramig, R.E., Roager, N.C.Jr. 1980. Wheat straw composition and placement effects on decomposition in dryland agriculture of the Pacific Northwest. *Soil Science Society of America Journal* 44: 833-837
- Flessa, H., Potthoff, M., Loftfield, N. 2002: Greenhouse estimates of CO₂ and NO₂ emissions following surface application of grass mulch: importance of indigenous microflora of mulch. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 875-879

- Fontaine, S., Mariotti, A., Abbadie, L., 2003. The priming effect of organic matter: a question of microbial competition? *Soil Biology and Biochemistry* 35, 837-843
- Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S. 2003. Carbon mineralization in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 93-99
- Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S., Richard, G., 1999. Carbon nitrogen and microbial gradients induced by plant residues decomposing in soil. *Journal of Soil Science* 50, 567-5781
- Gale, W.J., Cambardella, A.C. 2000. Carbon dynamics of surface residue- and root-derived organic matter under simulated no-till. *Soil Science Society of America Journal* 64, 190-195
- Garnier, O., Neel, C., Aita, C., Recous, S., Lafoile, S., Maey, B. 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science* 54, 555-568
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. 1970. Forage fiber analysis. Apparatus, reagents, procedures and some applications. *Agricult. Handbook No. 379*, Agricultural Research Service, Dep. of documents, US Government Printing off., Washington, DC, 20 pages
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 1999. Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1135-1149
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biology and Fertility of Soils* 35: 41-48
- Holland, E.A., Coleman, D.C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68(2), 425-433
- Jensen, E. S. 1994. Mineralization-immobilization of nitrogen in soil amended with low C:N ratio plant residues with different particle sizes. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 519-521
- Jensen, H.L. 1929. On the influence of the carbon:nitrogen ratios of organic material on the mineralization on nitrogen. *Journal of Agricultural Science* 19: 71-82
- Loftfield, N., Flessa, H., Augustin, J., Beese, F. 1997. Automated gas chromatographic system for rapid analysis of the atmospheric trace gases CH₄, CO₂, and N₂O. *Journal of Environment Quality* 26: 560-564
- Melillo, J.A.E., Aber, J.D., Muratore, J.F., 1982. Nitrogen and lignin control of hardwood leaf litter decomposition dynamics. *Ecology* 63: 621-626
- Moorhead, D.L., Sinsabaugh, R.L. 2006. A theoretical model of litter decay and microbial interaction. *Ecological Monographs* 76: 151-174
- Naumann, C., Bassler, R. 1976-1997. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln, *Methodenbuch*, volume 3 with supplements 1983, 1988 and 1993, loose-leave collection., VDLUFA-Verlag Darmstadt
- Parker, D.T. 1962. Decomposition in the field of buried and surface-applied cornstalk residue. *Soil Science Society of America Proceedings* 26: 559-562

Potthoff, M., Dyckmans, J., Flessa, H., Muhs, A., Beese, F., Joergensen, R.G. 2005. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and availability of nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1259-1266

Sims, J. L., Frederick, L.R. 1970. Nitrogen immobilization and decomposition of corn residue in soil and sand as affected by residue particle size. *Soil Science* 109: 355-361

Van Soest, P.J. 1963. Use of detergent in the analysis of fibrous feeds. I. Preparation of fiber residues of low N content. *Journal of the Association of Official Agricultural Chemists* 46: 825-835

Vigil, M.F., Kissel, D.E. 1991. Equations for estimating the amount of nitrogen mineralized from crop residues. *Soil Science Society of America Journal* 55: 757-761

Wang, W.J., Baldock, J.A., Dalala, R.C., Moodya, P.W. 2004. Decomposition dynamics of plant materials in relation to nitrogen availability and biochemistry determined by NMR and wet-chemical analysis. *Soil Biology and Biochemistry* 36: 2045-2058

Residue placement in soil: effects on C- and N-fluxes

Balázs Horváth* and Friedrich Beese

Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Georg-August University of Göttingen,
Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, Germany

*Corresponding author (bhorvat@gwdg.de)

Abstract

The interactions occurring between biochemical composition of plant residues and placement in soil were assessed by studying the C and N biotransformation of different tissues of *Solanum melongena* L. (roots, leaves and fruit). The plant residues, in which the C/N ratio varied between 25 and 11, were homogeneously labelled with ^{15}N . The grounded residues were placed either on the surface or as a layer in the soil column, or was homogenised with soil. The decomposition was studied during 60 days laboratory incubation at 15 °C and optimal water content. The CO_2 evolution was continuously measured, the inorganic N and microbial biomass was determined before and after the incubation. The residue placement significantly influenced the cumulative respiration, but did not significantly affect the apparent N mineralization and microbial quotient. The microbial biomass C and N was higher for the homogenised treatment than for the surface amendment; however this effect only was significant for the fruits. Fruits and leaves showed the highest proportion of not mineralised residue-C during the layer placement smallest during surface application, this effect was not found for the roots. The net flux of substrate-N was determined by the ^{15}N tracing technique. More intimate soil contact resulted in higher allocation of residue-N in the microbial biomass for roots and fruits; leaves did not show this effect. Neither had the different placements any effect on net substrate-N mineralization. Significant correlation was found between apparent N-mineralization and net substrate-N-fluxes. In contrast the C and N fluxes were not or only weakly correlated.

Conclusion: the placement had a significant effect on the C but no or little effect on N-mineralization after 60 days. Substrate quality however significantly influenced the fluxes of both elements, and dominated the mineralization pattern of residues.

Introduction

The mineralization and its dynamics of plant residues is one of the basic questions of the soil sciences, which fundamentally influences the nutrient supply of the primary producers in terrestrial ecosystems. In the last years successful efforts have been spent set up models which can describe the C and N mineralization patterns of a wide range of substrates (e.g. Henriksen et al. 1999, Nicolardot et al. 2001, etc.). These models exclusively concentrate on the biochemical characters of the residues, suggesting that within an optimal range of water and O₂ supply the effects of the mineral soil and structure of the decomposer community are negligible.

Results of several studies however contradict this assumption. E.g. Potthoff et al. (2005) found, that the presence of soil increased the C-mineralization rate of maize straw by 50 %. As explanation they suggested that soil was an important source of colonizers ensuring an effective succession of decomposing organisms. Gaillard et al. (2003) found that depending on substrate quality 23 to 33 % of the total residue derived CO₂ came from the residue-adjacent soil. These results show that the composition of the microbial community in the soil and the contact area between the soil and residues influence the decomposition. Henriksen et al. (1999) found unexpected high rate of decomposition which could not explained with a chemical composition based mineralization model. They suggested that phenomenon was due to elevated fungal activity in the mineral soil, supporting the importance of decomposer community. Nevertheless there might be other explanations: for example the smaller contact area to the soil or the higher density of substrate using litter bags instead of homogenising to the soil in their experiments. The interaction between contact area and composition of the microbial community was also shown by Holland et al. (1984). They found, that surface placed wheat straw was mineralized slower than incorporated straw. They suggested that the separation of the litter C from soil inorganic N favoured fungi to bacteria as an explanation. In contrast to these results Flessa et al. (2002) found that the mineralization of nutrient rich grass mulch was the same on soil and on quartz sand.

In this paper we studied the role of the mineral soil in the decomposition of organic material (OM) of different quality and distribution. As it is known (e.g. Garnier et al., 2003), the presence of soil can enhance the decomposition of poorquality litter through

providing nutrients, we used substrates of different quality. To examine the interaction between OM quality and mineral soil contact area, we used three modes of placement. The plant residues were ground, to exclude effects caused by physical structure of the substrate. In a proceeding paper (Horvath and Beese 2006) we described the dynamics of the C-respiration during 60 days of incubation. In this paper we have studied the net fluxes of C and N after 60 days of incubation and compared the microbial biomass, apparent N mineralization and net substrate-N fluxes using ^{15}N tracing.

Materials and Methods

Soil

The soil was collected from the Ap Horizon of a maize field at Rotthalmünser, (Nord Bavaria, Germany). The sampling took place in March before seeding. The soil had developed from loess and can be classified as Pseudogley-Kolluvisol. It contained 18.0 % clay, 73.7 % silt and 8.3 % sand. Soil chemical characteristics are shown in table 1.

Tab. 1 Characteristics of the mineral soil. Content of: organic C (C_{org}), total N (N_{t}), mineral N (N_{inorg}), total P (P_{t}), total S (S_{t}). Exchangeable amounts of: Na, K, Ca, Mg. Base saturation (BS).

C_{org}	N_{t}	$C_{\text{org}} : N_{\text{t}}$	N_{inorg}	P_{t}	S_{t}	pH (CaCl_2)	Na	K	Ca	Mg	BS
— mg g^{-1} —	—		$\mu\text{g g}^{-1}$	— mg g^{-1} —			— $\mu\text{molc g}^{-1}$ —			%	
12.21	1.33	9.2	3.2	1.29	0.29	6.5	1.3	6.4	145.7	12.9	99.7

Labeled plant residues

The added organic material [OM] was taken from different organs of aubergine (*Solanum melongena* L.) The plant was homogeneously labelled with ^{15}N in a study, where plants were supplied with ^{15}N enriched fertiliser (Al-Nasir 1989). The roots [R], leaves [L], and fruits [F], were separated at harvest, dried and ground to < 1 mm. The characteristics of the different plant materials are shown in Table 2.

Tab. 2 Characteristics of the plant materials.

Substrate	Content						Hemicellulose	Cellulose	Lignin
	C	N	P	C/N	C/P	¹⁵ N			
	—— mg kg ⁻¹ ——					%	—— mg kg ⁻¹ ——		
Roots	400.6	16.2	18.0	24.7	22.3	6.5	130.9	195.7	116.2
Leaves	299.4	26.5	26.8	11.3	11.2	5.8	27.6	131.2	33.4
Fruits	434.8	29.8	47.9	14.6	9.1	6.4	49.8	50.1	188.7

Experimental design

Three organs of aubergine (roots, leaves and fruits) and three modes of placements in soil were used. The combination of these factors give 9 treatments: root material (1) was applied to the surface (Rs), (2) was placed as layer in the middle of a soil column 4 cm in height (Rl), (3) was evenly mixed with the soil material (Rh). The same treatment was performed for leaves (4 Ls, 5 Ll, 6 Lh) and the fruits (7 Fs, 8 Fl, 9 Fh) material. Soil without residue amendment (10) was used as control (S0).

The soil was dried at 60 °C and passed through a 2-mm sieve. It was moistened to 60 % of the maximal water holding capacity. It was incubated in the dark at 15 °C for 7 days prior to use. Plant material was moistened to 190% dry weight immediately before use. The soil was filled in plastic cylinders (diameter = 79 mm, height = 40 mm) closed by mesh on the bottom. 240 g moist soil (correspondingly to 195 g dry weight and 1.0 g cm⁻³ bulk density) was filled in each column. 2.00 g dry weight plant material was added, which corresponds with 400 g m⁻² or 10.3 g kg⁻¹. Water content was kept constant during the experiment.

Each treatment had four replicates. The incubation temperature was 15 °C, the experiment lasted 60 days.

Analytical procedures

Hemicellulose, cellulose and lignin fractions of the plant material were determined using the method described by Goering and Van Soest (1970). Starch content in the diet was determined polar metrically according to the Verbandsmethode of VDLUFA (Naumann and Bassler 1976).

Content of total C and N (both soil and plant material) were determined by an automated CN analyzer (Heraeus Elementar Vario EL). P, S content was measured by ICP-AES-Technique (Spectro Analytical Instruments, Kleve). Exchangeable Na, K, Ca, Mg content and cation exchange capacity (from which base saturation was calculated) were determined from air-dried, 2-mm sieved mineral soil samples, percolated with 1 mol L⁻¹ NH₄Cl, and the percolates were analyzed for elements using Flam-Atomic Absorption Spectrometer (Varian, Darmstadt, Germany).

The soil respiration was measured with a modification of the CO₂ trapping technique, described by Horvath and Beese (2006).

Soil microbial biomass C and N was determined by the chloroform fumigation extraction (CFE) procedure of Joergensen (1996). The extraction of the organic C and N from the fumigated and not fumigated samples took place with 0.5 M K₂SO₄. The C content in the 0.5 M K₂SO₄ extracts was measured using a Dohrman DC 80 automatic analyzer. Soil microbial biomass C was estimated from the relationship: biomass C = E_C/k_{EC} (E_C = organic C extracted from the fumigated soil – organic C extracted from non-fumigated soil; k_{EC} = 0.45) (Wu et al. 1990; Joergensen 1996). Total N in the 0.5 M K₂SO₄ extracts was determined after Kjeldal digestion procedure as NH₄⁺ using an automatic Scalar continuous system. Inorganic N was determined colorimetrically. Soil microbial biomass N was estimated after Joergensen (1995). Biomass N = E_N/k_{EN}, where E_N = organic N extracted from the fumigated soil – organic N extracted from non-fumigated soil; k_{EN} = 0.57, which was calculated: k_{EN} = β/α * k_{EC}; where β = biomass C/N ratio = 6.7 (Anderson and Domsch 1980, Shen et al. 1984); α = EC / EN = 5.3 (result of this study).

The methods of determination of ¹⁵N signature in inorganic-N fractions and organic N of fumigated and control soils are described by Corre et al. (2003). This method was adapted from Stark and Hart (1996). ¹⁵N was analysed using EA-IRMS (Fingian MAT, Bremen, Germany).

Calculation of N fluxes

The net-N-fluxes were determined by ¹⁵N tracing technique and calculated by the “classical” difference or balance method.

¹⁵N tracing technique (NM-15N)

Net-N-mineralization of the residue-derived N (NNM-15N) was calculated from the net accumulation of inorganic ¹⁵N in soil. Net allocation of substrate-N in N_{mic} was calculated from ¹⁵N signature in the microbial biomass. Substrate derived extractable organic N (N_{ext}) was calculated from ¹⁵N signature of the K₂SO₄ extract of the not fumigated soil. Organic N (N_{org}) was calculated by subtracting the N-pools above from the added N.

Balance method (NM-B)

Net-N-mineralization or -immobilization derived from the substrate (NNM-B) was calculated by subtracting the amounts of inorganic N accumulated in soil with residues from those in the soil without residues. N_{mic} was calculated by subtracting the amounts of microbial N accumulated in soil with residues from those in the soil without residues. In case of net-N-immobilization (NNM-B < 0) the immobilized amount was subtracted from the difference above, assuming that the immobilized N was built in the microbial biomass. N_{ext} was calculated by subtracting the organic N contents of the K₂SO₄ extract of the non fumigated residue added soils from those of control soil. N_{org} was calculated by subtracting the N-pools above from the added N.

It was assumed that denitrification did not amount to significant values, due to regular ventilation of the microcosms. As the O₂ consumption was measured continuously (Horvath and Beese 2006) the continuous aerobic conditions were guaranteed. However Potthoff et al. (2005) measured N₂O development also in case of continuous air ventilation. The amount of N evolved was less than 1 % of the substrate N added. Aulakh et al. (1991) found that the denitrification losses were negligible at optimal soil water content, even for substrates with low C/N ratio treated with mineral N.

Statistical analyses

The C and N fluxes and pools were compared between the placements for each substrate separately (n = 4). Additionally the effect of substrate quality was also analysed by comparing the results of the different substrate amendments (n = 12). The significance of these differences was tested by ANOVA, followed by Tukey – HSD grouping test by $p < 0.05$. The statistical analysis was performed by STATISTICA 5.5.

Results

Respiration

As shown in previous paper (Horvath and Beese 2006) after 60 days a significant but small difference of total CO₂-C emission was measured when substrates were applied to the surface of the soil. The layer placement resulted in similar values to the surface application in case of roots. In case of leaves and fruits the CO₂ evolution pattern for layer amendment was more similar to the homogenised incorporation (Fig 1). After 60 days of incubation higher the current respiration rate was measured for all amendments than for the control soil (S0), but between placement-variations no significant differences were measured. There was a difference between the substrates: for roots and fruits higher CO₂ evolution was measured than for leaves (Tab. 3).

Characteristics of the microbial community

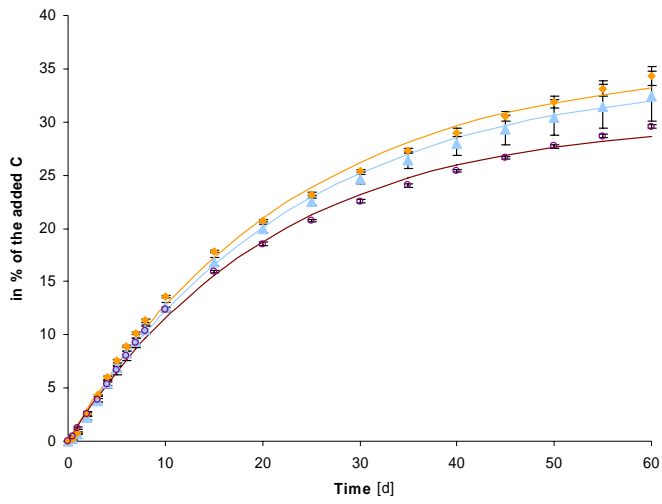
In all treatments higher microbial C and N was measured after 60 days of incubation than for S0 (Tab. 3). Comparing the placements there is a rising trend for both C and N from the surface to the homogenised treatment. This trend is for all substrate clear but only significant for fruits. The microbial biomass C and N were significantly higher for fruits than for leaves and roots.

After 60 days incubation the metabolic quotient (qCO₂) was drastically elevated for all treatments compared to S0. Placement however did not affect this parameter (Tab. 3). Significant higher qCO₂ was found for roots than for fruits, the result of leaves was between the other substrates (Tab. 3).

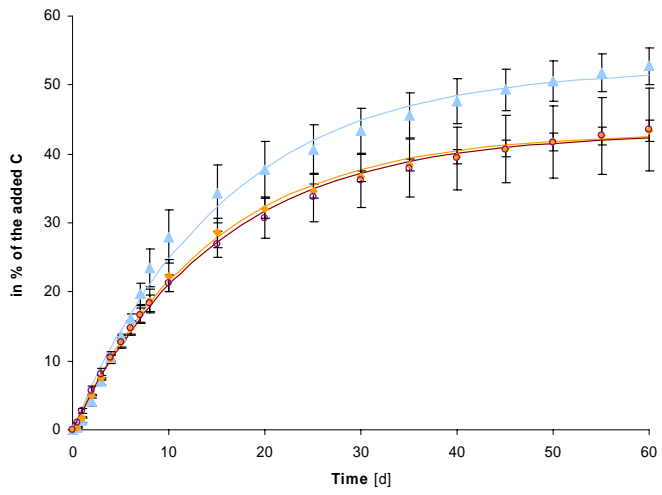
C-fluxes

In case of root amendment about 1/3 of the added C was mineralized and released as CO₂, 3 to 5 % was built in the microbial biomass, 0.5 % was found in a form of soluble organic C, 62 – 65 % of the added C was still remaining (C_{rest}) (Tab. 4).

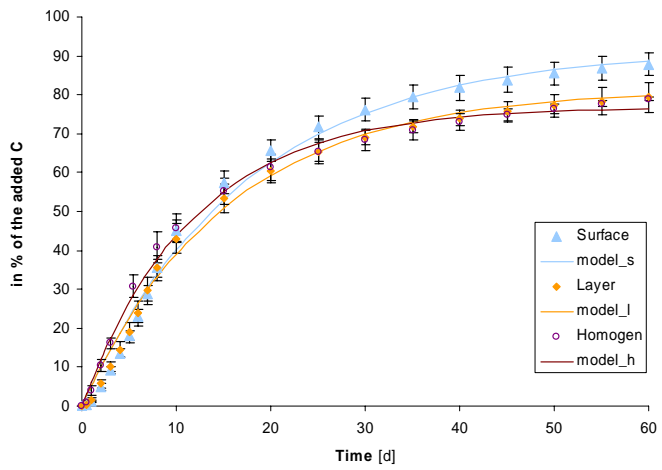
Regarding the leaves, 43 – 53 % of the added C was released, 3-5 % was found in the microbial biomass, 2 – 2.5 % could be extracted. 42 – 52 % of the added C remained (Tab. 4).



a, roots



b, leaves



c, fruits

Fig. 1 Cumulative respiration during the decomposition of three different plant residues in soil. Dots represent mean values, bars represent standard deviation, n=4, lines represent fitted model described by Horvath and Beese (2006).

Tab. 3 Characteristics of the decomposer community. Microbial biomass-C (C_{mic}) and -N (N_{mic}), current respiration rates (R_{60}) and metabolic quotients (qCO_2) after 60 days of incubation. C_{mic} , N_{mic} and R_{60} are given as a difference to S0 treatment. Mean values and standard deviations. Comparison between different placements ($n = 4$) and between different substrates ($n = 12$). Different letters mean different HSD-Tukey groups ($p < 0.05$).

Treatments		C_{mic}		N_{mic}		R_{60}		qCO_2	
		mg kg ⁻¹				$\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{ soil h}^{-1}$		$\text{mg CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{ C}_{mic}\text{ h}^{-1}$	
Control	S0	344.4	(42.4)	43.5	(6.7)	0.07	(0.03)	0.20	(0.08)
Roots	Surface	+122.6	(83.5) a	+29.4	(9.3) a	+0.30	(0.09) a	0.80	(0.25) a
	Layer	+139.7	(67.0) a	+31.2	(7.3) a	+0.38	(0.06) a	0.93	(0.17) a
	Homog.	+208.8	(33.3) a	+42.8	(2.2) a	+0.28	(0.03) a	0.63	(0.06) a
Leaves	Surface	+83.9	(51.9) a	+17.3	(6.2) a	+0.22	(0.07) a	0.70	(0.26) a
	Layer	+94.4	(43.6) a	+17.9	(8.5) a	+0.19	(0.05) a	0.59	(0.12) a
	Homog.	+141.7	(59.6) a	+27.2	(7.8) a	+0.21	(0.10) a	0.56	(0.20) a
Fruits	Surface	+381.9	(89.9) a	+67.0	(27.7) a	+0.36	(0.07) a	0.59	(0.04) a
	Layer	+374.4	(53.7) a	+71.7	(13.1) a	+0.33	(0.12) a	0.55	(0.14) a
	Homog.	+556.2	(28.5) b	+117.1	(4.6) b	+0.40	(0.15) a	0.52	(0.19) a
Roots	all	+157.0	(70.3) a	+34.5	(8.8) a	+0.32	(0.08) b	0.79	(0.21) b
Leaves	all	+106.7	(54.0) a	+20.8	(8.3) a	+0.21	(0.07) a	0.62	(0.19) ab
Fruits	all	+437.5	(104.4) b	+85.2	(28.6) b	+0.36	(0.11) b	0.56	(0.13) a

Tab. 4 Fate of the added carbon after 60 days of incubation. Four fractions: cumulative respiration ($CO_2\text{-C}$); microbial biomass (C_{mic}); extractable organic carbon (C_{ext}); remaining C (C_{rest}). Mean values and standard deviations. Comparison between different placements ($n = 4$) and between different substrates ($n = 12$). Different letters mean different HSD-Tukey groups ($p < 0.05$).

Treatments		$CO_2\text{-C}$		C_{mic}		C_{ext}		C_{rest}	
		% of added C							
Roots	Surface	32.4	(2.3) b	3.0	(2.0) a	0.5	(0.3) a	64.1	(2.9) a
	Layer	34.3	(0.9) b	3.4	(1.6) a	0.4	(0.2) a	61.9	(2.0) a
	Homog.	29.5	(0.2) a	5.1	(0.8) a	0.4	(0.2) a	64.9	(0.9) a
Leaves	Surface	52.7	(2.6) b	2.8	(1.7) a	2.3	(0.6) a	42.3	(3.0) a
	Layer	43.4	(1.5) a	3.1	(1.4) a	1.9	(0.8) a	51.7	(2.1) b
	Homog.	43.5	(6.0) a	4.7	(2.0) a	2.4	(0.2) a	49.4	(7.2) ab
Fruits	Surface	87.9	(3.0) b	8.6	(2.0) a	1.4	(0.6) a	2.1	(2.9) a
	Layer	79.3	(3.8) a	8.5	(1.2) a	1.1	(0.2) a	11.1	(4.4) b
	Homog.	78.9	(0.4) a	12.6	(0.6) b	1.3	(0.3) a	7.2	(0.7) ab
Roots	all	32.1	(2.4) a	3.9	(1.7) a	0.5	(0.2) a	63.6	(2.3) c
Leaves	all	46.5	(5.8) b	3.5	(1.8) a	2.2	(0.6) c	47.8	(5.9) b
Fruits	all	82.0	(5.0) c	9.9	(2.4) b	1.3	(0.4) b	6.8	(4.8) a

In case of fruits, 79 – 88 % of the added C was respired, 4 – 10 % was in the microbial biomass. Homogenous placement resulted in the smallest mineralization rates but in highest microbial growth. The placement did not affect the amount of extractable organic C, only 1 – 1.5 % of the added C was found in this form. In case of remaining C (C_{rest}) similar pattern were found as for leaves. The highest percentages (11 %) were found for layer placement and the smallest (2 %) for the surface amendment, the values of homogenised treatment were in the middle (7 %) (Tab. 4).

Net-N-mineralization (NNM-B)

Placement did not affect significantly the NNM-B (Tab. 5). The only expectation was Rs (Fig 2.a): in this case the apparent NO_3 immobilisation was smaller than for the other placements (Tab. 5).

Tab. 5 Net-N mineralization or immobilization (NNM-B). Mean values and standard deviations. The values are given as a difference to NNM-B of the control soil. Comparison between different placements (n = 4) and between different substrates (n = 12). Different letters mean different HSD-Tukey groups ($p < 0.05$).

Treatments		NH ₄ -N		NO ₃ -N	
		mg kg ⁻¹		mg kg ⁻¹	
S0 _{t0}		0.0	(0.0)	3.2	(0.2)
S0 _{t60}		0.6	(0.7)	18.0	(0.5)
Root	Surface	+0.4	(0.2)	a	-16.0 (0.9) b
	Layer	+0.3	(0.6)	a	-17.8 (0.4) a
	Homog.	+0.5	(0.1)	a	-18.0 (0.0) a
Leaf	Surface	-0.6	(0.0)	a	+1.3 (6.0) a
	Layer	-0.2	(0.7)	a	+8.1 (4.9) a
	Homog.	-0.0	(0.4)	a	+9.8 (8.9) a
Fruit	Surface	+1.0	(0.5)	a	-4.2 (6.8) a
	Layer	+0.9	(0.6)	a	-1.6 (5.0) a
	Homog.	+1.1	(0.6)	a	-4.5 (8.1) a
Root	all	+0.4	(0.3)	b	-17.2 (1.1) a
Leaf	all	-0.3	(0.5)	a	+6.4 (7.3) c
Fruit	all	+1.0	(0.5)	c	-3.4 (6.2) b

In case of roots only a small amount of inorganic N was found in the soil, mainly in form of NH₄. That means an immobilization of 16 – 18 mg N kg⁻¹ soil, which is 84 – 94

% of the mineral N detected in the control soil (S0). In case of fruit amendment the amount of the mineral N remained below the control soil. Thus a net N immobilisation of 1-3 mg N kg⁻¹ soil (4 – 18 % of the mineral N in S0) took place. For leaves significant net N mineralization was detected, although less NH₄ was measured than for S0. The net N mineralization was 1 – 10 mg N kg⁻¹ soil, which corresponds to 0.3 – 3.6 % of the added N.

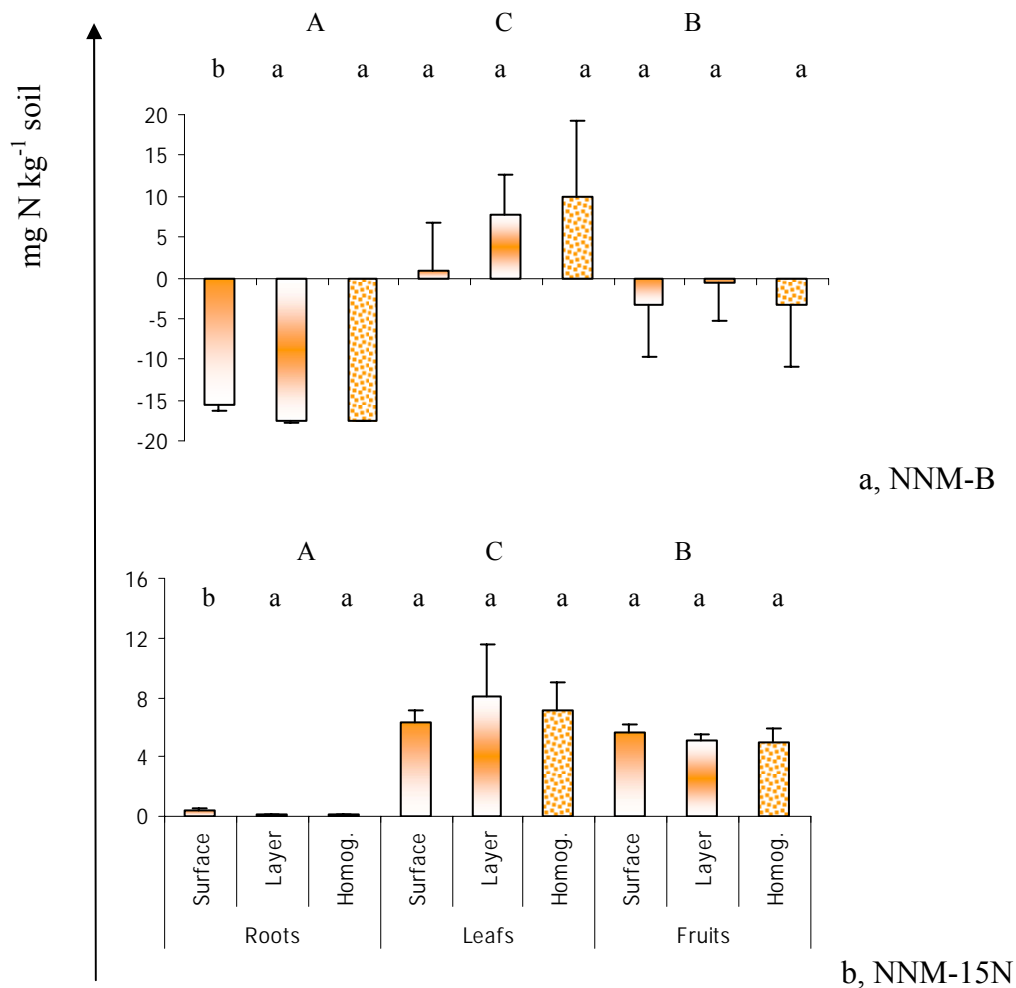


Fig 2.a, b Apparent N-mineralization (2.a) and net mineralization of residue-N determined by ¹⁵N tracer technique (2b). Mean values n = 4. Bars represent standard deviations. Different small types and capitals mean different HSD-Tukey groups (p<0.05) in one substrate and between substrates respectively.

Net fluxes of the substrate-N

0.0 – 3.0 % of the added substrate-N were found as mineral N (N_{inorg}) mostly in form of nitrate (Tab. 6). Placement did not affect the net substrate N mineralization (Fig 2.b). In contrast substrate quality caused significant differences: 2.6 % and 1.8 % of the leaves

and fruits N were found in inorganic form, in case of roots this proportion was only 0.1%. These results are in accordance to the C/N ratio and to the NNM-B.

9 – 18 % of the added substrate-N was found in the microbial biomass (N_{mic}) (Tab 6). Placement had an effect in case of fruits and roots. More intimate residue-soil contact resulted in higher allocation of substrate N into the microbial biomass (Tab. 6). This trend was not found in the case of leaves. The substrate quality also had a significant influence. Higher percentages of added N were found in the microbial biomass in the case of fruits than for the other residues (10.3 and 13.6 % for the leaves and roots respectively) (Tab. 6)

Tab. 6 Fate of substrate-N after 60 days of incubation, determined by ^{15}N trace-technique (NM-15N). Five fractions: inorganic N: NH_4 -N and NO_3 -N; microbial biomass (N_{mic}); salt extractable organic N (N_{ext}) and organic N (N_{org}). Mean values and standard deviations. Comparison between different placements (n = 4) and between different substrates (n = 12). Different letters mean different HSD-Tukey groups (p<0.05).

Treatments		NH_4		NO_3		N_{mic}		N_{ext}		N_{org}						
		% of added N														
Root	Surface	0.1	(0.0)	a	0.2	(0.1)	b	11.9	(1.6)	a	0.3	(0.1)	a	87.6	(1.6)	b
	Layer	0.1	(0.1)	a	0.0	(0.0)	a	11.9	(0.7)	a	0.3	(0.1)	a	87.8	(0.7)	b
	Homog.	0.1	(0.0)	a	0.0	(0.0)	a	17.0	(0.7)	b	0.3	(0.0)	a	82.6	(0.6)	a
Leaf	Surface	0.0	(0.0)	a	2.4	(0.3)	a	10.4	(2.5)	a	2.0	(1.3)	a	85.2	(3.5)	a
	Layer	0.0	(0.1)	a	2.9	(1.3)	a	8.6	(3.1)	a	2.6	(2.3)	a	85.8	(2.6)	a
	Homog.	0.1	(0.1)	a	2.6	(0.7)	a	11.8	(1.0)	a	3.7	(1.6)	a	81.9	(2.8)	a
Fruit	Surface	0.2	(0.1)	a	1.7	(0.3)	a	12.6	(3.2)	a	1.8	(1.0)	a	83.8	(2.1)	b
	Layer	0.2	(0.1)	a	1.5	(0.2)	a	16.5	(2.9)	a	1.7	(1.1)	a	80.1	(2.6)	ab
	Homog.	0.2	(0.1)	a	1.5	(0.3)	a	18.1	(3.2)	a	1.6	(1.2)	a	78.6	(2.5)	a
Root	all	0.1	(0.0)	b	0.1	(0.1)	a	13.6	(2.7)	a	0.3	(0.1)	a	86.0	(2.7)	b
Leaf	all	0.0	(0.0)	a	2.6	(0.8)	c	10.3	(2.5)	a	2.8	(1.8)	b	84.3	(3.3)	b
Fruit	all	0.2	(0.1)	c	1.6	(0.3)	b	15.7	(3.7)	b	1.7	(1.0)	b	80.8	(3.2)	a

0.4 – 2.4 % of the added-N was extractable in organic form ($N_{org-ext}$). The placement did not affect this proportion significantly. Roots exhibited the smallest values, in the mean 0.3 %, for the fruits and leaves 1.7 and 2.8 % were found respectively.

Both substrate quality and placement affected the proportion of N_{org} . More intimate soil contact resulted in a lower proportion of N. Fruits showed lower proportion (in average

80.8 %) than the other substrates (86.0 % and 84.3 % for the roots and leaves respectively) (Tab. 6).

Correlation between apparent N and substrate-N fluxes

There were significant correlations between N fluxes calculated by the "classical" difference method and measured by the ¹⁵N trace technique (Tab. 7). Although from the results of "classical" analysis the net fluxes of residue N could be estimated satisfactory, the ¹⁵N tracing technique also shows that the results of the difference method are sometimes misleading and does not reflect the mechanisms.

Tab. 7 Estimating of the values of N-mineralization determined by ¹⁵N tracing technique (NM-15N) from mineralization values calculated with the "difference" method (NM-B). $NM-15N = a + b * NM-B$. Standard error of estimate (St. E.), adjusted r^2 (r^2), and level of significance (p)

N-Pool	a	b	St. E.	r^2	p
N _{mic}	18.9	0.347	6.5	0.77	0.00000
N _{inorg}	5.3	0.254	1.6	0.75	0.00000
N _{org-ext}	0.5	1.360	3.4	0.38	0.00004
N _{orge}	18.0	0.931	23.0	0.76	0.00000

Discussion

Respiration

For the surface applied substrates higher cumulative respired C was measured than for the homogenous amended. (Fig. 1 and Tab. 4): the increment for the roots and fruits were similar and amounted to 9 % and 10 % respectively, for the leaves to 18 %. The difference between layer and homogenised treatment was negligible for leaves and fruits in contrast to roots, where 5 % higher mineralization rates were measured for the layer than for the surface placement. We assume that this different pattern of roots is explainable by the N-limitation of this substrate. In case of layer placement the access to soil mineral N was better. The effect of placement on total carbon mineralization rates are discussed in detail in Horvath and Beese 2006. In contrast to cumulative respiration placement did not affect the respiration rate at the end of the incubation (60 days).

These results confirm the findings of Breland (1994), who found for inhomogeneous placed clover material also slight higher cumulative respiration than for homogenous placement. Jensen (1994b) describes higher CO₂ evolution from the soil amended with chopped, than from the soil homogenised with ground plant residues in the first 30 days of incubation. After that period the rates gradually converged, and after 90 days there was no significant difference in the cumulative respiration either. In the proceeding paper (Horvath und Beese 2006) we concluded, that the total rate of mineralization only is determined by the quality of the substrate, the placement influences the initial dynamics, but not the total amount of decomposition. This assumption can be supported by the dynamics of the microbial biomass. After initial growth, the microbial biomass is dying and becomes itself source of energy of the succeeding microbial population. This process however was not completed after 60 days of incubation and resulted in still higher microbial biomass in the homogenised treatments (Tab. 3 and 4). The cumulative respiration curves in Fig. 1 clearly demonstrate this pattern, which in all cases showed the lowest rates for the homogenised treatments at the end of the incubation. But even the complete mineralization of the existing microbial biomass found for leaves and fruits can not explain the differences between the different placements.

Characteristics of the decomposer community and the fate of the substrate C

As mentioned placement influenced the microbial biomass resulting in higher values when the soil contact was more intimate. In case of heterogeneous placement 9-11 % of the respired C was found in the microbial biomass for roots and fruits. The percentage was 16-17 % in case of homogenous placement. Similar differences were found for leaves however on a lower level. The percentage of carbon allocated in microbes and respired C was 5-7 % and 11 % for uneven and homogenous placement respectively. It can be assumed that heterogeneous placement induced more intensive faunal activity as the higher substrate density triggered higher abundance of degrading microbes. Maybe this additional trophic level resulted in lower efficiency of C allocation into the microbial biomass. Importance of fauna activity is described by Georgieva et al. (2005). They found after six weeks of incubation that the mass of bacteria feeding fauna exceeded the bacterial biomass (vetch C/N = 8.0). The lower ratio of microbial biomass and respired C in case of leaves suggests that the decomposition process is more progressed and a

relevant proportion of the microbes had already died. This assumption can be explained by a higher proportion of easy extractable C (C_{ext}) in leaves (Tab 4). The high proportion of substrate originating N in this pool (between 80 and 95 % for leaves) points in this direction.

Ambus et. al (1997) changed the residue–soil contact through different residue-particle sizes. With 6 % of the added C the magnitude of microbial biomass-increment was similar to ours. They found however that the contact area had no influence on the growth of the microbial biomass.

The microbial quotients measured after 60 days of incubation were in the lower range (Tab 3). The qCO_2 is usually measured by 25°C. This means assuming a Q10 of 2 that our values measured at 15 °C should be doubled by comparing with results of other studies. Two different pattern of microbial growth can be assumed. In the one case (leaves and fruits) where N was not limiting the biomass was growing exponentially until substrate became limiting. This is in agreement with Ambus and Jensen (1997), and Müller et al. (2006). These studies describes, that the highest C_{mic} was achieved after some days of incubation, followed by a gradually decrease. In this period the fairly high microbial biomass is starving and even dying resulting in low metabolic quotient. In the other case (roots) the mineralization of the substrate was N limited resulting in a slowly growing microbial biomass combined with still available carbon sources. In consequence after 60 days of incubation still high metabolic quotient was measured.

Net-N-mineralization (NNM-B)

A NNM-B of 15.4 mg N kg⁻¹ in 60 days was measured for the control (S0). Only the addition of leaves led to an additional mineral N release. But only 3.6 % of the added N were found as nitrate N. During the decomposition of roots and fruits all or parts of the net mineralized N from the soil was taken up by the decomposers (Tab. 5). These results are partly in contrast to the classical concept, which predicts fast net N mineralization by substrates under a C/N ratio of 20 (e.g. Jensen, 1929). This contradiction clearly demonstrates that it is extremely difficult to find general rules for the description of the decomposition of the organic matter without the knowledge of the quality and distribution of the OM added and the abiotic and biotic status of the soil. A wide C/N ratio leads to immobilisation of soil born mineralised N as shown for roots. The presence of

high amount of inorganic N can accelerate the mineralization process (e.g. Potthoff et al., 2005). This results in fast net N mineralization even for substrates with wide C/N ratio as described by Trinsoutrot et al. (2000), who measured pronounced net N mineralization after 60 days of incubation for substrates comparable with our roots. Further even a narrow C/N ratio can lead to N immobilisation, if it is combined with easy assessable substrate like in the case of the fruits. Only when the carbon availability is limited (leaves) narrow C/N ratio will result in an additional nitrogen mineralization. We assume that with the progress of the decomposition the C-limitation in case of fruits also would have led also to a net release of mineral N, which means the time period of incubation has a strong influence of the result.

The placement affected the NNM-B rates only for roots. In this case surface amendment resulted in significant smaller net N immobilisation. As mentioned, the mineralization was N-limited for roots still after 60 days of incubation. This explains that most of in soil mineralised N (84 %) even was immobilised for the surface amendment. This phenomenon can be explained by fungal activity, as the fungi are able to translocate nutrients (e.g. Paustian and Schnürer 1987, Frey et al. 2000). The presence of fungi in the decomposer community was visible in this treatment. Nevertheless the soil mineral N could not completely be used due to the separation of the active biomass from the soil. This additional N-limitation of the surface placement was the reason that for roots the highest amount of respired C was measured for the layer treatment and not for the surface placement found for the non N-limited residues.

Placement did not affect NNM-B rates for fruits and leaves. In contrast to our results Breland (1994) found significant higher NNM-B for heterogeneous placed clover material (C/N = 10) compared to homogenous amendment. Similar to his results Jensen (1994b) found higher NNM-B rates for chopped than for grounded pea residues (C/N = 19.8). In these studies however the observation period was longer, the amount of inorganic N in the soil was much higher than in our study. These differences in the boundary conditions can influence the results in the given direction as discussed above.

Fate of substrate-N

Similar to the NNM-B the placement had no effect on NNM-15N. The difference for roots can be explained by the low amount of inorganic N.

Depending on the treatment 12 – 18 % of the N added was found in the microbial biomass (Tab. 6). The magnitude of these results is in accordance to the results of Jensen (1994a). The more intimate soil-residue contact resulted in proportionally higher allocation of substrate-N to the microbial biomass. Jensen (1994a) detected 17% of added-N from the grounded and 10 % from the chopped pea material (C:N = 16.8) in the microbial biomass after 90 days of field incubation.

The proportion of salt extractable organic N (N_{ext}) was low for all treatments; the values were between 0.4 and 2.4 %. Similar to C_{ext} this pool consists the native soluble organic N (~ DON) plus pre-digested and recycled substrate N. ^{15}N tracing shows that merely 7-9 % of this pool has substrate origin for roots. This proportion was 44-54 % for fruits, and 62-95 % for leaves, supporting that the progress of the initial phase of decomposition reflects the original C/N ratio (Horvath and Beese 2006).

The non extractable nitrogen (N_{org}) pool was by far the biggest for all treatments, the percentage varied between 79 and 88 %. These percentages are much higher than those found for C_{rest} , which varied between 2 and 65 %. The differences between the placements of the substrates were fairly small, but the substrates exhibit decreasing amounts from 86.0 % for roots over 84.3 % for leaves to 80.8 % for fruits. Assuming that carbon and nitrogen are mineralised according to the C/N ratios of the substrates one can calculate a N turnover of 22.4 % for roots, of 36.5 for leaves, 74.0 % for fruits. This means that these percentages were either immobilized, or results of a concentration of nitrogen in the remaining substrate. For leaves and fruits this would lead to unrealistic C/N ratios, which clearly indicates that soil organic matter must be included in the turnover process. Müller et. al. (2006) describe "disappearing" N_{mic} without a corresponding net N mineralization meaning that the dead microbial biomass can be stabilised in "insoluble" organic N via extractable organic N (N_{ext}).

Correlation between apparent N and substrate-N fluxes

For all measured N fluxes significant correlations were found between NM-B and NM-15N (Tab. 7). Both methods however underestimate the brut N mineralization (Trinsoutrot et al. 2000). In spite of the significant correlations found there are large differences in the absolute values of the NNM of the two methods applied. The NNM-B approach only showed net N-mineralization for the leaves, indicating that no substrate

derived N was found in mineral form for roots and fruits. The NNM-15N however showed that in all treatments substrate derived nitrogen was found (Fig. 2). This demonstrates that there was a turnover of substrate N in all cases, but with a different percentage according to the C/N ratio. A result which can not be found with NNM-B approach.

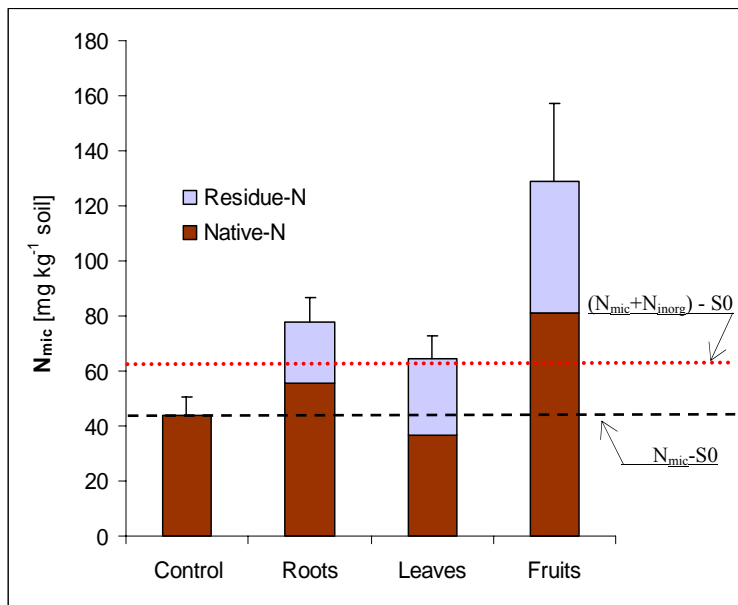


Fig 3 N content of the microbial biomass (N_{mic}) depending on residue quality and placement. Stripped line show the N_{mic} level of the control soil (S_0). Dotted line shows the total of N_{mic} and amount of mineral N (N_{inorg}) in the control soil. Mean values $n = 4$. Bars represent standard deviations.

Fig. 3 exhibits the total amount and the fractions of soil and substrate derived nitrogen of the microbial biomass for all treatments. It can be seen, that in all cases there is an increase of the microbial biomass compared with the control. In contrast to the C/N ratio, the leaves showed the lowest increase of N. This increase only was based on substrate N, with minor losses of soil born N. The higher increases in the roots and fruits N_{mic} resulted from both soil and substrates most pronounced for the fruits. These results support on the one hand the above mentioned role of the degrading microbial biomass and the resulting net N mineralization and on the other hand the role of soil born nitrogen can play for both N poor and N rich substrates. Kuzyakov et al. (2000) defined "priming effect" in broader sense as "short term changes in the turnover of soil organic matter caused by comparatively moderate treatments of the soil". Results of the fruit amendment can be classified as priming effect on N in this broader sense.

The results of this study demonstrate that the application of ^{15}N labelled plant residues can give a much deeper insight in the processes involved in the nitrogen turnover than the “classical” approach. The results also show that very simple indicators like N content or C/N ratios for long term mineralization might be used to describe the nitrogen turnover. To describe the N-dynamics in the initial phase they are not appropriate and have to be supplemented.

References

- Al-Nasir, F., 1989. Einfluß der Stickstoffform auf den N-Umsatz im Boden und die N-Aufnahme durch die Pflanze bei Bewässerung mit unterschiedlichen Salzbelastungen. Göttingen. Dissertation.
- Ambus, P, Jensen, E. S. 1997. Nitrogen mineralization and denitrification as influenced by crop residue particle size. *Plant and Soil* 107: 261-270
- Anderson, J.P.E., Domsch, K.H. 1980. Quantities of plant nutrients in the microbial biomass of selected soils. *Soil Science* 130: 211-216
- Aulakh, M.S., Doran, J.W., Walters, D.T., Mosier, A.R., Francis, D.D. 1991. Crop residue type and placement effects on denitrification and mineralization. *Soil Science and Society Journal* 55: 1020-1025
- Breland T.A. (1994): Enhanced mineralization and denitrification as a result of heterogeneous distribution of clover residues in soil. *Plant and Soil* 166: 1-12
- Corre, M. D., F. O. Beese, and R. Brumme. 2003. Internal N cycle in high nitrogen deposition forest soil: changes under nitrogen saturation and liming. *Ecological Applications* 13: 287-298
- Flessa, H., Pothoff, M., Lofffield, N. 2002: Greenhouse estimates of CO₂ and NO₂ emissions following surface application of grass mulch: importance of indigenous microflora of mulch. *Soil Biology and Biochemistry* 34, 875-879
- Frey S. D., Elliott E.T., Paustian K., Peterson G.A. 2000. Fungal translocation as mechanism for soil nitrogen inputs to surface residue decomposition in a no-tillage agroecosystem. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 689-698
- Gaillard, V., Chenu, C., Recous, S. (2003): Carbon mineralization in soil adjacent to plant residues of contrasting biochemical quality. *Soil Biology and Biochemistry* 35: 93-99
- Garnier, O., Neel, C., Aita, C., Recous, S., Lafoile, S., Maey, B., 2003. Modelling carbon and nitrogen dynamics in a bare soil with and without straw incorporation. *European Journal of Soil Science* 54, 555-568
- Gary D.B., Mary K., Burns T., Burns I.G. 1998. Fate of nitrogen from crop residues as affected by biochemical quality and the microbial biomass.

- Georgieva S., Christinsen S., Petersen H., Gjelstrup P., Thorup-Kristensen K. 2005. Early decomposer assemblages of soil organisms in litterbags with vetch and rye roots. *Soil Biology and Chemistry* 37: 1145-1155
- Goering, H.K., Van Soest, P.J. 1970. Forage fiber analysis. Apparatus, reagents, procedures and some applications. *Agricult. Handbook No. 379*, Agricultural Research Service, Dep. of documents, US Government Printing off., Washington, DC, 20 pages
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 1999. Evaluation of criteria for describing crop residue degradability in a model of carbon and nitrogen turnover in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 31, 1135-1149
- Henriksen, T.M., Breland, T.A. 2002. Carbon mineralization, fungal and bacterial growth, and enzyme activities as affected by contact between crop residues and soil. *Biology and Fertility of Soils* 35, 41-48
- Holland, E.A., Coleman, D.C. 1987. Litter placement effects on microbial and organic matter dynamics in an agroecosystem. *Ecology* 68(2), 425-433
- Horvath, B., Beese, F. 2006. Regulation of decomposition of nutrient rich plant residues through placement in soil. Manuscript
- Jensen, E. S. 1994a. Dynamics of mature pea residue nitrogen turnover in unplanted soil under field conditions. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 455-464
- Jensen, E. S. 1994b. Mineralization-immobilization of nitrogen in soil amended with low C:N ratio plant residues with different particle sizes. *Soil Biology and Biochemistry* 26: 519-521
- Jensen, H.L. 1929. On the influence of the carbon:nitrogen ratios of organic material on the mineralization on nitrogen. *Journal of Agricultural Science* 19: 71-82
- Joergensen R.G. 1995. The fumigation incubation method. In: Alef, K., Nannipieri, P. Methods (Ed.) *Applied Soil Microbiology and Biochemistry*. Academic Press Harcourt Brace & Co. London
- Joergensen, R.G. 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass: calibration of the KEC value. *Soil Biology and Biochemistry* 28:25-31
- Kuzyakov Y., Friedel J.K., Stahr K. 2000. Review of mechanisms and quantifications of priming effects. *Soil Biology and Biochemistry* 32: 1485-1489
- Müller T., Fragstein und Niemsdorf P. 2006. Organic fertilizers from plant materials Part I: Turnover in soil at low and moderate temperatures. *Journal of Plant Nutrients Soil Sciences* 169: 255-264
- Naumann, C., Bassler, R. 1976-1997. Die chemische Untersuchung von Futtermitteln, *Methodenbuch*, volume 3 with supplements 1983, 1988 and 1993, loose-leave collection., VDLUFA-Verlag Darmstadt
- Nicolardot, B., Recous, S., Mary, B. 2001. Simulation of C and N mineralization during crop residue decomposition: A simple dynamic model based on C:N ratio of the residues. *Plant and Soil* 228: 83-103
- Paustian, K., Schnürer, J. 1987. Fungal growth response to carbon and nitrogen limitation: A theoretical model. *Soil Biology and Biochemistry* 19: 613-620

- Pothoff, M., Dyckmans, J., Flessa, H., Muhs, A., Beese, F., Joergensen, R., G. 2005. Dynamics of maize (*Zea mays* L.) leaf straw mineralization as affected by the presence of soil and availability of nitrogen. *Soil Biology and Biochemistry* 37, 1259-1266
- Shen, S.M., Pruden, G., Jenkinson, D.S. 1984. Mineralization and immobilisation of nitrogen in fumigated soil and measurement of microbial biomass nitrogen. *Soil Biology and Chemistry* 16: 437-444
- Stark, J.M., Hart, S.C. 1997. High rates of nitrification and nitrate turnover in undisturbed coniferous forests. *Nature* 385: 61-64
- Trinsoutrot, I., Recous, S., Mary, B., Nicolardot, B. 2000: C and N fluxes of decomposing ¹³C and ¹⁵N *Brassica napus* L.: effects of residue composition and N content. *Soil Biology and Chemistry* 32: 1717-1730
- Wu, J., Joergensen, R.G, Pommerening, B., Chaussod, R., Brookes, P.C. 1990. Measurement of soil microbial biomass C by fumigation extraction: an automated procedure. *Soil Biology and Biochemistry* 22, 1167-1169

Zunehmende N-Sättigung der Wälder in der Region Weser-Ems

Balázs Horváth^{*}, Karl Josef Meiwes, Henning Meeseburg

Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt
Grätzel str. 2, 37079 Göttingen
^{*}bhorvat@gwdg.de

Zusammenfassung

Nitrataustrag mit dem Sickerwasser ist ein wichtiger Indikator für den Grad der Stickstoffsättigung von Waldökosystemen; er impliziert den Verlust anderer kationischer Nährstoffe und in Bezug auf die Trinkwassergewinnung eine Verschlechterung der Qualität des Sickerwassers. Das westlichen Niedersachsen (Weser-Ems) ist aufgrund der hohen luftbürtigen Stickstoffeinträge in die Wälder ein hohes Maß an Stickstoffsättigung zu erwarten. Dieser Frage wurde in der vorliegenden Untersuchung nachgegangen, bei der in 50 Waldbeständen der Boden und der Sickerwasserleiter bis in 5 m Tiefe auf Nitrat untersucht wurde. Ziel war es, den Einfluss der Steuergrößen Baumart und -alter sowie Geländewasserhaushalt und Nährstoffversorgung der Standorte auf die Nitratgehalte zu beschreiben. Untersucht wurden Jung- und Altbestände von Eichen, Douglasien/Fichten und Kiefern. Das Standortsspektrum umfasst trockene, frische bis staufrische Standorte mit Sanden bzw. verlehnten Sanden. Das Nitrat wurde an den Proben mit KCl extrahiert. Die genannten Standortseigenschaften hatten keinen Einfluss auf den Nitratgehalt im Boden und im Sickerwasserleiter. Unter den Altbeständen waren die Nitratgehalte höher als unter den Jungbeständen. Der Vergleich der Baumarten erbrachte steigende Nitratgehalte in der Reihenfolge Eiche << Kiefer < Douglasie. Der Unterschied zwischen Douglasie und Kiefer kann mit unterschiedlichen luftbürtigen N-Einträgen erklärt werden. In den Eichenbeständen sind die Böden anscheinend gegenüber den hohen N-Einträgen besser gepuffert. Für die untersuchten Bestände auf der Basis der Nitratgehalte und Witterungs- und bodenhydrologischen Daten Nitrataustragsraten geschätzt. Überträgt

man deren Abhängigkeit von den Baumarten und den Altergruppen auf den niedersächsischen Landeswald in der Region Weser-Ems, so sind können 24 % der Wälder als nicht N gesättigt betrachtet werden (N-Austrag $< 5 \text{ kg N/ha/a}$), 41 % als N-gesättigt auf niedrigem Niveau (N-Austrag $5 - 15 \text{ kg N/ha/a}$ und 35 % als N-gesättigt auf hohem Niveau eingestuft (N-Austrag $>15 \text{ kg N/ha/a}$ werden. Unter dem Aspekt von Nährstoffverlusten sowie der Sickerwasserqualität unter Wald stellen die hohen Stickstoffeinträge aus der Luft in der Region Weser-Ems ein ernsthaftes Problem dar.

Einleitung

Nach der deutlichen Abnahme des atmosphärischen Säure-Eintrages in die Wälder ist die hohe Stickstoff-Deposition eine der großen Herausforderungen in Bezug auf die Stabilität der Waldökosysteme. Der andauernd hohe N-Eintrag führt nach der Stickstoff-Sättigungs-Hypothese von Aber (1989) zu einer Destabilisierung der Waldökosysteme, die im Extremfall zum Zusammenbruch ganzer Bestände führen kann (Heinsdorf und Beck 2003). Es gibt eine ganze Reihe von Symptomen die während der allmählich fortschreitenden N-Sättigung auftreten können (Aber 1989, 2002, Mellert und Kölling 2006). Das vermehrte Auftreten von Nitrat im Sickerwasser als eindeutiger Hinweis auf eine Ökosystemstörung und für einen Schlüsselindikator der N-Sättigung angesehen (Aber 2002). Der Nitrataustrag im Sickerwasser bedeutet zusätzlich für den Wald einen Verlust von den Nährstoffen Wie z.B. Kalium, Calcium und Magnesium, die mit dem Nitrat verlagert werden (Ulrich 1994). Für das nachgelagerte System „Grundwasser“ bedeutet dies eine Befruchtung mit Nitrat, die aus der Sicht der Nutzung des Wassers als Trinkwasser eine Verunreinigung darstellt.

Trotz der intensiven Bemühungen der letzten Jahrzehnte sind die Prozesse, die zum N-Austrag führen und die die Größe dieses Flusses regulieren, nicht völlig verstanden (Aber 2002, Aber et al. 2002). Wenn unterschiedlich hoch N-belastete Ökosysteme untersucht werden, scheint die Größe des N-Eintrages der wichtigste Faktor zu sein. Dise und Wright (1995) haben 65 Waldbestände von Skandinavien bis Mitteleuropa untersucht; dabei wurden Bestände mit einer sehr niedrigen ($1 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) bis extrem hohen ($75 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) atmosphärischen N-Belastung in die Analyse einbezogen. Dabei konnte 69 % der Varianz des N-Austrages durch die Größe des N-Eintrages

erklärt werden. Der Erklärungsgrad konnte auf 87 % erhöht werden, wenn der pH Wert des Bodens berücksichtigt wurde. Borken und Matzner (2004) haben 57 Level II-Flächen in Deutschland untersucht. Die Spanne der N-Deposition war mit 6,5 bis 35,4 kg N ha⁻¹ a⁻¹ wesentlich geringer als in der Studie von Dise und Wright (1995). Der Erklärungsgrad der N-Einträge für den Nitrataustrag betrug lediglich 38 %.

Wenn man kleinere Räume mit weniger differenzierten Stickstoffeinträgen betrachtet, bekommen andere, den Waldökosystemen inhärente Faktoren wie Bestandesart, Bestandesalter und Standorteigenschaften ein größeres Gewicht, was die Steuerung der N-Umsätze und damit auch der Nitratausträge betrifft. Mellert et al. (2005b) fanden zum Beispiel, dass die Nitrat-Konzentration unter der Wurzelzone stärker von Bestandestyp und der Substratgruppe beeinflusst wird als von der Höhe der N-Deposition. Darauf aufbauend wurde von Mellert et al. (2005a) ein System von Ökosystemklassen mit unterschiedlicher Nitrataustragsgefährdung aufgebaut.

In der hier vorliegenden Studie werden die Ergebnisse einer Nitratinventur im nordwestlichen Niedersachsen (Raum Weser-Ems) vorgestellt. Wegen des hohen Viehbesatzes und der damit verbundenen NH₃-Emission unterliegen die Wälder dieser Region einer hohen N-Deposition (Gauger et al. 2002). Die jährliche atmosphärische N-Deposition auf der in dieser Region liegenden Level II-Fläche Augustendorf (Kiefer, 60 a) betrug nach der Kronenraumbilanzierung 34,0 (± 5,8) kg ha⁻¹ a⁻¹, in der Periode 1993 – 2003 (Mohr et al. 2005). Der Anteil des reduzierten N (NH_x) an der N-Deposition betrug 64 %. Die Wälder in dieser Region sind von erhöhten N-Einträgen wegen der Standorteigenschaften besonders stark betroffen. Die Bestände stocken in dieser Region meistens auf schwach gepufferten, silikatarmen Böden (Meesenburg und Mohr 2005). Verluste an mineralischen Nährstoffen sind also besonders gravierend. Wegen der Knappheit dieser Nährstoffe sind die Folgen einer unausgeglichene Nährstoffaufnahme besonders schnell zu erwarten (Oren und Schulze 1992).

Im Untersuchungsraum sind die Standortverhältnisse und die N-Immissionen relativ homogen verteilt. Die Spanne des N-Eintrages reicht von etwa 15 kg ha⁻¹ a⁻¹ bis 40 kg N ha⁻¹ a⁻¹. Ziel der Untersuchung war es (1) das Ausmaß und die Verbreitung der N-Sättigung in der Region zu bestimmen, (2) regulierende Faktoren zu finden, die den N-

Status der Wälder bei einer intensiven N-Belastung und einheitlichen Standortverhältnissen steuern.

Material und Methoden

Auswahl der Untersuchungsflächen, Standorteigenschaften

Die Untersuchung wurde im Nieders. Forstamt Ahlhorn zwischen Oldenburg i.Ol. und Cloppenburg durchgeführt. Bei der Auswahl der 50 Standorte wurden die Faktoren Baumart, Bestandesalter, Nährstoffversorgung und Wasserhaushalt der Böden berücksichtigt.

Die Untersuchungsstandorte liegen auf 30 bis 50 m ü. NN im Zentrum des Weser-Ems Gebietes in den niedersächsischen Landkreisen Cloppenburg, Oldenburg und Vechta. Es handelt sich um eine flache, mit einem Waldanteil von ca. 10 % waldarme Landschaft zwischen den Flüssen Weser und Ems, die sich im Laufe der letzten Jahrzehnte zu einer landwirtschaftlich intensiv genutzten Region entwickelt hat. Nach Döhler et al. (2002) weist sie eine der bundesweit höchsten Nutztierdichten mit entsprechend hohen NH₃-Emissionen auf.

Das Untersuchungsgebiet liegt am Ostrand der atlantischen Klimaregion, die sich durch niederschlagsreichere Sommer und milde Winter auszeichnet. Die klimatischen Unterschiede halten sich trotz der von Norden nach Süden zunehmenden Distanz zum Meer mit Durchschnittstemperaturen zwischen 8,0 und 8,5°C in engen Grenzen. Die durchschnittliche Höhe der Niederschläge liegt zwischen 700 und 750 mm a⁻¹.

Die Wälder dieser Region stocken in der Regel auf landwirtschaftlich oft ungünstigen, nährstoffarmen Böden. Geologisches Ausgangsmaterial sind saalezeitlichen Talsande und Geschiebesande bzw. -lehme mit z.T. geringer Flugsandüberlagerung, die auf den grundwasserfernen Standorten in der Vergangenheit eine meist längere Heidenutzung erfahren haben und daher mehr oder minder podsoliert sind. Reichere Böden beschränken sich auf Moränenlagen, vereinzelt Senkenlagen mit Kontakt zu basenreichem Grundwasser oder auf das Sandlössgebiet der Wildeshauser Geest. Der Wasserhaushalt ist bei unverlehnten Sanden meist sommertrocken, nur im tiefen

Unterboden mäßig frisch. Bei höheren Lehmantteilen ist der Wasserhaushalt frischer einzustufen, z.T. tritt auch schwache Pseudovergleyung auf.

Aufgrund der relativ ungünstigen geologischen und nutzungsgeschichtlichen Ausgangssituation ist der Nadelwaldanteil im nordwestdeutschen Tiefland sehr hoch. Große Bereiche der Waldfläche wurden im Rahmen von Kompensationsmaßnahmen gegen atmogene Säure-Einträge gekalkt.

Es wurden die Baumarten Kiefer, Douglasie (z.T. gemischt mit Fichte) und Eiche in die Untersuchung einbezogen. Untersucht wurden jeweils Jung- (< 30 Jahre) und Altbestände, (> 45 Jahre bei Kiefer und Douglasie; > 70 Jahre bei Eiche) (Tab. 1). Unter den Kiefernbeständen befand sich auch die Level II-Fläche Augustendorf.

Die Standorte wurden nach Bodenart und Lagerungsverhältnisse sowie nach dem Geländewasserhaushalt entsprechend der niedersächsischen forstlichen Standortaufnahme (NFP 1999) angesprochen und gruppiert. (Tab. 2).

Tab. 1 Bestandesparametern

Bestandeskategorie	Anzahl	Alter		Höhe		
		J		m		
Douglasie	Jung	11	21,0	±4,5	16,0	±3,3
	Alt	7	56,9	±10,6	25,3	±3,7
Eiche	Jung	6	21,7	±3,3	10,0	±0,8
	Alt	5	115,2	±8,4	28,4	±4,6
Kiefer	Jung	8	21,8	±4,9	10,9	±2,5
	Alt	13	57,6	±23,2	19,2	±3,2

Die Bestandeshöhe wurde als Mittelwert der nächsten fünf Bäume um die Bohrpunkte gemessen (Mai – Juni 2004, Tab. 1). Bei einigen jungen Douglasienbestände war noch ein Schirm aus älteren Kiefern bzw. Douglasien vorhanden; im diesen Fällen wurde zusätzlich die Höhe des Schirmbestandes aufgenommen.

Den Effekt der Bodenart konnte nur bei Douglasie überprüft werden, da die anderen Baumarten nur auf einer Substratgruppe vorkamen: die Kiefer auf Sandböden und die Eiche auf verlehmtten Sanden. Der Effekt des Geländewasserhaushaltes konnte bei der

Douglasie untersucht werden; bei der Eiche wurden frische Standorte staufrischen gegenübergestellt.

Tab. 2 Einstufung* der Standorte

Standorteigenschaft	Kategorie	Ziffer der Bodenart bzw. Geländewasserhaushalt*
Bodenart	Sand	2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, 2.6 3.1, 3.2
	Verlehmter Sand	2.8, 3.3 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.8, 4...
Geländewasserhaushalt	Staufrisch	(36), 37, 38
	Frisch	41, 42
	Trocken	43

* nach NFP, 1999

Probenahme

Der Probenahme für die Untersuchung der Nitratgehalte im Boden und in der ungesättigten Zone wurde im November und Dezember 2004 durchgeführt. In jedem Bestand wurden drei Bohrungen bis zum Grundwasser-Spiegel bzw. bis in 5 m Tiefe niedergebracht (Edelmann-Handbohrer, Fa. Eijkelkamp). Mit der Bohrung bis in 5 m Tiefe sollte eine Fließstrecke erfasst werden, die vom Sickerwasser in ein bis zwei Jahren durchflossen wird. Die folgenden Tiefen wurden beprobt: 0 – 0,3 m; 0,3 – 1 m, 1 – 2 m, 2 – 3 m, 3 – 4 m und 4 – 5 m. Die Proben aus den drei Wiederholungen pro Standort wurden zu je einer Mischprobe pro Tiefenstufe vereinigt. Den Proben wurden jeweils am Tage der Probenahme zur Extraktion von Nitrat 1 N KCl-Lösung zugesetzt (100 ml Lösung, 100 g frischer Boden); nach 2 Stunden wurde abfiltriert.

In 22 Beständen wurde der Grundwasserspiegel innerhalb der oberen 5 m gefunden. In diesen Beständen wurden das Grundwasser beprobt, sofort filtriert, und bis zur Analyse bei 4°C gekühlt.

Chemische Analyse

Die chemische Analyse der KCl-Extrakte erfolgte jeweils in der darauf folgenden Woche im Labor. Die Nitratkonzentrationen wurden mit einem kolorimetrischen Messverfahren (*Skalar, Erkelenz*) bestimmt (König und Fortmann 1996/1999).

Berechnungen und Dateninterpretation

Nitratgehalt im Boden und Sickerwasserleiter

Das extrahierte Nitrat wurde auf das Bodenvolumen pro ha und Tiefenstufe bezogen. Dabei wurden die Trockenraumdichten 1,4 und 1,5 g cm³ und Feinbodenanteile von 100% für die Tiefenstufen 0,0 – 0,3 bzw. 0,3 – 5,0 m angenommen.

Schätzung der Nitratkonzentration des Sickerwassers

Das extrahierte Nitrat wurde auf das im Boden aktuell vorhandene Wasservolumen bezogen. Die auf dieser Weise errechnete „Bodenlösungskonzentration“ diente als Schätzung für die Nitratkonzentration des Sickerwassers. Bei den Bodenproben aus dem Bereich des Grundwasserspiegels waren die auf Bodenwasser bezogenen Nitratkonzentrationen den Nitratkonzentrationen im Grundwasser ähnlich ($n = 22$, $r^2 = 0,76$, Steigung der Regressionsfunktion = 0,96).

Bei der Auswertung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser stand dessen Qualität für die Trinkwassergewinnung im Mittelpunkt. Es wurden die Nitratkonzentrationen in allen Tiefenstufen (1 bis 5 m) zusammengefasst; dabei wurden die einzelnen Tiefen als zeitliche Wiederholungen des Sickerwasserflusses aufgefasst.

Schätzung des N-Austrages

Die Sickerwasserrate wurde für die Level II-Fläche Augustendorf mit dem Wasserhaushaltmodel Simpel modelliert und mit Messdaten der Bodenwassergehalte validiert (Schaaf und Meesenburg 2005). Für die Jahre 2002 und 2003 wurde das Model anhand von Bestandesniederschlagsmessungen auf 13 der hier vorgestellten Untersuchungsbestände mit unterschiedlichen Baumarten und Altersstufen angewendet (Wendland 2004). Die Sickerwasserraten der 13 Bestände wichen um bis zu +17 und –8 % von den Sickerwasserraten der Level II-Fläche ab. Auf die hier untersuchten Bestände wurden die von Wendland (2004) ermittelten Sickerwasserraten entsprechend Baumart und Bestandesalter übertragen. Zur Berechnung des Nitrat austrags mit dem Sickerwasser wurde die jährliche Sickerwasserrate mit dem Median der Nitratgehalte in der Tiefenstufe 1-5 m multipliziert.

Schätzung des N-Eintrags

Die N-Einträge wurden auf Grundlage der Ergebnisse von Kronentraufemessungen in einem Teilkollektiv (13 Flächen) der Untersuchungsbestände geschätzt. In dieser Teilkollektiv gefundene Beziehung zwischen der Bestandeshöhe und N-Eintrag (Mohr et al. 2005) wurde auf alle Untersuchungsbestände übertragen. Die Ergebnisse von Mohr et al. (2005) zeigen dass der Eintrag von Ammonium und organischem Stickstoff in dieser Region vor allem durch die Baumhöhe gesteuert wird. Der Korrelationskoeffizient (r^2) lag bei 0,81. Der wesentlich geringere Nitratreintrag dagegen war eher bauartenspezifisch: bei der Eiche war die Nitratfracht etwa so hoch wie im Freilandniederschlag, bei Douglasie lag sie ca. 40 % über dem Freilandniederschlag. Die Kieferbestände nahmen eine mittlere Stellung zwischen den Eichen- und Douglasienbeständen ein. Nach diesen Befunden konnte mit den Messdaten der 0 Fläche und der Level II-Fläche die gemessene Einträge der anderen Bestände mit einer zufrieden stellenden Genauigkeit rekonstruiert werden (Abb. 1).

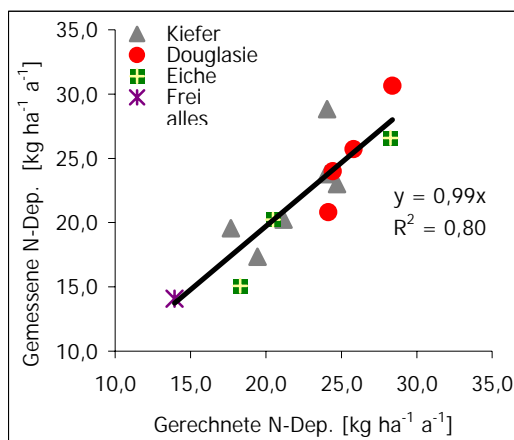


Abb. 1 Korrelation zwischen die gerechnete und gemessene N-Depositionswerten. (Nach den Ergebnisse des ANSWER Projektes, Meesenburg et al. 2005)

Für die Untersuchungsbestände wurde ein jährlicher N-Eintrag auf der Basis der Bestandeshöhe und der Messergebnisse der Level II und 0 Fläche aus dem Jahr 2003/2004 errechnet.

N-Bilanz

N-Bilanzen für die Untersuchungsbestände wurden durch den Vergleich der geschätzten N-Einträge und der geschätzten Nitrat-Austräge berechnet. Dabei wurde unterstellt, dass der Stickstoff in Form von Nitrat ausgetragen wird. Diese Annahme basiert auf Befunden von der Level II-Fläche Augustendorf, wo in der Periode 1994-2004 92 % des N-Austrages in Form von Nitrat stattfand.

Statistik

Für die Anwendung von Varianz- und Korrelationsanalysen wurden die Nitratgehalte einer logarithmischen Transformation unterzogen, um eine Verteilung im Toleranzbereich der Normalverteilung zu erzeugen (Kolomogorov-Smirnov-Test). Anschließend konnten parametrische Testverfahren (MANOVA) angewendet werden bzw. konnte das Signifikanzniveau von Korrelationsanalysen errechnet werden. Um gefundene signifikante Effekte lokalisieren zu können, wurden der Tukey-HSD bzw. der Dunett-C Test angewendet. Die Analyse wurde mit SPSS 11.5 durchgeführt.

Ergebnisse

Nitratgehalte im Boden und Sickerwasserleiter

Bodenart und Geländewasserhaushalt hatten in keiner Tiefe einen signifikanten Effekt auf den Nitratgehalt. Der Faktor Bestandesalter verursachte in jeder Tiefenstufe einen signifikanten Effekt (Abb. 1), der Faktor Baumart in jeder Tiefenstufe unterhalb von 1 m: die Nitratgehalte unter Eiche lagen signifikant niedriger als die unter den Nadelbaumarten, wobei unter der Douglasie die Nitratgehalte tendenziell höher lagen als unter Kiefer (nicht signifikant).

Nitratkonzentrationen im Sickerwassers

Der Median der Nitratkonzentrationen lag bei 9,8 mg NO₃-N L⁻¹ (Abb.3). 86 % der Werte lagen oberhalb von 2,3 NO₃-N L⁻¹ (10 mg NO₃ L⁻¹), der von Mellert et al. (2005a) als Schwellenwert der N-Sättigung betrachtet wird. 31 % der Werte lagen über

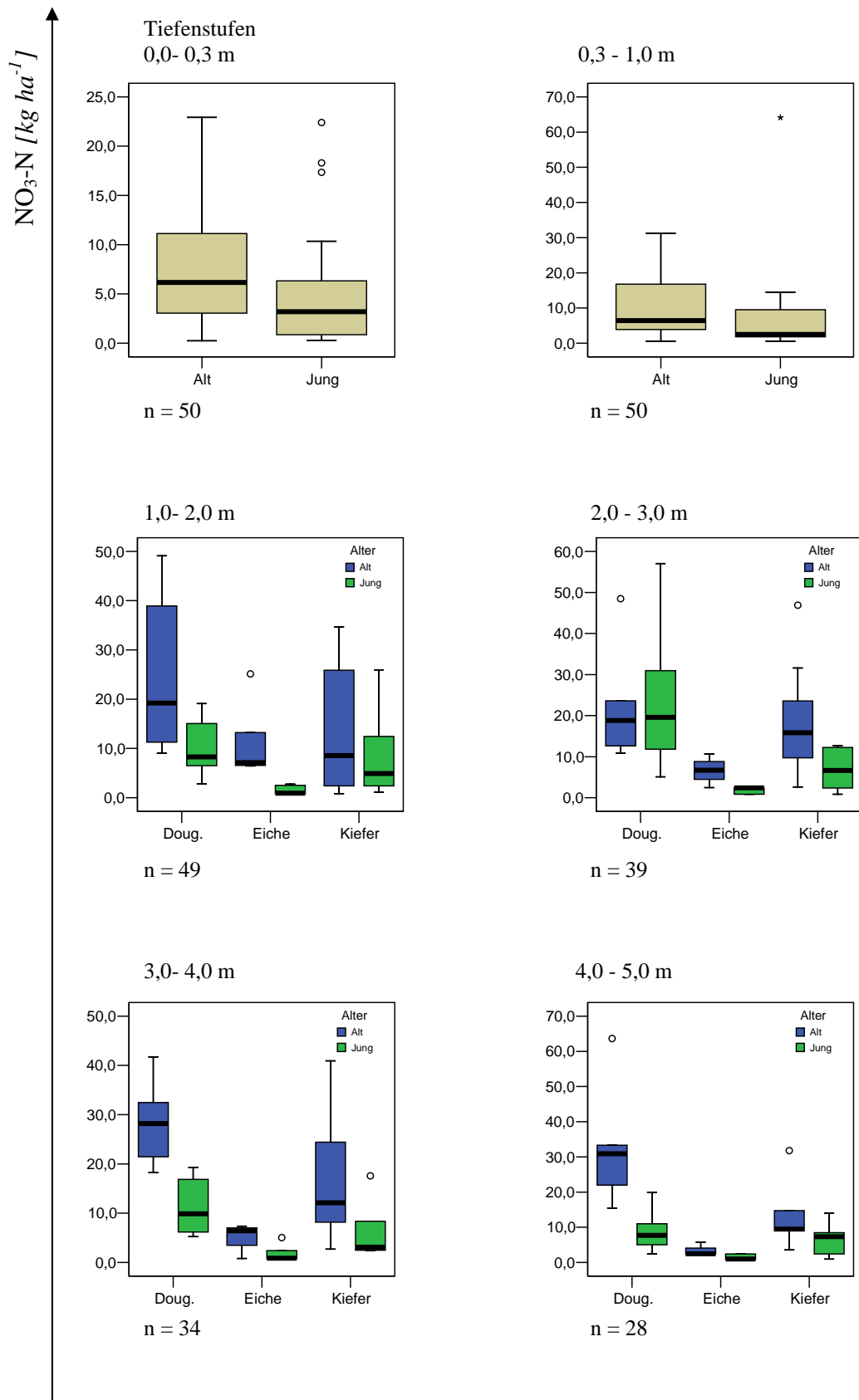


Abb. 2 Signifikante Faktoren für den Nitratgehalt des Bodens bzw. der ungesättigten Zone in unterschiedlichen Tiefenstufen

11,3 mg NO₃-N L⁻¹ (50 mg NO₃ L⁻¹), also oberhalb des gesetzlichen Trinkwassergrenzwertes (BMJ 2001).

Sowohl die Baumart als auch das Bestandesalter erwiesen sich als signifikanter Faktor in Bezug auf die Sickerwasserqualität. Bodenart und Geländehaushalt hatte wiederum keinen signifikanten Einfluss. Die Median der Nitratkonzentrationen unter den Eichenbeständen betrug 4,2 mg NO₃-N L⁻¹. Unter den Kiefernbestände wurde signifikant mehr Nitrat gefunden als unter Eiche, der Median lag bei 7,1 mg NO₃-N L⁻¹ (Tab. 3). Noch höher lagen die Nitratkonzentrationen unter den Douglasienbeständen, der Median war hier mit 14,2 mg NO₃-N L⁻¹ doppelt so hoch und lag damit über dem Trinkwassergrenzwert. In Bezug auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser war der Unterschied zwischen den beiden Nadelbaumarten auch signifikant.

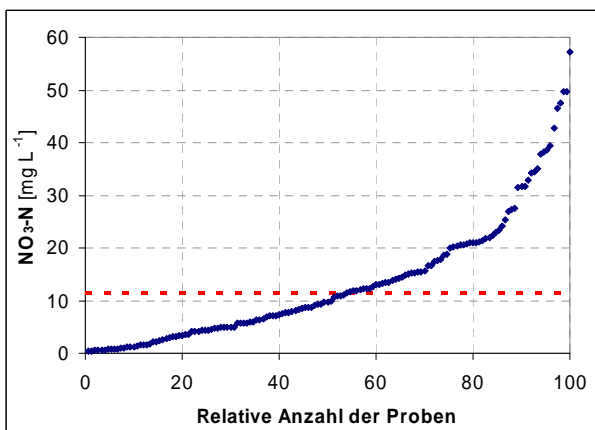


Abb. 3 Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (1 – 5 m Tiefe). Gestrichelte Linie zeigt den gesetzlichen Trinkwassergrenzwert (50 mg NO₃ L⁻¹)

Tab. 3 Nitratkonzentrationen im Sickerwasser (1 – 5 m Tiefe). Median und 25er und 75er Perzentil der Konzentrationen (Median, 25er Perzentil, 75er Perzentil)

		Median	25er Perzentil	75er Perzentil
		mg NO ₃ -N L ⁻¹		
Douglasie	jung	11,1	5,8	16,0
	alt	21,7	15,3	34,3
Eiche	jung	1,4	0,8	4,1
	alt	11,8	5,7	18,0
Kiefer	jung	4,9	2,9	10,8
	alt	9,4	4,6	16,6

N-Einträge und -austräge

Die höchsten N-Einträge wurde für Douglasienaltbestände ($29,7 \pm 1,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$), die niedrigsten für Eichenjungbestände ($16,9 \pm 0,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) berechnet (Abb. 4). Der Anteil der oxidierten N-Formen ($\text{NO}_3\text{-N}$) war bei Douglasienjungbeständen am größten (32%), bei den Eichenaltbeständen am niedrigsten (15 %).

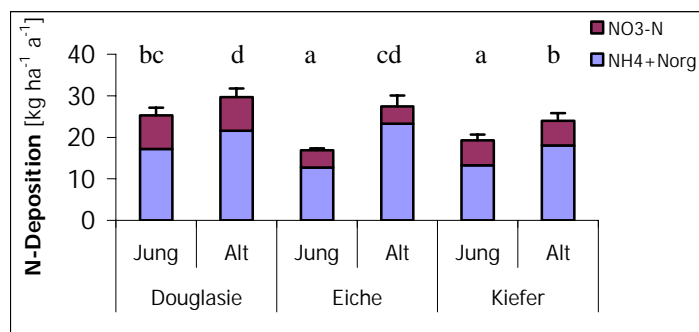
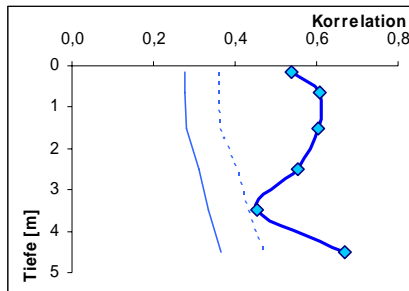


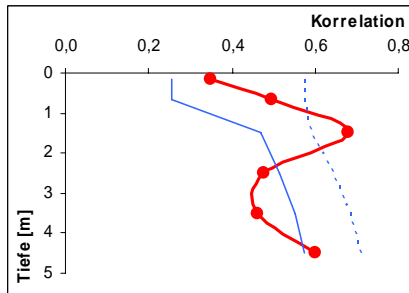
Abb. 4 Geschätzte N-Deposition bei unterschiedlichen Bestandesgruppen.

Die Korrelation zwischen der N-Einträgen und NO_3 -Konzentration des Sickerwassers wurde tiefenstufenweise untersucht (Abb. 5.a). Mittlere Korrelationskoeffizient (r) betrug $0,57 (\pm 0,07)$; dem entspricht ein Erklärungsgrad der Varianz von 33%. Die Korrelation war in allen Tiefenstufen signifikant ($p < 0,01$). Die Korrelation (r) zwischen Sickerwasser-Nitratkonzentrationen und Eintrag von NH_4 und N_{org} , lag im Schnitt $0,48 (\pm 0,10)$. Die Korrelationen wurde auch für jeden Baumart einzeln berechnet (Abb. 5.b, c, d): die höchste Korrelationswerte (r) wurden bei der Eiche ($0,68 \pm 0,16$) gefunden, dagegen wurde bei der Kiefer, abgesehen von der Tiefe 4 – 5 m, kein signifikanter Zusammenhang mit der N-Eintrag beobachtet.

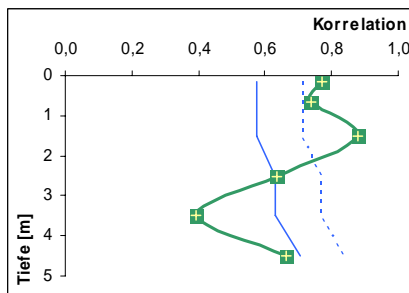
Die geschätzten mittleren N –Austräge (Median) lagen zwischen $2,5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (junge Eiche) und $48 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (alte Douglasie). Die Varianz der Austräge war hoch.



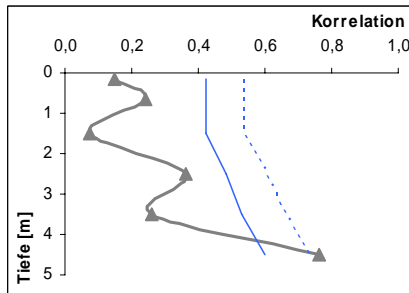
a, alle Baumarten



b, Douglasie



c, Eiche



d, Kiefer

Abb. 5 Korrelation zwischen das Nitratkonzentration im Sickerwasser, und geschätzte atmosphärische N-Deposition, in unterschiedlichen Tiefenstufen. a, alle Baumarten; b Douglasie; c, Eiche; d, Kiefer. Die dünne und die gestrichelte Linie zeigen das Signifikanzniveau 0,05 bzw. 0,01

Bei Eichen und jungen Kieferbeständen konnte eine Netto-N Akkumulation beobachtet werden. Junge Douglasie und alte Kieferbestände hatten im mittel eine ausgeglichene N-Bilanz. Die alten Douglasien fungierten meist als Netto-N-Quelle.

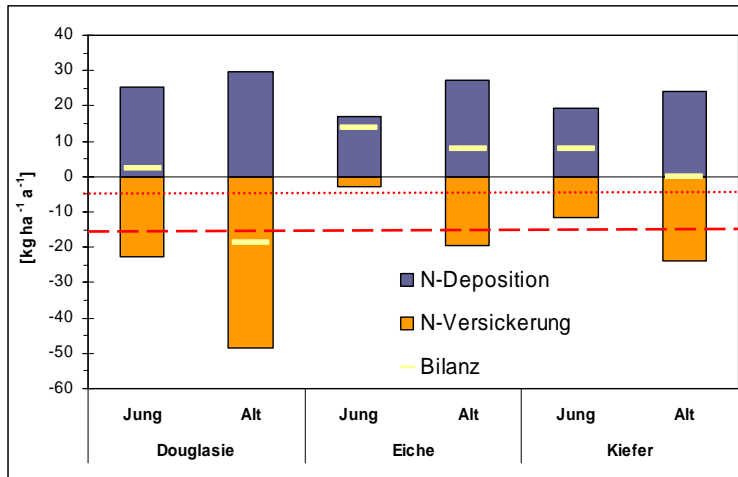


Abb. 6 Geschätzte mittlere atmosphärische N-Deposition und NO₃-N Versickerung. Gepunktete und gestrichelte Linien zeigen die Schwellenwerte der Nitratversickerung für nicht N-gesättigte bzw. auf hohem Niveau N-gesättigten Bestand (Nach BML 2000)

Diskussion

Die gefundene Nitratgehalte im Boden und Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind generell als sehr hoch einzustufen. Wesentlich niedrigere Werte wurden in Bayern bestimmt: Mellert et al. (2005a) berichten dass ca. 30% der Bestände mehr als 10 mg NO₃ L⁻¹ (2,3 NO₃-N L⁻¹) aufgewiesen haben, der Trinkwassergrenzwert (50 mg NO₃ L⁻¹) wurde lediglich im 8 % der Fälle überschritten. Die entsprechenden Anteile sind in dieser Studie 96% und 60 %.

Weder das Substrat noch die Geländewasserhaushalt hatten einen signifikanten Effekt auf den Nitratgehalt des Bodens, bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Dass scheint die Ergebnisse von Mellert et al. (2005a und b) zu widersprechen. Es ist allerdings zu berücksichtigen, dass im Raum Weser-Ems untersuchte Standortspektrum verhältnismäßig eng war: es umfasst nur Sande und leicht verlehnte Sande bzw. trockene, frische und staufrische Standorte. Auch die Übergänge zwischen diesen Kategorien erwiesen sich als ziemlich fließend: eine klare Abgrenzung der Standortklassen war nicht möglich.

Der Faktor Bestandesalter verursachte in jeder Tiefenstufe einen signifikanten Unterschied, und bei allen Baumarten wurden unter Altbeständen höhere Nitratgehalte

im Boden als unter Jungbeständen gefunden (Abb. 1). Ähnlich war es bei dem Sickerwasser: alte Bestände lieferten generell weniger gute Sickerwasserqualität als Jungbeständen. Dieser Unterschied war besonders bei der Eiche ausgeprägt: der Medianwert unter den Altbeständen war 8,5-mal so hoch als der von Jungbeständen. Dieses Verhältnis lag bei den Nadelbaumarten um 2 (Tab. 3). Allerdings war bei den Nadelbaumarten der Altersunterschied zwischen den Altergruppen nicht so groß wie bei der Eiche (Tab. 1)

Dieses Ergebnis entspricht den Erwartungen und hat wahrscheinlich mehrere Gründe:

1. Jungbestände wachsen schneller und bilden vergleichsweise viel N-reiche Biomasse (Blatt-, Nadelmasse und Astholz). Dementsprechend bleibt der N-Bedarf der Altbestände deutlich unter dem von Jungbeständen. Nach den Schätzungen von Jacobsen et al. (2003) solange eine Fichtenbestand in der ersten Dekade jährlich etwa 17 kg N pro ha festlegt diese Menge sinkt bei 100 Jährigen Bestände auf 2 – 2,5 kg ha⁻¹.
2. In der Region Weser-Ems gibt es eine lineare Korrelation zwischen Baumhöhe und N-Deposition (Mohr et. al. 2005). Altbeständen sind nicht nur höher als Jungbestände, sondern sind wahrscheinlich schon länger dem hohen N-Eintrag ausgesetzt. Nach der N-Sättigungs-Theorie von Aber (1989, 2002) kommt es zur N-Versickerung erst nach der Ausschöpfung der Pufferfähigkeit des Waldökosystems; d. h. zwischen hohem Eintrag und beginnendem Sickerwasseraustrag an Stickstoff gibt es eine Verzögerungsphase, die von den Altbeständen möglicher weise schon durchlaufen wurde.
3. Die Bestandesgründung war bei allen untersuchten Jungbeständen mit einer intensiven Bodenbearbeitung verbunden (Tab. 4). Zum Teil wurden der Schlagabraum und der Auflagehumus zu Wällen zusammengeschoben, zum Teil wurde flächig 30 – 80 cm tief gepflügt. Nach dem Abschieben des Schlagabraumes und des Auflagehumus ist zu erwarten, dass sich zunächst ein Vorrat an organischer Substanz im Oberboden und im sich bildenden Auflagehumus aufgebaut wird und dass deshalb nur wenig Stickstoff ausgetragen wird. Auf gepflügten Flächen ist dieser Effekt der Bodenbearbeitung vermutlich nicht so ausgeprägt, weil Auflagehumus und Ah-Horizont auf der Fläche verbleiben. Im vorliegenden Fall wurden jedoch keine Unterschiede zwischen den Flächen, auf denen der Schlagabraum und der Auflagehumus abgeschoben wurden und denen, die gepflügt wurden, gefunden. Vitousek und Reiners (1978) haben in ihrer

„Nährstoff-Rückhaltungstheorie“ dargestellt, dass nach einer tief greifenden Störung des Ökosystems in der Aufbauphase die Nährstoffe zurückgehalten werden und nur nach der Erholung des Ökosystems ein Verlust von wichtigen Nährstoffen zu erwarten ist.

Tab. 4 Anzahl der unterschiedlichen Bodenbearbeitung bei den untersuchten Jungbeständen

Baumart	abgeschoben	gepflügt
Douglasie	5	3
Eiche	4	1
Kiefer	1	4

Die Baumart hatte in der vorliegenden Untersuchung einen signifikanten Effekt auf die N-Austräge. Die Reihenfolge war Douglasie > Kiefer >> Eiche, Borken und Matzner (2004) fanden bei einer Auswertung von Level II-Flächen in Deutschland ebenfalls einen Bauarten-Effekt. Ähnlich wie hier fanden sie unter Fichte (ähnlich zur Douglasien) die höchsten N-Austräge, gefolgt von Eichen/Buchenbeständen; die niedrigsten Austräge gab es unter Kieferbeständen. Mellert et al. (2005.a) fanden in Bayern eine ähnlich niedrigen N-Austrag unter Kiefernbeständen. In beiden Studien wird darauf hingewiesen, dass der Einfluss der Baumart mit der regionaler Verbreitung der jeweiligen Baumarten und der räumlichen Verteilung der N-Deposition verknüpft ist. In der hier vorliegenden Studie waren die klimatischen Verhältnisse einheitlich. Die Nährstoffversorgung und der Geländewasserhaushalt hatten keinen signifikanten Einfluss. Die gefunden Unterschiede sind also wahrscheinlich auf unterschiedlichen N-Kreislauf dieser Baumarten zurückzuführen.

In den Douglasienbeständen waren die N- Depositionsraten am höchsten. Die Douglasienjungbestände werden mit ähnlicher Menge von N belastet wie die Kiefern- und Eichenaltbestände. Der Grund dafür liegt einerseits in dem schnelleren Wachstum der Douglasie und zum andern wurde die Douglasie häufig unter den Schirm eines Altbestandes gepflanzt, dessen Höhe für die Berechnung der Deposition benutzt wurde. Die Nitrat-Deposition war bei den Douglasien höher als bei den anderen Baumarten. Das Nitrat wird zu einem geringeren Grad als Ammonium in den Kreislauf

eingeschleust (z.B. Hagedorn et al. 2000); dies kann ein weiterer Grund für die hohen Nitratausträge unter der Douglasie sein.

Die N-Deposition erklärt 33% der Varianz der Nitratkonzentration im Sickerwasser (Abb. 5.a). Da die Sickerwasserraten unter den verschiedenen Beständen im Vergleich zu den Nitratkonzentrationen relativ wenig variierten (Wendland 2005), dürfte die erklärte Varianz des Nitrataustrages der erklärten Varianz der Nitratkonzentration ähnlich sein. Borken und Matzner (2004) haben ähnliche Beziehungen zwischen N-Input und Output gefunden.

Bei den Eichenbeständen wurde eine vergleichsweise enge Korrelation zwischen N-Eintrag und Austrag gefunden; dies beruht auf dem großen Unterschied in der Höhe der Jung- und Altbestände im Zustand der Humusauflagen in der untersuchten Bestandeskollektiv. Die geringe Korrelation zwischen N-Eintrag und Austrag bei der Kiefer ist wahrscheinlich auf die sehr unterschiedliche Bestandesstruktur in den verschiedenen Altersgruppen zurückzuführen: mehrere Altbeständen mit einem geringen Bestockungsgrad enthielten bereits zusammenhängende Grass- und Krautschicht bzw. Strauchschicht (Blau und Brombeere), bei einigen sogar eine zweite Baumschicht mit Birke und Eiche. Dies wirkt nicht nur auf die N-Aufnahmefähigkeit der Baumbiomasse aus, sondern kann auch die Humusaufgabe ändern. In 7 von 13 untersuchten alten Kieferbeständen konnte die Humusaufgabe als Rohhumus mit unterschiedlichem Feinhumusanteil eingestuft werden, in 6 Fällen war Grasfilz-Moder zu finden. Solche Unterschiede in der Humusform weisen auf unterschiedlicher N-Kreisläufe hin, die zu den unterschiedlichen Nitratversickerungsraten führen können, auch bei ähnlicher N-Deposition. Lovett et al. (2004) haben die N-Haushalt von mehreren Baumarten in Nord-Amerika verglichen. Dabei fanden sie, dass die N-Umsatzraten im Boden unter der Hemlocktanne (*Tsuga canadensis* L.) geringer waren als unter Zuckerahorn (*Accer sachharum* Marsch). Als Folge davon fanden sie Unterschiede im N-Gehalt und C:N Verhältnis in Blättern bzw. Nadeln, im Humus und Mineralboden, im mikrobiologischen Potential der N-Mineralisation sowie in der Nitratversickerung aus der Humusaufgabe.

Die Korrelationen zwischen N-Eintrag und Nitratgehalten variierte stark mit der Tiefe. Dies kann auf die hohe zeitliche Varianz der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

zurückgeführt werden. Aber et al. (2002) weisen darauf hin, dass der Zusammenhang zwischen N-Eintrag und Nitrat-Austrag kann durch das „Rauschen“ klimatischer und anderer Störeffekte überlagert werden kann.

Nach der Klassifizierung vom BMVEL (2000) können lediglich die jungen Eichenbestände als nicht N-gesättigt eingestuft werden. Die junge Kieferbestände gelten als gesättigt auf niedrigem Niveau, bei der Mehrheit der übrigen Bestände lag der Nitrataustrag über $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$; damit sind sie als N-gesättigt auf hohem Niveau einzustufen (Abb. 6). Für alte Douglasienbestände wurde eine mittlere Versickerungsrate von $48 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ ermittelt. Dieses gilt als extrem hoch. Sogar die N-Austräge von alten Kiefern und jungen Douglasien (im Mittel 24 bzw. $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) sind sehr hoch. In einem der Kiefernaltbestände, der als Level II-Fläche Augustendorf schon seit 1993 beobachtet wird, wurde in der Periode 1993-2004 im Mittel $32 \text{ kg h}^{-1} \text{ a}^{-1}$ Nitratversickerung gemessen. In den Jahren 2002-2004 betrug dieser Wert sogar $66,5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Ähnlich hohe N-Austräge wurden in den Niederlanden unter ähnlichen Standortverhältnissen unter Kiefer ($49 - 56 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) und unter Douglasie ($27-44 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$) gefunden (Boxman et al. 1995)

Die jungen Eichenbestände akkumulierten etwa $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Dies entspricht 80% des N-Eintrags. Hagedorn et al. (2000) fanden ähnliche Verhältnisse bei anderen nicht N-gesättigten Waldökosystemen. Die jungen Kieferbestände speicherten im Mittel $6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ auf. Dies entspricht etwa 30% des mittleren Eintrages. Die alten Eichebestände und jungen Douglasienbestände hatten im Mittel eine ausgeglichene N-Bilanz (2 und $1,5 \text{ kg}$ mittlere N-Speicherung – respektive). Alte Kiefer und Douglasienbestände fungierten sogar als Netto-N-Quelle, denn die mittleren N-Austräge überstiegen die N-Einträge um 8 bzw. $28 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ (Abb. 6). Andere Studien berichten über eine N-Speicherung, auch wenn die Einträge hoch waren (z.B. Peterjohn et al. 1996, Dise et al. 1998, Borken und Matzner 2004). Ähnliches wurde sogar nach künstlich erhöhtem N-Eintrag beobachtet (Meesenburg et al. 2004, Bredemeier et al. 1998); allerdings gab es in der letzteren Studie für zwei Bestände mit einer negativen N-Bilanz, bei denen die N-Einträge extrem hoch waren ($50 - 60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$). Berg und Verhoef (1998) beobachteten bei einem Kieferbestand in den Niederlande (Wekeromsche Zand) sogar einen Netto-N-Verlust von $113 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Für die Level II-Fläche Augustendorf wurde in der Periode 1993 – 2004 im Mittel eine ausgeglichene N-

Bilanz gefunden. Allerdings fungierte das System in den ersten 8 Jahren als eine N-Senke. Durchschnittlich 16 kg und damit etwa 50 % des N Eintrages wurde gespeichert. In den drei Jahren 2002-2004 hat das System dagegen etwa 37 kg N ha⁻¹ a⁻¹ mehr verloren als eingetragen wurde. Wahrscheinlich ist die N-Sättigung mit extrem hohen Schwankungen des Nitrataustrags verbunden: dies bestätigt auch die große Varianz der Nitratkonzentrationen zwischen den einzelnen Tiefenstufen. Daraus folgt, dass im konkreten Fall die Vorhersage der Nitratkonzentration nicht einfach ist.

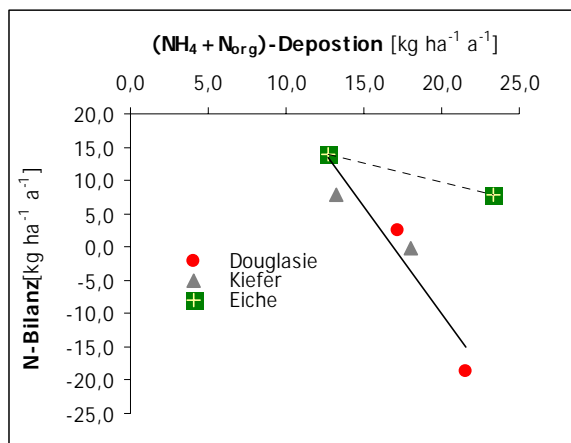


Abb. 7 Unterschiedliche Pufferfähigkeit der Laub und Nadelbaumbestände gegenüber erhöhten NH₄- und N_{org}-Deposition. Bestandesgruppen-median der N-Bilanzen in Abhängigkeit von Bestandesgruppen-median des N-Eintrages.

Nach Berg und Verhoef (1998) wird der weitgehend geschlossene N-Kreislauf eines durch antropogene N-Einträge unbeeinflussten Waldökosystems durch die allmähliche N-Sättigung zu einem „open flow“ System umgewandelt; d.h., das deponierte Ammonium plus N_{org} wird zu Nitrat umgewandelt und verlässt mit dem Sickerwasser das System. Diese Vorstellung wird von unseren Ergebnissen bestätigt (Abb. 7). Das Verhältnis zwischen NH₄+N_{org} Deposition und N-Bilanz (Medianwerte) befinden sich auf einer Linie, von den jungen Eichen (nicht N-gesättigt) über junge Kiefer-, Douglasie- und alte Kieferbestände (zunehmend N-gesättigt) bis zum alten Douglasien (N-gesättigt auf hohem Niveau) ($r^2 = 0,90$). Die alten Eichenbestände fallen aus der Reihe. Das bedeutet, dass die gefunden Unterschiede in der Sickerwasserqualität zwischen Douglasie und Kiefer mit der höheren N-Einträgen bei der Douglasie zu erklären ist. Dagegen ist der Unterschied zwischen den Nadelbaumbeständen und Eiche wahrscheinlich auf einen strukturellen Unterschied zurückzuführen. Der N-Kreislauf

von Eichenbeständen ist anscheinend gegenüber der N-Belastung besser gepuffert und kann einen höheren Anteil des N-Eintrages akkumulieren. Ähnliches wurde bei Borken et al. 2004 beobachtet: Buchenbestände konnten mehr N speichern als Fichtenbestände. Allerdings zeigen Studien in hoch mit N-gesättigten Regionen (z.B. Horvath et al. 2005), dass sogar schonende forstliche Eingriffe starke N-Austräge verursachen können. Deswegen ist es weiterhin fraglich, ob die höhere N-Akkumulationsfähigkeit der Eichenbestände nicht zu höheren N-Verlusten bei der Holzernte bzw. Neuaufforstung führt.

Neben diese Erwägungen müssen die Unsicherheiten um die Größe der N-Ein und Austräge erwähnt werden:

1. Aber et al. (1989) postulieren bei zunehmender N-Sättigung steigende Denitrifikationsraten. Butterbach-Bahl et al. (2002) haben in einem mit erhöhten N-Deposition belasteten Fichtenbestand 14,9, in einem Buchenbestand 15,2 kg ha⁻¹ a⁻¹ gasförmige N-Verlust gemessen. Die Denitrifikationsrate wurde von Meesenburg et al. (2005) für die Level II-Fläche Augustendorf auf etwa 10 kg N ha⁻¹ a⁻¹ geschätzt. Diese Befunde könnten bedeuten, dass durch die Berücksichtigung der Denitrifikation die in vorliegender Studie errechneten N-Bilanzen in negative Richtung (niedrigere N-Retentionsraten) verändern könnten.

2. In 2002-03 erfolgte in Augustendorf parallel zu der Kronentraufemethode die Messung der N-Einträge mit mikrometrologischen Methoden (Dämmgen et al. 2005). Dabei wurde etwa 40% höhere inorganische N-Einträge als mit der Kronentraufemethode ermittelt (Mohr et al. 2005). Dieser Befund heißt, dass die gesamten N-Einträge auf der Level II-Fläche Augustendorf anstatt 35 eher etwa 55 kg N ha⁻¹ a⁻¹ betragen könnten. Dieses Ergebnis würde die in vorliegender Studie errechneten N-Bilanzen in positive Richtung (höhere N-Retentionsraten) verändern.

Schlussfolgerungen

Nach der Forsteinrichtungsdaten der Staatlichen Wälder aus 1998 und nach den Ergebnisse der vorliegenden Studie, könnten in Forstamt Ahlhorn 28 % der Wälder als nicht N gesättigt, 50 % als N-gesättigt auf niedrigem Niveau, und 22 % als N-gesättigt

auf hohem Niveau eingestuft werden. Die Selbe Verhältnisse für die Region Weser Ems (Forstamte: Ahlhorn, Bederkesa, Hasbruch, Palsterkamp, Lingen, Neuenburg) wäre 24, 41 und 35 %. Damit ist die Annahme der fortgeschrittene und verbreitete N-Sättigung im Wälder der Raum Weser Ems ist bestätigt. Es konnte keine Standorteigenschaft gefunden werden die N-Sättigungsgrad signifikant beeinflusst. Mit dem Alter des Bestandes nimmt die N-Sättigung zu. Signifikante Unterschiede wurden auch unter Baumarten gefunden: in der Reihenfolge Eiche, Kiefer und Douglasie nimmt der Nitrataustrag mit dem Sickerwasser zu. Der Unterschied zwischen Douglasie und Kiefer kann mit unterschiedlichen N-Einträgen erklärt werden. Bei den Eichenbestände scheinen die erhöhte N-Einträge besser gepuffert werden zu können. Es ist aber nicht auszuschließen, dass spätestens mit der Endnutzung der Eichenbestände ein Teil des im Boden akkumulierten Stickstoffs wieder abgegeben wird.

Danksagung

Wir bedanken uns für die finanzielle Unterstützung durch den Nieders. Landesbetrieb f. Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz, der die Untersuchung unter dem Titel „Modell zur Vorhersage von N-Austrägen unter Forst“ gefördert hat.

Literatur

Aber, J.D. 2002. Nitrogen saturation in temperate forest ecosystems: current theory, remaining questions and recent advances. In Horst et al. 2005. Progress in Plant Nutrition 179 – 188. Lluwer Academic Publisher.

Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Streudler, P., Melillo, J. 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. BioScience 39, 378-386

Aber, J.D., Ollinger, S.V., Driscoll, Ch.T., Likens, G.E., Holmes, R.T., Freuder, R.J., Goodale, Ch.L. 2002. Inorganic nitrogen losses from a forested ecosystem in response to physical chemical biotic and climatic perturbations. Ecosystems 5: 648 - 658

Berg, M.P., Verhoef, H.A. 1998. Ecological characteristics of a nitrogen-saturated coniferous forest in The Netherlands. Biology and Fertility of Soils 26: 258-267

BMJ (Bundesministerium für Justiz) 2001. Verordnung zur Novellierung der Trinkwasserverordnung Bundesgesetzblatt 2001, Bonn

BML (Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten) 2000. Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. Bonn

Borken, W., Matzner, E. 2004. Nitrate leaching in forest soils: an analysis of long-term monitoring sites in Germany. Journal of Plant Nutrient and Soil Sciences 167: 277-283

- Borken, W., Xu, X.J., Beese, F. 2004. Ammonium, nitrate and dissolved organic nitrogen in seepage water as affected by compost amendment to European beech, Norway spruce, and Scots pine forests. *Plant and Soil* 258: 121-134
- Boxman, A.W., van Dam, D., Harrie, van Dijk, H.F.G., Hogervorst, R.F., Koopmans, Ch.J. 1995. Ecosystem responses to reduced nitrogen and sulphur inputs into two coniferous forest stands in the Netherlands. *Forest Ecology and Management* 71: 7-29
- Bredeimeir, M., Blanck, K., Xu, Y.-J., Tietema, A., Boxman, A.W., Emmett, B., Moldan, F., Gundersen, P., Schleppei, P., Wright, R.F. 1998. Input-output budgets at the NITREX sites. *Forest Ecology and Management* 101: 57-64
- Breier, C. 1998. Water and element fluxes calculated in a sandy forest soil taking spatial variability into account. *Forest Ecology and Management* 101: 269-280
- Butterbach, K., Gasche, R., Willibald, G., Papen, H. 2002. Exchange of N-gases at the Höglwald Forest – A summary. *Plant and Soil* 240: 117–123
- Dämmgen, U., Schaaf, S., Horváth, B., Meesenburg, H., Mohr, K. 2005. Methoden zur Bestimmung von Stoffflüssen und –konzentrationen im ANSWER Projekt. In Dämmgen, U. (Hrsg.) *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 23-44
- Dise, N.B., Matzner, E., Gundersen, P. 1998. Synthesis of nitrogen pools and fluxes from European forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution* 105: 143-154
- Dise, N.B., Wright, R.F. 1995. Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *Forest Ecology and Management* 71: 153-161
- Döhler, H., Eurich-Menden, B., Dämmgen, U., Lüttich, M., Osterburg, B. 2002. BMVEL/UBA-Ammoniak.Emissionsinventar der deutschen Landwirtschaft und Minderungsszenarien bis zum Jahr 2010. UBA-Texte 05/02. Umweltbundesamt, Berlin.
- Emett, B.A., Reynolds, B., Silgram, M., Sparks T.H., Woods, C. 1998. The consequences of chronic nitrogen additions on N cycling and soilwater chemistry in a Sitka spruce stand, North Wales. *Forest Ecology and Management* 101: 165-175
- Gauger, T., Anshelm, F., Schuster, H., Erisman, J.W., Vermeulen, A.T., Draaijers, P.G., Bleeker, A., Nagel, H.D. 2002. Mapping of ecosystems specific long-term trends in deposition loads concentrations of air pollutants in Germany and their comparison with critical loads and critical levels. Part1: Deposition loads 1990-1999. Final Report Project 299 42 210, Umweltbundesamt. Institut für Navigation der Universität Stuttgart.
- Hagedorn, F., Schleppei, P., Bucher, J., Flüher, H. 2000. Retention and leaching of elevated deposition in a forest ecosystem with gleysols. *Water, Air, and Soil Pollution* 129: 119-142
- Heinsdorf, D.; Beck, W. 2003: Langjährige Untersuchungen zur Wirkung hoher N-Zufuhren auf Ernährung und Wachstum eines Kiefernbestandes. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 37, 28-35
- Horváth, B., Lamersdorf, N., Raben, G., Borken, W., Beese, F. 2005. Initiale Effekte nach Kompostausbringung beim Waldumbau. *Forstarchiv* 76: 3-15
- Jacobsen, C. P. Rademacher, H. Meesenburg, K.J. Meiwes . 2003: Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. Ber. D. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 69, 1 - 81
- König, N., Fortmann, H. 1996/1999: Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Waldökosysteme, Teil 1-4. Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B46-49, 58-59.

- Lovett, G.M., Weathers, K.C., Arthur, M.A., Schultz, J.C. 2004. Nitrogen cycling in a northern hardwood forest: Do species matter? *Biogeochemistry* 67: 289-308
- McNulty, S.G., Aber, J.D., Boone, R.D., 1991. Spatial changes in forest floor and foliar chemistry of spruce-fir forests across New England. *Biogeochemistry* 14: 13-39
- Meesenburg, H., Merino, A., Meiwes, K.J., Beese, F.O. 2004. Effects of long-term application of ammonium sulphate on nitrogen fluxes in a beech ecosystem at Solling, Germany. *Water, Air and Soil Pollution* 4: 415-426
- Meesenburg, H., Mohr, K. 2005. Die Untersuchungsstandorte im ANSWER-Projekt. In Dämmgen, U. (Hrsg.) *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 17-22
- Meesenburg, H., Mohr, K., Dämmgen, U., Schaaf, S., Meiwes, K.J., Horváth, B. 2005. Stickstoff-Einträge und -Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. In Dämmgen, U. (Hrsg.) *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 95-108
- Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, Ch. 2005a. Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayern - Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76: 35-43
- Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, Ch. 2005b. Risiko erhöhter Nitratkonzentrationen unter Wald in Bayern - Regionalisierung von Inventurergebnissen aus dem Raster des Level I. *Waldoekologie online* 2: 4-24
- Mellert, K.H., Kölling, Ch. 2006. Stickstoffsättigung – ein wachsendes Problem ohne Lösung? *Forst und Holz* 61: 95-98
- Mohr, K., Schaaf, S., Horváth, B., Meesenburg, H., Dämmgen, U., 2005. Stoff- und Energieflüsse der im ANSWER-Projekt untersuchten Waldbestände. In Dämmgen, U. (Hrsg.) *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 69-94
- NFP (Niedersächsisches Forstplanungsamt) 1999. Forstliche Standortaufnahme - Geländeökologische Schätzrahmen in Anwendungsbereich Pleistozänes (Diluviales) Flachland. Wolfenbüttel, Stand NFP 05.99, Druck GFP 05.99
- Oren, R., Schulze, E.D. 1992. Nutritional Disharmony and forest decline. Schulze, E.D., Lange, O.L., Oren, R. (Edit.): *Forest Decline and Air Pollution. Ecological studies* 77: 425-443 Springer-Verlag, Berlin.
- Peterjohn, W.T., Adams, M.B., Gilliam, F.S. 1996. Symptoms of nitrogen saturation in two central Appalachian hardwood ecosystems. *Biogeochemistry* 5: 507-522
- Schaaf, S., Meesenburg, H. 2005. Modellierung der Stoffflüsse in Waldbeständen im ANSWER-Projekt. In Dämmgen, U. (Hrsg.) *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 45-56
- Ulrich, B. 1994. Nutrient and acid-base budget of Central European Ecosystems. In Godbold D.L., Hüttermann, A. (edit.): *Effects of acid rain on forest processes*. 1-50 J. Wiley & Sons INC. New York
- Vitousek, P.M. Reiners, W.S. 1975. Ecosystem succession and nutrient retention: a hypothesis. *BioScience* 25: 376-381
- Wendland, R. 2004. Einfluss der Bestandesstruktur auf Interzeption, Bodenwasserhaushalt und Nitratauswaschungsgefährdung in Waldökosystemen Nordwestdeutschland. Diplomarbeit, Göttingen

METHODISCHE ARBEITEN

A SIMPLE METHOD FOR MEASURING THE CARBONATE CONTENT OF SOILS

BALÁZS HORVÁTH,* OLIVER OPARA-NADI,
AND FRIEDRICH BEESE

Abstract

The traditional measurement of the carbonate content of soils with the Scheibler apparatus is slow and labor intensive. Our objective was to develop a relatively simple and accurate method. The pressure calcimeter principle was used; the pressure change caused by the reaction between HCl and a weighed soil sample was measured with a digital plunge-in manometer through a silicone-rubber septum placed on a screw-capped tube. The method was calibrated with pure CaCO₃. The correlation between the measured and weighed amounts was excellent ($r^2 = 0.999$). The carbonate content of a natural soil sample was measured 10 times; the coefficient of variation was 1.9%. Ten ISE (International Soil-Analytical Exchange) samples were analyzed with this method which contained a carbonate content of 3 to 170 g kg⁻¹. Satisfactory results were obtained, indicating the suitability of the proposed method for practical purposes.

THE CARBONATE CONTENT of soils is an important parameter determining the chemistry of a soil. The measurement of this parameter belongs to the standard investigation program of soil analysis. A number of methods have been described in the literature (Loeppert and Suarez, 1996), and most of them are based on the reaction between carbonates and strong acids, which results in carbonate dissolution and CO₂ development. There are two simple ways to measure the amount of the released gas: (a) measure the volume of the gas under isobarometric conditions such as the use of a Scheibler apparatus, and (b) measure the pressure of the gas under isochore conditions. This so-called pressure calcimeter principle is used by several methods described in the literature (e.g., Williams, 1948; Martin and Reeve, 1954; Woodward, 1961). These procedures are quite old and use mechanical techniques. Wagner et al. (1998) developed a computerized volumetric inorganic carbon analysis system, which combines a pressure transducer with a personal computer, data acquisition board, and appropriately developed software. This method is on the one hand rapid (20 samples h⁻¹) and precise (very good correlation with other standard methods), but on the other hand it is quite complex and expensive. We wanted to develop a more simple method, which is cost-efficient even by a moderate quantity of samples (up to about 100). Thus, our system requires equipment that is pres-

ent in most soil laboratories. In addition to simplicity, rapidity, and accuracy were also important goals.

Materials and Methods

A screw-capped glass test tube (10–30 mL volume) was used as a reaction vessel. To achieve better sensitivity, the size of the reaction vessel was chosen according to the expected carbonate content of the sample. The test tube was closed with a plastic screw cap with a silicone-rubber septum (Fig. 1a). The pressure was measured with a digital plunge-in manometer with a measurement range of 0 to approximately 150 kPa above the barometric pressure. The needle in the manometer is placed in such a manner that during repeated use, the septum is most likely pierced in a different place (Fig. 1b). In this way, the septum remains airtight even after several measurements. The manometer we used measures pressure difference, although an absolute air pressure measuring instrument can also be used. The septum-equipped screw cap and the digital manometer is normally used for tensiometer measurements, a common piece of equipment in laboratories where the soil water regime is examined.

Different amounts of reagent-grade (dried at 105°C) CaCO₃ were weighed in the reaction vessel. A plastic tube containing 1.0 mL of 3.5 M HCl was carefully inserted into the reaction vessel. Care should be taken that the acid does not contact the sample. The test tube was closed airtight and the silicon septum was pierced with a needle to release the pressure increase that occurred during securing of the cap. The reaction vessel was rotated and thoroughly shaken manually to mix carbonate with the acid. The pressure was measured after approximately 5 min of reaction time, when the reaction between the acid and CaCO₃ had ceased, and the increased temperature resulting from the reaction had cooled to the ambient temperature. The barometric pressure and the temperature of the ambient air were recorded. By knowing the precise volumes of the tube, the HCl, and the plastic container, the reaction volumes were calculated. Using these values, and Ideal Gas Law, and Henry's Law, it was possible to determine the pressure increase caused by different amounts of carbonate. The following form of Henry's Law was used: $n\text{CO}_2 = K_H \times P_{\text{CO}_2} \times V_{\text{HCl}}$, where $n\text{CO}_2$ is the released amount of CO₂ (in mol), K_H is Henry's constant (0.003524 mol MPa⁻¹ L⁻¹), P_{CO_2} is the partial pressure of CO₂ (in MPa), and V_{HCl} is the volume of the acid (in L).

Results and Discussion

The comparison between the calculated and the weighed amount of CaCO₃ is shown in Fig. 2. High r^2 value (0.9992) was obtained for the fitted line ($y = 0.9986x$, for $n = 12$). The calculated values were slightly smaller than the correct values due to an unaccounted small volume of air in the pressure sensor, which should have been added to the reaction volume. When this small volume (25 μL) was considered, the slope of the fitted lines was equal to 1.0000.

A similar procedure as described above was employed to measure the carbonate content of soil samples. Table 1 shows the amount of the sample to be used per cubic centimeter of reaction volume. Depending on the

F. Beese and B. Horváth, Inst. of Soil Sciences and Plant Nutrition, Georg-August Univ. of Göttingen, 2 Büsingenweg, Göttingen, 37077 F.R. Germany; O. Opara-Nadi, Faculty of Agriculture & Veterinary Medicine, Abia State Univ., P.M.B. 2000 Uturu, Nigeria. Received 7 Jan. 2004. *Corresponding author (bhorvath@emk.nymk.hu).

Published in Soil Sci. Soc. Am. J. 69:1066–1068 (2005).
Soil Chemistry Note
doi:10.2136/sssaj2004.0010

© Soil Science Society of America
677 S. Segoe Rd., Madison, WI 53711 USA

Abbreviations: ISE, International Soil-Analytical Exchange; MAD, median of the absolute deviation.

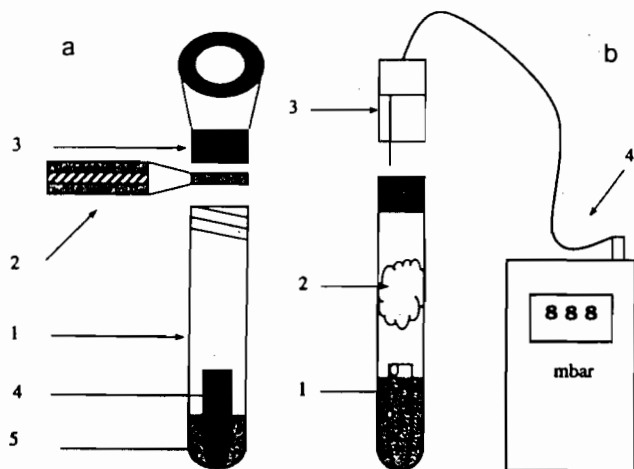


Fig. 1. (a) A diagram of the carbonate content measuring apparatus. 1, Test tube; 2, septum (enlarged: laminated structure; a silicon layer between two rubber layers); 3, screw cap (enlarged top view: hole in the middle); 4, plastic container, with 3.5 M HCl; 5, sample. (b) The carbonate content measuring apparatus after mixing the sample and the HCl. 1, Mixture of sample and the acid; 2, developing CO_2 ; 3, pressure sensor; 4, digital manometer (888 represents the displayed pressure).

expected carbonate content, the configuration of the equipment and the sample size should be selected to achieve good sensitivity and to stay in the measurement range of the manometer. The configurations which we have used are listed in Table 2. For low-carbonate content ($<20 \text{ g kg}^{-1}$) samples, we have added 3.0 mL instead of 1.0 mL of HCl. This has two advantages: (i) the larger soil sample (2.0 g instead of 0.5 g) is completely immersed by 3.0 mL of acid, and (ii) the reaction volume is reduced by the increased volume of the acid, providing better sensitivity. The calculated values of pressure increase for different contents of carbonate are shown in Fig. 3. The volume of the soil sample should be considered in the calculation. We assumed the specific gravity of the soil to be 2.7 g cm^{-3} . This was especially important for large samples of low carbonate content ($<20 \text{ g kg}^{-1}$).

Because of the small amount of soil used, it is very important to sieve and homogenize the sample carefully. FeCl_2 or FeSO_4 can reduce the oxidation of the organic

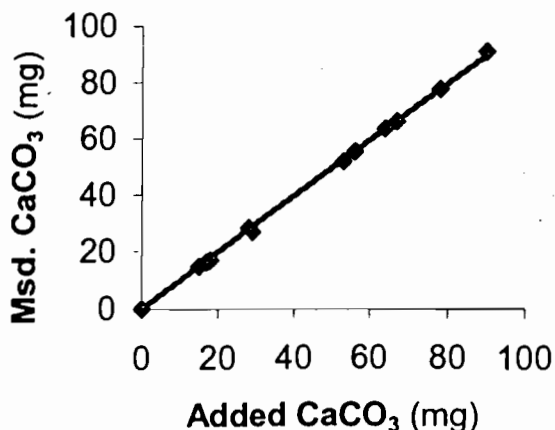


Fig. 2. Comparison of the measured (msd.) and added values by different amounts of CaCO_3 . The equation of the fitted line is $y = 0.9986x$, $r^2 = 0.9992$, and $n = 12$.

Table 1. Recommended weight of soil sample for each cm^3 of reaction volume depending on the expected carbonate content.

Carbonate content	Sample weight
g kg^{-1}	mg
<100	10–60
100–300	3–20
>300	2–10

Table 2. Recommended equipment and sample size for the measurement, depending on the expected carbonate content.

Carbonate content	Tube size	Sample weight	Volume of the added HCl
g kg^{-1}	mL	mg	mL
<20	10	2.0†	3.0†
20–100	10	0.5	1.0
50–200	20	0.5	1.0
100–350	30	0.5	1.0
>350	30	0.2‡	1.0‡

† Enlarged sample.

‡ Reduced sample.

material (Loeppert and Suarez, 1996), which should be added to samples of high organic content. In samples where dolomite [$\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$] is expected, the reaction time should be much longer, up to 2 h (Evangelou et al., 1984). In such cases, the reaction can be accelerated by placing the reaction vessels in a hot water bath (Woodward, 1961). In that case, the calculations should include the effects of the higher temperature on the pressure increase. We observed that the use of water bath complicated the measurements. When a water bath is used, it is important to pay attention to the septum that it does not get wet, otherwise water may enter the manometer needle and give erroneous results. It is recommended that replicate measurements be made which will help to trace and avoid errors, such as those resulting from any leak in the septum. It is also possible to inject the HCl with a syringe through the septum. In that case, the pressure increase caused partly by reduction in the test tube volume through the added HCl should be considered. Care should be taken that after injecting the acid to the sample that no air enters the syringe through the needle. This may not always be possible because of a vigorous reaction. Thus, the common way of acid addition is recommended.

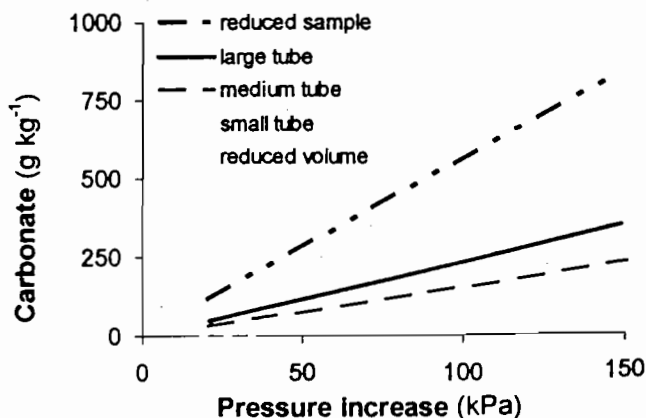


Fig. 3. Calibration lines for different soil carbonate contents. Sample size is 0.50 g. For the explanation of enlarged sample and reduced sample, see Table 2.

To test our method, we examined natural carbonate of soil samples of the ISE. To assess our results, we compared our measurements with the results published in ISE Reports (International Soil-Analytical Exchange, 2004a, 2004b, and 2004c). We calculated median values after discarding statistical outliers. The sample 970/2003 was measured 10 times. The median of these values was 86.5 g kg^{-1} carbonate content. The median of the absolute deviation (MAD) was 1.3 g kg^{-1} . The median of the results of about 130 laboratories was 86.7 g kg^{-1} , and the MAD was 4.3 g kg^{-1} . In addition, we examined nine other ISE soil samples, one time each (Table 3). The difference between our results and those of the ISE report was 6% or less. There was, however, one exception: sample 930/2004, where the measured value was 0.7 and the reported value is 3.0 g kg^{-1} . The ISE reported a relatively large MAD value for this sample, the individual laboratories measured values ranged from 0.0 to 70 g kg^{-1} . In conclusion, it is suggested that the proposed method is easy to handle, rapid, accurate, and the neces-

sary equipment is easy to obtain. This method can be recommended for routine soil analysis.

ACKNOWLEDGMENTS

The first and second authors express their sincere gratitude to the German Academic Exchange Service (DAAD) for the financial grant for a visit to the Institute for Soil Science and Forest Nutrition, Georg-August-University of Göttingen.

REFERENCES

- Evangelou, V.P., L.D. Whiting, and K.K. Tanji. 1984. An automated manometric method for quantitative determination of calcite and dolomite. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 48:1236–1239.
- International Soil-Analytical Exchange. 2004a. Annual report 2003 [Online]. Available at www.wepal.nl [verified 21 Jan. 2005]. Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories, Wageningen University Environmental Sciences, Wageningen, the Netherlands.
- International Soil-Analytical Exchange. 2004b. Quarterly report 2004.1 [Online]. Available at www.wepal.nl [verified 21 Jan. 2005]. Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories, Wageningen University Environmental Sciences, Wageningen, the Netherlands.
- International Soil-Analytical Exchange. 2004c. Quarterly report 2004.2 [Online]. Available at www.wepal.nl [verified 21 Jan. 2005]. Wageningen Evaluating Programs for Analytical Laboratories, Wageningen University Environmental Sciences, Wageningen, the Netherlands.
- Loeppert, R.H., and D.L. Suarez. 1996. Carbonate and gypsum. p. 437–475. *In* D.L. Sparks et al. (ed.) *Methods of soil analysis: Part 3—Chemical methods*. SSSA Book Ser. No. 5. SSSA and ASA, Madison, WI.
- Martin, A.E., and R. Reeve. 1954. A rapid manometric method for determining soil carbonate. *Soil Sci.* 79:187–197.
- Wagner, S.C., D.J. Hanson, A. Olness, and W.B. Voorhess. 1998. A volumetric inorganic carbon analysis system. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62:690–693.
- Williams, D.E. 1948. A rapid manometer method for the determination of carbonate in soils. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.* 13:127–129.
- Woodward, L. 1961. A manometric method for the rapid determination of lime in soils. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.* 25:248–250.

Table 3. Carbonate content of the ISE (International Soil-Analytical Exchange) soil samples measured with the proposed method.

ISE Number	Year	Mean content†	g kg ⁻¹	
			MAD‡	Proposed method
930	2004	3.0	2.3	0.7
965	2004	74.0	5.0	78.0
992	2004	56.9	4.9	57.6
970	2004	85.0	5.0	84.3
989	2004	78.9	5.8	83.6
962	2004	87.2	3.5	87.3
962	2003	88.0	2.0	87.6
921	2003	98.0	8.5	98.8
956	2003	170.0	6.0	178.1
970	2003	86.7	4.3	86.5

† Median of the results of about 130 laboratories.

‡ Median of the absolute deviation.

Near infrared spectroscopy for determination of total and exchangeable cations in geologically heterogeneous forest soils

Marcin Chodak,^{a,b,*} Partap Khanna,^a Balazs Horvath^a and Friedrich Beese^a

^aGeorg-August University Göttingen, Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Büsgenweg 2, 37077 Göttingen, Germany

^bPresent address: AGH University of Science and Technology, Department of Open-Strip Mining, al. Mickiewicza 30, 30-059 Kraków, Poland. E-mail: chodak@agh.edu.pl

Sustainable forest management requires information on a number of soil properties. Therefore fast methods of soil analysis are needed. The objective of this study was to test the ability of near infrared (NIR) spectroscopy to predict the total and exchangeable Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al, the cation exchange capacity (CEC), the base saturation (BS) and the total contents of Zn, Cu, Cd and Pb in geologically heterogeneous forest soils. The samples ($n=100$) were collected from five sites covered by beech (*Fagus sylvatica* L.) forest stands and from four depths. The soils were analysed for total contents of Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, Zn, Cu, Cd and Pb after pressure digestion in HNO_3 and for contents of exchangeable Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al in NH_4Cl . The spectra were recorded between 400 and 2500 nm at 2 nm intervals. Principal components analysis revealed significant spectral differences among the samples from different sites. The global NIR models predicted well the mean values of the total contents of all cations, Zn, Pb, the exchangeable K, Mg, Fe and BS in upper (0–10 cm) and lower (10–20 cm) layers of the studied soils: the correlation coefficients (r^2) of the linear regression (measured against predicted values) varied between 0.90 and 1.00 and the regression coefficients (a) ranged from 0.94 to 1.07. The contents of Cu, CEC and the exchangeable Na, Ca and Al were predicted satisfactorily ($r^2=0.87\text{--}0.98$, $a=0.86\text{--}1.14$). The global models overestimated the values of total Ca and exchangeable Ca, Mn and Fe in the lower parts of their ranges resulting in biased estimations of the means at some of the considered sites. Splitting the sample population into spectrally similar groups enabled the development of local calibrations, which improved the prediction accuracy (lower standard errors of prediction) for most of the analysed constituents and removed the bias in the estimations of exchangeable of total Ca and Ca, Mn and Fe. The obtained results indicated the usefulness of NIR spectroscopy for determination of a number of soil constituents in geologically heterogeneous forest soils.

Keywords: base saturation, exchangeable cations, forest soils, NIR spectroscopy

Introduction

An exact estimation of soil quality is required for sustainable forestry. In order to assess the soil quality a wide range of soil chemical and physical properties must be analysed.¹ The contents of metal cations (particularly in an exchangeable form) and cation exchange capacity (CEC) have often been proposed as indicators of nutrient supplying capacity of soils.^{2,3} CEC, defined as a maximum number of adsorbed ions held per kg of dry soil, is an important parameter for estimating cation retention and losses from soils.³ Of particular importance for soil processes are exchangeable base cations (Na, K, Ca, Mg), which are related to soil buffering capacity,^{4,5} plant nutrition^{6–8} and soil solution quality control.⁹ Base saturation (the percentage of equivalent sum of base cations in CEC) of soils determines the influence of

exchange complex on soil solution chemistry and is an important parameter for estimating cation retention and losses from forest soils.^{1,3}

Due to the high spatial variability of soil chemical properties, large numbers of samples must be analysed to adequately characterise forest soils at the landscape level.^{10,11} Therefore, rapid analytical methods may be needed. Near infrared (NIR) spectroscopy is an analytical technique known for its rapidity, simplicity and cost-effectiveness.¹² Near infrared radiation (750–2500 nm) is absorbed by different chemical bonds such as C–C, C–H, N–H and O–H.¹³ The prediction of soil constituents which do not absorb in this range (e.g. metal cations) is possible due to their correlations with spectrally active constituents.¹⁴ The ability of NIR spectroscopy to predict several physical, chemical and biological properties of soils has been extensively reported.

¹⁻²⁰ Recently, the applicability of NIR spectroscopy for large-scale studies including different soils has been tested. Chang *et al.*²¹ predicted successfully (correlation coefficient between measured and predicted values $r^2 > 0.82$) total C, total N, cation exchange capacity and basal respiration in soils from four Major Land Resource Areas in Northern America. Shepherd and Walsh²² presented a scheme for building spectral libraries for soil evaluation in large areas. These authors used over 1000 topsoil samples from eastern and southern Africa to develop equations for estimation of several soil properties and reported that NIR spectroscopy predicted well ($r^2 = 0.78-0.88$) the contents of exchangeable Ca and Mg, effective cation exchange capacity, organic C and particle size distribution in the analysed soils. On the contrary, in the study of Udelhoven *et al.*²³ NIR spectroscopy failed to predict organic C, and plant available N, K and P in a landscape scaled experiment carried out in the Eifel region in Germany. The prediction failure was attributed to geological heterogeneity of the analysed soils and the authors concluded that the applicability of NIR spectroscopy was restricted only to geologically homogenous areas.

The objective of our study was to test the ability of NIR spectroscopy to predict the total and exchangeable Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, the cation exchange capacity (CEC), the base saturation (BS) and the total contents of Zn, Cu, Cd and Pb in geologically heterogeneous forest soils.

Material and methods

Study sites

The soils were collected from five sites covered by 100–150 years old beech (*Fagus sylvatica* L.) stands in central and northern Germany. The sites were located at Göttinger Wald (GW, silty clay, Haplic Calcisol), near Zierenberg (ZB, silt loam, Cambisol), in Solling (SL, silt loam, dystric Cambisol), near Unterlüß (UL, sandy loam, dystric Cambisol) and near Hamburg (HB, loamy sand, dystric Cambisol). More detailed description of sampling sites was reported in Chodak *et al.*²⁴

Soil sampling

In May 1995 five soil cores were collected using perspex cylinders (14.4 cm inner diameter, 24 cm depth) at each site. The mineral soils were sampled at four depths: 0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm and 15–20 cm.

Chemical analyses

For chemical analyses the soil samples were sieved (2 mm mesh size), dried at 105°C and finely ground. Total contents of Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al in the samples were determined by inductively-coupled plasma atomic emission spectroscopy (ICP-AES) (Spectro Analytical Instruments, Kleve, Germany) and the contents of Zn, Cu, Cd and Pb by atomic absorption spectrometry (Varian SpectrAA 800, Darmstadt, Germany) after pressure digestion in concentrated HNO₃.

Exchangeable cations were extracted by percolating 2.5 g of air-dried samples with 100 mL of 1 M NH₄Cl. The concentrations of Na_{ex}, K_{ex}, Ca_{ex}, Mg_{ex}, Mn_{ex}, Fe_{ex} and Al_{ex} in the percolates were measured by ICP-AES. CEC was defined as the equivalent sum of all determined cations and the base saturation (BS) as the equivalent sum of base cations (Na_{ex}, K_{ex}, Ca_{ex} and Mg_{ex}) percentage of CEC.

NIR spectral reflectance measurements

The NIR reflectance was recorded at 2 nm intervals between 400 and 2500 nm using a Foss NIRSystems spectrometer (Silver Spring, USA) in the dried (105°C) and ground samples ($n = 100$). Each sample was scanned once, thoroughly mixed and scanned a second time. The final spectrum was a mean of both scans. Absorbance values ($\log 1/\text{reflectance}$) were used for the data transformation and statistical analysis.

Statistical analysis of spectral and chemical data

In order to compare spectral characteristics of the samples from different sites principal components analysis (PCA) based on the first derivatives of the spectra was used.²⁵ The derivatives were calculated at gaps of four data points and smoothing over segments of length of four data points. To remove the effects of the differences in particle size and structure on the absorbance values prior to PCA, standard normal variate (SNV) and detrend procedures were applied to the spectra (WinISI II version 1.02 software). SNV scales each spectrum to have a standard deviation of 1.0 and detrend removes linear or curvilinear trend of increase in absorbance data. The differences in the chemical properties and principal component (PC) scores among the sites were detected using one-way analysis of variance (ANOVA) at $p < 0.05$.

Prediction of the soil constituents using NIR spectroscopy

The samples were divided into calibration set ($n = 50$) and external validation set ($n = 50$). Both sets included the samples from all sites ($n = 10$ for each site in each set). The development of calibration equations involved taking derivatives of 0th to 2nd order, defining the gaps over which derivatives were calculated and smoothing the spectra. The calibration equations were calculated using the modified partial least-squares regression (MPLS) method which uses all the spectral information and is considered to be a robust tool for spectral data analysis.²⁶ Cross-validation was used to estimate the optimal number of terms in the calibration to avoid overfitting.¹⁷ The calibration set was divided into five groups. Four groups were used to develop a model and one group was used for validation. This procedure was repeated five times until all groups were used for validation once and the residuals of the five predictions were pooled to calculate the standard error of cross-validation (SECV). The optimal number of terms to be included in the model was determined as having the smallest SECV. The best math treatment was chosen following a trial and error procedure using the small-

est *SECV* and the highest correlation coefficient (measured against predicted values, r^2) as the criteria. To evaluate the calibration models, the ratio of standard deviation to *SECV* (*RPD*) was used.²¹

The value of the developed models was tested using the external validation sample set. The contents of total and exchangeable cations, *CEC* and *BS* in the samples were predicted by the developed calibration models. The predicted values were used to calculate mean values of the constituents in upper (depth 0–10 cm) and lower (depth 10–20 cm) soil layers at each site. The NIR-derived means were then regressed against the reference means. In the case of Cd content the individual samples were used instead of the means, since only the samples from GW, ZB and UL were available for the external validation (at the HB and SL sites, the Cd contents were below the detection limit of the applied reference methods). The prediction ability of NIR spectroscopy was evaluated using correlation (r^2) and regression coefficients (a) of linear regression (measured against predicted values), intercepts (b) and standard errors of prediction (*SEP*). *SEPs* were calculated according to the equation: $SEP = [(n-1)^{-1} \sum_{i=1}^n (y_i - x_i)^2]^{0.5}$ where n is the number of samples in the validation set, y_i is the mean value of a constituent derived by a reference method and x_i is the NIR-predicted mean.

Results and discussion

Chemical and spectral characteristics of the soils

The studied soils differed in physical, chemical and spectral properties. The soils at GW, ZB and SL had loamy texture but differed in their pH values (SL: pH=3.8, GW and ZB: pH=4.9 and 5.6, respectively; Table 1). The soils at UL and HB were of sandy texture and had low pH (3.9). The loamy soils had significantly higher cation exchange capacity (94.8–191.8 mmol_c kg⁻¹) than the sandy soils (UL: 29.5 mmol_c kg⁻¹, HB: 44.6 mmol_c kg⁻¹; Table 2). The main exchangeable cation at GW and ZB was Ca (141.8 and 85.9 mmol_c kg⁻¹, respectively) whereas at the remaining sites Al was the dominating exchangeable cation (69.4, 17.1 and 24.5 mmol_c kg⁻¹ at SL, UL and HB, respectively). The base saturation at GW (75.8%) and ZB (96.6%) was significantly higher than at SL, UL and HB (6.2–15.7%).

The total contents of all cations were significantly higher in loamy soils than in the sandy soils (with the exception of Ca at SL). The soils at GW and SL contained considerable amounts of K (12.2 and 12.9 mg g⁻¹) and the soil at ZB of Ca (21.3 mg g⁻¹) and Mg (32.5 mg g⁻¹). In the sandy soils the contents of cations other than Al and Fe were very low (0.0–1.3 mg g⁻¹). The soils at GW and ZB contained significantly higher amounts of Zn (99.7 and 104.3 μg g⁻¹, respectively) and Cu (14.7 and 13.3 μg g⁻¹, respectively) than the soils at the remaining sites (Zn: 10.1–44.3 μg g⁻¹; Cu: 3.2–7.6 μg g⁻¹). The highest contents of Pb (66.5 μg g⁻¹) were found at GW followed by SL (45.3 μg g⁻¹), ZB (31.3 μg g⁻¹), HB (25.0 μg g⁻¹) and UL (13.8 μg g⁻¹). The mean Cd contents

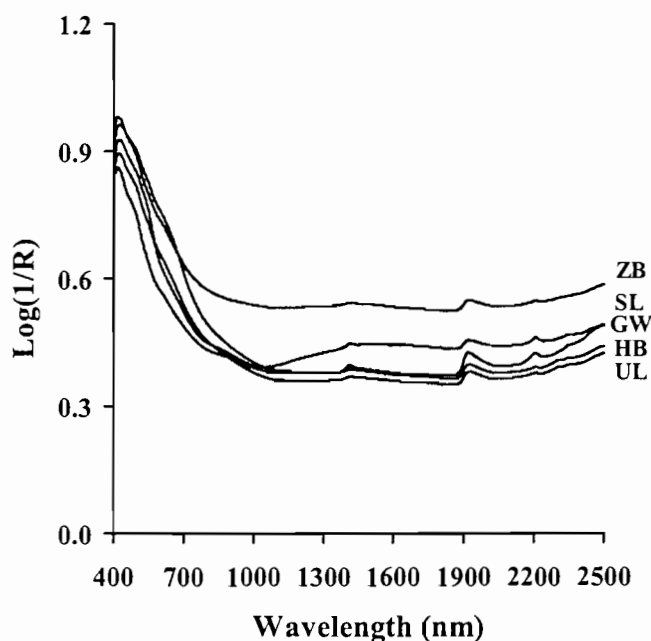


Figure 1. Mean spectra ($n=20$) of the soils at GW, ZB, SL, UL and HB sites.

were 0.1 μg g⁻¹ at GW and ZB, whereas at the remaining sites (with the exception of a single sample from UL), they were below the detection limit of the applied method.

All soils had spectra of a similar shape, with high absorbance in the visible region (400–750 nm) and three distinct absorption peaks (at around 1400, 1900 and 2200 nm) in the NIR region (Figure 1). However, the PCA performed on the first derivatives of the spectra revealed significant differences among the spectra from various sites (Figure 2). The first two principal components (PC1 and PC2) explained 55.9% and 26.3% of total variance in the spectral data, respectively. The both PCs distinguished ($p < 0.05$) the samples from GW, ZB and SL sites from one another and from the UL and HB samples. PC3, which explained 9.3% of the variance in the spectral data, distinguished the samples from ZB and SL sites. None of the PCs was able to distinguish between UL and HB samples indicating spectral similarity of the soils at these sites. Chang *et al.*²¹ separated the soils from four different Major Land Resource Areas by distribution of the first three PCs based on the first derivatives of the spectra and, similarly to our results, found the samples from the same area to have similar spectral characteristics.

Prediction of soil properties using NIR spectroscopy

Successful calibrations were obtained for *CEC*, *BS* and all exchangeable cations. The correlation coefficients (r^2 , measured vs predicted values) for these constituents in the calibration stage varied between 0.83 and 1.00 and *RPD* values between 1.8 and 5.3, indicating the accuracy of predictions to be sufficiently high for large-scale studies (Table 2). The developed models predicted accurately the mean values

Table 1. Mean values and ranges of the chemical properties at analysed sites ($n = 20$ for each site). The mean values within a row sharing the same letter are not significantly different according to HSD Tukey's test at $p < 0.05$.

Constituent	Site													
	GW			ZB			SL			UL			HB	
	Mean	Range		Mean	Range		Mean	Range		Mean	Range		Mean	Range
pH	4.9 b	4.8-5.1		5.6 c	5.4-5.7		3.8 a	3.4-4.2		3.9 a	3.7-4.3		3.9 a	3.8-4.2
Na	0.5 c	0.4-0.6		0.9 d	0.8-1.0		0.5 c	0.4-0.5		0.04 a	0.0-0.1		0.1 b	0.1-0.1
K	12.2 c	8.5-16.1		2.8 b	2.5-3.2		12.9 c	11.8-13.9		0.7 a	0.6-0.8		1.3 a	1.2-1.4
Ca	4.0 b	2.1-6.6		21.3 c	19.7-24.2		0.7 a	0.6-1.0		0.6 a	0.5-0.7		0.9 a	0.8-1.1
Mg	6.1 c	4.0-8.5		32.5 d	27.3-38.4		3.6 b	3.1-3.9		0.3 a	0.2-0.4		0.7 a	0.5-0.8
Mn	0.9 c	0.4-1.4		1.0 c	1.0-1.0		0.5 b	0.2-0.7		0.1 a	0.0-0.1		0.1 a	0.0-0.1
Fe	28.0 c	21.1-34.5		49.3 d	45.1-53.3		22.6 b	19.4-24.5		4.5 a	2.8-6.0		6.4 a	4.8-7.5
Al	57.9 d	38.5-76.4		28.1 b	26.6-29.3		40.4 c	35.9-43.2		4.9 a	3.5-6.8		6.5 a	5.4-7.6
Zn	99.7 c	71.0-146.3		104.3 c	88.5-115.9		44.3 b	27.4-62.9		10.1 a	0.0-16.3		16.3 a	10.4-25.0
Cu	14.7 d	10.9-18.0		13.3 d	11.9-17.2		5.6 b	4.1-9.6		3.2 a	1.5-7.1		7.6 c	5.8-11.4
Cd	0.1 a	0.0-0.5		0.1 a	0.0-0.3		bdl*			0.1	0.0-0.1		bdl	
Pb	66.5 d	46.4-99.4		31.3 b	16.4-43.5		45.3 c	17.7-79.3		13.8 a	6.7-19.9		25.0 ab	12.3-38.5
Na _{ex}	1.1 c	0.7-1.5		0.7 b	0.5-0.9		0.5 b	0.4-0.8		0.3 a	0.1-0.5		0.3 a	0.1-0.6
K _{ex}	3.3 b	1.6-5.8		4.6 c	1.7-8.9		1.3 a	0.8-1.8		0.4 a	0.3-1.0		0.5 a	0.4-0.8
Ca _{ex}	141.8 c	47.3-273.3		85.9 b	65.3-125.9		3.5 a	0.9-8.7		0.8 a	0.3-2.1		5.4 a	1.6-11.8
Mg _{ex}	6.1 b	3.0-15.3		38.6 c	31.7-48.5		1.2 a	0.4-2.4		0.3 a	0.2-0.8		1.1 a	0.4-2.2
Fe _{ex}	0.2 a	0.0-0.5		0.1 a	0.0-0.2		4.6 b	0.2-12.6		2.9 b	0.7-5.5		3.4 b	1.5-4.6
Mn _{ex}	6.6 c	3.3-12.3		2.7 b	1.4-4.0		2.4 b	1.3-4.5		0.1 a	0.0-0.1		0.1 a	0.0-0.1
Al _{ex}	31.1 c	3.1-59.6		1.6 a	0.0-3.1		69.4 d	52.9-84.5		17.1 b	7.6-24.5		24.5 bc	16.0-32.0
CEC	191.8 c	117.8-312.6		134.3 d	103.2-188.5		94.8 b	58.4-128.8		29.5 a	20.3-45.6		44.6 a	33.4-54.9
Base saturation	75.8 c	44.3-97.3		96.6 d	95.2-98.1		6.5 a	3.8-10.8		6.2 a	2.9-13.6		15.7 b	7.3-29.8

*Concentrations below a detection limit of the applied analytical method

Table 2. Calibration and validation statistics for different constituents. For the calibration, the correlation coefficients (r^2) of the linear regression (measured against predicted values), standard errors of cross validation ($SECV$) and RPD values (standard deviation in the measured data divided by $SECV$) are presented. For the math treatment, the first number is the order of the derivative function, the second is the segment length in data points over which the derivative was taken and the third is the segment length over which the function was smoothed. For the validation the correlation coefficients (r^2), the regression coefficients (a) and intercepts (b) of the linear regression as well as standard errors of prediction (SEP) are presented. The units given in the second column refer to $SECV$, SEP and b values.

Constituent		Calibration						External validation				
		n	No. of terms	Math treatment	r^2	$SECV$	RPD	n	SEP	r^2	a	b
Na	mg g ⁻¹	50	6	1, 4, 4	0.98	0.03	6.8	10	0.03	0.99	1.06	-0.02
K	mg g ⁻¹	50	6	2, 10, 5	1.00	0.47	6.3	10	0.45	0.99	1.01	-0.09
Ca	mg g ⁻¹	50	7	2, 20, 10	1.00	0.55	9.3	10	0.42	1.00	1.00	-0.19
Mg	mg g ⁻¹	50	6	2, 10, 10	1.00	0.69	9.2	10	0.58	1.00	1.01	-0.20
Mn	mg g ⁻¹	50	7	2, 10, 10	0.98	0.07	3.4	10	0.05	0.99	1.04	-0.02
Fe	mg g ⁻¹	50	7	1, 4, 4	1.00	1.52	7.0	10	1.78	0.99	1.07	-1.68
Al	mg g ⁻¹	50	6	2, 10, 5	1.00	1.98	5.3	10	1.57	0.99	1.01	-0.56
Zn	μg g ⁻¹	50	7	1, 20, 10	0.96	8.0	3.2	10	6.75	0.98	1.01	0.81
Cu	μg g ⁻¹	50	6	2, 4, 4	0.98	0.6	3.4	10	1.43	0.95	0.86	1.75
Cd	μg g ⁻¹	11	2	1, 4, 4	0.81	0.06	1.4	11	0.17	0.07	0.16	0.06
Pb	μg g ⁻¹	50	6	2, 10, 5	0.81	11.4	1.8	10	4.36	0.98	0.92	1.18
CEC	mmol _c kg ⁻¹	50	7	1, 10, 10	0.96	14	5.3	10	14.6	0.96	1.11	-12.1
Na _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	6	2, 10, 10	0.94	0.04	2.9	10	0.06	0.87	0.90	0.04
K _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	7	1, 20, 10	0.88	0.7	2.3	10	0.6	0.91	1.03	-0.2
Ca _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	7	1, 10, 5	0.96	15.9	2.9	10	11.5	0.98	1.14	-8.7
Mg _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	5	2, 4, 4	0.98	1.6	4.7	10	1.8	0.99	1.07	-0.5
Mn _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	6	1, 10, 10	0.83	1.1	1.8	10	0.9	0.96	1.37	-1.0
Fe _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	7	2, 10, 10	0.92	0.9	1.8	10	1.1	0.90	0.94	-0.4
Al _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	50	4	2, 4, 4	0.88	8.5	2.4	10	9.3	0.88	0.92	2.3
Base saturation	%	50	6	1, 20, 10	1.00	4.4	4.8	10	2.3	1.00	1.01	-0.3

of K_{ex}, Mg_{ex}, Fe_{ex} and BS ($r^2=0.90-1.00$, $a=0.94-1.07$) in the upper and lower layers of the analysed soils (Table 2). The mean CEC and the mean contents of Na_{ex}, Ca_{ex} and Al_{ex} were predicted satisfactorily ($r^2=0.87-0.98$, $a=0.90-1.14$), whereas the prediction of the mean Mn_{ex} was unsatisfactory ($r^2=0.96$, $a=1.37$). Similarly to our results, the ability of NIR spectroscopy to predict CEC ($r^2=0.88$), exchangeable Ca ($r^2=0.88$) and Mg ($r^2=0.81$) has been reported by Shepherd and Walsh²² for different African soils.

The models to predict Zn ($r^2=0.96$, $SECV=8.0\ \mu\text{g g}^{-1}$, $RPD=3.2$) and Cu ($r^2=0.98$, $SECV=0.6\ \mu\text{g g}^{-1}$, $RPD=3.4$) were very good and those for the prediction of Cd ($r^2=0.81$, $SECV=0.06\ \mu\text{g g}^{-1}$, $RPD=1.4$) and Pb ($r^2=0.81$, $SECV=11.4\ \mu\text{g g}^{-1}$, $RPD=1.8$) were satisfying (Table 2).

However, in the external validation stage only the mean contents of Zn ($r^2=0.96$, $a=1.01$, $SEP=6.8\ \mu\text{g g}^{-1}$) and Pb ($r^2=0.98$, $a=0.92$, $SEP=4.4\ \mu\text{g g}^{-1}$) were predicted well and Cu ($r^2=0.85$, $a=0.86$, $SEP=2.0\ \mu\text{g g}^{-1}$) satisfactorily, whereas the prediction of Cd content was not satisfying ($r^2=0.07$, $a=0.16$, $SEP=0.17\ \mu\text{g g}^{-1}$). The worse prediction of Cd was due to the presence of a single sample from UL in the validation set (Figure 4). The samples from UL were not included in the calibration, since the Cd content in the soil from this site was below the detection limit of the reference method. Therefore, the developed equation was not able to predict Cd content in the UL sample. After this sample was removed from the external validation set, the prediction improved ($r^2=0.66$, $SEP=0.08\ \mu\text{g g}^{-1}$, $RPD=1.1$), however,

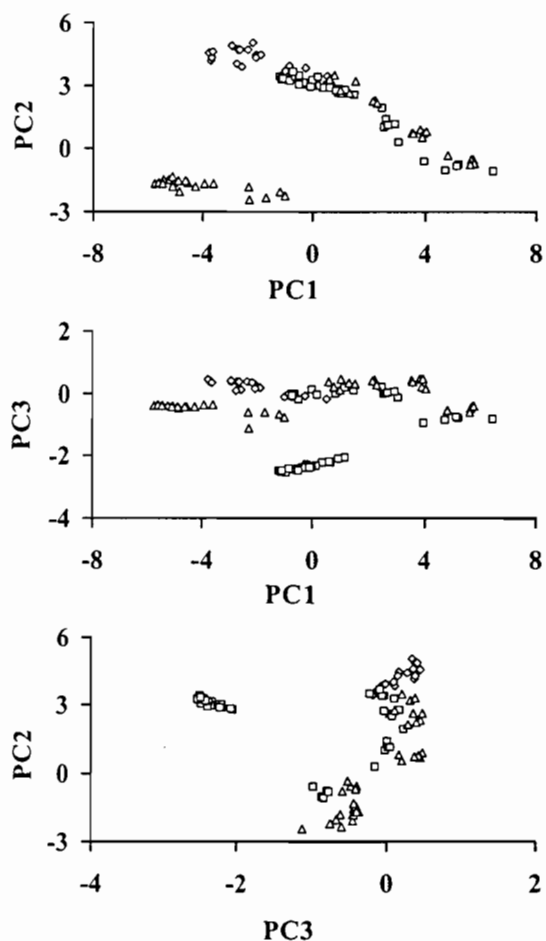


Figure 2. Distribution of the first three principal components (PC1, PC2 and PC3) for the soils from the five analysed sites. The PCs are based on the first derivatives of the absorbance between 400 and 2500nm (GW: open diamonds; ZB: open squares; SL: open triangles; UL: filled squares; HB: filled triangles).

it was still insufficient for quantitative estimations. Kooistra *et al.*¹⁹ reported that NIR spectroscopy was able to predict the contents of Cd ($n=69$, $r=0.88$, $SECV=0.68 \mu\text{g g}^{-1}$) in the river floodplains in Netherlands. However, the Cd contents reported in their study were much higher (up to $4 \mu\text{g g}^{-1}$) than those in our experiment (Table 1). We presume also that the worse prediction of Cd in our study might have resulted from the low number of samples available for calibration and validation ($n=22$).

The calibrations for Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al yielded very good models. The correlation coefficients in the calibration stage were between 0.98 and 1.00 and RPD values between 3.4 and 9.3, indicating a high level of prediction accuracy.²¹ In the external validation stage the mean values of all cations were predicted very well with $r^2 \geq 0.99$ and $a=1.00-1.07$ (Table 2). Udelhoven *et al.*²³ reported that NIR spectroscopy was able to predict satisfactorily the total contents of K ($r^2=0.85$, $SECV=0.47 \text{ mg g}^{-1}$), Ca ($r^2=0.94$, $SECV=52.90 \text{ mg g}^{-1}$), Mg ($r^2=0.91$, $SECV=38.36 \text{ mg g}^{-1}$),

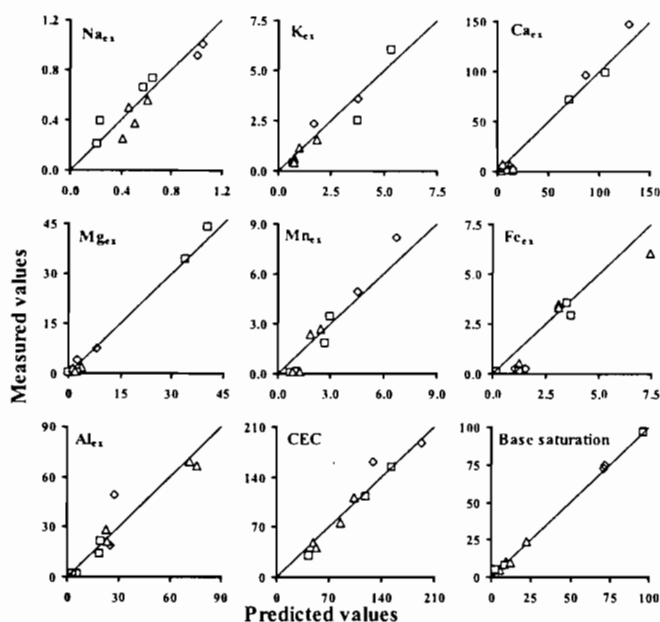


Figure 3. Plots of predicted vs measured mean values of exchangeable Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al, cation exchange capacity (CEC) and base saturation (BS) in the upper (0–10cm) and lower (10–20cm) layers of the soils at the experimental sites (GW: open diamonds; ZB: open squares; SL: open triangles; UL: filled squares; HB: filled triangles). The values of exchangeable cations and CEC are given in $\text{mmol}_c \text{ kg}^{-1}$ and BS in %. The lines indicate 1:1 values.

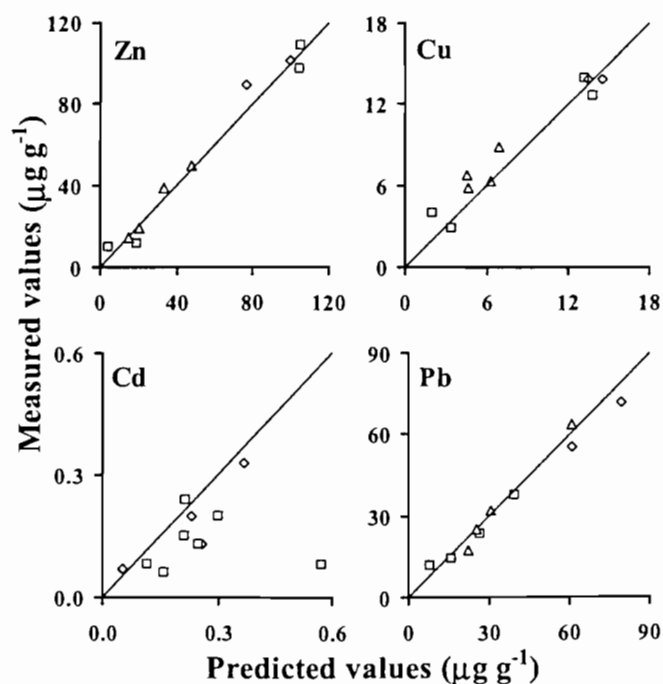


Figure 4. Plots of predicted vs measured mean values contents of Zn, Cu and Pb in the upper (0–10cm) and lower (10–20cm) layers of the soils at the experimental sites. For Cd plot of predicted vs measured contents in the individual samples is presented (GW: open diamonds; ZB: open squares; SL: open triangles; UL: filled squares; HB: filled triangles). The lines indicate 1:1 values.

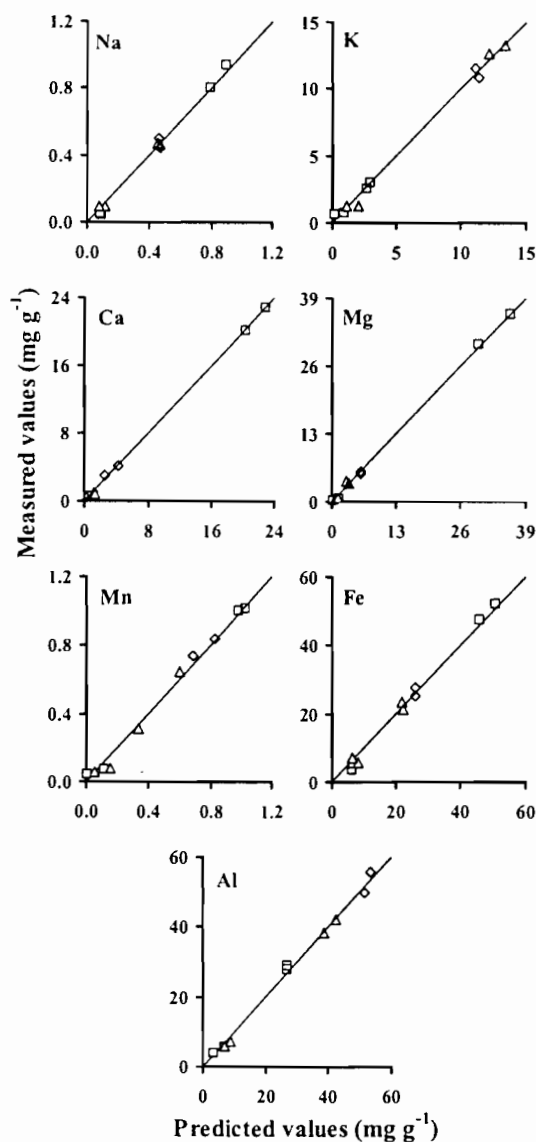


Figure 5. Plots of predicted vs measured mean values of total Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe and Al in the upper (0–10 cm) and lower (10–20 cm) layers of the soils at the experimental sites (GW: open diamonds; ZB: open squares; SL: open triangles; UL: filled squares; HB: filled triangles). The lines indicate 1:1 values.

Mn ($r^2=0.91$, $SECV=0.19$ mg g $^{-1}$) and Fe ($r^2=0.84$, $SECV=2.36$ mg g $^{-1}$) in an arable soil from Rhineland-Palatinate. However, only the samples from a relatively small area (13 ha) were included in their experiment. Our results indicate that NIR spectroscopy may predict total contents of cations in geologically heterogeneous forest soils with the accuracy sufficient for large-scale surveys.

Prediction of soil properties using local calibrations

The entire sample population included soils differing in their chemical properties. In sandy soils (UL and HB), the contents of most of the cations were much lower than

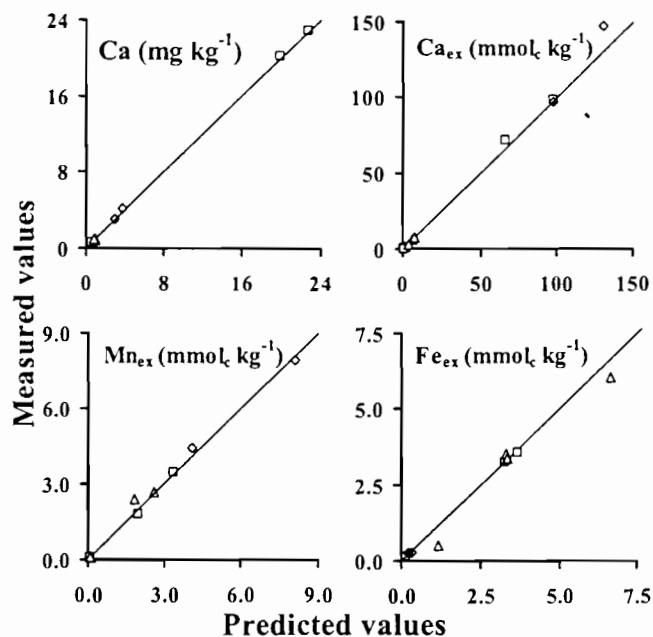


Figure 6. Plots of measured vs predicted using local calibrations mean values of total Ca and exchangeable Ca, Mn and Fe in the upper (0–10 cm) and lower (10–20 cm) layers of the soils at the experimental sites (GW: open diamonds; ZB: open squares; SL: open triangles; UL: filled squares; HB: filled triangles). The lines indicate 1:1 values.

in loamy soils, whereas the soils at ZB and GW contained much lower amounts of Fe $_{ex}$ than the remaining soils (Table 1). The NIR spectroscopy models developed using the entire sample population tended to overestimate the values of some constituents at the lower ends of their ranges resulting in biased estimations of the means at some sites (Figure 3, Figure 5). For instance, the reference means of Ca $_{ex}$ in the upper and lower layer of the UL soil were 0.7 mmol $_c$ kg $^{-1}$ and 0.4 mmol $_c$ kg $^{-1}$, respectively, whereas NIR spectroscopy predicted means were as high as 11.0 mmol $_c$ kg $^{-1}$ and 15.4 mmol $_c$ kg $^{-1}$, respectively (Figure 3). Distinct overestimations occurred also for Ca and Mn $_{ex}$ in UL and HB samples and for Fe $_{ex}$ in GW samples (Figure 3). In order to test whether the use of less differentiated sample sets might improve the prediction performance, the sample population was divided into four spectrally different groups distinguished by PCA: GW, ZB, SL and UL+HB. For each group, calibration equations were developed using half of the samples ($n=10$ for GW, ZB, SL and $n=20$ for UL+HB), and the second half was used for the external validation. In the external validation stage the mean values of the constituents for each site were predicted by the local NIR spectroscopy models and regressed against the reference means.

Despite the low number of available samples, successful calibrations ($r^2 \geq 0.8$, $RPD \geq 1.4$) were obtained for most of the constituents (Table 3). This was in accordance with the finding of Shepherd and Walsh,²² who reported that an adequate predictive performance for some constituents may be achieved using very small calibration sets. The success-

Table 3. Calibration statistics for UL+HB, SL, GW and ZB sites. The units given in the second column refer to the standard errors of cross validation (SECV). The math treatments, correlation coefficients (r^2) of the linear regression (predicted versus measured values) and RPD values (standard deviation in the measured data divided by SECV) are also given. For the description of math treatment see Table 2.

Constituent	Units	UL+HB				SL				GW				ZB			
		Math treatment	r^2	SECV	RPD	Math treatment	r^2	SECV	RPD	Math treatment	r^2	SECV	RPD	Math treatment	r^2	SECV	RPD
Na	mg g ⁻¹	2, 4, 4	0.97	0.01	2.0	2, 10, 5	0.81	0.01	1.3	2, 10, 5	0.95	0.02	3.3	2, 4, 4	0.94	0.03	2.3
K	mg g ⁻¹	2, 10, 5	0.97	0.11	2.6	2, 10, 10	0.91	0.42	1.5	2, 10, 10	0.94	1.25	2.3	1, 20, 10	0.93	0.08	2.4
Ca	mg g ⁻¹	2, 10, 5	0.98	0.07	2.8	2, 10, 10	0.97	0.10	1.6	1, 20, 10	0.93	0.59	2.4	2, 10, 10	0.94	0.75	1.9
Mg	mg g ⁻¹	2, 20, 10	0.98	0.07	3.2	2, 10, 5	0.96	0.12	2.3	2, 10, 10	0.95	0.61	2.5	1, 20, 10	0.95	1.00	3.4
Mn	mg g ⁻¹	1, 20, 10	0.82	0.01	1.7	2, 4, 4	0.97	0.04	4.3	1, 4, 4	0.99	0.08	4.1	2, 20, 10	0.65	0.01	1.6
Fe	mg g ⁻¹	2, 20, 10	0.90	0.53	2.6	2, 20, 10	0.90	1.19	1.4	2, 10, 5	0.96	1.72	2.7	2, 10, 5	0.98	0.46	5.1
Al	mg g ⁻¹	2, 20, 10	0.94	0.54	2.1	2, 20, 10	0.96	0.73	3.4	2, 10, 5	0.96	4.93	2.7	2, 10, 10	0.76	0.33	1.5
Zn	µg g ⁻¹	2, 4, 4	0.96	2.3	1.6	2, 10, 10	0.87	4.0	1.9	2, 10, 5	0.95	9.7	2.5	1, 20, 10	0.79	5.1	1.6
Cu	µg g ⁻¹	1, 4, 4	0.90	1.29	2.0	1, 4, 4	0.82	0.93	1.0	2, 4, 4	0.98	1.81	1.2	2, 4, 4	0.65	2.05	0.7
Cd										1, 4, 4	0.91	0.12	1.4	2, 4, 4	0.82	0.07	1.0
Pb	µg g ⁻¹	2, 10, 5	0.88	2.99	1.4	2, 10, 5	0.91	8.55	2.2	1, 10, 5	0.95	5.23	2.7	1, 4, 4	0.98	1.54	5.8
CEC	mmol _c kg ⁻¹	2, 10, 5	0.89	6.0	1.8	2, 10, 10	0.99	12.8	1.9	1, 4, 4	0.93	17.3	3.5	2, 4, 4	0.99	12.5	2.3
Na _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 10, 5	0.61	0.1	1.5	1, 4, 4	0.51	0.1	1.2	2, 10, 5	0.98	0.1	4.5	1, 20, 10	0.49	0.1	0.9
K _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 20, 10	0.98	1.0	2.0	2, 10, 5	0.96	0.1	2.0	1, 20, 10	0.94	0.4	2.9	1, 20, 10	0.83	1.5	1.4
Ca _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 20, 10	0.96	1.6	2.2	2, 10, 10	0.99	0.9	2.9	1, 20, 10	0.94	25.5	2.7	2, 10, 10	0.98	6.7	3.1
Mg _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 20, 10	0.96	0.3	2.5	2, 4, 4	0.94	0.3	2.7	1, 20, 10	0.89	1.9	2.0	2, 20, 10	0.91	2.8	2.1
Fe _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 10, 10	0.96	0.6	1.4	2, 4, 4	0.81	0.9	2.8	1, 4, 4	0.73	0.1	1.1	2, 20, 10	0.33	0.02	0.8
Mn _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	2, 4, 4	0.97	0.01	2.4	2, 10, 5	0.94	1.8	2.8	2, 20, 10	0.94	1.0	3.1	2, 10, 10	0.90	0.4	1.9
Al _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	1, 20, 10	0.90	2.2	2.9	2, 4, 4	0.98	10.4	1.1	2, 10, 10	0.86	13.0	1.4	2, 10, 10	0.76	0.7	1.0
Base saturation	%	2, 10, 5	0.85	3.6	2.1	2, 20, 10	0.95	1.0	1.7	2, 4, 4	0.91	9.6	1.7	2, 4, 4	0.83	1.6	1.1

Table 4. Validation statistics for the soil properties predicted using local calibrations. The correlation coefficients (r^2), the regression coefficients (a) and the intercepts (b) of the linear regression (measured against predicted values) are presented. The units given in the second column refer to the standard errors of prediction (SEP) and the intercepts of the linear regression.

Constituent		SEP	r^2	a	b
Na	mg g ⁻¹	0.01	1.00	1.01	0.00
K	mg g ⁻¹	0.20	1.00	1.00	-0.02
Ca	mg g ⁻¹	0.19	1.00	1.01	0.02
Mg	mg g ⁻¹	0.28	1.00	1.01	-0.04
Mn	mg g ⁻¹	0.04	0.99	0.97	0.01
Fe	mg g ⁻¹	0.66	1.00	1.02	-0.37
Al	mg g ⁻¹	0.77	1.00	0.99	0.02
Zn	μg g ⁻¹	2.49	1.00	0.99	0.76
Cu	μg g ⁻¹	1.57	0.94	0.85	1.37
Pb	μg g ⁻¹	3.25	0.98	0.95	2.06
Na _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	0.11	0.95	0.96	0.0
K _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	0.2	0.99	0.99	0.0
Ca _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	6.5	0.99	1.07	-0.7
Mg _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	1.5	1.00	1.07	-0.2
Mn _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	0.2	0.99	0.99	0.1
Fe _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	0.3	0.98	0.88	0.1
Al _{ex}	mmol _c kg ⁻¹	4.3	0.97	1.00	-1.0
CEC	mmol _c kg ⁻¹	5.1	0.99	1.02	-1.0
Base saturation	%	1.6	1.00	1.01	-0.1

ful models to predict total cation contents were obtained for all groups. The only exception was the equation for Na prediction at the SL site, which was not useful for reliable estimations ($r^2=0.81$, $RPD=1.3$). All the local models for Zn and Pb estimation were suitable for landscape scaled studies ($r^2=0.79-0.98$, $RPD=1.4-5.8$) whereas the models for Cu prediction at SL, GW and ZB sites ($r^2=0.65-0.98$, $RPD=0.7-1.2$) were less satisfactory. The failure in calibration for Cu was probably due to the very narrow ranges of Cu contents at SL, GW and ZB sites (Table 1) and a restrictive number of samples available for calibration process.

In all distinguished groups, good models to predict CEC , K_{ex} , Ca_{ex} , Mg_{ex} and Mn_{ex} ($r^2=0.83-0.99$, $RPD=1.4-3.5$) were also obtained. The contents of Fe_{ex} at the GW and ZB sites ($r^2=0.33-0.73$, $RPD=0.8-1.1$), Al_{ex} at SL and ZB ($r^2=0.76-0.98$, $RPD=1.0-1.1$), Na_{ex} in UL+HB, the SL and ZB groups ($r^2=0.49-0.61$, $RPD=0.9-1.5$) and CEC at the ZB site ($r^2=0.83$, $RPD=1.1$) could not be predicted accurately. As in the case of Cu, the failure of calibrations for Na_{ex} , Fe_{ex} and BS in certain groups resulted probably from very narrow ranges of these constituents (Table 1) and from

the low number of samples available for calibration. We presume that, if the ranges of constituents to be predicted are narrow, larger numbers of samples are required to perform successful calibrations. In such cases the use of large and differentiated global calibration sets instead of local ones seems to yield more accurate prediction models.

In the external validation stage, all of the developed local models were used. The local calibrations improved the prediction of the mean values of all total cations (with the exception for Mn) in the upper and lower layers of the analysed soils. The regression parameters (r^2 , a and b) improved and the $SEPs$ decreased distinctly compared with the $SEPs$ obtained using global equations (Table 4). The mean contents of Zn and Pb were predicted more accurately using the local equations than the global ones, as indicated by decreased SEP values (2.49 μg g⁻¹ and 3.25 μg g⁻¹, respectively). On the contrary, the predictions of the mean contents of Cu ($SEP=1.57$ μg g⁻¹) and Na_{ex} ($SEP=0.11$ mmol_c kg⁻¹) were less accurate when local equations were used. The worse prediction accuracy for these constituents was expected as the obtained local models were mostly of low quality. The

local equations improved the prediction accuracy of the remaining exchangeable cations, CEC and BS as indicated by decreased SEPs and better regression parameters (Table 4). Furthermore, the use of local equations removed also a bias in the estimations of Ca_{ex} at the UL site, Ca and Mn_{ex} at the UL and HB sites and Fe_{ex} in GW samples (Figure 6).

Conclusions

The samples analysed in our study represented the population heterogeneity in terms of physical, chemical and spectral properties. Global equations, developed using the samples from all studied sites were accurate enough to predict most of the considered constituents with accuracy sufficient for landscape studies. However, the global models tended to overestimate some constituents (e.g. Ca_{ex} , Mg_{ex} and Mn_{ex}) in the soils with small contents of these constituents. Splitting the samples into smaller groups, according to their spectral properties, and development of local calibration equations may enable more accurate predictions of total and exchangeable cations, base saturation and cation exchange capacity and may remove a bias in the overestimated properties. However, if the ranges of constituents to be measured in the calibration set are narrow, larger numbers of samples may be required for successful calibrations. The presented results indicate the usefulness of NIR spectroscopy for determination of a number of soil constituents in geologically heterogeneous forest soils and confirm NIR spectroscopy to be a powerful tool for soil analysis at the landscape level.

Acknowledgements

The study was financed by the Federal Ministry of Education and Research, Germany under the Project no. 0339474C/3.

References

1. S.H. Schoenholtz, H. Van Migroet and J.A. Burger, *For. Ecol. Manag.* **138**, 335 (2000).
2. J.W. Doran and T.B. Parkin, in *Defining soil quality for a sustainable environment*, Ed by J.W. Doran, D.C. Coleman, D.F. Bezdicek and B.A. Stewart. SSSA Spec. Publ. 35, SSSA and ASA, Madison, WI, p. 3 (1994).
3. W.L. Meyer, M. Marsh and P.A. Arp, *Can. J. Soil Sci.* **74**, 393 (1994).
4. L. Nätscher and U. Schwertmann, *Geoderma* **48**, 93 (1991).
5. W.W. Wessel and A. Tietema, *Plant Soil* **171**, 341 (1995).
6. R. Jandl, G. Glatzel, K. Katzensteiner and O. Eckmüller, *Water, Air Soil Poll.* **125**, 1 (2001).
7. E. Matzner, in *Acidification Research: Evaluation and Policy Applications*, Ed by T. Schneider. Elsevier, Amsterdam, p. 77 (1992).
8. H. Vejre and C. Hoppe, *Scand. J. Forest Res.* **13**, 265 (1998).
9. B. Ulrich, *Z. Pflanz. Bodenkunde* **149**, 702 (1986).
10. R.E. Fournier, I.K. Morrison and A.A. Hopkin, *Commun. Soil Sci. Plan.* **25**, 3069 (1994).
11. H. Ilvesniemi, *Silva Fenn.* **25**, 99 (1991).
12. G.D. Batten, *J. Near Infrared Spectrosc.* **6**, 105 (1998).
13. B.G. Osborne and T. Fearn, in *Near infrared spectroscopy in food analysis*. Longman Scientific and Technical, Essex (1986).
14. E. Ben-Dor and A. Banin, *Soil Sci.* **159**, 259 (1995).
15. E. Ben-Dor and A. Banin, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **59**, 364 (1995).
16. M. Chodak, B. Ludwig, P. Khanna and F. Beese, *J. Plant Nutr. Soil Sc.* **165**, 27 (2002).
17. M.M. Coûteaux, B. Berg and P. Rovira, *Soil Biol. Biochem.* **35**, 1587 (2003).
18. G. Fystro, *Plant Soil* **246**, 139 (2002).
19. L. Kooistra, R. Wehrens, R.S.E.W. Leuven and L.M.C. Buydens, *Anal. Chim. Acta* **446**, 97 (2001).
20. B. Ludwig, P.K. Khanna, J. Bauhus and P. Hopmans, *For. Ecol. Manag.* **171**, 121 (2002).
21. C-W. Chang, D.A. Laird, M.J. Mausbach and C.R. Hurburgh Jr, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **65**, 480 (2001).
22. K.D. Shepherd and M.G. Walsh, *Soil Sci. Soc. Am. J.* **66**, 988 (2002).
23. T. Udelhoven, C. Emmerling and T. Jarmer, *Plant Soil* **251**, 319 (2003).
24. M. Chodak, P. Khanna and F. Beese, *Biol. Fertil. Soils* **39**, 123 (2003).
25. H. Martens and T. Naes, *Multivariate calibration*. John Wiley & Sons, Chichester (1989).
26. J.S. Shenk and M.O. Westerhaus, in *Proceedings of the National Conference on Forage Quality Evaluation and Utilization*, Ed by G.C. Fahey, L.E. Mosser, D.R. Mertens and M. Collins. AGA, Madison, p. 406 (1994).

Received: 24 May 2004

Revised: 21 July 2004

Accepted: 5 August 2004

Web Publication: 25 January 2005

III. ANHANG

Beitrag zum Tagungsband

Horvath, B., Meesenburg, H., Meiwes, K.J. 2005. Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. In Liesemann, K., Wilpert, v.K. (EDS.): Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten, Berichte Freiburger Forstliche Forschung 62: 47-52, Freiburg (2005)

Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems

BALÁZS HORVÁTH, HENNING MEESENBURG, KARL JOSEF MEIWES

NIEDERSÄCHSISCHE FORSTLICHE VERSUCHSANSTALT, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, bhorvat@gwdg.de

1 EINFÜHRUNG

Nach der deutlichen Abnahme des atmosphärischen Säure-Eintrages in die Wälder ist die hohe Stickstoff-Deposition eine der großen Herausforderungen in Bezug auf die Stabilität der Waldökosysteme. Der andauernd erhöhte N-Eintrag führt nach der Stickstoff-Sättigungs-Hypothese von ABER (1989) zu einer Destabilisierung der Waldökosysteme, die im Extremfall zum Zusammenbruch ganzer Bestände führen kann (HEINDORF & BECK 2003). Allerdings gibt die Höhe der N-Deposition allein keinen eindeutigen Hinweis auf dem Grad der N-Sättigung und damit auf das Risiko von Ökosystemstörungen. Ein wichtiger Indikator für N-Sättigung ist das Auftreten von Nitrat im Sickerwasser. Der Nitrataustrag im Sickerwasser bedeutet für den Wald einen Verlust des Nährstoffs Stickstoff sowie anderer Nährstoffe wie z.B. Kalium, Calcium und Magnesium, die mit dem Nitrat verlagert werden. Für das nachgelagerte System „Grundwasser“ bedeutet dies eine Befruchtung mit Nitrat, die aus der Sicht der Nutzung des Wassers als Trinkwasser eine Verunreinigung darstellt.

Über die Zufuhr von Nitrat zum Grundwasser unter Wald gibt es wenige Untersuchungen, die die Nitratbefruchtung des Sickerwassers der ungesättigten Zone (unterhalb des Wurzelsystems der Bäume) in Abhängigkeit vom aufstockenden Waldbestand darstellen. In der vorliegenden Untersuchung wird dieser Zusammenhang am Beispiel von Wäldern im nordwestlichen Niedersachsen (Raum Weser-Ems) dargestellt. Es wurden die Nitratgehalte der ungesättigten Zone unter Waldbeständen in Abhängigkeit von Baumart und -alter untersucht.

2 MATERIAL UND METHODEN

Die untersuchten Standorte befinden sich im Niedersächsischen Forstamt Ahlhorn zwischen Oldenburg i.Ol. und Cloppenburg. Bei der Auswahl der Standorte wurden die Faktoren Baumart, Bestandesalter, Nährstoffversorgung und Wasserhaushalt der Böden berücksichtigt. Es wurden die Baumarten Kiefer, Douglasie z.T. gemischt mit Fichte und Eiche in

die Untersuchung einbezogen. Untersucht wurden jeweils Jung- und Altbestände, bei der Kiefer auch mittelalte Bestände. Die Böden wurden nach dem Niedersächsischen Standortkartierung angesprochen und bezüglich Ausgangssubstrat und Wasserhaushalt klassifiziert (s. Tab. 1). Insgesamt wurden 54 Bestände für die Untersuchung ausgewählt. Die Untersuchungsstandorte sind hinsichtlich Bestand und Bodeneigenschaften repräsentativ für den Raum Weser-Ems.

Tab. 1: Bestandes bzw. Standorteigenschaften der Untersuchungsorte

Faktor	Kategorie	Erklärung
Baumart	Eiche Kiefer Douglasie (Fichte)	
Bestandesalter	Jung Alt	< 30 Jahre > 60 Jahre
Bodenart	Sand verlehmter Sand Mergel	Substrat-Lagerungsziffern*: 2.1, 2.2, 2.3, 2.4, 2.5, 2.6 3.1, 3.2 2.8, 3.3 3.4, 3.5, 3.6, 3.7, 3.8 8.
Wasserhaushalt	Stauwasser Frisch Trocken	Wasserhaushaltsziffern*: 37, 38 41, 42 43

* nach dem Geländeökologischen Schätzrahmen für das pleistozäne (diluviale) Tiefland (Niedersächsisches Forstplanungsamt, Wolfenbüttel)

Der Probenahme wurde im November und Dezember 2004 durchgeführt. In jedem Bestand wurden drei Bohrungen bis zum Grundwasser-Spiegel bzw. bis zu 5 m Tiefe niedergebracht (Edelmann-Handbohrer, Fa. Eijkelkamp). Mit der Bohrung bis in 5 m Tiefe sollte eine Fließstrecke erfasst werden, die vom Sickerwasser in ein bis zwei Jahren durchfließen wird. Die folgenden Tiefen wurden beprobt: 0 – 0,3 m; 0,3 – 1 m; 1 – 2 m; 2 – 3 m; 3 – 4 m und 4 – 5 m. Die Proben aus den drei Wiederholungen pro Standort wurden zu je einer Mischprobe pro Tiefenstufe vereinigt. Den Proben wurden jeweils am Tage der Probenahme zur Extraktion von Ammonium und Nitrat 1 N KCl-Lösung zugesetzt (100 ml Lösung, 100 g frischer Boden); nach 2 Stunden wurde abfiltriert. Die chemische Analyse erfolgte jeweils in der darauf folgenden Woche im Labor. Nitrat wurde photometrisch nach Reduktion zu Nitrit bestimmt (KÖNIG & FORTMANN 1996/1999).

Der Probenahme wurde im November und Dezember 2004 durchgeführt. In jedem Bestand wurden drei Bohrungen bis zum Grundwasser-Spiegel bzw. bis zu 5 m Tiefe niedergebracht (Edelmann-Handbohrer, Fa. Eijkelkamp). Mit der Bohrung bis in 5 m Tiefe sollte eine Fließstrecke erfasst werden, die vom Sickerwasser in ein bis zwei Jahren durchfließen wird. Die folgenden Tiefen wurden beprobt: 0 – 0,3 m; 0,3 – 1 m; 1 – 2 m; 2 – 3 m; 3 – 4 m und 4 – 5 m. Die Proben aus den drei Wiederholungen pro Standort wurden zu je einer Mischprobe pro Tiefenstufe vereinigt. Den Proben wurden jeweils am Tage der Probenahme zur Extraktion von Ammonium und Nitrat 1 N KCl-Lösung zugesetzt (100 ml Lösung, 100 g frischer Boden); nach 2 Stunden wurde abfiltriert. Die chemische Analyse erfolgte jeweils in der darauf folgenden Woche im Labor. Nitrat wurde photometrisch nach Reduktion zu Nitrit bestimmt (KÖNIG & FORTMANN 1996/1999).

Bei der Auswertung wurden die Nitratgehalte auf das Gewicht trockenen Bodens (mg kg^{-1} TM $\text{NO}_3\text{-N}$) sowie auf das Lösungsvolumen des Boden- bzw. Sickerwassers (mg L^{-1} $\text{NO}_3\text{-N}$) bezogen. Als Bodenlösung bzw. Sickerwasserlösung wird dabei das Wasser in der feldfrischen Probe verstanden.

Unterschiede zwischen den Straten wurden bei Vorliegen der statistischen Voraussetzungen mittels Varianzanalyse und Post-Hoc-Test Tukey, anderenfalls mittels Kruskal-Wallis-Test geprüft. Dabei wurden die Tiefenstufen im Bereich der ungesättigten Zone (1 – 5 m) als Wiederholungen aufgefasst.

3 ERGEBNISSE

Das Tiefenprofil der Nitratgehalte unter ausgewählten Eichen-, Kiefern- und Douglasienbeständen in Abb. 1 verdeutlicht, dass die Nitratgehalte tiefenabhängig eine hohe Variabilität ausweisen können. Im Oberboden (0 - 30 cm) waren die Nitratgehalte relativ hoch, was mit der dort hohen mikrobiellen Aktivität zusammen hängt. Die Muster im Sickerwasserleiter (1 – 5 m) deuten für den Kiefern- und den Douglasienbestand auf temporäre Phasen höheren Nitratretrages in den Sickerwasserleiter hin. Unter dem Eichenbestand waren die Nitratkonzentrationen im Sickerwasserleiter über das gesamte Profil niedrig.

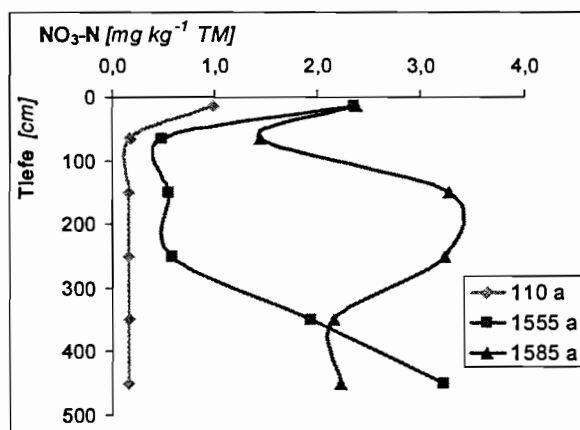


Abb. 1: Verlauf der Nitratgehalte unter einzelnen Beständen von Eiche (Abt. 110 a), Kiefer (Abt. 1585 a) und Douglasie (Abt. 1555 a).

Die statistische Auswertung der Daten aus den oberen Tiefenstufen (0 – 1 m) ergab keinen eindeutigen Effekt der untersuchten Faktoren. Abb. 2 zeigt beispielsweise die Mittelwerte der durch die Bestandesalter und Baumart gebildeten Straten. Als einzig signifikant in dieser Schicht erwies sich die Interaktion zwischen diesen beiden Eigenschaften. Der Nitratgehalt scheint bei der Kiefer bei höherem Bestandesalter abzunehmen und bei der Eiche und bei der Douglasie zuzunehmen.

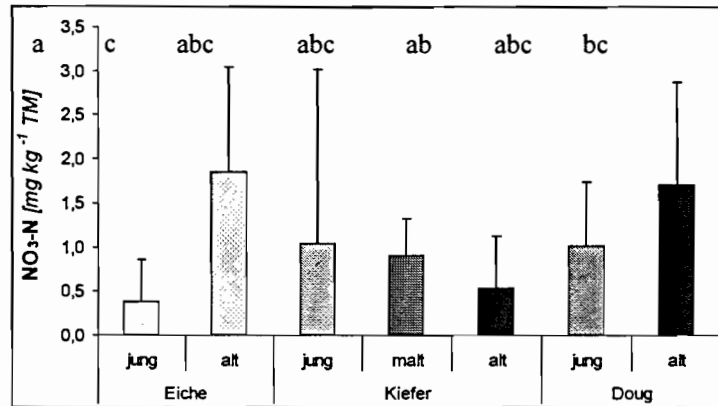


Abb. 2: Nitratgehalte in den Tiefenstufen von 0 - 1 m unter Jung- und Altbeständen von Douglasie, Eiche und Kiefer. Mittelwerte; Post-Hoc-Test Tukey; $p < 0,05$ (gleiche Buchstaben bedeuten: keine statistisch signifikanten Unterschiede)

Die statistischen Auswertungen der Daten deuten darauf hin, dass unter Altbeständen die Nitratgehalte in der ungesättigten Zone (1 – 5 m Tiefe) höher waren als unter Jungbeständen. Dabei waren die Nitratgehalte unter Douglasie und Kiefer höher als unter Eiche (Abb. 3). Die Unterschiede zwischen Jung- und Altbeständen bei den drei Baumarten lassen sich statistisch absichern. Das Substrat (Sand, verlehmtter Sand [vLS]) und der Geländewasserhaushalt dagegen hatten keinen Einfluss auf die Nitratgehalte in der ungesättigten Zone (1 – 5 m)

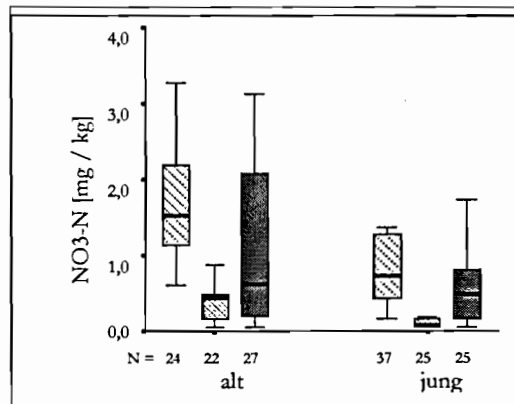


Abb. 3: Nitratgehalte in den Tiefenstufen von 1 – 5 m unter Jung- und Altbeständen von Douglasie, Eiche und Kiefer (von links nach rechts) (N = Anzahl der Proben).

Der erhöhte N-Austrag unter Altbeständen gegenüber Jungbeständen war zu erwarten. Einerseits haben Untersuchungen der bestandesspezifischen Deposition gezeigt, dass in dieser Region die N-Deposition mit der Baumhöhe zunimmt (MEESBURG et al. 2005). Andererseits bleibt der N-Bedarf der Altbestände deutlich unter dem von Jungbeständen, die vergleichsweise viel nährstoffreiche Biomasse (Blatt-, Nadelmasse und Astholz) bilden (JACOBSEN et al. 2003). Der gut ausgeprägte Effekt der Baumarten ist dagegen eher uner-

wartet, umso mehr, weil die Untersuchungen der N-Deposition keinen baumartspezifischen Effekt gezeigt haben (MEESENBURG et al. 2005). Außerdem hatten wir bei der schnell wüchsigen Douglasie eher einen geringeren N-Austrag als bei der Kiefer erwartet, die lichte Altbestände bildet.

Das Nitrat in der Tiefe von 1 – 5 m wird vermutlich von den Bäumen nur zu einem geringen Teil aufgenommen; es stellt insofern dasjenige Nitrat dar, das mit dem Sickerwasser in Richtung Grundwasser transportiert wird. Die Nitratgehalte von $1,5 \text{ mg kg}^{-1} \text{ TM NO}_3\text{-N}$ (Median des Stratum „alte Douglasienbestände“) entsprechen einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von $18,4 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$. Die niedrigste Sickerwasser-Konzentration wies das Stratum „junge Eichenbestände“ mit einem mittleren Wert von $0,7 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$ auf. Von allen anderen Straten lag keines mit seinem Median über dem Trinkwassergrenzwert ($11,3 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$). Insgesamt lagen die Nitratkonzentrationen in 42 % der Bestände unterhalb des Trinkwassergrenzwertes. Nur in 13 % der Fälle lagen die Konzentrationen unterhalb von $2,0 \text{ mg L}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$, bei der die Nitratausträge als vernachlässigbar klein ($< 5 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1} \text{ NO}_3\text{-N}$) betrachtet werden können.

4 SCHLUSSFOLGERUNG

Gemessen an den Nitratgehalten im Sickerwasser der ungesättigten Zone verlieren knapp 90 % der untersuchten Waldbestände signifikante Nitratmengen mit dem Sickerwasser. Dreiviertel der Bestände überschreiten sogar die Austragsfracht von $15 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$. Diese Werte gelten nach der Klassifikation des Stickstoffstatus von BLOCK et al. (2000) als Schwellenwert für den N-gesättigter Zustand auf niedrigem bzw. auf hohem Niveau. Dies ist mit einem erhöhten Destabilisierungsrisiko verbunden. Betroffen sind vor allem die Kiefern-, Douglasien- und Fichtenbestände.

Wenn man zum Vergleich die Nitratinventur der bayerischen Wälder nimmt (MELLERT et al. 2005), ist der Anteil der N-gesättigten Beständen im Bereich Weser-Ems als sehr hoch einzustufen. In der zitierten bayrischen Studie wurde der Schwellenwert von $5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ und $15 \text{ kg ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$ nur in 33 bzw. 13 % der Bestände überschritten. Diese bedenkliche Situation in Weser-Ems ist als Folge der hohen luftbürtigen Stickstoffeinträge zu betrachten. Um eine substantielle Verbesserung zu erreichen, müssen die Ammoniak-Emissionen in dieser Region erheblich verringert werden.

Die Ergebnisse lassen erwarten, dass forstlicherseits der Nitrataustrag durch vermehrten Anbau von Laubhölzern verringert werden kann. Dies bedeutet gleichzeitig einen Verzicht auf den vermehrten Anbau der leistungsstarken Douglasie. Einer kurzfristigen Verschiebung des Anteils von Nadelhölzern zu Laubhölzern sind allerdings wegen der Altersstruktur der Bestände – viele wurden nach dem Sturmschaden von 1972 neu begründet - in absehbarer Zeit Grenzen gesetzt.

5 DANKSAGUNG

Die Untersuchung wurde vom Niedersächsischen Umweltministerium unter dem Projekt-titel: „Modell zur Vorhersage von N-Austräge unter Forst“ gefördert.

6 LITERATUR

- ABER, J.D., NADELHOFFER, K.J., STREUDLER, P., MELILLO, J. 1989: Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39, 378-386
- BLOCK, J. EICHORN, J., GEHRMANN, J. KÖLLING, C. MATZNER, E. MEIWES, K.J., WILPERT, K. , WOLFF, B. (Arbeitskreis C der Bund-Länder-Arbeitsgruppe Level II) 2000: Kennwerte zur Charakterisierung des ökochemischen Bodenzustandes und des Gefährdungspotentials durch Bodenversauerung und Stickstoffsättigung an Level II Waldökosystemen-Dauerbobbachtungsflächen. BMVEL (Hrsg.).
- MEESENBURG, H., MOHR, K., DÄMMGEN, U., SCHAAF, S., MEIWES, K.J., HORVÁTH, B. 2005: Stickstoff-Einträge und –Bilanzen in den Wäldern des ANSWER-Projektes – eine Synthese. in Dämmgen, U.: *Landbauforschung Völkenrode, Sonderheft 279*: 95-108
- MELLERT, K.H., GENSIOR, A., KÖLLING, C. 2005: Stickstoffsättigung in den Wäldern Bayerns – Ergebnisse der Nitratinventur. *Forstarchiv* 76: 35 - 43
- HEINSDORF, D.; BECK, W. 2003: Langjährige Untersuchungen zur Wirkung hoher N-Zufuhren auf Ernährung und Wachstum eines Kiefernbestandes. *Beitr. Forstwirtsch. u. Landsch.ökol.* 37, 28-35
- JACOBSEN, C. P. RADEMACHER, H. MEESENBURG, K.J. MEIWES . 2003: Gehalte chemischer Elemente in Baumkompartimenten – Literaturstudie und Datensammlung. *Ber. D. Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe B, Bd. 69*, 1 - 81
- KÖNIG, N., FORTMANN, H. 1996/1999: Probenvorbereitungs-, Untersuchungs- und Elementbestimmungs-Methoden des Umweltanalytik-Labors der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt und des Zentrallabor II des Forschungszentrums Wald-ökosysteme, Teil 1-4. *Ber. Forschungszentrum Waldökosysteme B46-49*, 58-59.

Posterpräsentation

Horvath, B., Meesenburg, H., Meiwes, K.J. 2005. Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems; Gemeinsames Kolloquium des Arbeitskreises „Walböden“ der DFG und der Sektion Wald und Wasser im DVFFA in Freiburg 2005



Bestandesspezifische NO_3^- - Versickerung im Raum Weser-Ems



Balázs Horváth, Henning Meesenburg, Karl Josef Meiwes
Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt
Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, bhorvath@emk.nyme.hu

Einführung

Die atmosphärische N-Deposition: zur Zeit wahrscheinlich die größte Gefahr für die Stabilität der Waldökosysteme in Deutschland. In dieser Untersuchung wurde die NO_3^- Konzentration des Sickerwassers untersucht:

- *beste Indikator für Stickstoffsättigung*
- *direkte Gefährdung der Trinkwasserqualität*

Ergebnisse

In Betracht gezogenen Bestandesparameters:

- **Alter** [Jung (<25 j); Alt (>60 j) + mAlt (40 – 50 j) nur bei der Kiefer]
- **Baumart** [Kiefer; Eiche; Douglasie + Fichte]
- **Bodenart** [Sand; verlehmt Sand]
- **Bodenfrische** [trocken, frisch, staufriech/feucht]

In der **Hauptwurzelzone** (0-1m): **keine** der untersuchten Bestandesparameters hatte eine signifikante Auswirkung auf den NO_3^- - Gehalt des Bodens. Abb. 1 (ausgenommen: signifikanter Kreuzeffekt zwischen Baumart und Baumalter)

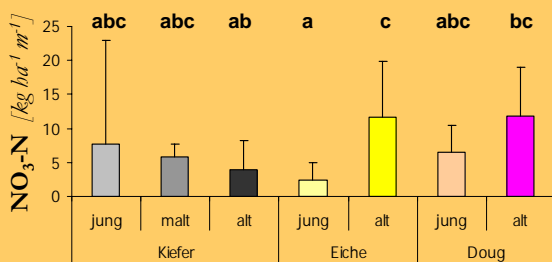


Abb. 1 Nitratvorrat in der Hauptwurzelzone (0-1 m)
(Mittwert, Stabw, Post-Hoc Tukey; $P < 0,05$)

In der **Versickerungszone** (unter 1 m): sowohl **Baumalter** als auch **Baumart** hatte einen signifikanten Einfluss auf die NO_3^- Vorräte. (Abb. 2)

Material und Methoden

Untersuchungsgebiet: Weser-Ems

- *größte NH_4 Deposition in Deutschland*
 - *geringe Sorptionskapazität und nährstoffarme Böden*
- => **Hohes Risiko für Instabilität**

Im FA Ahlhorn wurde 54 Bestände ausgewählt.

- *Pro Bestand 3 WH => Mischprobe*
- *Vor Ort mit 1M KCl extrahiert*
- *Im Labor: NH_4^+ , NO_3^- bestimmt*

6 Tiefenstufen:

- **Wurzelzone**
0-30; 30-100 cm
- **Versickerungszone**
1-2; 2-3; 3-4; 4-5 m

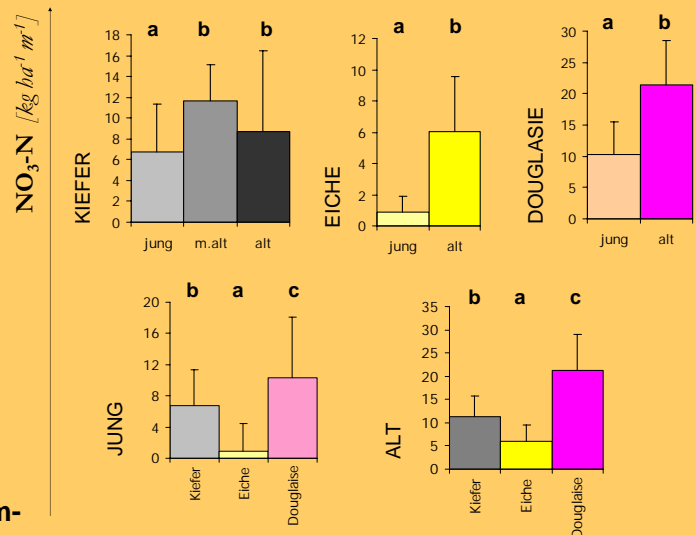
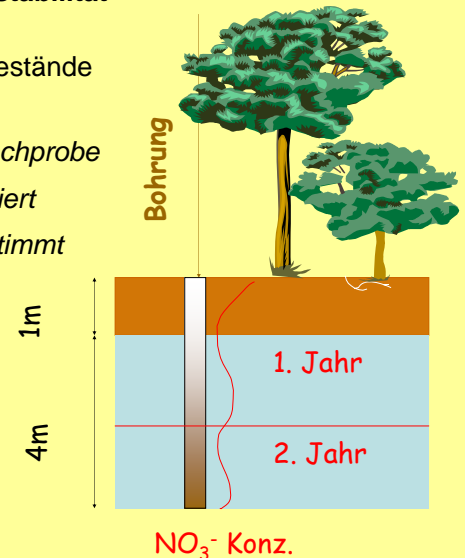


Abb. 2 Nitratvorrat in der Versickerungszone
(Median, MAD, Kruskal-Wallis-H; $P < 0,05$)

Fazit

- Vorstellung über allgemein hohe NO_3^- - Konzentrationen im Sickerwasser wurde bestätigt
- Baumalter als signifikanter Faktor ist nicht überraschend: mit dem Alter nimmt die N-Deposition zu* und die N-Aufnahme durch die Biomasse ab
- Die Ursache des Baumarteffektes muss noch weiter analysiert werden: zur Zeit laufen Untersuchungen zum Nitrifikationspotenzial der Humusaufgabe und des oberen Mineralbodens

Posterpräsentation

Horvath, B., Meesenburg, H., Beese, F. 2004. Abschätzung der direkten NH_4^+ -Aufnahme im Kronendach mittels ^{15}N -Markierung; 2. Workshop der Stabile Isotope in der Bodenkunde, Göttingen 2004



Abschätzung der direkten NH_4^+ -Aufnahme im Kronendach mittels ^{15}N -Markierung



Balázs Horváth*, Henning Meesenburg*, Friedrich Beese**

**Institut für Bodenkunde und Waldernährung

*Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt

Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, Balazs.Horvath@nvf.gwdg.de

Einführung

Die Baumkronen gelten als eine Senke für die atmosphärische N-Deposition. Zur Erklärung der relativen N-Aufnahme von Nadeln bzw. Blättern und von Zweigen wurde ein Modellversuch im Labor durchgeführt. Dabei wurden Kiefern- und Eichenzweige in eine ^{15}N -markierte Lösung gelegt, und anschließend die N-Aufnahme gemessen.

Material und Methoden

An den frisch beprobten Zweigen wurden die Schnittstellen mit Parafilm versiegelt. Die Zweige wurden in einer 1l Plastikflasche eingewogen. Nach einstündigen Vorwaschen mit Aqua demin. wurden die Zweige mit 98% 1000 $\mu\text{mol/l}$ $^{15}\text{NH}_4\text{Cl}$ Lösung 24 h geschüttelt. Anschließend wurde die Lösung abfiltriert und darin NH_4^+ bestimmt. Das Pflanzenmaterial wurde getrocknet, nach Nadeln, bzw. Blättern und Zweigen getrennt, und auf Nt- und ^{15}N -Gehalt analysiert.

Ergebnisse und Diskussion

Über den Nt-Gehalt und die ^{15}N -Markierung in den Pflanzenkompartimenten wurde die N-Aufnahme aus der Lösung berechnet. Sie ist in Abb.1 als Anteil des Gesamtstickstoffgehaltes dargestellt.

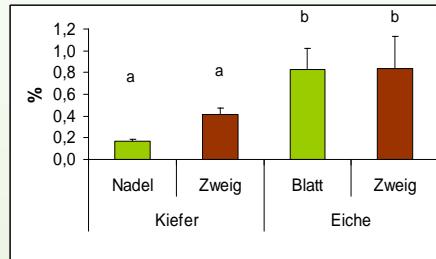


Abb. 1 Der lösungsbürtige N-Anteil in verschiedenen Pflanzenteilen. (n=4)

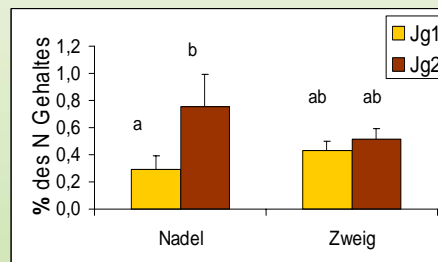


Abb. 2 Der lösungsbürtige N-Anteil in verschiedenen Nadeljahrgängen der Kiefer. (n=4)

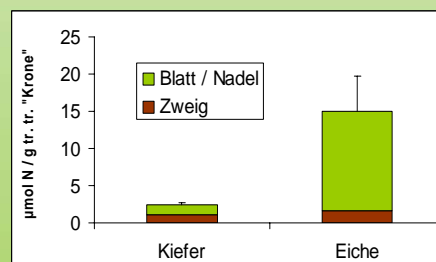


Abb. 3 N-Aufnahme einer „Modell-Baumkrone“ (n=4)

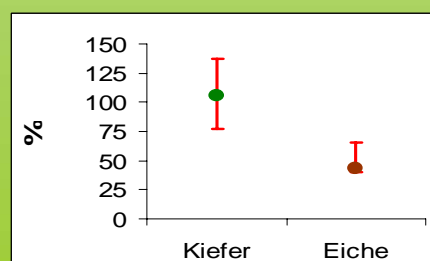


Abb. 4 Wiederfindungsrate des aus der Lösung aufgenommenen N in den Pflanzenteilen. Median, Min. - Max. (n=4)

Bei der Eiche war der Anteil des aus der Lösung aufgenommenen N höher als bei der Kiefer. Die fehlende Wachsschicht auf der Rückseite der Eichenblätter kann einer der Gründe dafür sein.

Auch die Zweige nehmen N auf. Ein Teil davon kann passiv, an der Rinde gebunden werden ein Teil kann bis zum Xylem gelangen.

Bei der Kiefer wurde das Verhalten der ein und zweijährigen Nadeln und Zweige miteinander verglichen (Abb. 2). Zweijährige Nadeln nehmen mehr N auf als einjährige. Bei der kurzfristigen N-Aufnahme ist offenbar die Benetzbarkeit und die Durchdringbarkeit der Oberfläche (Jg1<Jg2) wichtiger als die biologische Aktivität (Jg1>Jg2).

Die N-Aufnahme von 1g „Modell-Baumkrone“ wurde berechnet (Abb. 3). Der Eiche nimmt bis zu 6 mal mehr N auf als die Kiefer. Dies liegt nicht nur an den höheren Aufnahmeraten von Blättern und Zweigen der Eiche (siehe Abb. 1), sondern auch an dem höheren Anteil der Blattmasse an der „Modell-Baumkrone“ der Eiche im Vergleich zur Kiefer.

Die aus der Lösung aufgenommene N-Menge (errechnet über die N-Konzentrationsabnahme in der Lösung) wurde mit der in den Pflanzenteilen gefundenen lösungsbürtigen N-Menge (errechnet über die ^{15}N -Markierung) verglichen (Abb. 4). Die Wiederfindungsrate von etwa 100 % bei der Kiefer ergibt ein schlüssiges Bild, die Ursachen für die niedrige Wiederfindungsrate bei der Eiche sind noch nicht geklärt.

Posterpräsentation

Horvath, B., Lamersdorf, N.P., Raben, G., Borke, W. 2004. Impact of Compost Applications in Acidified and N-Saturated Forests; "Eurosoil 2004", Freiburg 2004

B. Horváth¹, N. P. Lamersdorf², G. Raben³, and W. Borken⁴

¹ Forest Research Institute of Lower Saxony, Grätzelstr. 2, 37079 Göttingen, Germany; ² Institute of Soil Science and Forest Nutrition, Göttingen University, Büsgenweg 2, D-37077 Göttingen, Germany; ³ Presidency of Saxonian Forests, Bonnewitzer Straße 34, 01827 Graupa, Germany; ⁴ University of Bayreuth, Department of Soil Ecology, Dr.-Hans-Frisch-Straße 1-3, 95440 Bayreuth, Germany
Correspondence: Balazs.Horvath@nvf.gwdg.de

Introduction

There is a general demand for enhancing the nutrient supply by reconstructing degraded forest sites. Compost could be a solution, but there are several risks. Biggest of them is the overloading of the ecosystem with N.

Materials and Methods

Treatment

V0 CONTROL

V1 SEEDLING

V2 SEEDLING + LIME

V3 SEEDLING + COMPOST

V4 SEEDLING + LIME + COMPOST

Seedlings were planted in "holes" prepared by mixing organic layer (and compost by V3 and V4) into the mineral soil ("LoBo-treatment")



$\text{Ca}(\text{Mg})\text{CaO}_3$, 500 g / "seedling hole" (2 Mg ha⁻¹)

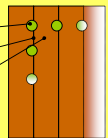
Mature compost made from organic household waste was applied in stripes (20 % of the area). Rate: 7.5 kg /m² in stripe. N input: 120 kg ha⁻¹ N_{org} + 20 kg ha⁻¹ N_{inorg}

Sites Both strong degraded: low pH, low base saturation, high atmospheric pollutions

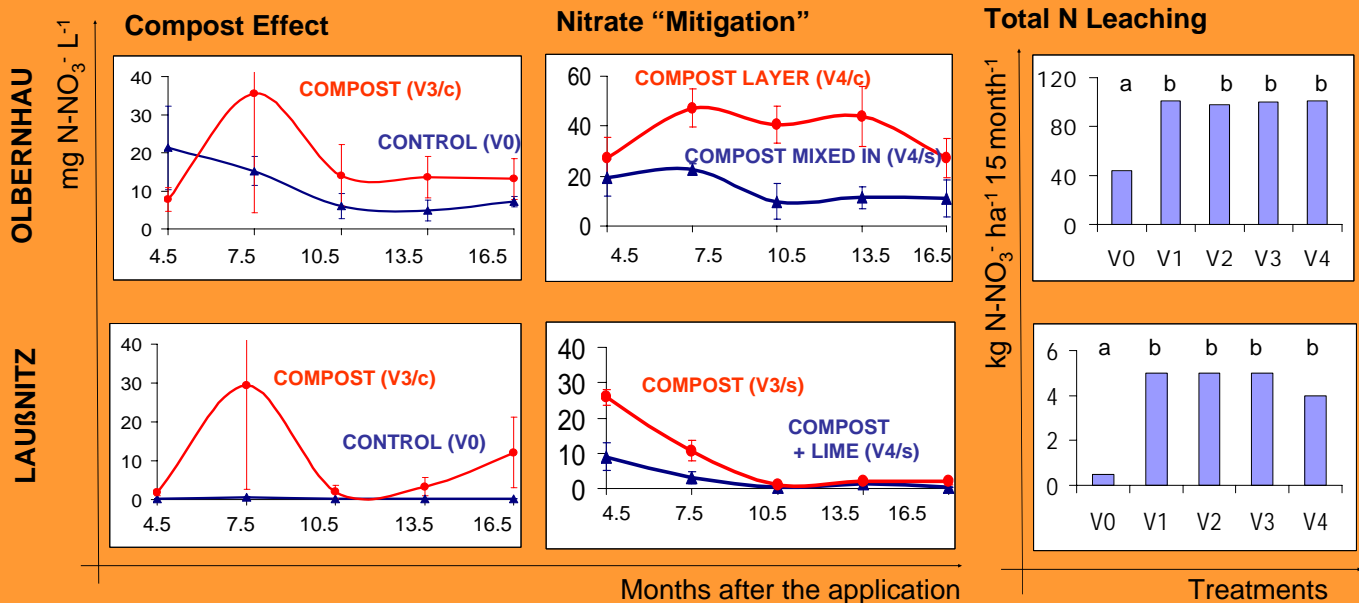
Olbernhau: mountain site (Erzgebirge/Saxony/Germany), old Norway spruce stand, atmospheric N-input: ca. 35 kg ha⁻¹ a⁻¹

Laußnitz: plane site (Saxony/Germany), old pine stand, atmospheric N-input: ca. 17 kg ha⁻¹ a⁻¹

Seepage Water sampled at 60 cm soil depth, in total for a 15 month period under the seedlings (s) under the compost stripes (c) between the compost stripes (bc)



Results and Discussion



Conclusions

- After compost application increased nitrate leaching was observed.
- Nitrate leaching could be mitigated: At the more N saturated site (Olbernhau) by mixing compost into the mineral soil, at the less N saturated site (Laußnitz) by lime addition.
- However considering the whole area (s+c+bc) the total N leaching was not dependent on the compost application itself but much more on the soil disturbance caused by site preparation and planting operation.

Vortrag

Horvath, B. 2003. Untersuchungen zur N-Aufnahme im Kronenraum von Waldbeständen;
Seminarreihe des Instituts für Bodenkunde und Walernährung, Göttingen, 2003

Untersuchungen zur N- Aufnahme im Kronenraum von Waldbeständen

Balázs Horváth

**Niedersächsische Forstliche
Versuchsanstalt**

Einführung - Projektvorstellung

Eine Teilarbeit des UBA Forschungsprojektes:

*„Bestimmung von Ammoniaketrägen aus der Luft
und deren Wirkungen auf Waldökosysteme“*

Teilnehmer:

NFV (N-Deposition durch klassische Ökosystem-
bilanzierung)

FAL-AOE, Braunschweig (N-Aufnahme mit
mikrometeorologischen Methoden)

Landwirtschaftskammer Weser-Ems
(Regionalisierung der Messergebnisse)

Untersuchungsgebiet

Nord-West Deutschland, Landkreis Cloppenburg

Größte Viehdichte Deutschlands: größte NH_x
Emission bis zu 130 kg/ha/Jahr

Untersuchte Bestände

Baumart	Anzahl	Alter	Bezeichnung
Kiefer	6	13-121	AUKI/Ax/Wx
Fichte-Douglasie	3	25-75	AUFDAx
Eiche	3	28-115	HEEIAx

N-Aufnahme im Kronenraum

- die Aufnahme ist direkt nicht messbar
- die klassische Methode: Kronenbilanzmodelle

Draaijers -Erisman Kronenbilanzmodell (1995)

- Beruht auf dem Vergleich zwischen den Freiland- und Bestandesniederschlag

Einführung - Problemstellung

- K, Ca, Mg, Cl, trockene Deposition wird mit dem „Na-Faktor“ geschätzt.
- K, Ca, Mg Leaching: entweder zur schwachen Säuren gebunden oder ausgetauscht
- der N gelangt in die Pflanzen in Form von NH_4^+ , „ausgetauscht“ gegen andere Kationen
- auch H^+ wird „eingetauscht“; nur die Gesamtmenge ist berechenbar

Einführung - Problemstellung

Draaijers-Faktor (DF)

$$\frac{\text{H}^+ \text{ - Austauschaktivität}}{\text{NH}_4^+ \text{ - Austauschaktivität}}$$

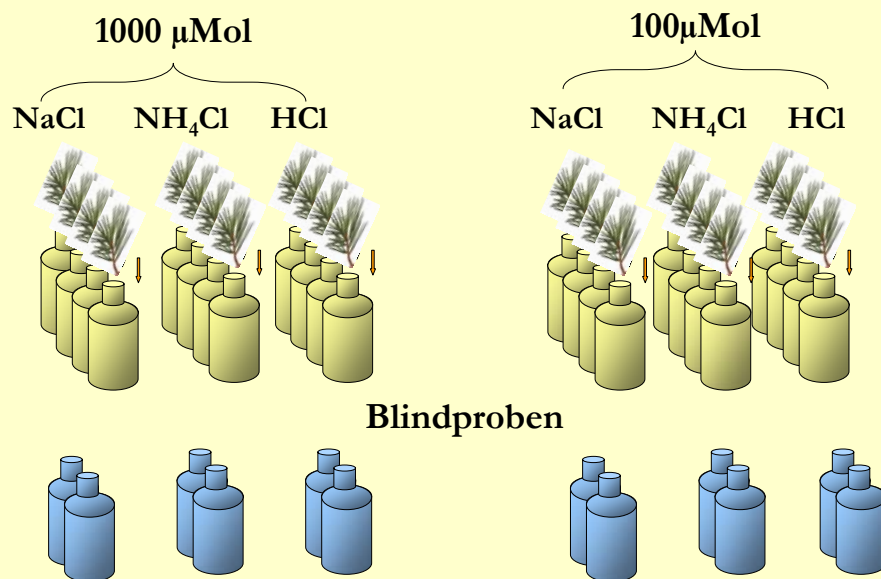
Vermutlich abhängig von:

- Niederschlagskonzentration
- Baumart
- Baumalter
- Ernährungssituation

Materialien und Methoden

Ansatz nach Van der Maas et al. 1991

- ▶ Pro Bestand wurden Hauptzweige von 6 verschiedenen Bäumen geschnitten.
- ▶ Die Zweige wurden zerschnitten und die Schnittstellen versiegelt. 80 g Frischeinwaage.
- ▶ Vorwaschen: 1 Stunde mit demin. Wasser geschüttelt.
- ▶ Mit den „Messlösungen“ 24 Stunden geschüttelt.



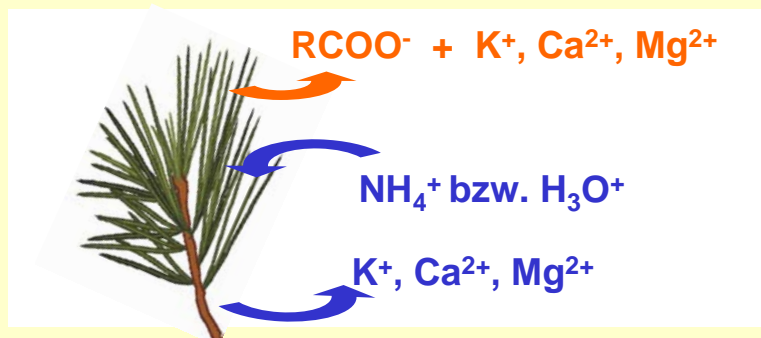
- ▶ Anschließend wurden die Lösungen abfiltriert, bis zur Messung im Kühlraum gelagert.
- ▶ Die Zweigen werden bei 60 °C getrocknet, Blätter/Nadel und Ästen getrennt gewogen.

Folgende Messungen wurden durchgeführt:

pH, TOC, TON, NH_4^+ , NO_3^- , P, Na, K, Mg, Ca, Al, Fe, Cl, Alkalinität

Interaktion zwischen Lösung und Pflanze

1. Diffusion aus dem Pflanzensaft in die Lösung
2. Kationenaustausch: gegen H_3O^+ bzw. NH_4^+



Zwei rechnerische Wege

1. Konsum

- Über die Abnahme der H_3O^+ bzw. NH_4^+ Konz. in den HCl bzw. NH_4Cl Lösungen
- Die Diffusion wird durch die NaCl Lösung geschätzt

2. Kationenmenge

- Über K, Ca, Mg Konzentration in der HCl bzw. NH_4Cl Lösung
- Der Diffusion wird mit dem Kationenüberschuss geschätzt

Ergebnisse

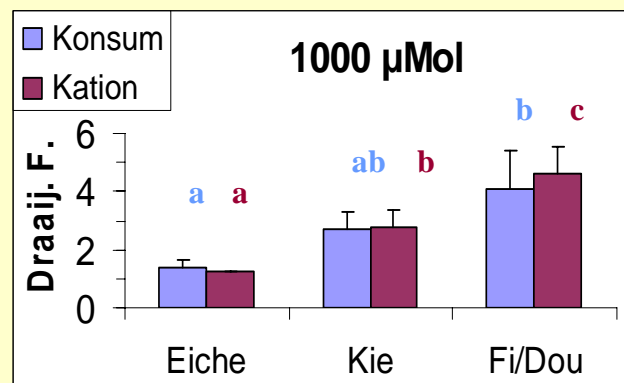
Bestand	Baumart	1000 μmol		100 μmol	
		Konsum	Kation	Konsum	Kation
AUKIA1	Kiefer	2,2	2,3	2,0	3,0
AUKIA2		2,3	2,4	0,9	4,3
AUKIA3		2,1	2,4	2,1	1,4
AUKIA4		3,5	3,8	1,5	2,4
AUKIW1		2,1	2,1	1,2	1,1
AUKIW2		3,2	3,4	4,0	2,2
AUKIW2 _{aug}		3,3	2,8	1,0	1,1

Ergebnisse – Draaijers Faktor

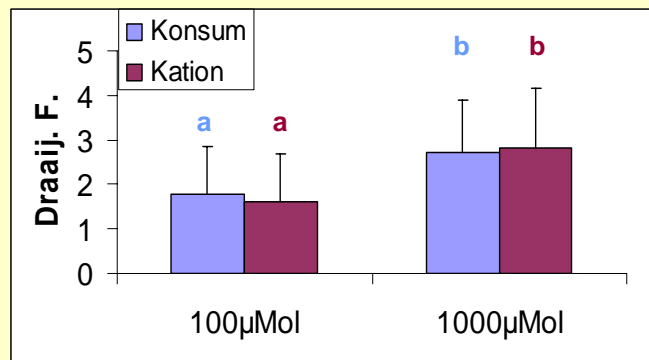
Bestand	Baumart	1000 μmol		100 μmol	
		Konsum	Kation	Konsum	Kation
AUFDA1	Fi/Dou	2,6	3,5	3,1	1,0
AUFDA3		5,0	5,0	3,3	1,0
AUFDA4		4,6	5,3	1,9	1,2
HEEIA1	Eiche	1,2	1,3	0,8	0,8
HEEIA2		1,3	1,2	0,8	0,8
HEEIA4		1,6	1,2	0,7	0,8

Ergebnisse – Draaijers Faktor-Abhängigkeit

Baumart



Messlösungskonzentration



Ernährungssituation und Bestandesalter

Es gab keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem Draaijers-Faktos und den N, C/N, P, Na, K, Ca, Mg Gehalt der Nadeln bzw. Blätter, genauso keinen zum Bestandesalter

Das gleiche gilt für die H_3O^+ bzw. NH_4^+ Aufnahme.

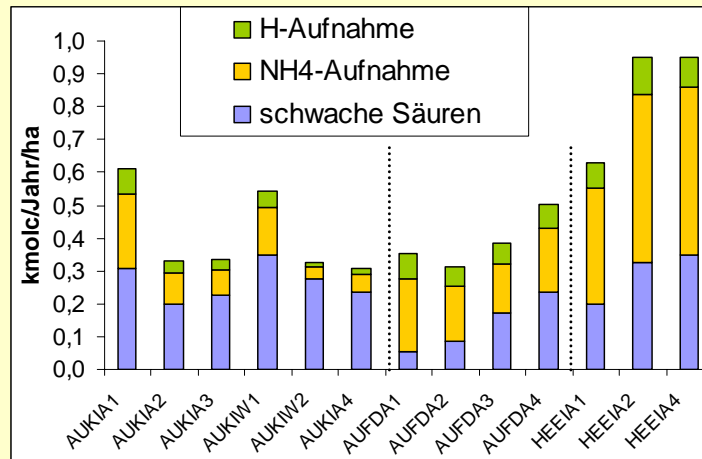
Zusammenfassung

- Der Draaijers-Faktor ist mit diesem Ansatz bestimmbar.
- Anstatt als Punkt kann der D.F. eher als ein Bereich angegeben werden.
- Der D.F. ist abhängig
 - von der Lösungskonzentration und von der Baumart
 - nicht abhängig von dem Bestandes-alter und dem Nährelementengehalt (?)

- ▶ Es wird in den untersuchten Beständen 0,2 – 0,6 kmol/ha/Jahr Kationen ausgetauscht (max. 3-8 N kg/ha/Jahr)
 - ▶ Die NH_4^+ -Konzentration im Niederschlag ist in diesem Region wesentlich (ca. 50 mal) größer als die H^+ -Konzentration.
 - ▶ Die NH_4^+ -Deposition ist ca. 5-10 mal so groß als die NH_4^+ -Aufnahme.
- ⇒ Die N-Aufnahme wird durch den DF nur begrenzt beeinflusst; die gesamt-N Bilanz des Bestandes hängt von dem DF nur sehr geringfügig ab.

Zusammenfassung – Einschätzung des DF-s

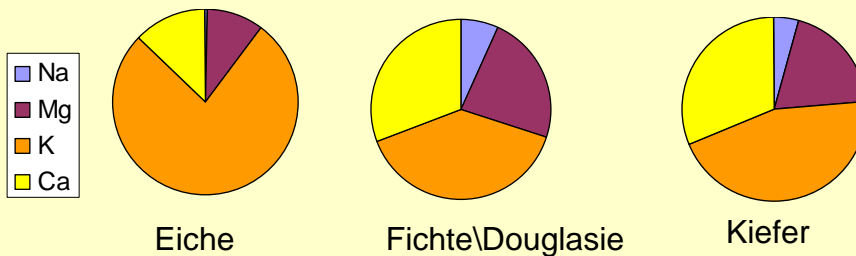
Ursachen für das „Kationenleaching“ (nach Meesenburg)



Ergebnisse – Kationenzusammensetzung

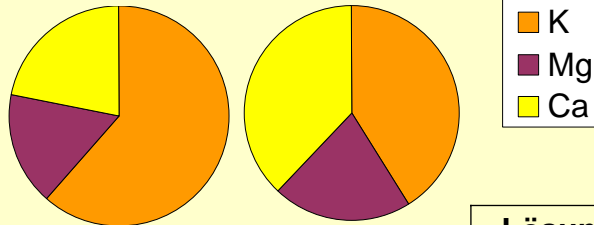
Kationen in den Messlösung

In Abhängigkeit der Baumart



	Na	Mg	K	Ca
Eiche	a	a	b	a
Fi/Dou	c	c	a	b
Kiefer	b	b	a	b

In Abhängigkeit von der Messlösung



100µMol NaCl

1000µMol HCl

	K	Mg	Ca
Eiche	**ab	**zu	**zu
Fi/Dou	0	0	**zu
Kiefer	**ab	0	**zu

Lösung		K	Mg	Ca
100 µMol	NaCl	b	a	a
	NH ₄ Cl	b	a	a
	HCl	b	ab	a
1000 µMol	NaCl	b	ab	a
	NH ₄ Cl	b	ab	a
	HCl	a	b	b

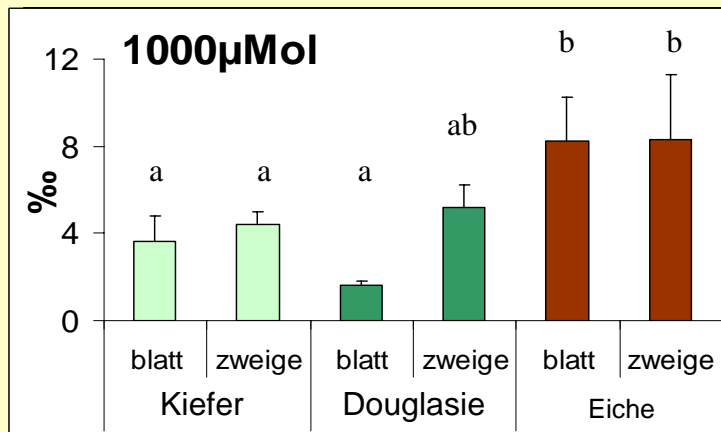
¹⁵N Markierung

Bei 3 1000 und 2 100µMol NH₄Cl Lösung wurden auf 98% ¹⁵N angereichertes Ammoniumchlorid eingesetzt.

Nach dem Auswaschversuch wurde das pflanzliche Substrat untersucht, um die brutto N-Aufnahme und um das Austauschverhalten der Zweige und Blätter bzw. Nadel zu untersuchen.

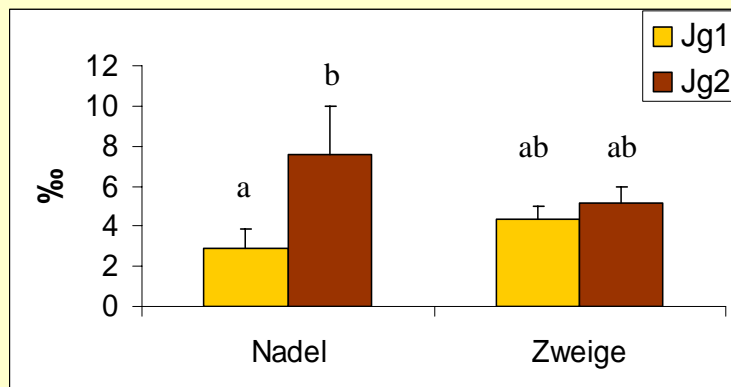
Ergebnisse – ¹⁵N Markierung

Lösungsbürtige N Anteil von gesamt N nach der
Behandlung mit NH₄Cl 98% ¹⁵ N Lösung



Ergebnisse – ¹⁵N Markierung

Lösungsbürtige N Anteil von gesamt N in ver-
schiedenem Jahrgängen beim Kiefer



(1000µMol NH₄Cl 98% ¹⁵ N Lösung)

NH₄⁺ Aufnahme in µmol/g tr. Substrat

Lösung	Bestand	Netto- aufnahme		Brutto- aufnahme		Verhältnis
1000 µMol	Dougl.	3,7	(0,4)	257	(40)	69
	Kiefer	2,5	(0,4)	833	(231)	331
	Eiche	27,7	(7,2)	319	(39)	12
100 µmol	Dougl.	0,6	(1,4)	43	(8)	78
	Eiche	4,4	(0,7)	124	(32)	28

Zusammenfassung

- Aus Nadeln wird verhältnismäßig mehr Mg bzw. Ca ausgewaschen als aus Blätter.
- An Austauschprozesse nimmt Ca überproportional, K unterproportional teil. Mg ist Artenabhängig.
- Auch die Zweige nehmen an den Austauschprozessen teil.
- Der Austauschvorgang ist bei zweijährigen Nadeln intensiver als bei einjährigen.

- Brutto N-Aufnahme ist wesentlich (1 bis 2 Ziffern) größer als die Netto N-Aufnahme.

Fragen

1. Welchen D.F. sollte man nehmen?
(*Rechnerischer Weg, Regionalisierbarkeit*)
2. Kann man diesen Versuch als Modell für natürliche Prozesse in dem Kronenraum betrachten?
3. Wirkt das Natrium biologisch wirklich so inert, wie wir annehmen?

Danke

- Konsultant: Henning Meesenburg
- TA-s
 - NFV: Probenahmen, Messungen
 - IBW: ^{15}N Untersuchungen
- KOSI
- nn.H.

Vortrag

Somogyi, Z., Horvath, B. 2006. Detecting C-stock changes in soils of afforested areas in Hungary; International Workshop on Development of Models and Forest Soil Surveys for Monitoring of Soil Carbon, Koli – Finland, 2006

Detecting C-stock changes in soils of afforested areas in Hungary

Zoltán Somogyi

Joint Research Centre, Ispra, Italy

Seconded from FRI of Hungary, Budapest



Balázs Horváth

Institute for Soil Science and Forest Nutrition
Georg-August-Univ. Göttingen, Germany



Afforestations are *hoped* to fix C

- ΔC of biomass:
 - relatively accurate
 - positive (often large) in 1st rotation period
- ΔC of soil:
 - little is known
 - potentially *negative??*
- ΔC of litter:
 - little is known
 - can be important in the short run

Do afforestations fix C in Hungary?

Most widespread methods for soils

Method	Advantage	Disadvantage
Lysimeter	precise	labour intensive, time and size limitations
Real chronosequence	relative precise	requires decades...
Models	fast, cheap	many measurements needed for parameterisation; provide „average“
Paired plots	relatively fast	only one point in time
False chronosequence	long "time" series can easily be constructed	dynamics on plots may be different increases uncertainty

Methods selected

- I. Long-term false chronosequence (CL, GL)
- II. Short-term false chronosequence (CL)
- III. Model of net carbon balance of afforestation scenarios

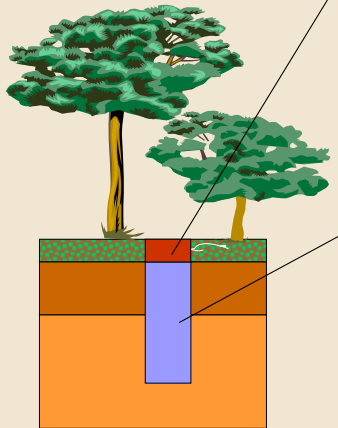
4 CL, 2 GL (150 yr) and 1 CL (20 yr)
chronosequences



Sites

Site name	MAT °C	AP mm	Geol. substrate	Soil cl.
Farkasgyepű	9.3	736	Loess	Luvisol
Iván	9.6	630	Acid river drift	Planosol
Kecskemét	10.3	510	Carbonated sand	Cambisol
Dudlesz	9.7	604	Limestone	Regosol
Sopron	9.7	604	Gneiss	Luvisol
Kiscsehi	9.8	728	Periglacial silt	Luvisol

I. Sampling / 150 yr



Forest Floor (O_l and O_f)

- 0.25 * 0.25 m
- 4*5 (CL) and 2*4 (GL) sites
- 3 replications
- Dry mass, C-content

Mineral soil

- 0-10; 10-30; 30-60 cm
- Bulk density in 3 replications
- Total C-content
- C_{inorg} above pH (KCl) 6.0

$$C = f(t) = C_0 + C_f * (1 - e^{-k_f * t}) + C_d * (1 - e^{-k_d * t})$$

C C -stock, $Mg\ C\ ha^{-1}$

C_0 C -stock before afforestation, $Mg\ ha^{-1}$

C_f potentially fixable and degradable C in $Mg\ ha^{-1}$

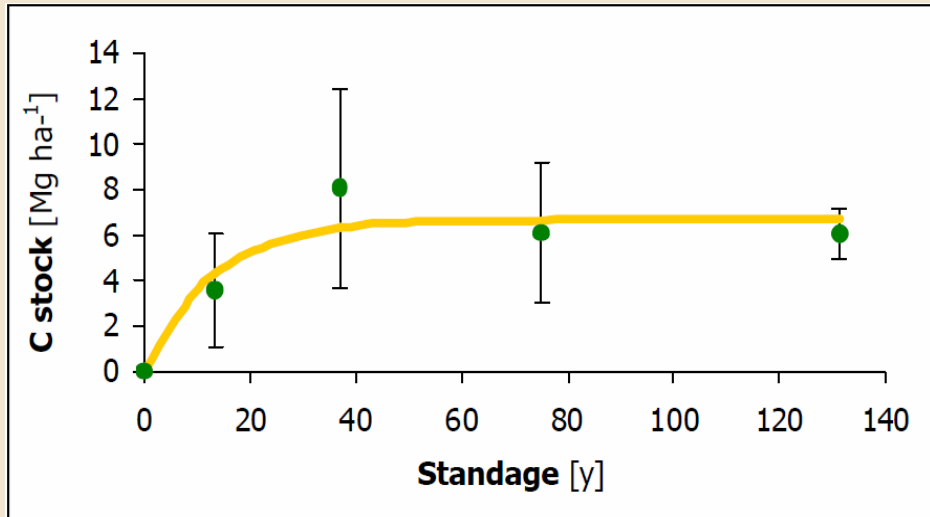
C_d potentially fixable and degradable C in $Mg\ ha^{-1}$

k_f rate of the fixation, yr^{-1}

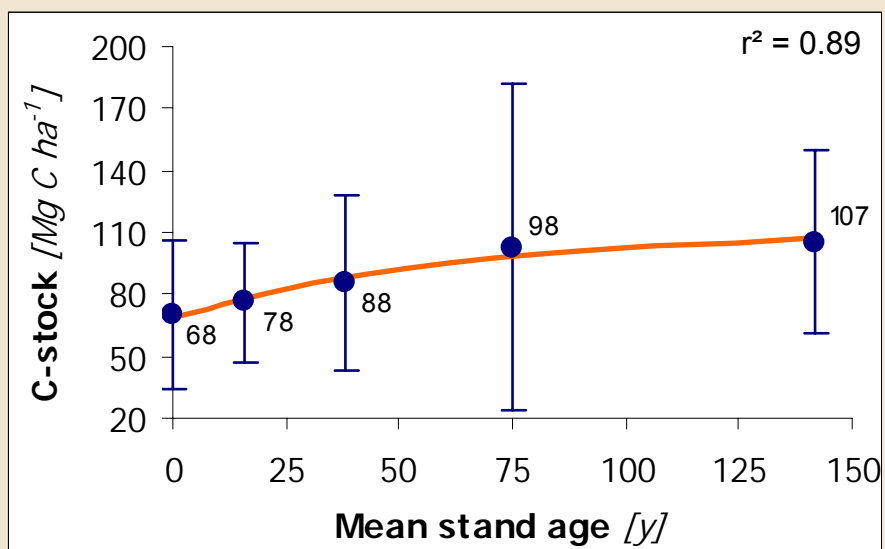
k_d rates of the fixation and degradation in yr^{-1}

t time, yr

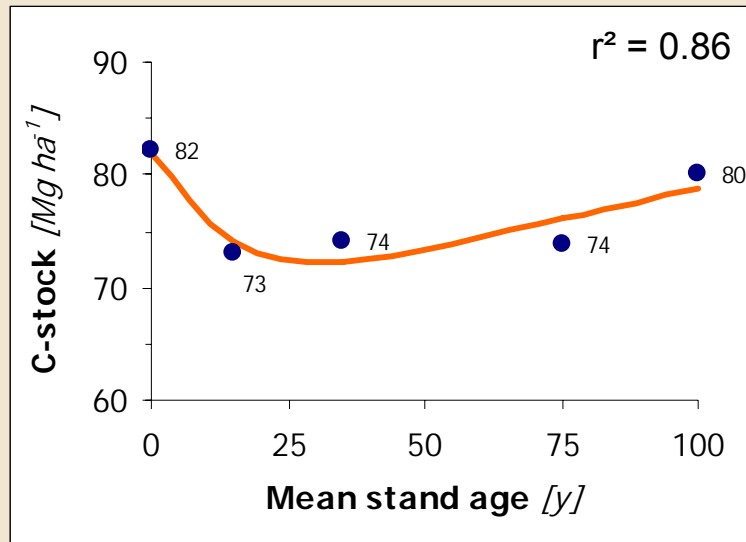
Litter: $C = 0 + 6,7 * (1 - e^{-0,078*t})$



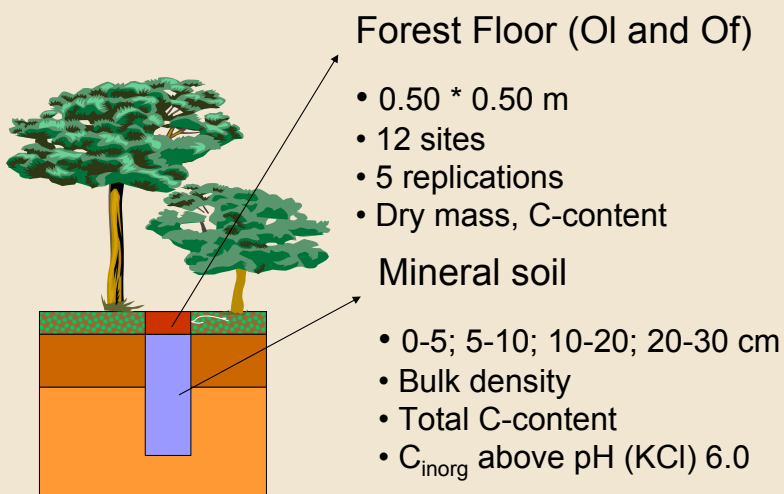
CL - soil: $C = 68.5 + 43.5 * (1 - e^{-0.016*t})$



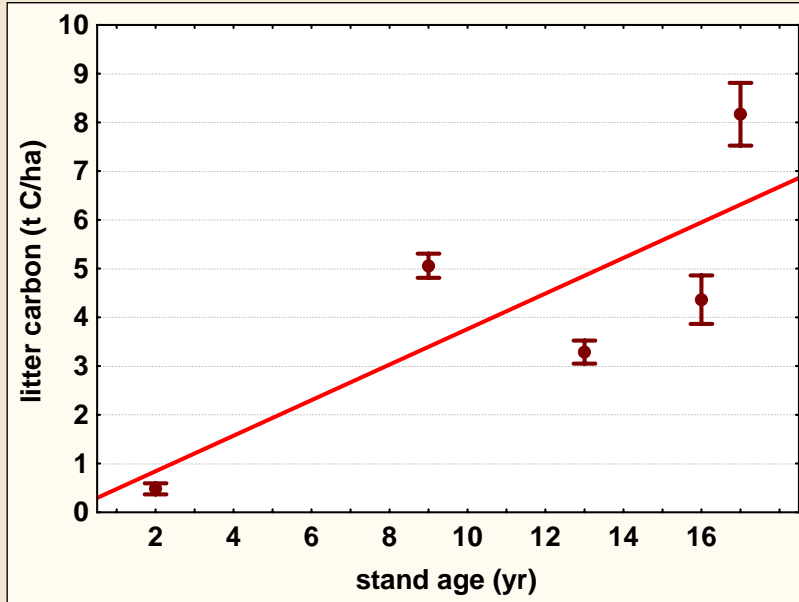
GL - soil: $C = 82.0 + 32.9 * (1 - e^{-0.015*t}) - 29.0 * (1 - e^{-0.015*t})$



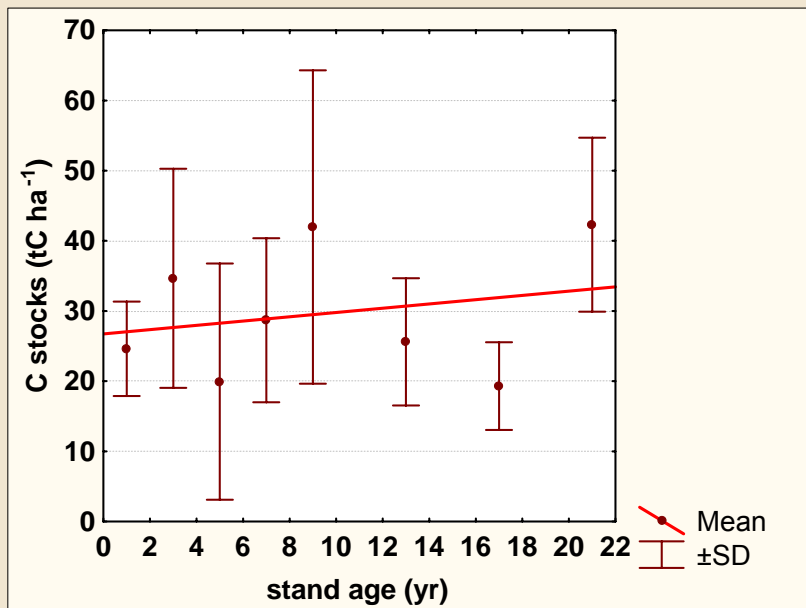
II. Sampling / 17 yr



Litter: $C = 0,112 + 0,365 * t$



CL - soil: $C = 26,75 + 0,304 * t$



Comparable results

Layer	Carbon fixed in first 20 years (tC ha ⁻¹ yr ⁻¹)
Litter	0,25 (long-term study) 0,36 (short-term study)
Soil/CL	0,298 (long-term study, 60 cm) 0,304 (short-term study, 30 cm)
Soil/GL	(-0,321)

Conclusions I.

- litter is important in the short run
- initial land use does matter *in Hungary*
- humid and cold areas favour sequestration
- local variation is high

The result depends on the former land use

Cropland afforestation

- Usually significant C-fixation measured
- The amount of the fixed C can alter even in magnitude depending on observation period, soil characteristic, climate and other unclear circumstances
- It is a general trend, that on more humid and cold areas more C is gained especially in the humus layer

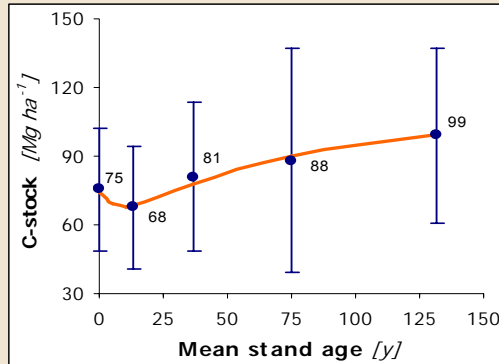
Grass land afforestation

- Results are controversial: there are studies with both positive and negative C-budget
- Some authors come to the final result, that this land use change has on average a neutral outcome

Modelling the effect of an afforestation program

- First year 2007
- Period: 50 yrs
- Afforested area: 5.000 ha grassland and 10.000 ha cropland yearly
- Total afforested area: 750.000 ha

Mixed Afforestation (1/3 grassland and 2/3 cropland)

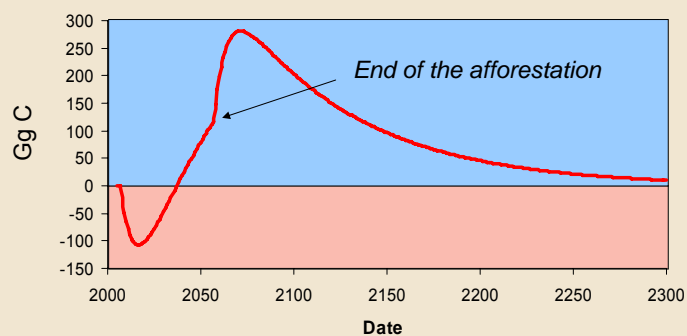


Mean values and
standard deviation;
n = 6

$r^2 = 0.98$

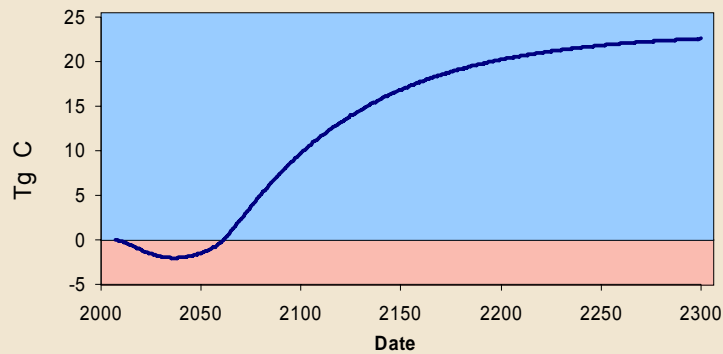
$$C(t) = 75.0 + 49.0 * (1 - e^{(-0.015*t)}) - 18.0 * (1 - e^{(-0.150*t)})$$

Annual C-sequestration



- Net C-source till 2038
- Maximal fixation in 2071: 280 Gg
- Net-C fixation even in 2300 (~ 10 Gg)

Cumulative C-sequestration



- Positive C-budget only after 2062
- C-accumulation till 2100: 9.7 Tg C (~15 % of the total C fixation after COMAP, Somogyi)
- Total C-accumulation ~ 23 Tg

Conclusion

It was confirmed that the C-stock development in soil is highly depending on former land use

Cropland afforestation


- Net C-fixation from the beginning
- On average 43 Mg ha⁻¹ C accumulation in 150 years
- 7 Mg from that in forest floor

Grassland afforestation

- Net-C source in the first three decades (~ 10 Mg ha⁻¹)
- Equalisation in the following 100 years

C-stock change in the soil can only slightly contribute to the C-mitigation efforts of Hungary

- C-accumulation in 300 'yrs ~ yearly net GHG emission
- Till 2100 years on average 5 % of the in Kyoto protocol committed GHG reduction target can be fixed
- In the benchmark period of the Kyoto protocol a net C fixation in the soil is only realistic by afforesting exclusively former cropland

 protecting current C stocks seems much more important than to use soils as potential means of mitigation

Lebenslauf

Persönliche Daten	Name	Balázs Horváth
	Geburtsdatum	19. August 1974
	Geburtsort	Győr, Ungarn
	Staatsangehörigkeit	Ungarn
Ausbildung	1993	Abitur am Révai Miklós Gymnasium, Győr; Schwerpunkt Naturwissenschaft
Studium	1994	Beginn des Studiums der Umweltwissenschaften an der West- Ungarischen Universität, Fakultät für Forstwissenschaften
	1997	Studium an der Humboldt Universität zu Berlin, Landwirtschaftlich Gärtnerische Fakultät
	1999	Abschluss des Studiums an der West-Ungarischen Universität; Erlangung des Master Grades (M.Sc.) in Umweltingenieurwesen
	1999 - 2001	Studien an der Schule für Ph.D. Studenten der West-Ungarischen Universität
Stipendien	1997	Stipendium des Programms „Tempus“ der Europäischen Union
	1999 - 2001	Ph.D. Stipendium der Republik Ungarn
	2001 – 2002	Forschungsstipendium des Deutschen Akademischen Austauschdienstes (DAAD)
Wissenschaftliche Tätigkeit	1999 – 2001	Doktorand am Lehrstuhl für Forstliche Standortkunde der West- Ungarischen Universität
	2001 – 2002	Stipendiat im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg August Universität, Göttingen
	2002 – 2003	Wissenschaftliche Hilfskraft im Institut für Bodenkunde und Waldernährung der Georg August Universität, Göttingen
	ab 2003	Wissenschaftlicher Mitarbeiter der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (ab 01.01.2006 Nordwestdeutsche Forstliche Versuchsanstalt)