

ANDREA RUF

Stoffumsatzleistungen in Böden historisch alter und rezenter Laubwälder im niedersächsischen Flachland

Zusammenfassung

In Waldböden sind nicht nur chemische und physikalische Eigenschaften für die Bodenbiozönose wichtig, sondern auch die Dynamik der organischen Streuauflage. Diese kann durch die Erfassung von Variablen aus dem Stickstoff- und Kohlenstoff-Kreislauf charakterisiert werden. Untersucht wurden dazu vier Bodendauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Flachland, die Probenahme fand vier mal jährlich über zwei Jahre statt (1998 – 2000). Der Abbau von Zellulose und die Stickstoffmineralisationsleistungen wurden ein mal ermittelt. Über Korrelationskoeffizienten wurden die Zusammenhänge zwischen den Variablen, die ein Maß für die Versauerung sind, dem historischen Alter der Wälder und den Endprodukten der Stickstoff-Mineralisation dargestellt. Es ergaben sich keine deutlichen Zusammenhänge zwischen dem Grad an Versauerung und den Abbauleistungen. Der Ammonium-Gehalt war positiv mit der Menge an organischem Material und negativ mit dem mikrobiellen Zelluloseabbau gekoppelt. Es konnte keine Förderung mikrobieller Leistungen durch Ammonium festgestellt werden. Bildung von Nitrat und die höchsten N-Umsatzraten wurden nur in ehemals als Acker genutzten Standorten nachgewiesen. Die Kontinuität des Lebensraums des Waldbodens in den historisch alten Wäldern war ein wichtiger Einflussfaktor für die N-Mineralisation.

Abstract

Decomposition and mineralisation processes in forest soils of two ancient and two recent deciduous woodlands in north-west Germany

The soil fauna community in forest soils is not only determined by soil physical or chemical characteristics but also by the dynamics of the litter layer. Such small-scale dynamic processes can be characterized by variables of the nitrogen and carbon cycle. These were studied in four deciduous forest sites included in the soil monitoring programme of Niedersachsen, Germany. The forests are located in the North-West German lowlands on acid sandy soils. Sampling for soil variables was realized eight times during two years (1998 to 2000). Decomposition of cellulose and N-mineralisation were measured once simultaneously at each site. Correlation coefficients showed the relationships between the variables describing acidification and the historical age of the forests, and the end products of nitrogen mineralisation. There was no detectable influence of pH or Cation - Aluminium ratio to any of the decomposition process variables. The ammonium content was positively correlated with the total weight of soil organic matter and negatively correlated with the microbial decomposition of cellulose. None of the microbial decomposition variables was enhanced by ammonium. Nitrate as the end product of the N-mineralisation could only be detected at those two forests, that have been planted on arable fields 170 years ago. These sites are also characterized by the most efficient N-mineralisation and an elevated $\delta^{15}\text{N}$ value in the mineral soil. That means that the

continuation of undisturbed forest floor conditions in the ancient woodlands had a remarkable influence on nitrogen mineralisation

Autorin

Dr. ANDREA RUF, Universität Bremen, FB 2, UFT, Abteilung Allgemeine und Theoretische Ökologie, Leobenerstr., Postfach 330440, D-28334 Bremen.

Key words

decomposition, mineralisation, nitrification, acidification, eutritification, ancient woodlands, soil monitoring

1. Einleitung

Waldböden stellen einen Lebensraum für Bodentiere und Bodenmikroorganismen dar. Das wichtigste Stratum für Bodenorganismen im Wald ist die organische Auflage. Diese bietet Nahrung, Porenraum, Rückzugsräume zum Schutz vor Räubern, Strukturen zur Ei- und Spermatophorenablage, sie ist gepuffert gegen Temperatur- und Feuchteschwankungen und sie ist in den meisten Wäldern räumlich und zeitlich konstant und vorhersagbar vorhanden. Die organische Auflage ist aber nicht nur Umwelt für Bodenorganismen, sondern sie selbst ist geprägt und bestimmt durch die biotischen Kompartimente im Ökosystem Wald, von den Bäumen, die das Substrat zur Verfügung stellen, bis hin zu der saprophagen Makrofauna (z.B. Regenwürmer und Asseln), die die heruntergefallene Streu zerkleinert und frisst. Die organische Auflage wird auch als Reaktor bezeichnet, da hier die Umsetzungsprozesse von komplexen organischen Verbindungen zu mineralischen Ionen und der Umbau zu Huminstoffen stattfinden. Je effektiver der Stoffabbau geschieht, desto weniger konstant ist der Lebensraum für Bodenorganismen, insbesondere für diejenigen, die ihr ganzes Leben innerhalb der Streuschicht verbringen, wie die Bodenmikroarthropoden. Daher ist die Charakterisierung der Effektivität des Ab- und Umbaus organischer Substanz eine wichtige Eigenschaft des Lebensraums der Bodenmikroarthropoden. Da ein ganzes Gefüge an Umweltvariablen damit verknüpft ist, kann die Stoff- und Abbaudynamik als Schlüsselvariable für das Vorkommen und die Artenzusammensetzung der Bodenmikroarthropoden betrachtet werden.

Die Effektivität des Streuabbaus kann durch den Masseverlust autochthoner Streu in Netzbeuteln gemessen werden, ein anderer Ansatz ist die Messung einzelner Funktionen, z.B. die Ammonifikation, die Stickstoffmineralisation oder der Zelluloseabbau. Netzbeutel mit Streu werden sinnvollerweise über mehrere Jahre exponiert, Methoden, die einzelne Funktionen erfassen, liefern schneller Auskunft über die Stoffumsatzdynamik in Waldböden und erlauben eine differenziertere Aussage. In einer explorativen Phase der Charakterisierung der Abbauprozesse in Waldböden wurde die Stickstoffmineralisierung und der Zelluloseabbau an vier Bodendauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Flachland untersucht. Ziel war es, erste Einblicke in standortspezifische bodenmikrobiologische Prozesse und Leistungen zu erhalten und Zusammenhänge mit dem Versauerungsgrad und dem historischen Alter der Wälder herauszuarbeiten.

In der Landschaft im Niedersächsischen Flachland herrschen außerhalb der Marschen und Moore sandige Substrate mit sauren Bodenverhältnissen vor. Laubwälder weisen meist Moder- bis Rohhumus als Humusform auf. Bei der inselhaften Verbreitung von Wäldern fällt besonders auf, welche Standorte schon immer bewaldet waren und welche nicht. Die historisch alten Waldstandorte (nach der Definition in WULF & KELM (1994) wurden früher meist als Hudewälder genutzt (d.h. durch Haustiere beweidet) und zeichnen sich durch bizarre, viele Jahrhunderte alte Eichen oder Hainbuchen aus. Dagegen gibt es auch Wälder, die im 19. Jahrhundert auf degenerierten Heiden oder Äckern neu angelegt wurden. Der Vergleich der historisch alten mit den im 19. Jahrhundert angepflanzten Wäldern bietet die Gelegenheit, lange Sukzessionsreihen hinsichtlich der Streu- und Bodenentwicklung zu untersuchen.

Die Stickstoffdynamik wird im Zusammenhang mit der Eutrophierungsproblematik (ABER et al. 1989, BERG et al. 1998) diskutiert. Dabei werden verschiedene Stadien der Stickstoffsättigung unterschieden, die u.a. an der Mineralisationsleistung erkannt werden können. Diese wird aber meist nicht explizit untersucht, sondern lediglich das Sickerwasser im Vergleich zum Traufwasser analysiert (ARBEITSKREIS C, 2000). In einer Langzeitstudie im Solling konnte gezeigt werden, dass sich organisches Material seit 1973 akkumuliert hat (MANDERSCHIED & MATZNER 1996). Parallel zum gesteigerten Eintrag an mineralischen Stickstoffverbindungen lässt sich also auch eine Anreicherung von Kohlenstoff-Verbindungen auf und in dem Waldboden beobachten. Daher schien es sinnvoll, beide Aspekte, den N-Stoffwechsel und den Abbau von Zellulose (C-Stoffwechsel) zu untersuchen.

Die Mineralisierung von organischen Stickstoffverbindungen verläuft über mehrere Stufen. Es sind verschiedene Enzyme unterschiedlicher Mikroorganismen beteiligt. Die ersten Abbauschritte der organi-

schen Stickstoffverbindungen sind unspezifisch und können von einer ganzen Reihe von Mikroorganismen geleistet werden. Spezifisch und kritisch zugleich ist die Oxidation von Ammonium zu Nitrit und weiter zu Nitrat. Ammonium ist ein positiv geladenes Ion und bindet sehr gut an Huminstoffe, Tonminerale und andere organische Verbindungen. Es ist daher im Boden wenig mobil und wird im Sickerwasser nur in geringen Konzentrationen gefunden. Ammonium kann von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden und dient als N-Quelle. Beim Eintrag von N-Verbindungen über die Luft stellt Ammonium den größten Anteil (BMELF 1997). Auch Nitrat kann von Pflanzenwurzeln aufgenommen werden, es ist aber als negativ geladenes Ion mobil in der Bodenlösung und wird leicht ausgewaschen. Die Oxidation von Ammonium zu Nitrat wird von Bakterien geleistet, die pH-Wert abhängig sind und bei niedrigen pH-Werten nicht mehr arbeiten können. Daneben gibt es aber auch eine pH-Wert unabhängige Nitrifikation, die von autotrophen und/oder heterotrophen Mikroorganismen durchgeführt wird. Welche Arten dabei beteiligt sind, ist noch nicht geklärt. In sauren Waldböden stellt sich daher die Frage, ob Nitrifikation stattfindet oder ob die Mineralisation beim Ammonium stehenbleibt und welche anderen Lebensraumeigenschaften damit gekoppelt sind.

2. Material und Methoden

2.1 Standorte

Untersucht wurden vier Standorte im Niedersächsischen Flachland, die auch im Boden-Dauerbeobachtungsprogramm des Landes enthalten sind. Es waren die Standorte Ihlow bei Aurich (IHEI, BDF-14), Ehrhorn in der Hohen Heide (EHEI, BDF-2), Lüss in der Südheide (LSBU, BDF-3) und Gohrde (GDEI, BDF-13). Auf allen Standorten stehen relativ naturnahe Laubwälder. Zwei der untersuchten Wälder, Lüss und Gohrde, sind historisch alt im Sinne von WULF & KELM (1994), die anderen zwei wurden noch am Ende des 18. Jahrhunderts als Acker genutzt und später aufgeforstet (Ihlow und Ehrhorn). Die wichtigsten Eigenschaften sind in Abbildung 1 und Tabelle 1 dargestellt.

2.2 Probennahmen

Die Probennahme erfolgte achtmal in einem Zeitraum von annähernd zwei Jahren. Beginn der Untersuchung war im April 1998 und Ende im Januar 2000. Proben wurden in ca. drei-monatigem Abstand an jedem Standort nacheinander entnommen. Für jeden Standort gibt es also Proben aus jeder Jahreszeit aus zwei aufeinanderfolgenden Jahren.

Die organische Auflage der Wälder wurde mit Hilfe eines quadratischen Stahl-Stechrahmens mit 25 cm Kantenlänge beprobt. Die Horizonte L, O₁, O₂ wurden getrennt eingesammelt. Der darunterliegende Mineralboden wurde in der gleichen Fläche mit einem zylindrischen Schlagbohrer mit einem Durchmesser von 7,3 cm beprobt. Dabei wurden zwei Tiefen unterschieden: 0-4 cm und 4-8 cm. Pro 25 x 25 cm² Fläche wurde der Mineralboden zweimal beprobt. Pro Termin und Stand-

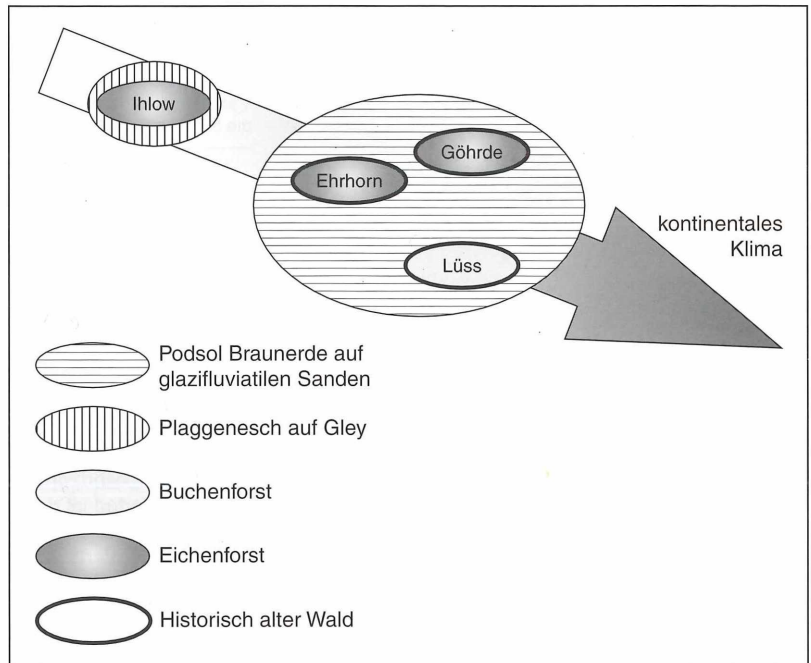


Abbildung 1. Schematische Darstellung der geographischen Lage und der wichtigsten Unterschiede bzw. Gemeinsamkeiten der untersuchten vier Waldstandorte.

Tabelle 1. Wichtige Standorteigenschaften der untersuchten Wälder nach Angaben der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFVA), Göttingen

	Höhe über NN [m]	dominante Baumart	Bestandesalter	Nutzung um 1790	Humusform
Ihlow	3	Stieleiche	145 Jahre	Acker	rohhumusartiger Moder (2)
Ehrhorn	109	Traubeneiche	120 Jahre	Acker	typischer Moder (1)
Lüss	115	Buche	120 Jahre	Wald	Moder – Rohhumus (3)
Gohrde	97	Traubeneiche	110 Jahre	Wald	Moder – Rohhumus (3)

ort wurden vier Proben aus der Streu und entsprechend 8 Proben aus dem Mineralboden entnommen.

Im Labor wurde das Frischgewicht bestimmt, dann die Proben luftgetrocknet und ein Aliquot bei 105°C getrocknet. Die organischen Proben wurden in einer Mühle zerkleinert, die mineralischen durch ein Sieb mit 1 mm Maschenweite gesiebt. Der Gehalt an organischer Substanz wurde durch Veraschen bei 500°C und der pH-Wert in 0,1 molarer CaCl_2 Lösung mit einer Elektrode bestimmt.

2.3 Bestimmung der mikrobiellen Leistung

Zelluloseabbau

Ein rundes Filterpapier (Trockenmasse 323 mg, ϕ 70 mm, Schleicher & Schuell, 589², Weißband) wurde in Gaze verschiedener Maschenweite eingeschlossen und im Freiland in der oberen F-Schicht exponiert. Die groben Beutel hatten eine Maschenweite von ca. 0,5 cm, die feinen eine Maschenweite von 25 μm . Alle Beutel verblieben drei Monate lang am Standort, die groben von Juli bis Oktober 1999, die feinen von Oktober 99 bis Januar 2000. Nach der Entnahme im Frei-

land wurde die übriggebliebene Zellulose aus den Netzbeuteln bei 105°C getrocknet und bei 500°C verascht. Damit wurde das aschefreie Trockengewicht bestimmt und aus der Expositions-dauer der tägliche Masseverlust der Zellulose errechnet.

N-Mineralisierung

Die Stickstoffmineralisierung wurde im aeroben Brutversuch nach Beck (1983), abgewandelt in Anlehnung an die Referenzmethode der eidgenössischen Forschungsanstalten (B-NM-BA), gemessen. Es wurden die beiden Horizonte der organischen Auflage, O_1 und O_2 , sowie der obere Mineralboden untersucht. Die Einwaage naturfeuchten Bodens war 5 g (O_1), 7 g (O_2) und 10 g (Mineralboden). Im weiteren Verlauf wurde entsprechend der schweizerischen Anleitung verfahren. Die Inkubation wurde abweichend davon bei 15°C im Kühlraum durchgeführt.

Nitrat und Ammonium Konzentrationen wurden im 2M KCl Extrakt mit HPLC gemessen.

Die Menge an ^{15}N Isotopen wurde im oberen Mineralboden (0 – 4 cm) mit Hilfe eines Massenspektrometers bestimmt. $\delta^{15}\text{N}$ gibt den Unterschied im Anteil des schwereren Stickstoffisotops an.

Tabelle 2. Übersicht über die gemessenen und die von der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt (NFVA) erhaltenen Variablen.

	eigene Messungen	NFVA
Humusform		X
pH-Wert in CaCl ₂	X	X
C/N Verhältnis		X
Menge org. Substanz (kg / ha)	X	
Gehalt an org. Substanz (kg / ha)	X	
Nitrifizierungsgrad (NO ₃ / Nmin tot) [%]	X	
Gehalt NH ₄ (mg / kg TG)	X	
Gehalt NO ₃ (mg / kg TG)	X	
BC / AI (0-10 cm)		X
Abbau feine NB, mg / d	X	
Abbau grobe NB, mg / d	X	
Nitrifizierungsgrad der Mineralisation [%]	X	
N-Mineralisation mg N / d / kg TG	X	
d ¹⁵ N (in 0 – 4 cm)	X	

tops (¹⁵N) am gesamten Stickstoff der Probe zu einem Luftstandard an.

Da alle vier Flächen im Dauerbeobachtungsprogramm in Niedersachsen enthalten sind, führte die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt (im Folgenden: NFVA) ausführliche Untersuchungen und Analysen dazu durch. Einige Variablen konnten so mit meinen Messungen verglichen werden, andere konnten in die Auswertung mit aufgenommen werden. Eine Übersicht über die selbst erhobenen und die von der NFVA übernommenen Variablen gibt Tabelle 2.

Statistik

Signifikanz-Tests und die Berechnung der Korrelationen wurden mit dem Programm SPSS für Windows Version 9.0 durchgeführt.

3. Ergebnisse

3.1 Standorteigenschaften

Menge an organischer Substanz in den Horizonten

Aus Abbildung 2 wird deutlich, dass sich die Standorte in der Verteilung der organischen Substanz im Bodenprofil unterscheiden. Während Ehrhorn und Göhrde eine geringe Auflage aufweisen und v.a. in Göhrde eine Anreicherung von organischer Substanz im Mineralboden messbar ist, sind die Verhältnisse in Ihlow und Lüss umgekehrt. Hier ist die meiste organische Substanz in der Auflage vorhanden und im Verhältnis dazu deutlich weniger im Mineralboden. Ehrhorn zeigt insgesamt die geringsten Menge an organischer Substanz, gefolgt von Lüss und Ihlow.

Tabelle 3. Angaben über die räumliche und zeitliche Variabilität des pH-Wertes im O₁-Horizont. Die Variabilität des pH-Wertes im O₁ Horizont war am höchsten im Vergleich zu den anderen Horizonten der organischen Auflage. Angabe des Variationskoeffizienten in %, für die räumliche Variabilität ist die Spanne über alle Probenstermine angegeben.

	zeitliche Variabilität Variationskoeffizient n = 8	räumliche Variabilität Variationskoeffizient n = 4 VK	Median
Ehrhorn	9	2 – 7	5
Ihlow	8	2 – 5	3
Lüss	9	3 – 6	5
Göhrde	5	1 – 5	3

pH-Werte

Die gemessenen pH-Werte weisen alle vier Standorte als sehr sauer aus (Abb. 3). Der niedrigste Mittelwert wurde im O_n-Horizont in Lüss mit 2,7 gemessen. An allen Standorten ist der O_n-Horizont der sauerste, gefolgt vom oberen Mineralboden. Weiter nach unten steigt der pH-Wert wieder leicht an. Die größten Unterschiede in der Horizontabfolge waren in Lüss zu verzeichnen, hier lag der Mittelwert der L-Schicht bei 4,5, die Differenz zum niedrigsten Wert im O_n Horizont betrug 1,8 pH-Wert Einheiten. Göhrde zeigte den ausgeglichensten Verlauf, selbst in der obersten Streuschicht betrug der pH-Wert nur 3,8 und er sank im gesamten Profil nicht unter 3,0. Auffallend ist die geringe Spanne des Konfidenzintervalls, die die relativ geringe Schwankung des pH-Wertes in der Zeit dokumentiert. Die geringsten Schwankungen zeigten die Mineralbodenhorizonte, während die O₁-Schicht am stärksten variabel war. Die Variationskoeffizienten zwischen 5 und 9 % in diesem Horizont bei allen Standorten sind allerdings auch nicht sehr hoch (Tab. 3). Auch die räumliche Variabilität des pH-Wertes zu einem Probenzeitpunkt ist gering, die Variationskoeffizienten schwanken lediglich zwischen 1 und 10 %, wobei die höchste Variabilität im Mineralboden zu messen war. In der organischen Auflage war die höchste räumliche Variabilität im O₁-Horizont, sie lag hier zwischen 1 und 7 % (Tab. 3).

Gehalt an Stickstoffverbindungen im Boden

An allen Standorten bis auf Ihlow war die höchste Konzentration von mineralischen Stickstoffverbindungen im O₁-Horizont der organischen Auflage, in Ihlow war die höchste Konzentration im O_n Horizont (Abb. 4).

An den beiden Standorten Göhrde und Lüss konnte kein Nitrat nachgewiesen werden. In Ihlow und Ehrhorn lag der Anteil von Nitrat an der Gesamtmenge mineralischen Stickstoffs dagegen über 50% (Tab. 4). In Ihlow war insgesamt die höchste Konzentration an mineralischem Stickstoff zu messen, am Standort Göhrde die niedrigste, Lüss und Ehrhorn lagen dazwischen.

Abbildung 2. Menge an organischer Substanz in den unterschiedenen Horizonten bzw. Schichten des Mineralbodens. Angegeben sind die Mittelwerte über alle 8 Probenetermine.

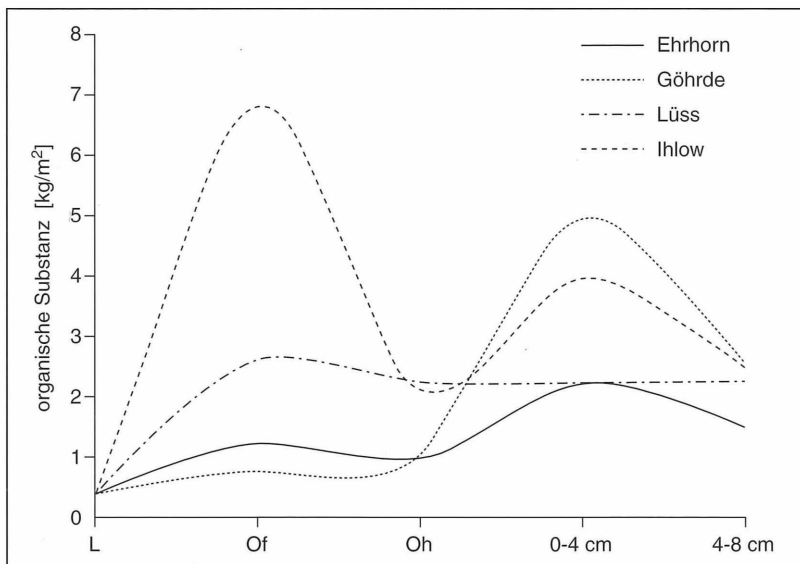


Abbildung 3. Die pH-Werte gemessen in CaCl_2 als Mittelwerte über 4 bzw. 8 Proben je Probenahme, gemittelt über 8 Termine in zwei Jahren. Die Fehlerbalken geben das 95% Konfidenzintervall über die 8 Probenahme-Termine an.

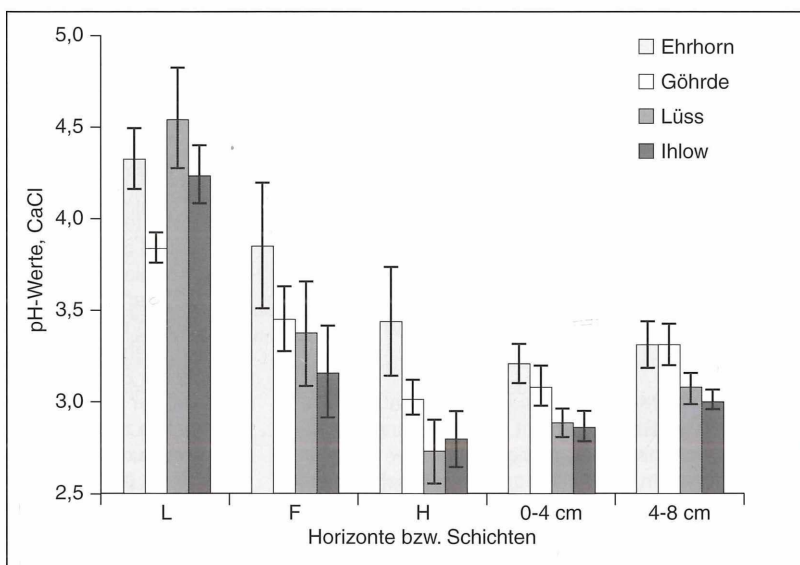


Tabelle 4. Gehalt an mineralischen Stickstoffverbindungen als Mittel aus allen untersuchten Horizonten. Angabe in mg pro kg Trockengewicht (ppm).

	NH_4	NO_3	Nitrifizierungsgrad [%]
Ehrhorn	6,8	9,9	59,3
Ihlow	36,1	47,2	56,7
Lüss	18,9	0	0
Göhrde	11,0	0	0

Tabelle 5. Menge von mineralischen Stickstoffverbindungen, die während einer 4 wöchigen Inkubationszeit im Labor bei 15°C gebildet wurde, getrennt nach Horizonten. Angabe in mg pro kg Trockengewicht (ppm), die Summe über den gesamten untersuchten Horizont ist in mg pro m^2 angegeben.

	O_i	O_h	0-4 cm	insgesamt [mg/m²]
Ehrhorn	11,5	2,1	0,2	49,3
Ihlow	11,2	2,5	0,3	120,3
Lüss	3,6	0,7	-0,4	-1,1
Göhrde	4,9	2,0	0,1	16,0

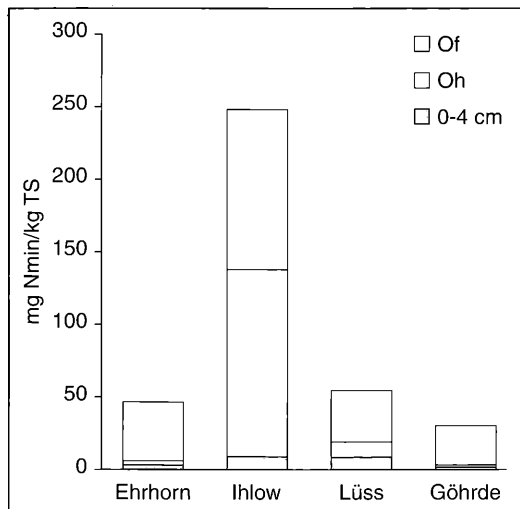


Abbildung 4. Gehalte an den mineralischen Stickstoffverbindungen Ammonium und Nitrat in den unterschiedenen Horizonten bzw. Bodenschichten.

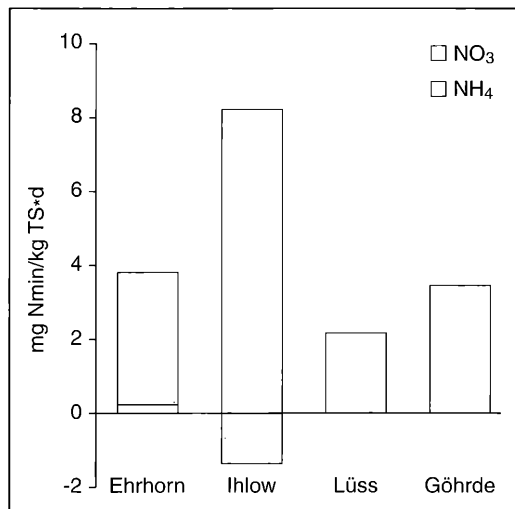


Abbildung 5. Menge von mineralischen Stickstoffverbindungen, die während einer vierwöchigen Inkubationszeit im Labor bei 15°C gebildet wurde als Mittelwert aus der organischen Auflage, getrennt nach Verbindungen. Angabe in mg pro kg Trockengewicht (ppm) pro Tag.

3.2 Umsatzleistungen

Stickstoffmineralisierung

In Ehrhorn und Ihlow war die Mineralisierungsleistung mehr als doppelt so hoch wie in Göhrde und Lüss (Abb. 5). Die Stickstoffmineralisierung pro Gramm Boden war an allen Standorten im Of-Horizont am höchsten (Tab. 5). Wegen der größeren Masse der organischen Auflage in Ihlow ist die tatsächliche Menge an Stickstoffverbindungen hier auch gegenüber Ehrhorn deutlich erhöht.

Zelluloseabbau

Der Beitrag der Makrofauna zum Zelluloseabbau war an den meisten Standorten mit der angewandten Methode nicht nachweisbar. Lediglich in Ihlow wurde in den Netzbeuteln mit der groben Maschenweite während des Sommers mehr Zellulose pro Tag abgebaut, als in den Netzbeuteln mit der feinen Maschenweiten im Herbst und Winter (Tab. 6). An den anderen drei Standorten war die Abbauleistung in den Netzbeuteln mit der feinen Maschenweite sogar höher bzw. in Lüss war kein Unterschied zu erkennen. Der mikrobielle Zelluloseabbau war in Ehrhorn am höchsten (2,7 mg/d) und in Ihlow am niedrigsten (1,4 mg/d), die beiden anderen Standorte unterschieden sich kaum voneinander und hatten eine mittlere Abbauleistung (2,2 mg/d).

Die Übersicht in Tabelle 6 stellt die wesentlichen Eigenschaften der vier Standorte gegenüber. Deutlich werden die Gemeinsamkeiten im niedrigen pH-Wert und im sehr ungünstigen BC / AI Verhältnis. Aber auch Unterschiede in vielen Variablen, v.a. denen des N-

Stoffwechsels sind evident. Im C/N Verhältnis fällt vor allem Lüss auf, hier ist es sehr weit, günstig für mikrobiellen Abbau ist es dagegen in Ehrhorn und auch noch in Göhrde. Der Zusammenhang zwischen den Variablen wurde mit Hilfe einer Korrelationsanalyse ausgearbeitet. Die Ergebnisse sind in Tabelle 7 und Abbildung 6 dargestellt.

Keine Korrelationen bestehen zwischen dem pH-Wert, dem C/N Verhältnis und dem Zellulose-Abbau in den Netzbeuteln mit der groben Maschenweite und anderen Variablen. Ein wichtiger Faktor ist die Menge an organischer Substanz im gesamten untersuchten Profil. Diese war sehr eng mit der Abbauleistung in den feinen Netzbeuteln und mit dem Gehalt an Ammonium-Ionen korreliert. Auch die Menge an organischer Substanz in der Auflage hängt mit den Ammonium-Ionen und mit dem Gesamtgehalt an mineralischen N-Verbindungen eng zusammen. Es besteht eine deutliche Korrelation zwischen dem Gehalt an Ammonium-Ionen und dem mikrobiellen Abbau von Zellulose (Abbau in den Netzbeuteln mit der feinen Maschenweite), je mehr Ammonium vorhanden ist, desto langsamer verläuft der Abbau. Hohe Ammonium-Konzentrationen weisen demnach auf einen stagnierenden Abbau organischer Substanz (insbesondere Zellulose) hin. Einen zweiten Faktorenkomplex stellt die N-Mineralisierung, die Nitrifikationsrate, der Gehalt an Nitrat, das Alter und der Anteil an d¹⁵N dar. Die Bildung und der Gehalt an Nitrat (der Nitrifizierungsgrad) war mit der Mineralisationsrate verknüpft, so dass Nitrat eher als Indikator für die Intensität des Stickstoff-Stoffwechsels dienen kann.

Tabelle 6. Abbauleistung für Zellulose, N-Verbindungen, Variablen des N-Metabolismus und Versauerungszeiger an den vier Standorten. Die Gehalte an N-Verbindungen sind die Mittel über alle Horizonte, "BC" ist die Summe aller basischen Kationen an den Austauschern, "Al" die Aluminium-Belugung der Austauscher, "NB" steht für Netzbeutel.

	Ihlow	Göhrde	Lüss	Ehrhorn
Abbau feine NB, mg / d	1,42	2,23	2,22	2,71
Abbau grobe NB, mg / d	2,44	0,41	2,17	2,19
Humusform, NFVA	2,00	3,00	3,00	1,00
pH-Wert (0-10 cm), CaCl ₂ , NFVA	3,12	3,27	3,02	3,23
C/N (0-5 cm), NFVA	19,50	18,20	28,90	16,20
BC / Al (0-10 cm), NFVA	0,40	0,14	0,23	0,47
Menge org. Substanz (kg / ha)	15,70	9,60	9,70	6,10
Menge org. Subst. in der Auflage (kg / ha)	9,30	2,20	5,20	2,40
Nitrifizierungsgrad (NO ₃ / Nmin tot) [%]	56,70	0	0	59,30
Gehalt NH ₄ (mg / kg TG)	36,10	11,00	18,90	6,80
Gehalt NO ₃ (mg / kg TG)	47,20	0	0	9,90
Nitrifizierungsgrad der Mineralisation [%]	100,00	0	0	95,60
N-Mineralisation mg N / d / kg TG	4,90	2,30	1,30	4,60
d ¹⁵ N (in 0 – 4 cm)	5,30	0,40	2,20	2,20

Tabelle 7 Pearsons Korrelationskoeffizienten der angegebenen Variablen (aus Tab. 6). Es sind nur die Paare mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit unter 0,05 angegeben (p < 0,05).

Variable 1	Variable 2	Pearsons Korrelationskoeffizient	p
Abbau feine NB	Menge an org. Substanz	-1,000	0,000
Abbau feine NB	Gehalt NH ₄	-0,962	0,038
Alter	Nitrifizierungsgrad	-1,000	0,000
Alter	Nitrifizierungsgrad der Mineralisation	-0,999	0,001
Alter	N-Mineralisation	-0,970	0,030
Gehalt N _{min}	Menge an org. Substanz in d. Auflage	0,980	0,020
Gehalt NH ₄	Menge an org. Substanz	0,964	0,036
Gehalt NO ₃	Gehalt N _{min}	0,979	0,021
Nitrifizierungsgrad	Nitrifizierungsgrad der Mineralisation	0,972	0,028
N-Mineralisation	Nitrifizierungsgrad der Mineralisation	0,972	0,028
N-Mineralisation	Nitrifizierungsgrad	0,967	0,033
BC / Al	Nitrifizierungsgrad	0,957	0,043
BC / Al	Alter	-0,952	0,048

Das Verhältnis basischer Kationen (BC) zu Aluminium-Ionen hängt andeutungsweise mit dem Nitrifizierungsgrad und der Humusform zusammen. Je niedriger das Verhältnis, desto mehr tendiert die Humusform in Richtung Rohhumus (Korrelation: -0,941, p= 0,059) und desto niedriger ist der Nitrifizierungsgrad (Abb. 6). Der pH-Wert ist mit keiner dieser Variablen korreliert.

Die beiden historisch alten Waldstandorte unterscheiden sich von den anderen beiden hauptsächlich durch den Nitrifizierungsgrad und zwar sowohl den der Mineralisation als auch der extrahierbaren mineralischen N-Verbindungen in der Of-Schicht, aber auch in der N-Mineralisation (Abb. 6) und im Verhältnis basischer Kationen zu Aluminium-Ionen (Tab. 7). Die alten Waldstandorte weisen kein Nitrat auf, haben geringere Mineralisationsraten und ein ungünstigeres BC/Al Verhältnis.

4. Diskussion

Die gefundenen Umsatzprozesse in den vier untersuchten Wäldern zeigen, dass die beiden mineralischen Stickstoffverbindungen (NH₄ und NO₃) für verschiedene Abbauprozesse stehen. Ammonium ist ein Indikator für einen stagnierenden Abbau bzw. für eine Anreicherung organischer Substanz, während Nitrat für die Intensität des Stickstoff-Stoffwechsels steht. Dabei sind die Ausgangsgehalte in der Auflage eng an die tatsächlich gemessene Mineralisierungsleistung geknüpft. An Standorten, an denen viel Nitrat in der Auflage nachgewiesen werden konnte, wird auch entsprechend viel Nitrat gebildet, ähnliches gilt für Ammonium. Die mineralischen Stickstoffverbindungen können also autochthon gebildet werden und es liegt kein

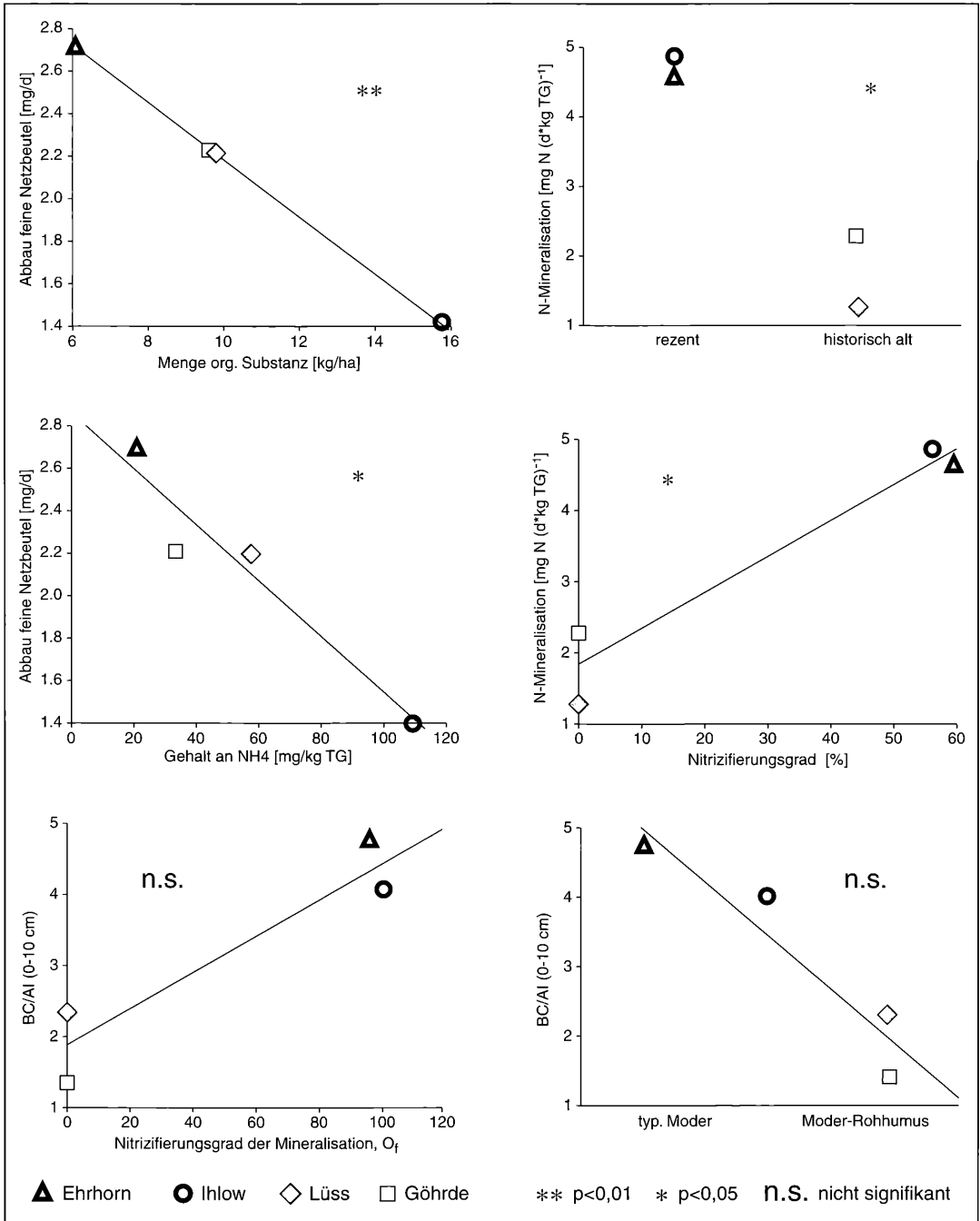


Abbildung 6. Ausgewählte Korrelationen zwischen verschiedenen Variablen der vier untersuchten Standorte. Angaben aus Tabelle, Korrelationskoeffizienten siehe Tabelle.

Hinweis auf einen wesentlichen Eintrag von aussen vor.

Die organische Auflage, der Humus eines Waldbodens wird von Seiten der Forstwirtschaft als Speicher und Quelle für Nährstoffe, besonders N-Verbindungen, angesehen (MANDERSCHIED & MATZNER 1996). Ein Austrag durch das Sickerwasser findet nur in Form von Nitrat statt. Die Nitratgehalte im Sickerwasser zeigen jedoch eine sehr große Schwankung zwischen den Jahren. Dafür wird die Variabilität biologischer Prozesse verantwortlich gemacht. Häufig wird vermutet, dass die Mineralisationsleistung an den Versauerungsgrad eines Bodens geknüpft ist (MANDERSCHIED & MATZNER 1996, KLEMEDTSSON et al. 1999). BERG et al. (1997) finden im Mittel höhere Nitrifikationsraten bei pH-Werten über 4,2 als in saureren Böden, jedoch sind die Schwankungen zwischen den Standorten so groß, dass keine Vorhersage über die tatsächlichen Nitrifikationsraten auf Grund des pH-Wertes möglich sind.

In den Nordwestdeutschen Wäldern war jedoch keine Variable, mit der der Versauerungsgrad gemessen werden kann, mit der N-Mineralisation gekoppelt. Lediglich der Nitrifizierungsgrad der Mineralisation hängt mit dem BC/Al Verhältnis zusammen. Der pH-Wert war in allen untersuchten Wäldern so niedrig, dass er die Unterschiede in der Mineralisationsleistung nicht erklären kann. Alle befinden sich im Aluminium-Puffer Bereich (ULRICH 1981), so dass in diesem Bereich offensichtlich keine Zusammenhänge mit dem pH-Wert bestehen.

KRIEBITZSCH (1978) untersuchte ebenfalls saure Wälder im nordwestdeutschen Flachland. Auch in dieser sehr ausführlichen Arbeit werden keine Zusammenhänge zwischen dem pH-Wert und der N-Mineralisation gefunden. Allerdings wird ein Zusammenhang zwischen C/N Verhältnis und Mineralisationsleistung nachgewiesen, der bei den lediglich vier untersuchten Wäldern nicht bestätigt werden konnte. KRIEBITZSCH (1978) interessierte sich für die Bedingungen, unter denen Nitrat gebildet wird. Auch er findet Nitratbildung in sehr sauren Böden und vermutet, dass dies ein Merkmal für ungestörte, natürliche Waldböden sei. Auf den vier Bodendauerbeobachtungsflächen wird nur in den historisch alten Wäldern kein Nitrat gebildet, während auf den ehemals gestörten Böden Nitrat produziert wird. Das widerspricht KRIEBITZSCH's Vermutung und könnte ein Hinweis auf eine frühere (Über-) Nutzung dieser Standorte sein (z.B. durch Waldweide oder Laubharken) oder ein Hinweis auf den engen N-Kreislauf in den historisch alten Waldböden.

Nach KLEMEDTSSON et al. (1999) könnte die Nitrifikation ebenfalls durch hohe Ammonium-Gehalte gehemmt sein. Das konnte in keinem der Wälder nachgewiesen werden. Viel Ammonium hemmt dagegen den Zelluloseabbau und wird in hohen Konzentrationen in den mächtigen Streuauflagen gefunden. In diesen ist wie-

derum die N-Mineralisation und der Nitrifizierungsgrad der Mineralisation höher. Es ist hier also eher der gegenläufige Prozess festzustellen, dass Ammonium keinen Einfluß auf die Bildung von Nitrat hat und sowohl die Ammonium-Gehalte als auch die Nitrifikationsrate in den mächtigen Streuauflagen höher sind. Einen ähnlichen Zusammenhang zeigen auch DE BOER et al. (1989) auf. Sie stellen hohe Nitrifikationsleistungen bei hohen Gehalten von mineralischen N-Verbindungen (vor allem NH_4) fest und sehr niedrige bei geringen Gehalten von N-Verbindungen. VITOUSEK et al. (1982) geben als Grenzwert, ab dem Nitrifikation einsetzen kann, 60 – 90 ppm $\text{N}_{\min}$ an. BLEW & PARKINSON (1993) konnten bestätigen, dass bei $\text{N}_{\min}$ Gehalten unter diesem Grenzwert in dem von ihnen untersuchten Wald in Kanada keine Nitrifikation stattfindet. Die Ergebnisse aus Ehrhorn widersprechen allerdings diesem Grenzwert, hier konnte Nitrifikation nachgewiesen werden, obwohl $\text{N}_{\min}$ kleiner als 50 ppm war. Die Nitrifikation scheint also noch von anderen Faktoren abhängig zu sein.

Welche Bedeutung haben die erhöhten Einträge von mineralischen Stickstoffverbindungen über die Luft und das Regenwasser? ABER et al. (1989) unterscheiden verschiedene Stufen der Reaktion von Waldböden auf diese N-Einträge. Unter N-Mangelbedingungen sollte in einem Moderhumus weniger als 50 % der gebildeten mineralischen N-Verbindungen Nitrat sein. Das trifft für die beiden Wälder Ihlow und Ehrhorn nicht zu. Zudem sollte bei pH-Werten niedriger als 4,2 keine Nitrifikation stattfinden, auch das trifft für Ehrhorn und Ihlow nicht zu. Ob das jedoch als Anzeichen einer N-Sättigung zu interpretieren ist, kann nicht entschieden werden. Unter N-Sättigungsbedingungen sollte sich der N-Anteil in den Blättern erhöhen. Ihlow hatte zwar das engste C/N Verhältnis in der L-Schicht, wurde jedoch von Göhrde sehr dicht gefolgt, wo keinerlei Nitrat nachgewiesen werden konnte. Dies ließ sich auch durch eine Nachuntersuchung bestätigen (LAMPE mündl.). Zudem sollte ein höherer Ammonium Gehalt zu höheren Nitrifikationsraten führen. Eine messbare Nitrifikation konnte nur in Ihlow und in Ehrhorn ermittelt werden. Ihlow hatte gleichzeitig auch die höchsten Ammonium-Gehalte, was der Vermutung entsprechen würde, Ehrhorn hatte jedoch die niedrigsten Ammonium-Gehalte bei vergleichbarer Nitrifikationsrate. Es gibt also keinen eindeutigen Hinweis für eine Steigerung der Nitrifikation mit dem Ammoniumgehalt.

Welche Rolle könnte das Alter der ungestörten Bodenentwicklung spielen? LEBRET et al. (2000) untersuchten Sukzessionsreihen unterschiedlich alter Wälder hinsichtlich ihrer Mikroorganismenzönose. Dabei wird deutlich, dass (entgegen der Anschauung) weder die Anreicherung von organischer Substanz, noch die Etablierung einer diversen Mikroorganismenzönose nach 90 Jahren abgeschlossen ist. MERILÄ & SMOLAN-

Tabelle 6. Vergleich der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte aus dem oberen Mineralboden aus verschiedenen Untersuchungen.

	Koerner 1999	Jussy 1998	Ihlow	Göhrde	Lüss	Ehrhorn
historisch alter Wald	0,03	-0,32		0,4	2,2	
Ehemalige Weide	1,38					
ehemaliger Acker	1,63	1,69	5,3			2,2
Ehemalige Wiese	2,53					
ehemaliger Garten	3,82					

DER (2000) fanden in einem Pionierstadium mit Esche und Eberesche sehr hohe Nitrifizierungsraten, bei allen anderen Wäldern trat ausschliesslich Ammonium als Endprodukt der N-Mineralisierung auf. Es gibt also Hinweise darauf, dass die Etablierung einer waldbodentypischen Mikroorganismenzönose mindestens Jahrzehnte dauert und dass die Nitratbildung eine Erscheinung der früheren Sukzessionsphasen ist. Das spiegelt sich genau in den vier untersuchten norddeutschen Wäldern wider, hier allerdings in einem Zeitrahmen von 170 Jahren.

Der Gehalt an dem schwereren Stickstoff-Isotop ^{15}N wird von KOERNER et al. (1999) als Indikator für historisch alte Wälder angesehen, während HÖGBERG (1990) einen erhöhten Wert als Indikator für N Verluste bzw. geringe Werte als Zeichen für einen eng geschlossenen N-Kreislauf betrachtet. HÖGBERG betrachtet jedoch das ^{15}N Verhältnis in einer Pflanze, während KOERNER auch im Boden misst. Jedoch sollte sich das Verhältnis nicht ändern, lediglich die absolute Höhe des Wertes. Im Vergleich mit den Werten aus dem Elsass (KOERNER 1999, JUSSY 1998) in Tabelle 6 wird deutlich, dass lediglich Lüss nicht in das Bild passt und der Wert für Ihlow viel zu hoch ist. Zusammen mit den hohen Nitrat-Gehalten an dem Standort könnte man hier einen N-Verlust durch Auswaschung vermuten. Der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert eignet sich nur bedingt als Indikator für historisch alte Wälder, er ist jedoch erhöht an Standorten, die ehemals anders genutzt waren. Gleichzeitig treten erhöhte Werte an den beiden Standorten mit Nitrifikation auf, wie auch Koba et al. (1998) in ihren Untersuchungen zeigen konnten. Allerdings zeigt Lüss auch ohne Nitrifikation relativ hohe $\delta^{15}\text{N}$ -Werte.

Der Abbau und die Mineralisation von organischem Material, der Laubstreu auf dem Waldboden ist kaum von den Bodenbedingungen beeinflusst. Jedenfalls nicht in dem Spektrum von Standorteigenschaften, das in den vier Bodendauerbeobachtungsflächen im Niedersächsischen Flachland repräsentiert ist. Bei den vorgegebenen Bedingungen sind die Abbauvariablen untereinander korreliert, wobei die Menge an organischer Substanz in der Auflage und der Nitrifizierungsgrad der Mineralisation die wichtigsten Eigenschaften sind. Wesentliche Unterschiede hängen jedoch mit dem Alter der Standorte zusammen, ob sie

historisch alte Wälder sind oder neu angepflanzte (jünger als 200 Jahre). Dieser Aspekt wird in der Literatur jedoch nicht diskutiert, die Erforschung der Bedeutung der Lebensraum-Kontinuität über viele Jahrhunderte für Bodenorganismen steht erst am Anfang. Nach den vorliegenden Ergebnissen unterscheiden sich die Leistungen der Mikroorganismen in historisch alten Wäldern von denen in rezenten.

Danksagung

Die Informationen zu den Bodendauerbeobachtungsflächen hat freundlicherweise die Niedersächsische Forstliche Versuchsanstalt Göttingen zur Verfügung gestellt. Besonderer Dank gilt HENNIG MEESBURG und KARL-JOSEF MEIWES für die unkomplizierte Unterstützung mit Kartenmaterial und Wertetabellen. Die Leiter der zuständigen Forstämter haben die Arbeit ebenfalls unterstützt, dafür sei auch ihnen ganz herzlich gedankt. HEIDI KRIETE führte die Mineralisations-Versuche und N-Messungen im Labor durch, ELKE LAMPE stand für Rückfragen und Diskussion der Ergebnisse zur Verfügung, MONIKA SEGL übernahm die Organisation der Messung der N-Isotope. Die FNK der Universität Bremen fördert die bodenbiologischen Arbeiten an den Dauerbeobachtungsflächen im Forst.

LUDWIG BECK hat mich durch sein andauerndes Bemühen um Verständnis von ökologischen Prozessen von Waldböden, das auf einer unvergleichlich reichen Anschauung beruht, ange-regt, auch Stoffumsatzprozesse in bodenbiologische Arbeiten mit einzubeziehen. Ihm sei besonders für die vielen Gespräche und Diskussionen am Binokular, am Rechner und besonders auf Exkursionen und bei Probennahmen vor Ort gedankt.

5. Literatur

- ABER, J. D., NADELHOFFER, K.J., STEUDLER, P. & MELILO, J. M. (1989): Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. – *Bioscience*, **39**: 378-386.
- 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-Waldökosystem-Dauerbeobachtungsflächen. – 176 pp.: Bonn (Hrsg.: Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten).
- BECK, T. (1983): Die N-Mineralisation von Böden im Labor-brutversuch. – Z. Pflanzenernähr. Bodenkd., **146**: 243-252.
- BERG, M. P., VERHOEF, H. A., BOLGER, T., ANDERSON, J. M., BEESE, F., COUTEAUX, M. M., INESON, P., MCCARTHY, F., PALKA, L., RAUBUCH, M., SPLATT, P. & WILLISON, T. (1997): Effec-

- ts of air pollutant-temperature interactions on mineral N-dynamics and cation leaching in replicate forest soil transplantation experiments. – *Biogeochem.*, **39**: 295-326.
- BERG, M. P., KNESE, J. P. & VERHOEF, H. A. (1998): Dynamics and stratification of bacteria and fungi in the organic layer of a Scots pine forest. – *Biol. Fertil. Soils*, **26**: 313-322.
- BLEW, R. D. & PARKINSON, D. (1993): Nitrification and denitrification in a white spruce forest in southwest Alberta, Canada. – *Can. J. For. Res.*, **23**: 1715-1719.
- BMELF, Bundesministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten (Hrsg.) (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald, Level II. – 148 pp.; Bonn.
- DEBOER, W., KLEIN GUNNEWIEK, P. J. A., TROELSTRA, S. R. & LAANBROEK, H. J. (1989): Two types of chemolithotrophic nitrification in acid heathland humus. – *Plant and Soil*, **119**: 229-235.
- HÖGBERG, P. (1990): Forests losing large quantities of Nitrogen have elevated $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ratios. – *Oecologia*, **84**: 229-231.
- JUSSY, J.H. (1998): Minéralisation, nitrification et prélèvement d'azote dans différents peuplements forestiers sur sol acide. – PhD thesis, Université de Nancy.
- KLEMEDTSSON, L., JIANG, Q., KASIMIR KLEMEDTSSON, A. & BAKKEN, L. (1999): Autotrophic ammonium-oxidising bacteria in Swedish mor humus. – *Soil Biol. Biochem.*, **31**: 839-847.
- KOBA, K., TOKUCHI, N., YOSHIOKA, T., HOBBI, E. A. & IWATSUBO, G. (1998): Natural abundance of nitrogen-15 in a forest soil. – *J. Soil Sci. Soc. America*, **62** (3): 778-781.
- KOERNER, W. (1999): Impactes des anciennes utilisations agricoles sur la fertilité du milieu forestier actuel. – PhD thesis, Université de Paris.
- KOERNER, W., DAMBRINE, E., DUPOUEY, J. L. & BENOIT, M. (1999): $\delta^{15}\text{N}$ of forest soil and understory vegetation reflect the former agricultural land use. – *Oecologia*, **121**: 421-425.
- KRIEBITZSCH, W.-U. (1978): Stickstoffnachlieferung in sauren Wäldern Nordwestdeutschlands. – *Scripta Geobotanica*, **14**: 1-66.
- LEBRET, M. N., PAREKH, R. & FORGEARD, F. (2000): Functional diversity of soil bacteria communities in a chronosequence of declining lowland beech. – *Eurosoils 2000: Abstracts*.
- MANDERSCHIED, B. & MATZNER, E. (1996): Spatial and temporal variability of soil solution chemistry and ion fluxes through the soil of a mature Norway spruce (*Picea abies* (L.) KARST.) stand. – *Biogeochem.*, **30**: 99-114.
- MERILÄ, P. & SMOLANDER, A. (2000): Nitrogen transformations along a primary succession transect on the land-uplift coast (Western Finland). – *Eurosoils 2000: Abstracts*.
- ULRICH, B. (1981): Ökologische Gruppierung von Böden nach ihrem chemischen Bodenzustand. – *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.*, **144**: 289-305.
- VITOUSEK, P. M., GOSZ, J. R., GRIER, C. C., MELILLO, J. M. & REINERS, W. A. (1982): A comparative analysis of potential nitrification and nitrate mobility in forest ecosystems. *Ecol. Monogr.*, **52** (2): 155-177.
- WULF, M. & KELM, H. - J. (1994): Zur Bedeutung "historisch alter Wälder" für den Naturschutz – Untersuchungen naturnaher Wälder im Elbe-Weser Dreieck. – *NNA-Berichte*, **7** (3): 15-49.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Andrias](#)

Jahr/Year: 2001

Band/Volume: [15](#)

Autor(en)/Author(s): Ruf Andrea

Artikel/Article: [Stoffumsatzleistungen in Böden historisch alter und rezenter Laubwälder im niedersächsischen Flachland 173-183](#)