Mitt. POLLICHIA	78	85 – 106	11 Abb.	5 Tab.	Bad Dürkheim 1991
					ISSN 0341-9665

Volker WILHELMI

Bodenökologische Untersuchungen zum Problemkreis Versauerung und Restabilisierung im Hunsrück und Taunus (Rheinisches Schiefergebirge)

Kurzfassung

WILHEIMI, V (1991): Bodenökologische Untersuchungen zum Problemkreis Versauerung und Restabilisierung im Hunsrück und Taunus (Rheinisches Schiefergebirge). – Mitt. POLLICHIA, 78: 85 – 106, Bad Dürkheim

Die Mineralisierung der organischen Humusauflage wird in belasteten Wäldern, vor allem in Fichtenforsten, stark gehemmt. Biologische Untersuchungen zur mikrobiellen Aktivität sollen den Einfluß von neuartigen Düngungsmaßnahmen (Oberflächendüngung mit Pellets, Granulat und Staub aus Dolomit) auf den Um- und Abbau von Waldhumus mit dem Ziel ermitteln, ihre Umweltverträglichkeit zu beurteilen. Danach steigern die ausgebrachten Düngungen die potentielle Mineralisationskapazität zusammen mit dem Celluloseabbau entsprechend der Löslichkeit des Substrates (Staub – Granulat – Pellets); gleichzeitig kommt es zu einer Verengung des C/N-Quotienten. Es wird deutlich, daß besonders Fichtenflächen bodenbiologisch düngungswürdig sind. Das führt zu der Folgerung, daß auf Buchenflächen eher pelletiertes und in Fichtenbeständen zusätzlich granuliertes Düngesubstrat Verwendung finden sollte. Die langsame Steigerung der mikrobiellen Aktivität bei einer maximalen Pellet-Konzentration von 15 t/ha belegt den das Waldökosystem schonenden Charakter dieser Düngungsmethoden.

Die Stickstoffdynamik der untersuchten Fichtenflächen wird nachdrücklich von der Schadstoffimmission belastet: in dichten, saueren Humusauflagen sind hohe Stickstoffmengen festgelegt. Die N-Gesamtdeposition setzt sich zusammen aus nahezu gleichen Anteilen von NO_3^- und NH_4^+. Der N-Austrag über das Humussickerwasser wird ebenfalls von vergleichbaren Konzentrationen gekennzeichnet; d.h. die Nettomineralisation wird mittlerweile primär von der Ammonifizierung geleistet, was zu einer erhöhten Protonenbelastung der Böden führen muß. Die Düngungen gewähren auch bei hoher Dosierung eine langsame, schonende Humusmineralisierung, was an konstant niedrigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser deutlich wird.

Abstract

WILHELMI, V. (1991): Bodenökologische Untersuchungen zum Problemkreis Versauerung und Restabilisierung im Hunsrück und Taunus (Rheinisches Schiefergebirge)
[Acidification and restabilisation of soil in the Hunsrück and Taunus mountains (Rheinisches Schiefergebirge)]. – Mitt. POLLICHIA, 78: 85 – 106, Bad Dürkheim.

Mineralization of the organic humuslayer is strongly inhibited in polluted forests, especially so in pine forests. Biological studies on microbiological activities were to determine the influence of modern-fertilization techniques (surface fertilization with dolomite pellets, granualte and dust) in order to eva-

luate their environmental compatibility. The fertilization methods enhanced the potential mineralization capacity along with the removal of cellulose in proportion to the solubility of the substrate (dust – granulate – pellets), while at the same time the C/N ratio narrowed down.

It is evident, that pine forest are particularily worth to be fertilized thusly. This leads to the conclusion that beech forests should be fertilized with pellets where as in pine forests granulated substance is to be added additionaly. The slow increase of microbiological activity at a pellet concentration up to a maximum of 15 t/ha prove the soft impact these fertilization methods have upon the forest's ecosystem.

The dynamics of nitrogen in the surveyed pine forests is thoroughly affected by pollution. Dense and acidic layers of humus have a high content of nitrogen, which is scarcely mineralized. The total deposition of nitrogen is composed of nearly equal amounts of NO_3^- and NH_4^+. The N-output in the water seeping out of the humus layers shows a likewise distribution, i.e. the net mineralization is by now brought about primarily by ammonification, which, in turn, leads to a higher proton concentration of the soil.

The above mentioned fertilization methods guarantee even at high dosage levels a slow and careful enhancement of humus mineralization, which becomes evident in the constantly low N-concentration in the seepage water.

Résumé

WILHELMI, V. (1991): Bodenökologische Untersuchungen zum Problemkreis Versauerung und Restabilisierung im Hunsrück und Taunus (Rheinisches Schiefergebirge)

[Analyses de l'écologie du sol concernant le problème de l'acidification et de la restabilisation dans le Hunsrück et le Taunus (Montagnes schisteuses rhénanes)].- Mitt. POLLICHIA, 78: 85 – 106, Bad Dürkheim

La minéralisation de la couche de terre végétale organique est beaucoup ralentie dans les forêts qui souffrent de la pollution de l'air, surtout dans les sapinières. Les analyses biologiques de l'activité des microorganismes ont pour but de connaître l'influence d'engrais modernes (chaulage avec des „pellets" et du dolomite granulée, voire de la poudre de dolomite) sur la transformation et la décomposition de l'humus dans les forêts afin de pouvoir juger de la compatibilité avec le milieu. Les résultats des analyses ont montré que le chaulage augmenté la capacité de minéralisation potentielle et la décomposition de la cellulose proportionnée à la solubilité du matériel utilisé (poudre » granulat » pellets); en même temps, il y a un rétrécissement du quotient C/N. Les résultats de nos recherches montrent nettement que, du point de vue de la biologie du sol, c'est dans les sapinières fue le chaulage est vraiment efficace. Cela mène à la conclusion que dans les hêtraies, on devrait utiliser plutôt les „pellets" et dans les sapinières les „pellets" plus le matériel granulé comme chaulage. Le lent accroissement de l'activité microbielle, quand il y a une concentration maximale des „pellets" de 15 t par ha, prouve que ces méthodes de chaulage prennent soin du système écologique de la forêt.

La dynamique du nitrogène des sapinières analysées est considérablement chargée par l'immission de substances polluantes: ou l'humus est épais et acide, des quantités considérables de nitrogène sont bloquées. La déposition totale de nitrogène se compose de concentrations presque égales de NO_3 et NH_4. La perte de nitrogène par les eaux de filtrage de l'humus est caractérisée par des concentrations comparables; cela veut dire que la minéralisation nette est, entre temps, effectuée surtout par l'ammonification, ce qui doit provoquer une charge augmentée de protons des sols. Les chaulages garantissent, même en appliquant des doses élevées, une minéralisation lente et prudente, ce qui est montré par une concentration de nitrate constamment bas dans l'eau de filtrage.

1. Einleitung

Die Wissenschaft betreibt heute auf vielen Gebieten Untersuchungen zur Erforschung der Zusammenhänge der durch Luftschadstoffe verursachten neuartigen Waldschäden. Dabei ist neben der Luft- und Bodenchemie die Pflanzenphysiologie ein Forschungsschwerpunkt. Die Bodenbiologie nimmt eine Außenseiterstellung ein; dies erscheint unbefriedigend, da gerade bodenbiologische Prozesse als direktes Bindeglied zwischen Pflanze und Substrat im ökologischen Kreislauf eine sehr wichtige Mittlerfunktion übernehmen: die vor allem in der Humusauflage ablaufende Mineralisierung von organischem Material stellt dem Baum den Hauptanteil der Nährelemente zur Verfügung.

Der schädigende Einfluß von Luftschadstoffen auf die biotischen Teile des Waldökosystems sind nachgewiesen: mächtige versauerte Humuspolster zeugen von einer weitgehenden Entkopplung des Nährstoffkreislaufs (WILHELMI & ROTHE 1990).

Eine kurzfristige Abhilfe dieser weiträumigen Versauerungserscheinungen im Oberboden erscheint im Hinblick auf eine nur langsam einsetzende Reduzierung der Emissionen nur über direkte Eingriffe in das System möglich: Meliorationsmaßnahmen in Form von Bodendüngungen können sowohl der drastischen Verknappung an Nährelementen als auch der dauerhaften Versauerung des Humus entgegenwirken.

Diese notwendigen Kompensationskalkungen müssen aber auf ihre Umweltverträglichkeit hin untersucht werden: so können zum Beispiel aggressive und schnell wirksame Brandt- und Löschkalke zu einer unverantwortlich hohen Nitratbelastung des Grundwassers führen (EVERS 1976, MATZNER 1985). Deshalb wurden von KRIETER et al. (1986) erstmals im Wald Oberflächendüngungen mit pelletiertem, granuliertem sowie staubförmigen Dolomit ausgebracht.

Wie reagiert das Bodenleben auf diese Maßnahme? Geben zusätzlich die Pflanzengesellschaften Auskunft über Reaktionen im Oberboden (WILHELMI & DARSTEIN 1989)? Und schließlich: ist eine Kombination aus bodenbiologischen und pflanzensoziologischen Erhebungen eine sinnvolle Bewertungsgrundlage von Walddüngungsverfahren?

Die Erprobung und wissenschaftliche Absicherung neuer Düngungsmethoden leisten einen wichtigen Beitrag bei der aktiven Bekämpfung der Bodenversauerung. Hauptziel einer flächendeckend anwendbaren Waldbodensanierung muß neben ihrer bodenchemischen Nutzfunktion (Bereitstellung aller wichtigen Nährelemente) vor allem die Gewährleistung einer langfristigen biologischen Umweltverträglichkeit sein. Dabei ist es sinnvoll, unterschiedliche Baumarten und -alter, aber auch forsttechnische Maßnahmen wie Durchforstung und Kahlschlag in die Untersuchungen mit einzubinden, da sie den natürlichen Rahmen geben und selbst modifizierend wirken können (WILHELMI 1987).

2. Standorte und Methoden

Es wurden je zwei Buchen- und Fichtenabteilungen im Taunus sowie drei Fichtenflächen und eine Freifläche im Hunsrück ausgewählt: Buche Schlangenbad: 400-470 m, 163 Jahre, Braunerde, Mull-Humus. Fichte Schlangenbad: 420-480 m, 143 Jahre, podsolierte Braunerde, Rohhumus. Buche Frauenstein: 230-275 m, 166 Jahre, Parabraunerde-Pseudogley, Moder-Humus. Fichte Frauenstein: 275-300 m, 120 Jahre, Parabraunerde, Rohhumus. Fichtenflächen Hunsrück: 550-580 m, 46-54 Jahre, Parabraunerde, Moder-Humus; Durchforstungsmaßnahmen: Parzelle I: undurchforstet, Parzelle II: 1978 durchforstet, Parzelle III: 1986 durchforstet, Parzelle IV: 1985 Kahlschlag.

Bodenchemische Charakterisierung: Alle Bestände befinden sich mit pH-Werten von 2,75-3,65 (KCL) in dem von (ULRICH 1981) definierten Austauscher- bzw. Aluminiumpufferbereich, der eine drastische Verknappung pflanzenverfügbarer Nährelemente bei gleichzeitig toxisch wirksam werdenden Aluminium-Konzentrationen bedingt.

Düngerzusammensetzung: $CaCO_3$ und 30% $MgCO_3$ (Dolomit).

1984 wurden im Taunus Flächen mit jeweils 3,5 t/ha Pellets (Abb. 1) angelegt; im Hunsrück werden 1986 die Flächen mit 2 t/ha (Kahlschlag), 4,5 t/ha Pellets bzw. Granulat bzw. Staub (Abb. 2) sowie 15 t/ha Pellets gedüngt. Jeweils eine unbehandelte Fläche wurde als 0-Parzelle belassen (Abb. 3).



Abb. 3: Fichtenhumus ungedüngt



Abb. 2: Fichtenhumus mit Staub-Düngung

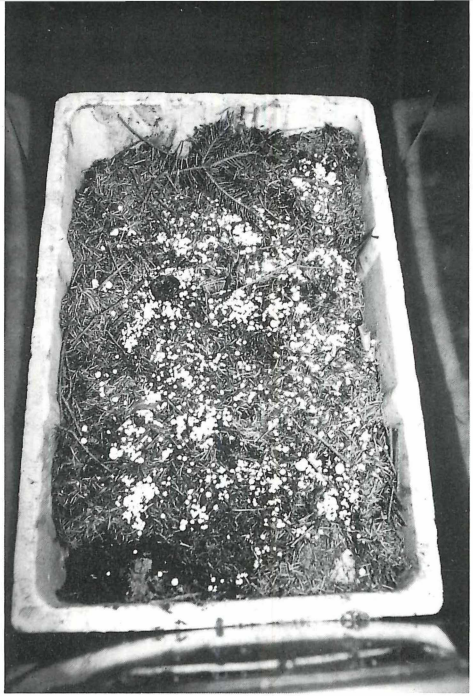


Abb. 1: Fichtenhumus mit Pellet-Düngung

3. Die Aktivität eines Bodens

Die Aktivität eines Bodens ist ein dynamischer Prozeß, der von Umwelteinflüssen gesteuert wird. Demnach geben Einzelmessungen als Indiz der Leistung über die Aktivität nur unzureichend Auskunft, weil die von exogenen Faktoren beeinflußte Änderung nicht berücksichtigt wird. Deshalb müssen Meßreihen über einen längeren Zeitraum erfolgen. Da die biologische Aktivität als Gradmesser für die Stoffwechselintensität ausschließlich auf den physiologischen Grundlagen der Bodenatmung basiert, kann sie an Einzelproben im Labor ermittelt werden.

Ein rein physikalisches CO_2-Meßverfahren ermöglicht der Ultrarot-Absorptionsschreiber (URAS), dessen Meßprinzip auf der spezifischen Strahlungsabsorption der Dipolgase, also auch des CO_2 beruht. Der Meßvorgang besteht aus einem Vergleich der Infrarotabsorption einer vom CO_2 der Probe durchspülten Kammer mit der einer mit Stickstoff stillgelegten. Dieses Verfahren ermöglicht im Vergleich zu herkömmlichen Titrationsmethoden eine exaktere und keiner zeitlichen Limitierung unterworfenen Messung.

Für die Untersuchungen der Humusaktivität werden 20 Meßstellen eingerichtet, von denen Kunststoffschläuche in Klimakammern (für Laborversuche) sowie nach außen (für Freilandversuche) verlegt sind (s. Abb. 4). Dieses modifizierte Meßprinzip wurde von einem Ver-

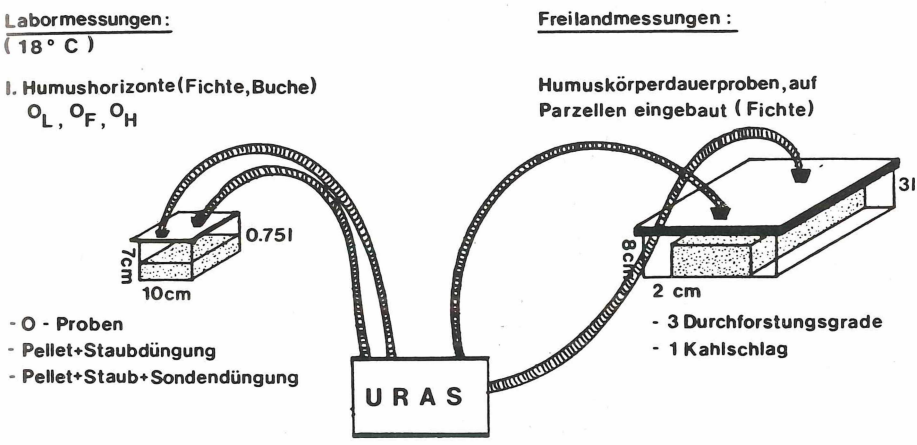


Abb. 4: Laufende Humusaktivitätsmessungen (CO_2-Exhalation) über Ultrarotabsorptionsspektroskopie (URAS)

fahren zur CO_2-Analyse bei Assimilations- und Atmungsmessungen an Pflanzen von Prof. Dr. G. Rothe (Institut für Allgemeine Botanik der Universität Mainz) abgeleitet.

Die aktuelle Humusaktivität wird über in Kästen eingelassene Humusdauerproben bestimmt, deren Gefäße im Bestand ein ungestörtes Eindringen von Wurzeln und Organismen ermöglichen.

Unter optimalen Temperaturbedingungen (Klimakammer, 18 °C), die noch auf Bestandesverhältnisse übertragbar sind, wird die mikrobielle Aktivität der einzelnen Humushorizonte (von oben nach unten:) OL, OF, OH – also die potentielle Humusaktivität – bestimmt; lediglich Wassergehalt und pH-Milieu nehmen modifizierend Einfluß.

Die Cellulose-Zersetzung im Waldhumus wird über Testbeutel bestimmt, die jeweils ein halbes Jahr zwischen Humus und Mineralboden geschoben werden (Abb. 5).



Abb. 5: Celluloseabbautest

Die Kohlenstoffbestimmung erfolgt über den Glühverlust (450 °C), die Bestimmung des Gesamtstickstoffs im Makro-Kjeldahl-Destillierapparat nach Parnas-Wagner.

Die Gesamtkeimzahl wird aus einer Bodensuspension (1g Einwaage + 100 ml sterile 0,9 %-NaCl-Lösung) in einem Phasenkontrastmikroskop ermittelt. Zur Pilzbestimmung werden 0,1 ml in Verdünnungsreihen auf Selektivnährboden Merck Malzextrakt-Agar pH 3,5 gegeben, die Bakterienbestimmung erfolgt analog auf Merck-Standard-I-Nähragar pH 7,5.

Das Bodenwasser als zentrale Meßgröße

Wasserchemische Untersuchungen geben direkt Auskunft über mögliche Veränderungen der Bodenreaktion und hier vor allem auch des Bodenlebens: neben dem pH-Wert sind hier besonders Produkte aus dem Stickstoff-Kreislauf zu nennen, der sehr eng mit der biologischen Aktivität von Waldböden verbunden ist, da die N-Freisetzung von Mikroorganismen geleistet wird (ZÖTTL 1964)

Der Streufall wird über je fünf 1 m^2 große Kunststoffnetze gesammelt, die auf dem Humus verankert sind.

Die pflanzensoziologische Bestandsaufnahme erfolgte nach dem Bestimmungsschlüssel von ELLENBERG und wurde von Herrn Claus Darstein durchgeführt (s. Tabellenanhang).

3.1. Morphologische Veränderungen und C/N-Verhältnis des Humus

Mächtige Humusauflagen dokumentieren besonders auf den Fichtenflächen eine Hemmung der mikrobiellen Aktivität. Die Gesamtmächtigkeit (bis ca. 14 cm!) kann in den Taunus-Altbeständen durch eine ausgebrachte Pellet-Düngung nach drei Jahren Einwirkungszeit redu-

ziert werden, während auf den Hunsrückflächen noch keine deutliche Veränderung sichtbar wird (s. Abb. 6/7).

Allerdings wirkt hier der Durchforstungshieb: auf Parzelle II werden besonders die beiden oberen Humushorizonte OL und OF erkennbar dünner, und auf der Kahlfläche herrscht (ohne den jährlichen Streufall) ein noch viel schnellerer Humusabbau – nach dem Fällen eines Bestandes wird durch extreme Temperatur- und Feuchtigkeitseinflüsse sowie eine ungehinderte Lichteinwirkung das Bodenleben extrem aktiviert.

Das Kohlenstoff-Stickstoff-Verhältnis gibt Auskunft über das biologische Zersetzungspotential der Streu: je höher der C-Anteil liegt, desto schlechter läßt sich das organische Material zersetzen; „Schallgrenze" ist ungefähr ein C/N-Wert von 27 – darüber wird der mikrobielle Abbau stark eingeschränkt.

Die Hauptmasse an Kohlenstoff und Stickstoff ist im OF-Horizont eingelagert. Durchforstungen führen zu einer Reduzierung der C-Anteile bei gleichzeitiger Erhöhung der prozentualen N-Anteile: somit haben die Durchforstungen eine mit Düngungen vergleichbare Wirkung (s. Tabellenanhang).

Dolomit-Dünger reduzieren den festgelegten Kohlenstoff

Das C/N-Verhältnis kann auf allen Parzellen (in allen Humushorizonten) von maximal 35 auf bis zu 19 gesenkt werden, wobei besonders die schneller löslichen und damit wirksamen Granulat- und Staubdüngungen am stärksten wirken (Abb. 8).

3.2 Humusaktivität

Die Bruttomineralisation wird über die CO_2-Abgabe des Humus bestimmt und kennzeichnet die Gesamtaktivität der organischen Auflage. Die aktuelle, am Standort gemessene

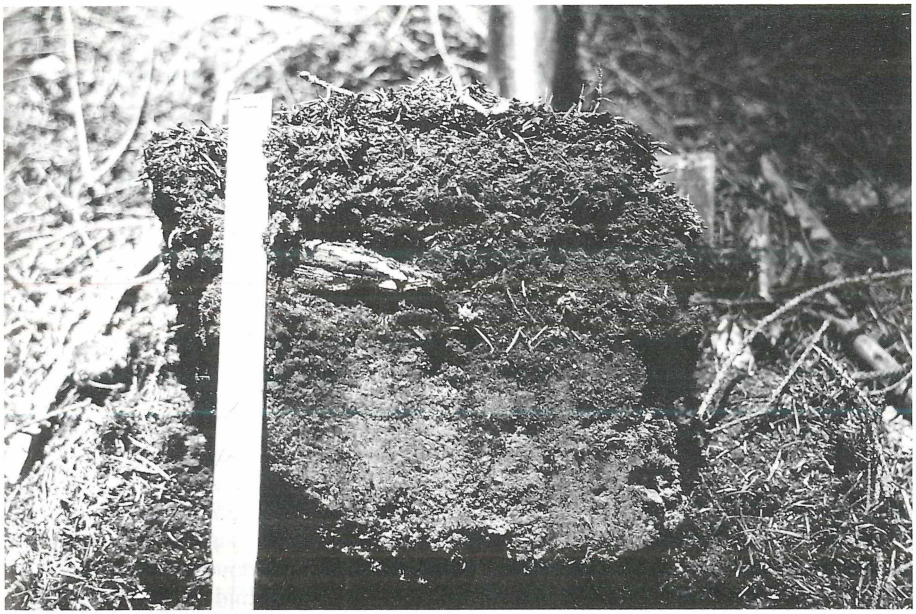


Abb. 6: Humusprofil Fichte

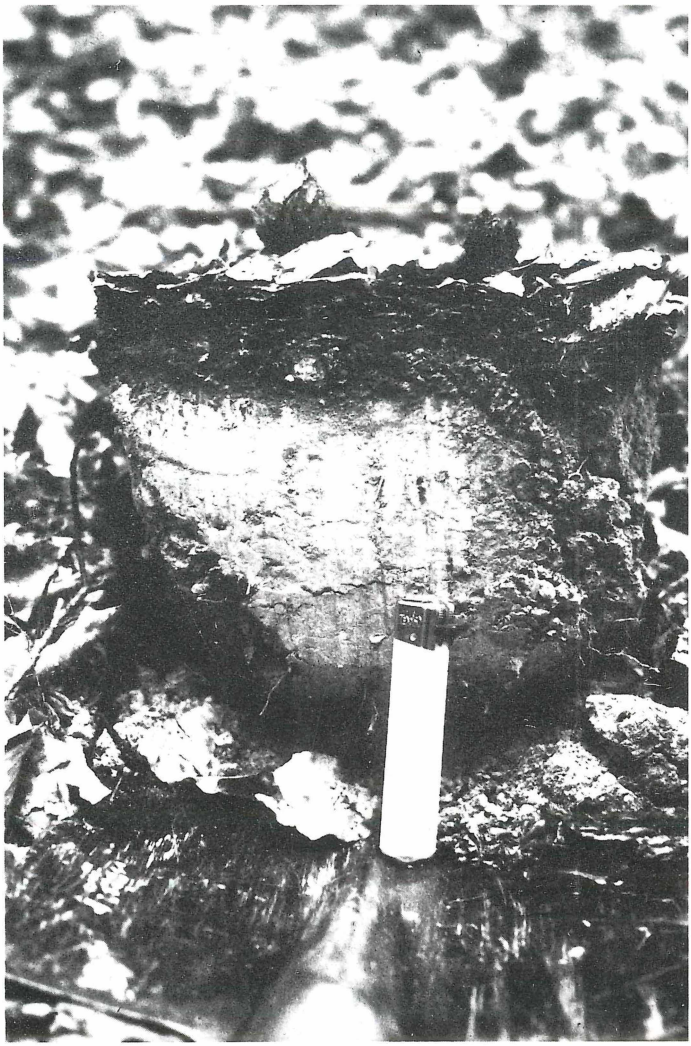


Abb. 7: Humusprofil Buche

Humusaktivität ist temperatur-, wasser- und pH-abhängig und unterliegt einem Jahresgang mit einem Winterminimum und einem Maximum in Frühling und Herbst. Die höchsten Mineralisationsraten fallen dabei mit den höchsten Bodenwassergehalten zusammen. Besonders im OL-Horizont wird die biologische Aktivität durch die sommerliche Trockenheit stark gehemmt. Die beiden darunterliegenden Horizonte, die vor direkter Austrocknung geschützt sind, lassen dagegen nur geringe jahreszeitliche Schwankungen erkennen. Die pH-Schwankungen im Bereich von pH (H_2O) 3 bis 5 haben nur einen geringen Einfluß auf die CO_2-Produktion.

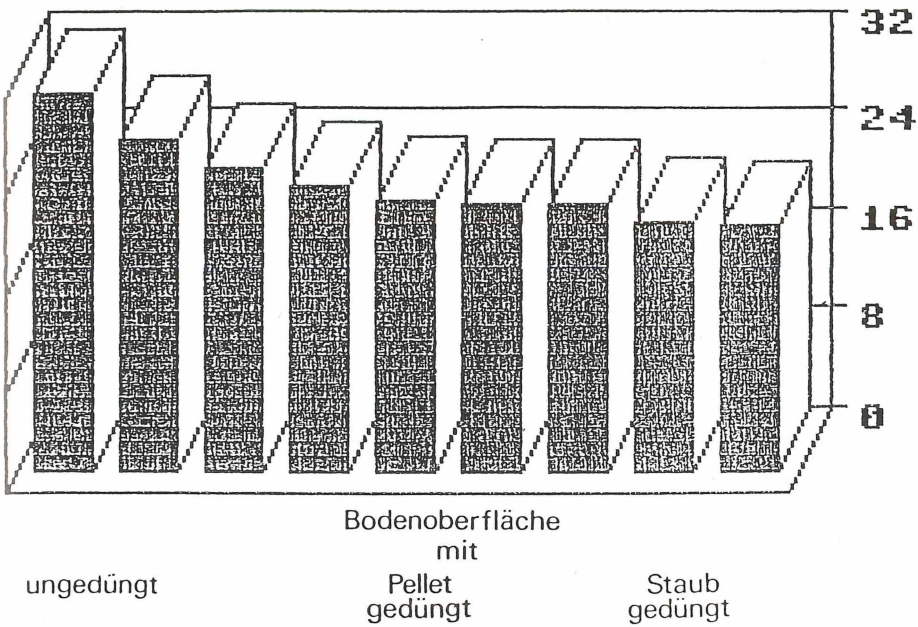


Abb. 8: C/N-Verhältnis im Waldhumus (Fichte)

Das Bodenleben wird schonend reaktiviert

Die Düngungen vermögen, über eine pH-Erhöhung die mikrobielle Biomasse zu aktivieren: Bis zu 60 % (Staub-Düngung) wird die Bruttomineralisation gesteigert; die Pellet-Düngung führt dagegen nur zu einer geringen Erhöhung, also auch nicht zu der oft beschriebenen und befürchteten schlagartigen Aktivierung.

Die potentielle Humusaktivität wird auf allen Parzellen von einem deutlichen Abfall vom OL- hin zum OH-Horizont gekennzeichnet: im OL sind ungefähr 50 %, im OF 25 % und im OH 15 % lokalisiert (die restlichen 15 % stammen aus dem oberen Mineralboden). Dies ist damit zu erklären, daß bei der Mineralisierung des OL besonders aerobe Atmungsprozesse, hingegen im OF und noch mehr im OH enzymatische Reaktionen ohne CO_2-Produktion ablaufen.

Im Fichtenhumus kommt es infolge der hohen Säureakkumulation zu einer starken Beeinträchtigung der mikrobiellen Aktivität besonders in den Humuslagen, die verdichtet und sauerstoffarm sind. Der direkte Vergleich der aktiven mikrobiellen Biomasse von Buchen- und Fichtenbeständen weist für den Buchenhumus ein insgesamt höheres Aktivitätsniveau auf. Allein die aktive Biomasse der OL-Lagen ist auf nahezu gleichem Niveau, da dieser im Buchenbestand jedes Jahr neu anfällt. Dieser Vergleich zeigt so die natürlichen und von Immissionen verstärkten Unterschiede zwischen dem biologisch aktiven Buchen- und dem biologisch hemmenden Fichtenhumus.

Die Durchforstung hat auf die potentielle Aktivität keinen nachweislichen Einfluß, das heißt, das biologische Potential wird wahrscheinlich durch die starke Versauerung an einer Ausbreitung oder Leistungssteigerung gehindert.

Der Einfluß der Düngungen kann besonders gut auf den Taunusparzellen aufgezeigt werden (Abb. 9), da hier Messungen über insgesamt 4 Jahre vorliegen: Im Buchenhumus kam es (entsprechend der angehobenen pH-Werte) in den OF- und OH-Lagen zu einer signifikanten Aktivitätssteigerung; der Dünger hat hier bereits seinen bodenbiologisch wirksamen Höhepunkt überschritten, weil er alle Horizonte passiert hat. Hier wird also die optimale Humusform „Mull" erreicht (s. Tabelle).

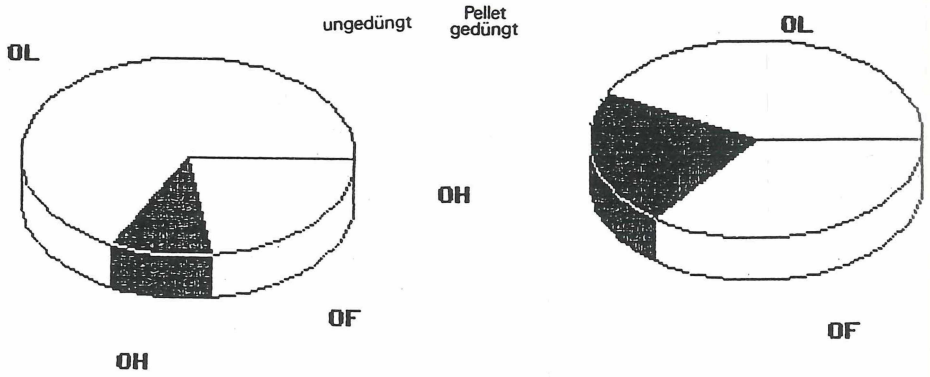


Abb. 9: Biologisch aktive Biomasse in den einzelnen Humushorizonten

Je sauerer der Humus, desto langwieriger die Besserung

Auf den Fichtenflächen hingegen ist es zu einer Steigerung der Aktivität in den beiden oberen Horizonten gekommen, hier also ist erst ein Zwischenstadium erreicht, und die These von Prof. Ulrich aus Göttingen, nach der eine Kalkung um so weniger Erfolg hat, je schlechter der Humusausgangszustand ist, wird voll bestätigt.

Es wird deutlich, daß gerade Fichtenbestände bodenbiologisch düngungswürdig sind, während bei Buchenflächen eine zusätzliche Verbesserung der Humusform hinter der Notwendigkeit einer bodenchemischen Restabilisierung zurücksteht.

3.3 C-Bilanz: die Mineralisierung kommt zum Erliegen

Treten bereits beim Vergleich der Gesamtbiomassen zwischen Buchen- und Fichtenstandorten große Unterschiede auf, so werden diese bei einer Berücksichtigung des jährlichen, potentiell aktiven Anteils noch verstärkt: im Buchenhumus liegt der Anteil der aktiven Biomasse erheblich höher als in den Fichtenauflagen, die vor allem im OH-Horizont ein äußerst niedriges Aktivitätspotential (1 bis 2 %!) besitzen. Selbst unter optimalen Temperaturbedingungen kommt demnach die Humusmineralisierung hier fast zum Erliegen.

Auf den Hunsrück-Flächen kann zudem der Durchforstungseinfluß beobachtet werden: Parzelle II besitzt nach 10 Jahren Durchforstung mit 31,6 t die geringste Gesamtbiomasse.

Interessant erscheint gerade hier auch der Vergleich der Gesamtbiomasse mit der gemessenen Humusaktivität: Für die Parzellen I und III werden 3 % und für Parzelle II 4 % aktives C am Gesamt-C ermittelt. Dabei stammt der höchste Anteil des aktiven C aus dem OL-Hori-

zont (max. 23 %), der geringste aus dem verfilzten OF-Material (2 bis 4 %). So ist nur ein sehr geringer Anteil von 3 bis 4 % der Gesamtbiomasse im Bestand stoffwechselaktiv!

Dieser Tatbestand belegt einen fast stagnierenden Abbau in den OF- und OH-Lagen und damit eine zwangsläufige Nährelementverknappung im Wurzelraum (s. Tabellen).

Humuspolster älter als ein Jahrzehnt!

Der jährliche Streufall stellt ein wichtiges Glied im Biomassekreislauf dar, indem kurzzeitig entzogene Nährelemente wieder über den Humusabbau der Pflanze zur Verfügung gestellt werden. Der für die Hunsrück-Parzellen erhobene Kohlenstoff-Eintrag ist abhängig vom Durchforstungsgrad: die höchste C-Masse wird für Parzelle I mit 1360 kg/ha/Jahr ermittelt.

Damit werden die Bestände im Jahr mit ungefähr 3 % der Kohlenstoffmasse, die bereits im Humus deponiert ist, zusätzlich belastet; dieser geringe Streufallanteil müßte jedoch, unter normalen Bedingungen, leicht von den Bodenorganismen innerhalb eines Jahres abzubauen sein. Die Humusmächtigkeit auf den Parzellen widerspricht dem deutlich: bezogen auf das Trockengewicht des jeweiligen OL-Horizontes liegen bis zu 12 (Parzelle III) Streujahrgänge in den Beständen, das heißt, bereits im OL findet eine Humusakkumulation statt.

Die Humusaktivität im Bestand kann mit dem Streufall in eine sinnvolle Beziehung gestellt werden: der jährliche Streufall entspricht auf einer undurchforsteten Fichtenfläche ungefähr der Biomasse (C), die durch Atmungsprozesse in demselben Zeitraum freigesetzt wird. Eine Durchforstung führt zu einer positiven Verschiebung des Streufall/Aktivitätsverhältnisses: der jährliche Streufall verringert sich, wodurch auf Dauer – auch bei gleichbleibender Humusaktivität – ein langsamer C-Abbau eintritt.

3.4 Cellulosezersetzung und Mikroorganismenbesatz:

Die Zersetzung der Cellulose wird im Humus überwiegend von Bakterien durchgeführt und ist im Kohlenstoff-Kreislauf von großer Bedeutung; ein ungenügender Abbau der schwer zersetzbaren C-Ketten führt zur Kohlenstoffanreicherung und damit zu einer Erweiterung des C/N-Verhältnisses.

Die im Fichtenhumus ermittelten Abbauraten sind auf den ungedüngten Flächen am geringsten und steigen signifikant mit der Menge sowie der Feinkörnigkeit des aufgebrachten Düngers an. Diese konzentrationsabhängige Aktivierung findet besonders in den OL- und OF-Lagen statt.

Diese Erfolge auf Fichtenhumus zeigen deutlich, daß Düngungen auf Rohhumusstandorten den Abbau der deponierten Kohlenstoffmassen (bis zu 80 t C/ha) nachhaltig aktivieren können.

Auf den Buchenparzellen kann im Vergleich dazu ein meist stärkerer Celluloseabbau beobachtet werden, wobei allerdings die Düngung hier keine starke Aktivierung mehr bewirken kann: die Ausgangsaktivität ist bereits hoch.

Säureresistente Bakterien besiedeln den Humus

Indirekt wird der Beweis dafür gegeben, daß auf den ungedüngten, versauerten Standorten bei pH-Werten (KCL) von weit unter 3 in hohem Maße säureresistente Bakterienarten am mikrobiellen Abbau des Waldhumus beteiligt sein müssen.

Die Gesamtkeimzahlen liegen im Buchenhumus mit bis zu 80 % im obersten OL-Horizont, während unter Fichte eine annähernd gleiche Verteilung in allen drei Lagen vorzufinden

ist. Die Düngungen bewirken dagegen unter Buche eine deutliche Verschiebung hin in den OF-Horizont.

Während Bakterien eine neutrale bis schwach alkalische Bodenreaktion benötigen, liegen die Strahlenpilze im schwach sauren Bereich von pH (KCL) 4 bis 6, und allein die Pilze sind natürlich an saures Bodenmilieu angepaßt.

Pilz-Bakterienverhältnis extrem verschoben

Infolge der Versauerung kann auf allen ungedüngten Flächen ein Überwiegen der pilzlichen Biomasse (60-80 % der gesamten Biomasse) vor der bakteriellen festgestellt werden, wobei von Natur aus die Bakterien im Übergewicht sein sollten (10-20:1). Dies hat zur Folge, daß die Enzymaktivität der Böden gleichfalls sinkt. Pilze allein sind aber nicht in der Lage, die grob zerkleinerte organische Masse abzubauen (Abb. 10).

Auf der Freifläche sind innerhalb eines Jahres gewaltige Schwankungen zu erkennen, wobei festzustellen ist, daß die Veränderung des Temperatur- und Wasserhaushaltes zusammen mit dem ausbleibenden Nadelfall und einem verstärkten Ioneneintrag insgesamt eine Verschiebung des physikalisch-chemisch-biologischen Gleichgewichtes im Boden stattfindet. Wird ein Kahlschlag nicht schnellstmöglich wieder aufgeforstet, so kommt es hier zu einer totalen Entkopplung der Bodenbiologie.

Düngungen reaktivieren die Bakterienflora

Die Düngungen erzielen nun eine sehr wichtige Veränderung im Mikroorganismenbesatz: Während die Pilze von den leicht ansteigenden pH-Werten kaum beeinflußt werden, erholt sich die Bakterienflora deutlich; besonders auf den Fichtenflächen kann in den unteren Humuslagen zum Teil ein drastischer Bakterienzuwachs festgestellt werden, der das natürliche Verhältnis annähernd wiederherstellt.

Vergleicht man nun die verschiedenen Humusarten miteinander, so besitzt die Buchenstreu nur maximal 40 % der Pilzkolonien, aber gleichzeitig bis zu 3000 % der Bakterienkolonien der Fichtenstreu.

Auch im Mineralboden läßt sich ein Mikroorganismenbesatz nachweisen, der aber auf allen untersuchten Parzellen mit zunehmender Tiefe deutlich abnimmt; dabei ist er besonders unterhalb der 20 cm-Grenze gering, da hier die Lebensvoraussetzungen (organische Masse, Sauerstoff) für aerobe Organismen schlechter werden. Im Vergleich zu Altbeständen weisen die oberen Mineralbodenhorizonte der Jungbestände im Hunsrück weitaus höhere Pilz- und Bakteriendichten auf: dieses größere Sporen- und Aktivitätspotential kann so öfter und schneller kurzzeitig keimen und die Mineralisierung im Wurzelraum aufnehmen.

3.5 Stickstoffdynamik

Der Stickstoffkreislauf spielt eine zentrale Rolle im komplexen biologischen Netzwerk des Ökosystems Wald.

Die feste N-Phase kann über den jährlichen Streufall ermittelt werden: ein 60jähriger Fichtenbestand wird so mit ungefähr 20-30 kg/ha belastet. Wird für diese Bestände ein jährlicher N-Bedarf von ungefähr 50 kg/ha angenommen, so kommen über den Streufall bereits 50 % dem Bestand zu.

Die flüssige N-Phase kann sowohl über den Depositionseintrag, als auch über den Wasseraustrag aus dem Humus in den Mineralboden ermittelt werden. Die chemischen Veränderun-

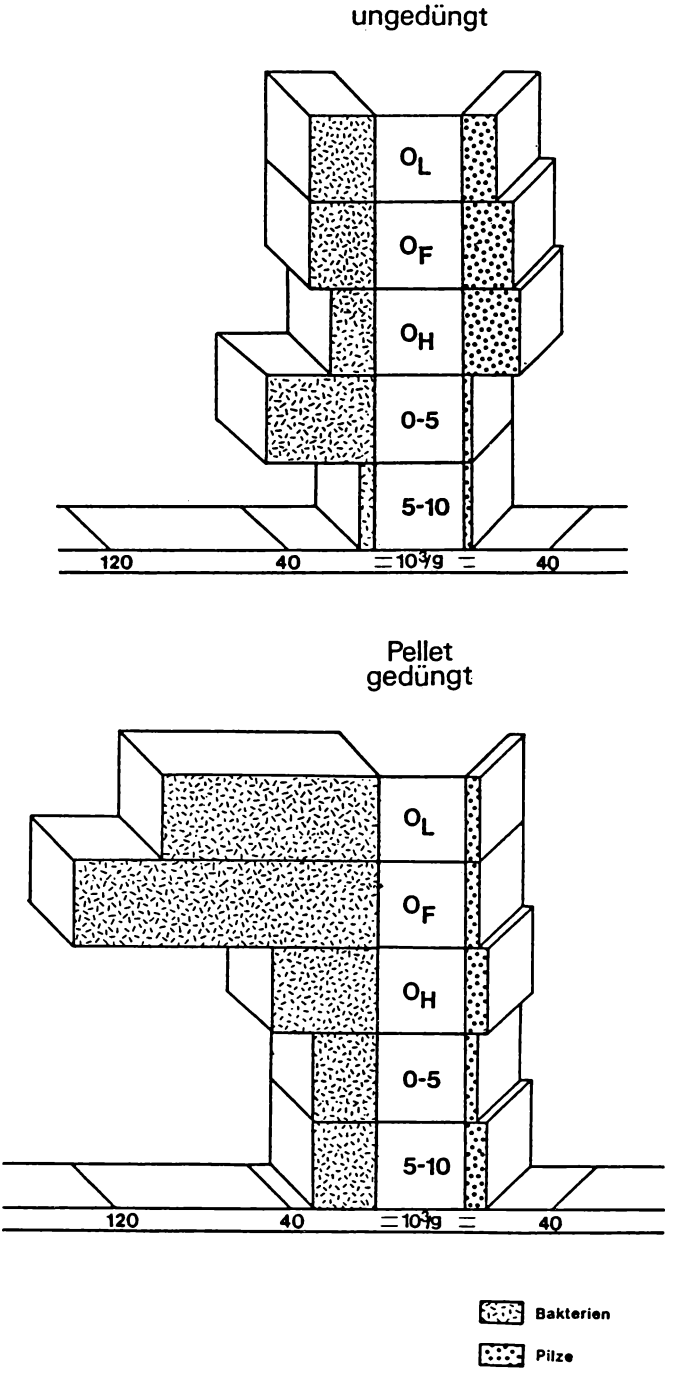


Abb. 10: Pilz-Bakterienbesatz im Humus

gen des Wassers während der Passage durch den Bestand sowie durch den Humuskörper lassen somit auch Rückschlüsse auf die mikrobielle Aktivität insbesondere unter dem Einfluß von Düngungen zu.

Die unterschiedliche Filterleistung der durchforsteten Bestände wird dadurch belegt, daß die weitaus geringsten N-Konzentrationen auf der Freifläche gemessen werden.

Entkopplung des Stickstoffkreislaufs

Interessant erscheint die Aufteilung der Nitrat- und Ammonium-Einträge: Stickstoff wird über NH_4^+ zu ungefähr 40 % deponiert, was eine gleichzeitig starke H^+-Belastung des Bodens bewirkt, sowie der Stickstoff von den Pflanzenwurzeln aufgenommen wird.

Die hohen NH_4^+-Konzentrationen entstammen dabei wahrscheinlich aus der landwirtschaftlichen Düngung. Somit muß für die untersuchten Bestände eine jährliche N-Belastung über die Deposition von 20 kg/ha angenommen werden. Die starke Filterleistung der Bäume wird deutlich: der Quotient aus der durchschnittlichen Fichtenbestands-Deposition und dem Freilandniederschlag beträgt als Erhöhungsfaktor für das Nitrat 2,50 und für das Ammonium 2,45.

Pellet-Dünger ohne gefährliche Nitrat-Auswaschung

Die durchschnittlichen pH-Werte der Humussickerwässer liegen zwischen 3,6 auf der undurchforsteten Parzelle und 4 auf der Freifläche: somit wirkt sich hier der geringere Säureeintrag direkt im Protonenaustrag positiv aus. Die Düngungen nehmen kaum Einfluß, obwohl im Humus selbst bereits starke chemische und biologische Veränderungen zu beobachten sind (siehe oben).

Die durchschnittlichen Nitrat-Gehalte liegen zwischen 3 und 7 mg/l; die Düngungen bedingen wiederum keine erhöhte Nitratauswaschung, vielmehr liegen die NO_3^--Gehalte meist sogar noch unter den Werten der O-Fläche und erreichen nicht annähernd den Grenzwert der Trinkwasserverordnung (12 mg/l NO_3^-). Die Nitrit-Konzentrationen können mit 0,3 mg/l vernachlässigt werden.

Die Ammonium-Gehalte schwanken im Mittel auf den ungedüngten Flächen zwischen 4,5 und 5,6 mg/l. Die Düngungen haben auf allen Flächen zu einem NH_4^+-Anstieg geführt, der besonders auf der mit Dolomit-Staub gedüngten Fläche mit über 8 mg/l deutlich ausfällt. Somit setzt sich der N-Austrag über das Humussickerwasser auf den ungedüngten Flächen zu ungefähr 40-50 % aus NH_4-N zusammen; das bedeutet, daß die Nettomineralisierung im Humus zu annähernd gleichen Teilen von Ammonifizierung und Nitrifizierung geleistet wird, wonach die Versauerung zu einer drastischen Hemmung der Nitrosomonas- und Nitrobacter-Bakterien (den nitrifizierenden Bakterien also) führt. Die Düngungen können diese Entwicklung solange nicht beeinflussen, wie sich der pH-Wert noch nicht erhöht hat (vgl. Abb. 11).

Die festgestellte Tendenz zu einer NH_4-Dominanz kann sehr gut mit der mikrobiellen Mineralisierung in bezug gesetzt werden: Pilze leisten bis zu 80 % der Ammonium-Produktion, was ihre versauerungsbedingte Überlegenheit vor Bakterien verdeutlicht.

4. Pflanzensoziologische Aufnahme

Die Pflanzengesellschaften zeigen in ihrer Zusammensetzung indirekt die Nährstoffversorgung des Bodens an und geben so auch Auskunft über die mikrobielle Aktivität des Standortes. Verschiebungen innerhalb der Waldflora können so zum einen rückwirkend Verände-

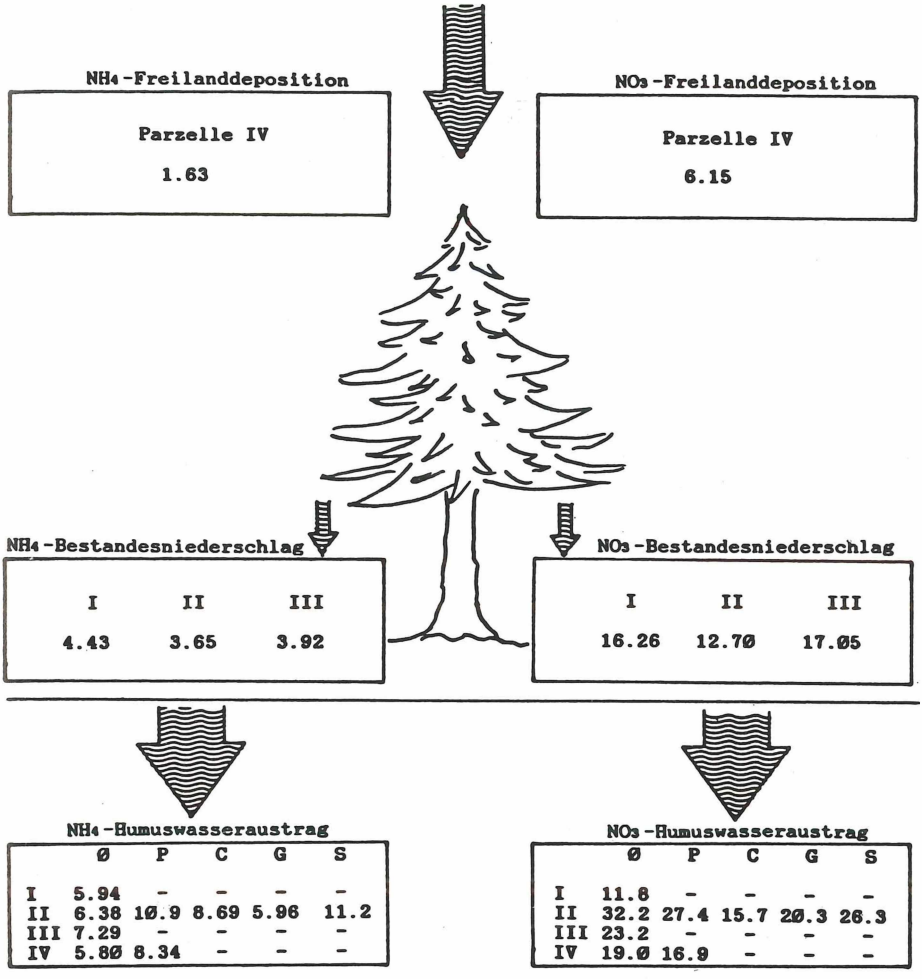


Abb. 11: Durchschnittliche NO_2- und NH_4-Konzentrationen (mg/l) in Freiland- und Bestandesdeposition sowie im Humuswasser 1/86-9/87 – Hunsrückparzellen I, II, III, IV.

Tabelle 1:

Charakterisierung der Gesamt-Humusauflagen (Mächtigkeit, Humusgesamtgewicht, Gesamtgewicht C bzw. N)

Parzelle	Höhe cm	Gewicht t/ha	C t/ha	N kg/ha
I	10.5	87.13	41.517	1408
II0	5.0	81.44	31.563	1457
III	8.0	101.20	46.398	1753
IV0	6.5	100.41	47.159	1754

Fortsetzung Tabelle 1

Kohlenstoff- und Stickstoffeintrag über den jährlichen Streufall

Parzelle	N kg/ha	N/Humus-N %	C kg/ha	C/Humus-C %
I	27	1.90	1358	3.30
II0	19	1.30	962	3.00
III	22	1.25	1132	2.50

Prozentualer Anteil der potentiellen aktiven Biomasse (C) an der Gesamtbiomasse (C)

Parzelle	ungedüngt		
	OL	OF	OH
I	23	3	8
II0	18	4	7
III	13	5	6
IV0	21	4	2

I = Parzelle undurchforstet
II = Parzelle 1978 durchforstet
III = Parzelle 1986 durchforstet
IV = Kahlschlag seit 1985
G = Gesamtkeimzahl
P = Pilze
B = Bakterien
0 = ungedüngt
P = Pellet - gedüngt
C = Crash - "
G = Granulat - "
S = Staub - "

Tabelle 2:

Kohlenstoff-Bilanz Hunsrückparzellen I, II, III, IV
Durchschnittlicher Streufall (C kg/ha/a), Aktive Mikrobielle Biomasse (C kg/ha/Jahr), Gesamthumusbiomasse (C kg/ha), Potentielle CO_2-Exhalation der Horizonte (mg/m²/h) - Untersuchungszeitraum 3/86-9/87

Parzelle	G. Biomasse	M. Biomasse	Streuf.	CO_2-Exh.	CO_2-min	CO_2-max
I	41517	1345.53	1358.40	56.47	2.85	129.2
III	46398	1545.11	1132.36	64.68	3.26	154.5
IV 0	47159	1164.56	-	48.75	2.44	103.4
P	-	1498.77	-	62.74	2.97	202.2
II 0	31563	1324.14	961.98	55.43	2.85	126.2
P	-	1611.52	"	67.46	2.90	150.4
C	-	1693.93	"	70.91	3.0	168.7
G	-	1921.59	"	80.44	2.98	189.0
S	-	2072.57	"	86.76	3.26	207.3

Prozentualer Vergleich des Mikroorganismenbesatzes
ungedüngte Hunsrück-Parz. II 0, III, IV 0; I= 100 %

Parzelle	Humus			Min.-Boden		
	G	P	B	G	P	B
II 0	171	107	88	240	106	146
III	165	78	112	193	173	131
IV 0	133	124	92	72	95	43

Fortsetzung Tabelle 2

Prozentuale Veränderung des Mikroorganismenbesatzes
nach Kalkungsmaßnahmen – 0-Parzelle = 100 %
– Gesamtkeimzahl G; Pilze P; Bakterien B

Parazelle	Humus			Min.-Boden		
	G	P	B	G	P	B
II P	139	109	255	95	111	67
C	150	75	344	86	85	35
G	171	69	366	76	118	58
S	212	111	483	80	125	82
IV P	163	77	324	246	93	251

Durchschnittliche Aktive Mikrobielle Biomasse (C kg/ha/Jahr)
Vergleich Buche/Fichte (Taunus) 3/86-4/87

	Fichte	Buche	Buche % (Fichte = 100 %)	
0 OL	1966	2540	130.21	ungedüngt
OF	685	1762	257.23	
OH	347	936	269.74	
P OL	2320	2407	103.75	Pellet-gedüngt
OF	1300	2014	154.92	
OH	625	1201	192.16	

rungen des Bodens belegen, zum anderen aber auch als Bioindikatoren kleinräumige biologische Tendenzen aufzeigen, die sonst nur mit hohem technischen Aufwand zu ermitteln wären.

Säureanzeiger herrschen vor, die Düngungen wirken langfristig

Auf allen untersuchten Flächen besteht die Bodenflora aus anspruchslosen, mehr oder weniger stark azidophilen Arten. Interessant erscheint die Tatsache, daß weder eine dreijährige Düngereinwirkung auf den Taunusparzellen noch eine einjährige im Hunsrück eine nachweisbare Veränderung der Artenzusammensetzung bewirken können. Dies ist mit der nur langsamen und damit sehr schonenden Einwirkung des Dolomites auf das Bodenmilieu zu erklären, was als äußerst positiv zu bewerten ist: keine schlagartige, unnatürliche Wende der Lebensbedingungen für die Pflanzen, sondern eine langsame Verschiebung zu einer artenreicheren Assoziation ist erstrebenswert (dies gilt im übrigen auch für die in dieser Studie nicht berücksichtigte Bodenfauna).

Hingegen besteht ein deutlicher Unterschied zwischen Fichtenalt- und Jungbestand: unter den jungen Bäumen wachsen erheblich weniger Arten und zudem lückenhafter als auf den lichten Altbeständen. Der bestimmende Einflußfaktor „Licht" macht sich auch in der explosionsartig ansteigenden Krautschicht-Bodenbedeckung auf der Kahlfläche bemerkbar; der hier verfügbare Stickstoff wird – ohne die sonst beherrschende Konkurrenz der Bäume – vollständig der Krautschicht zur Verfügung gestellt.

In den Buchenbeständen ist eine Bodenflora nur lückenhaft ausgebildet, während sie unter den Altfichten fast gleichmäßig stark den Humus bedeckt. Wahrscheinlich ist hierfür das schnelle Austrocknen der Humusauflage in den lichten Buchenbeständen verantwortlich: gerade in den Sommermonaten kann es hier schnell zu einem fast völligen Stillstand der biologischen Prozesse mangels Wasserverfügbarkeit kommen.

In den Buchenbeständen trifft man häufig auf typische Vertreter schattiger Laub- und Bergwälder wie *Festuca gigantea* oder *Dryopteris carthusiana*. Arten von wenig Zeigerwert wie *Hypnum cupressiforme* oder *Impatiens praviflora* stehen typische Säurezeiger wie *Plagiothecium laetum, Polytrichum formosum* und *Dicranella heteromalla* gegenüber. *Polytrichum formosum* gilt als Differentialart des bodensauren Buchenwaldes und zeigt schwache Versauerung an. *Dicranella heteromalla* ist als Säurezeiger sogar Ordnungscharakterart der Eichen- und Buchenwälder stark sauerer Böden.

Auch in den Fichtenbeständen ist eine typische Vegetation schattiger Bergwälder ausgeprägt, wobei sich im Bereich kleiner Lichtungen und an Wegrändern auch stärker lichtbedürftige Arten befinden (zum Beispiel *Galium pumilum, Senecio viscosus).*

Auffällig sind zahlreiche kalkmeidende Arten, so zum Beispiel *Galium hercynicum, Sambucus racemosa, Genista pilosa* oder *Luzula multiflora*. Dazu kommen die Säurezeiger *Polytrichum formosum, Plagiothecium laetum, Dicranum scoparium* und *Dicranella heteromalla. Leucobryum glaucum* gilt sogar als Charakterart stark saurer Böden in Eichen-, Buchen- und Fichtenwäldern.

Einen großen Teil der Kahlfläche bedecken als typische Vertreter montaner, unbewaldeter Standorte *Deschampsia flexuosa, Juncus effesus* und *Galium hercynicum.*

Pflanzensoziologisch gehören alle Bestände zu der in Deutschland großflächig verbreiteten artenarmen Waldgesellschaft des Luzulo Fagetum typicum (vgl. Tabellen).

Tabelle 3:
Bestandsaufnahme der Vegetation 7/87
- Hunsrückparzellen

Parz. I/III		DG
Baumschicht	*Picea abies* (Pinaceae) – Fichte	5
Krautschicht	*Carex pilulifera* (Cyperaceae) – Pillensegge	+
	Oxalis axetosella (Oxalidaceae) – Waldsauerklee	+
	Galium pumilum (Rubiaceae) – Niederes Labkraut	+
	Polytrichum formosum (Polytrichaceae) – Schönes Widertonmoos	+
	Plagiothecium laetum (Plagiotheciaceae)	1
Parz. II		
Baumschicht	*Picea abies* (Pinaceae) – Fichte	5
Strauchschicht	*Vaccinium myrtillus* (Ericaceae) – Heidelbeere	+
Krautschicht	*Luzula albida* (Juncaceae) – Weiße Hainsimse	+
	Rumex acetosa (Polygonaceae) – Großer Ampfer	+
	Galium hercynicum (Rubiaceae) – Felsenlabkraut	+
	Digitalis purpurea (Scrophulariaceae) – Roter Fingerhut	+
	Polytrichium formosum (Polytrichaceae) – Schönes Widertonmoos	1
Parz.IV		
Strauchschicht	*Vaccinium myrtillus* (Ericaceae) – Heidelbeere	+
	Calluna vulgaris (Ericaceae) – Heidekraut	+
Krautschicht	*Rumex acetosella* (Polygonaceae) – Kleiner Ampfer	+
	Galium hercynicum (Rubiaceae)-Felsenlabkraut	+
	Agrostis tenuis (Gramineae) – Rotes Straußgras	+
	Deschampsia flexuosa (Gramineae) – Geschlängelte Schmiele	2
	Juncus effusus (Juncaceae) – Flatter-Binse	2
	Potentilla excta (Rosaceae) – Blutwurz	+
	Digitalis purpurea (Scrophulariaceae) – Roter Fingerhut	3

Deckungsgradskala (DG)
+ = – 1 %
1 = – 5 %
2 = 5 – 25 %
3 = 25 – 50 %
4 = 50 % – 75 %
5 = 75 % – 100 %

Tabelle 4:

Bestandsaufnahme der Vegetation 7/87
- Fichtenparzellen Taunus

	Parz.724	
Baumschicht	*Picea abies* (Pinaceae) - Fichte	5
	Larix decidua (Pinaceae) - Lärche	+
	Sorbus aucuparia (Rosacea) - Eberesche	+
	Betula pendula (Betulaceae) - Hänge-Birke	+
Strauchschicht	*Picea abies* (Pinaceae) - Fichte (Naturverjüngung)	+
	Larix decidua (Pinaceae) - Lärche (Naturverjüngung)	+
	Quercus robur (Fagaceae) - Stieleiche (Naturverjüngung)	+
	Fagus sylvatica (Fagaceae) - Rot-Buche (Naturverjüngung)	+
	Sambucus racemosa (Caprifoliaceae) - Traubenholunder	+
	Calluna vulgaris (Ericaceae) - Heidekraut	+
	Rubus fructicosus (Rosaceae) - Echte Brombeere	+
	Vaccinium myrtillus (Ericaceae) - Heidelbeere	+
	Genista pilosa (Papilionaceae) - Behaarter Ginster	+
Krautschicht	*Luzula multiflora* (Juncaceae) - Vielblütige Hainsimse	+
	Luzula albida (Juncaceae) - Weiße Hainsimse	+
	Juncus effusus (Juncaceae) - Flatterbinse	+
	Hypericum humifusum (Hypericaceae) - Niederl. Johanniskraut	+
	Digitalis purpurea (Scrophulariaceae) - Roter Fingerhut	+
	Veronica officinalis (Scrophulariaceae) - Waldehrenpreis	+
	Pteridium aquilinum (Polypodiaceae) - Adlerfarn	2
	Athyrium filix-femina (Polypodiaceae) - Waldfrauenfarn	2
	Dryopteris carthusiana (Polypodiaceae) - Dorniger Wurmfarn	+
	Oxalis acetosella (Oxalidaceae) - Wald-Sauerklee	+
	Anemone nemorosa (Ranunculaceae) - Busch-Windröschen	+
	Impatiens parviflora (Balsaminaceae) - Kleinblüt. Springkraut	+
	Impatiens noli-tangere (Balsaminaceae) - Gr. Springkraut	+
	Stellaria media (Caryophyllaceae) - Vogelsternmiere	+
	Epilobium montanum (Onagraceae) - Bergweidenröschen	+
	Epilobium angustifolium (Onagraceae) - Schmalblättr. Weidenr.	+
	Senecio fuchsii (Asteroideae) - Fuchsgreiskraut	+
	Senecio viscosus (Asteroideae) - Klebriges Greiskraut	+
	Carex pilulifera (Cyperaceae) - Pillensegge	+
	Deschampsia flexuosa (Gramineae) - Geschlängelte Schmiele	+
	Hypnum cupressiforme (Hypnaceae) - Zypressenschlafmoos	+
	Dicranum scoparium (Dicranaceae)	+
	Polytrichum formosum (Polytrichaceae) - Schönes Widertonmoos	+
	Parz. 307	
Baumschicht	*Picea abies* (Pinaceae) - Fichte	5
	Larix decidua (Pinaceae) - Lärche	+
	Sorbus aucuparia (Rosaceae) - Eberesche	+
Strauchschicht	*Picea abies* (Pinaceae) - Fichte (Naturverjüngung)	+
	Vaccinium myrtillus (Ericaceae) - Heidelbeere	+
	Sambucus racemosa (Caprifoliaceae) - Traubenhollunder	+
Krautschicht	*Epilobium angustifolium* (Onagraceae) - Schmalbl. Weideröschen	+
	Digitalis purpurea (Scrophulariaceae) - Roter Fingerhut	+
	Poa trivialis (Gramineae) - Gemeines Rispengras	+
	Deschampsia flexuosa (Gramineae) - Geschlängelte Schmiele	1
	Dryopteris carthusiana (Polypodiaceae) - Dorniger Wurmfarn	+
	Dicranella heteromalla (Dicranaceae)	+
	Polytrichum formosum (Polytrichaceae) - Schönes Widertonmoos	1
	Leucobryum glaucum (Leucobryaceae)	+

Tabelle 5:

Bestandsaufnahme der Vegetation 7/87
- Buchenparzellen Taunus

Parz. 725		
Baumschicht	*Fagus sylvatica* (Fagaceae) - Rot-Buche	4
	Quercus robur (Fagaceae) - Rot-Buche	2
Strauchschicht	*Fagus sylvatica* (Fagaceae) - Stieleiche (Naturverjüngung)	+
	Quercus robur (Fagaceae) - Stieleiche (Naturverjüngung)	+
	Rubus fructicosus (Rosaceae) - Echte Brombeere	1
Krautschicht	*Poa nemoralis* (Gramineae) - Hainrispengras	1
	Poa trivialis (Gramineae) - Gemeines Rispengras	+
	Deschampsia caespitosa (Gramineae) - Rasenschmiele	+
	Luzula albida (Juncaceae) - Weiße Hainsimse	+
	Juncus effusus (Juncaceae) - Flatterbinse	+
	Carex flava (Cyperaceae) - Gelbe Segge	+
	Carex pilulifera (Cyperaceae) - Pillensegge	+
	Veronica officinalis (Scrophulariaceae) - Waldehrenpreis	+
	Rumex acetosa (Polygonaceae) - Großer Ampfer	+
	Impatiens parviflora (Balsaminaceae) - Kleinblüt. Springkraut	+
	Dicranella heteromalla (Dicranaceae)	+
	Plagiothecium laetum (Plagiotheciaceae)	+
	Atrichum undulatum (Polytrichaceae)	+
	Polytrichum formosum (Polytrichaceae) - Schönes Widertonmoos	+
Parz. 310		
Baumschicht	*Fagus sylvatica* (Fagaceae) - Rot-Buche	4
	Quercus robur (Fagaceae) - Stieleiche	2
Strauchschicht	*Fagus sylvatica* (Fagaceae) - Rot-Buche (Naturverjüngung)	+
	Quercus robur (Fagaceae) - Stieleiche (Naturverjüngung)	+
	Sambucus racemosa (Caprifoliaceae) - Traubenhollunder	+
	Rubus fructicosus (Rosaceae) - Echte Brombeere	2
Krautschicht	*Epilobium roseum* (Onagraceae) - Rosarotes Weidenröschen	+
	Epilobium angustifolium (Onagraceae) - Schmalblättr. Weidenr.	+
	Moehringia trineriva (Caryophyllaceae) - Dreinerv. Nabelmiere	+
	Carex remota (Cyperaceae) - Entferntährige Waldsegge	+
	Carex pilulifera (Cyperaceae) - Pillensegge	+
	Festuca gigantea (Gramineae) - Riesenschwingel	+
	Festuca altissima (Gramineae) - Waldschwingel	+
	Deschampsia flexuosa (Gramineae) - Geschlängelte Schmiele	1
	Digitalis purpurea (Scophulariaceae) - Roter Fingerhut	+
	Dryopteris carthusiana (Polypodiaceae) - Dorniger Wurmfarn	+
	Polytrichum formosum (Polytrichceae) - Schönes Widertonmoos	+
	Hypnum cupressiforme (Hypnaceae) - Zypressenschlafmoos	+

5. Diskussion der Ergebnisse:

1. Die Kalkungen haben in den Durchwurzelungshorizonten der Krautschicht keine deutliche Erhöhung des pH-Milieus erreicht. Die Umstellung der Vegetation scheint sich erst nach längerer Einwirkungszeit zu vollziehen. Die Gefahr einer zu schnellen Ablösung der mittlerweile ja natürlichen azidophilen Vegetation ist also nicht gegeben.

2. Die Humusauflagen der Fichtenparzellen sind weitaus mächtiger und sauerer als die der Buchenflächen. Daraus läßt sich gerade beim Fichtenhumus ein stark verminderter biologischer Abbau ableiten, der durch den Säureeintrag noch zusätzlich belastet wird. Die Düngungen bewirken auf allen Parzellen eine Reduzierung der Gesamtmächtigkeit. Der Einfluß ist im Buchenhumus am stärksten, wo die optimale Mullform erreicht wird.

3. Das C/N-Verhältnis wird durch die Düngungen positiv beeinflußt: besonders im Buchenhumus, aber auch in den oberen Lagen der Fichtenstreu kommt es zu einer Verengung, die zumeist auf leicht ansteigenden Gesamtstickstoffgehalten beruht; freilebende Bakterien binden ungefähr 5-10 kg N/ha/Jahr, so daß die düngungsbedingte drastische Steigerung der Bakteriendichte die erhöhten N-Konzentrationen erklären. Eine erhöhte Nettomineralisationsrate und damit eine gesteigerte N-Nachlieferung für den Bestand darf jedoch daraus nicht abgeleitet werden: bei Rohhumusauflagen verhindern C-Gehalte von bis zu 50 % eine Mobilisierung des Mineralstickstoffes, und es wirkt über einem C/N-Verhältnis von 27 eine biologische Stickstoffsperre, die auch durch eine Düngung nicht kurzfristig abgebaut werden kann.

4. Die Düngungen steigern die Bruttomineralisation entsprechend der Löslichkeit des Substrates, das heißt, Granulat- und Staubvariante erhöhen die Aktivität schneller als die grobkörnigen Pellets. Der Anteil der biologisch aktiven Biomasse an der Gesamtbiomasse ist mit ungefähr 4 % sehr gering und deutet auf die langfristige Akkumulation der Nährelemente im Humus und damit ihren Entzug aus dem biologischen Kreislauf hin.

Die potentielle Humusaktivität läßt Rückschlüsse auf die maximale Mineralisationskapazität von Waldhumus zu: sie sinkt vom OL- zum OH-Horizont stark ab, obwohl das C/N-Verhältnis enger wird; somit überlagert der Faktor „mikrobielle Angreifbarkeit" das C/N-Verhältnis, die CO_2-produzierenden Mikroorganismen werden also nicht durch einen N-Mangel, sondern vielmehr durch einen Mangel an angreifbarem N-Material gehemmt.

Die Düngungen bewirken über eine pH-Erhöhung eine Steigerung der potentiellen Aktivität vor allem beim Buchenhumus. Es wird deutlich, daß besonders Fichtenbestände bodenbiologisch düngungswürdig sind. Das wiederum führt zu der Folgerung, daß auf Buchenflächen eher grobkörniges, sehr langsam lösliches (Pellets), auf Fichtenflächen hingegen granuliertes Düngesubstrat Verwendung finden sollte. Alle ausgebrachten Düngevarianten zeichnen sich durch eine biologisch schonende und langsame Einwirkung aus; allein die Staubvariante sollte aufgrund ihrer schnellen Wirkung nur auf degradierten Fichtenflächen Verwendung finden. Erstmals kann – bodenbiologisch abgesichert – eine Düngeempfehlung von 15 t/ha in Pelletform gegeben werden, die sogar dem tatsächlichen Kalkbedarf der versauerten Waldstandorte (bis zu 25 t/ha) nahekommt! Eine Kombination der Pellets mit Granulat oder aber eine alleinige Granulatdüngung erscheinen angebracht und absolut unbedenklich.

5. Der Mikroorganismenbesatz weist einen verstärkten Pilz- und einen reduzierten Bakterienanteil auf, wobei besonders der Fichtenhumus als bakterienfeindlich anzusehen ist. Die Düngungen bewirken eine deutliche, pH-abhängige Steigerung der Bakterienkeimdichte und damit auch einen erhöhten Celluloseabbau. Allein das nachweisliche Vorkommen von Bakterienkolonien im ungedüngten Humus legt die Vermutung nahe, daß säureresistente, heterotrophe Bakterienstämme die bislang nur in schwach saurem Milieu lebenden, aktiveren chemoautotrophen ersetzt haben. Das bedeutet, daß die Nitratbildung nicht mehr über eine autotrophe Oxidation von NH_4-N über NO_2-N zu NO_3-N laufen kann (Nitrobacter/Nitrosomonas), sondern NO_3^- aus NH_4^+ heterotroph *(Aspergillus flavus)* oder aus Harnstoff (*Pseudomonas*) gebildet wird; zudem ist eine Oxidation des NH_4^+ zu NO_3^- über die Zwischenprodukte Hydroxylamin und NO_2^- bekannt *(Aspergillus wentii, Arthrobacter globiformis)*.

So ist der pH-Wert nicht unbedingt für die NO_3^--Bildung, sondern nur für die Nitrifikation entscheidend.

6. Durchforstung allein bewirkt keine deutliche Erhöhung der Umsatzrate, da das Aktivierungspotential infolge der Versauerung herabgesetzt ist. Als Schlußfolgerung ergibt sich die Empfehlung einer gezielten Kombination aus Durchforstung und Dolomitdüngung mit Granulat und/oder Pellets, die bei geringerem Streufall gleichzeitig einen gesteigerten Humusabbau ermöglicht.

Fazit:

Die bodenchemische Nachhaltigkeit der Dolomit-Düngung wird durch die langsame Auf-

lösung des Substrates gewährt.

- Alle Düngungsvarianten haben einen äußerst schonenden Charakter, wobei die mikrobielle Aktivität in einem verantwortbaren Maße gesteigert wird.
- Der Nachweis säuretoleranter Bakterienkolonien belegt die These, daß Mikroorganismen als Reaktion auf eine hohe Belastung ihre Belastbarkeitsgrenze aktiv erweitern können.
- Die untersuchten Düngungsvarianten reaktivieren ein ökologisch natürliches Pilz-/Bakterienverhältnis und führen so zu einem ausgeglicheneren Humusabbau in allen Horizonten; sie erfüllen damit die Anforderung einer **bodenbiologischen Umweltverträglichkeit**.

Danksagung:

Die Untersuchungen wurden im Rahmen des UBA-Projektes „Restabilisierung immissionsgeschädigter Wälder" (Nr. 10607046/01) durchgeführt.

Mein persönlicher Dank gilt Herrn Prof. Dr. M. Krieter (Universität Bremen), Herrn Prof. Dr. G. Rothe (Universität Mainz) sowie Herrn Prof. Dr. W. Klaer (Universität Mainz), die diese Arbeit wissenschaftlich begleiteten und den interdisziplinären Ansatz ermöglichten.

Der Universität Mainz sei an dieser Stelle für die Gewährung eines Stipendiums der Landesgraduiertenförderung gedankt.

Literaturverzeichnis

EVERS, F. H. (1976): Zur Umweltbelastung der Walddüngung. - Allgem. Forst.-Z., **31**: 340-343.

KRIETER, M. et al. (1986): Untersuchungen zur Restabilisierung immissionsgeschädigter Wälder. - Forschungsbericht 10607046/01, Berlin: Umweltbundesamt.

MATZNER, E. (1985): Auswirkungen von Düngung und Kalkung auf den Elementumsatz und die Elementverteilung in zwei Waldökosystemen im Solling. - Allgem. Forst.-Z., **43**: 1143-1147.

ULRICH, B. (1981): Destabilisierung von Waldökosystemen durck Akkumulation von Luftverunreinigungen. - Forst- und Holzwirt, **36**: 525-532.

WILHELMI, V. (1987): Biologisch-chemische Untersuchungen zum Streuabbau als Bewertungsgrundlage der Umweltverträglichkeit neuartiger Walddüngungsverfahren. - Diss., Geograph. Institut, Johannes-Gutenberg-Univ. Mainz, 347 S., Mainz.

WILHELMI, V. & DARSTEIN, C. (1989): Pflanzensoziologische Untersuchungen in belasteten Buchen- und Fichtenbeständen des Taunus und Hunsrück. - Florist. Rundbriefe, **23.1**: 61.71, Bochum.

WILHELMI, V. & ROTHE G. M. (1990): The effect of acid rain, soil temperature and humidity on C-mineralization rates in organic soil layers under spruce. - Plant and Soil, **121**: 197-202.

ZÖTTL, H. W. (1964): Anhäufung und Umsetzung von Stickstoff im Waldboden. - Ber. deutsch.-bot.-Ges., **78**:.

(Bei der Schriftleitung eingegangen am 29.04. 1991)

Anschrift des Autors:
Dr. Volker Wilhelmi, Albert-Stohr-Straße 45, D-6500 Mainz

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Mitteilungen der POLLICHIA

Jahr/Year: 1991

Band/Volume: 78

Autor(en)/Author(s): Wilhelmi Volker

Artikel/Article: Bodenökologische Untersuchungen zum Problemkreis Versauerung und Restabilisierung im Hunsrück und Taunus (Rheinisches Schiefergebirge) 85-106