

LUDWIG BECK & HANS-WALTER MITTMANN

Zur Biologie eines Buchenwaldbodens

2. Klima, Streuproduktion und Bodenstreu

Kurzfassung

Aus dem laufenden Forschungsprogramm zum Streuabbau und zur Rolle der Bodenfauna in einem Buchenwaldboden wird über erste Ergebnisse zu Klima, Streuproduktion und Bodenstreu berichtet, die sich auf den Untersuchungszeitraum von 1977 bzw. 1979–1981 beziehen.

Auf der Versuchsfläche bei Schluttenbach in 310–340 m ü. NN (nördliches Schwarzwaldvorland) lag die mittlere Jahrestemperatur bei 8,3° C, die mittlere jährliche Niederschlagsmenge bei 1050 mm. Die Streuproduktion betrug 524 g TS/m²·a an Feinstreu, davon waren 75 % Fallaub. Die Bodenstreu umfaßt drei deutlich trennbare Schichten, L-, F- und A_h-Schicht, mit zusammen 3888 g TS/m² und einem Ascheanteil von 1596 g/m². Der Elementgehalt von Fein- und Bodenstreu ist sehr niedrig, insbesondere an Stickstoff, Calcium, Kalium und Phosphor. Dennoch stellt die Bodenstreu wegen des langsamen Abbaus und der damit verbundenen Akkumulation mehrerer Streujahrgänge einen beträchtlichen Nährstoffvorrat dar.

Abstract

As part of a larger research program on litter decomposition and the role of the soil fauna therein, the climate, the annual litter input and the organic soil layers of a beech forest floor were analysed; first results are given covering the period from 1977 and 1979–1981 respectively.

The research was conducted in a beech forest (*Fagus silvatica* L.) near Schluttenbach at an altitude of 310–340 m (northern piedmont of the Black Forest, West Germany). Mean annual temperature for the sampling period was 8.3° C, mean precipitation was 1050 mm·y⁻¹. Tree litter fall was 524 g dwt·m⁻²·y⁻¹ of fine litter; leaves make up 75 % of these fine litter. L-, F- and H-layers can easily be separated within the organic soil horizon; their total weight amounts to 3,888 g dwt·m⁻², including 1,596 g·m⁻² ash material. The element content of fine litter and forest floor litter was found to be very low, especially with regard to nitrogen, calcium, potassium and phosphorus. Because of the slow decomposition rate and the resulting accumulation of several years' litter, the organic horizon represents substantial nutrient resources.

Autoren

Prof. Dr. LUDWIG BECK, Dr. HANS-WALTER MITTMANN, Landes-sammlungen für Naturkunde, Postfach 4045, Erbprinzenstr. 13, D-7500 Karlsruhe 1.

Mit Unterstützung der Deutschen Forschungsgemeinschaft
Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 1.: Beitr. naturk. Forsch.
SüdWdt., 37: 93–101 (1978).

Inhalt

1.	Einleitung	65
2.	Untersuchungsgebiet und Versuchsfläche	67
3.	Klima	68
3.1	Temperatur	69
3.2	Niederschlag	71
4.	Mengen von Streuproduktion und Streuvorrat	73
4.1	Streuproduktion	73
4.2	Streuvorrat	75
5.	Energie- und Elementgehalt von Streuproduktion und Streuvorrat	76
5.1	Energiegehalt	78
5.2	Elementgehalt	79
6.	Schlußfolgerungen	81
6.1	Mengen der Streuproduktion und Klima	81
6.2	Mengen der Bodenstreu und Klima	83
6.3	Elementgehalte und Elementmengen	85
7.	Zusammenfassung	88
8.	Summary	89
9.	Literatur	89

1. Einleitung

Unsere Untersuchungen zur Biologie eines Buchenwaldbodens sollen dazu beitragen, die Abbauprozesse und ihre Beeinflussung durch die Bodenfauna zu klären. In der ersten Mitteilung zu diesem Thema (BECK 1978) wurden die Grundlagen unseres Forschungsprogramms und die einzelnen Untersuchungsschritte vorgestellt. Diese zweite Mitteilung schildert erste Arbeitsergebnisse.

Die Freilandarbeiten begannen Mitte 1976 in einem Waldgebiet bei Schluttenbach, etwa 15 km südlich von Karlsruhe. Wir haben bewußt einen einfach strukturierten, über hundertjährigen Rotbuchen-Hallenwald gewählt, um möglichst einheitliche und auch einfache Ausgangsbedingungen für die hinreichend komplexen bodenbiologischen Vorgänge zu haben. Seit 1977 erfassen wir monatlich den Bestandesabfall mittels Laub-



Abbildung 1. Buchenwald der Versuchsfläche bei Schluttenbach (nördliches Schwarzwaldvorland, 310–340 m ü. NN). Über hundertjährige Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) bilden einen Hallenwald, in dem kein Unterwuchs aufkommt. Foto H. HECKEL.

Abbildung 2. Fichtenschonung im Untersuchungsgebiet bei Schluttenbach, die als Freifläche zu Vergleichsmessungen von Temperatur und Niederschlag dient. Foto H. HECKEL.



sammeln sowie Zusammensetzung und Menge der Bodenfauna mittels Quadratproben und Barberfallen. Die Quadratproben, bei denen jeweils eine vergleichbare kleine Fläche der oberen Bodenschichten abgetragen wird, erlauben gleichzeitig eine Kontrolle der Mächtigkeit, Struktur und Zusammensetzung der Bodenstreu.

Seit Herbst 1978 konnten die Arbeiten dank der Unterstützung durch die Deutsche Forschungsgemeinschaft ausgeweitet werden; vor allem wurde das Bestandesklima in die Untersuchungen miteinbezogen. Die hier vorgelegten Ergebnisse über Klima, Streuproduktion und Bodenstreu beziehen sich daher auf einen unterschiedlichen Zeitraum von 3–5 Jahren Freilandarbeit. Über die weitaus umfangreicheren Untersuchungen zum Abbau der Laubstreu und über die Bodenfauna soll in weiteren Beiträgen berichtet werden.

Wir danken der Stadt Ettlingen, Herrn Oberbürgermeister Dr. VETTER für die Erlaubnis, in ihrem Waldgebiet arbeiten zu dürfen und dem Staatlichen Forstamt Ettlingen, Herrn Forstdirektor BRAUN sowie Herrn KRÜCKEL für die Unterstützung unserer Arbeit und für praktische Hilfen. Wir danken dem Institut für Gewässerkunde in der Landesanstalt für Umweltschutz in Karlsruhe, Herrn Regierungsdirektor Dr. LANDES für apparative Hilfen, dem Meteorologischen Institut der Universität Karlsruhe, Herrn Prof. Dr. HÖSCHELE für Beratung bei der Planung der Klimamessungen und dem Wetteramt Karlsruhe, Herrn KISTNER für die Überlassung der amtlichen Wetterdaten. Schließlich danken wir herzlich allen Mitarbeitern unserer Arbeitsgruppe, die an den vielfältigen Analysen und Auswertungen im Verlaufe der Jahre mitgewirkt haben, unserem Kollegen Dr. HÖLZER aus der Botanischen Abteilung für Rat und Hilfe bei den chemi-

schen Analysen und Herrn Prof. Dr. RIETSCHEL für Diskussion und stete Förderung der Arbeiten.

Besonderer Dank gebührt der Deutschen Forschungsgemeinschaft, die durch Sachbeihilfen die personelle und apparative Basis auf das erforderliche Maß erweitert hat.

2. Untersuchungsgebiet und Versuchsfläche

Das Untersuchungsgebiet liegt auf der Südostseite des Beierbachtales zwischen Ettlingenweiher und Schluttenbach. Es gehört großräumig zum Westabhang der nördlichen Schwarzwaldrandplatten, der durchgehend bewaldet ist. Die Versuchsfläche ist ein Nordwesthang zwischen 310–340 m ü. NN. Der Hang ist 10–15° geneigt, wobei kleine Verebnungsflächen geringerer Neigung mit steileren Flanken abwechseln. An diesen tritt häufig der mittlere Buntsandstein (smc_2) als Verwitterungsschutt zutage; die dünne Verwitterungsschicht ist mit etwas Lößlehm durchsetzt und nur selten über 10 cm mächtig. Bei einem pH-Wert zwischen 3,8 und 4,7 ist der Boden nach KUBIENA (1953) insgesamt als saure, oligotrophe Braunerde zu klassifizieren.

Die Versuchsfläche liegt in einem größeren Waldgebiet; der nächste Waldrand ist nach Süden 600 m entfernt. Der Wald ist pflanzensoziologisch als Luzulo-Fagetum einzustufen und als Hallenwald ausgebildet, in dem die über hundertjährigen, weitgehend gleich alten Rotbuchen (*Fagus sylvatica* L.) eine nicht gestufte, geschlossene Kronenschicht bilden. Strauch- und Krautschicht fehlen nahezu vollständig (Abb. 1). Hangaufwärts schließt sich etwa 150 m östlich eine Fichtenschonung an den Buchenwald an, die wir als Freifläche zu Ver-

gleichmessungen des Klimas herangezogen haben (Abb. 2).

3. Klima

Die Klimameßstation in der Versuchsfläche (Abb. 3) liegt 318 m, die auf der Freifläche etwa 355 m ü. NN. Die zum Vergleich herangezogene Wetterstation des Deutschen Wetterdienstes in Karlsruhe befindet sich 111,6 m ü. NN. und ist ungefähr 15 km in nordwestlicher Richtung entfernt.

Unsere Klimamessungen begannen im Oktober 1978, so daß derzeit Meßdaten über rund 3 Jahre vorliegen. In der Versuchsfläche umfassen die Messungen (1) eine kontinuierliche Aufzeichnung der Lufttemperatur mittels Thermohygrograph (14-

Tage-Laufwerk) in einer Wetterhütte 50 cm über dem Boden, wobei Temperaturanzeige und Zeiteinstellung wöchentlich ge-
(2) wöchentliche Messung der Temperaturminima und -maxima an der Bodenoberfläche (= Obergrenze der L-Schicht) sowie in Bodentiefen von 2 cm, 5 cm und 10 cm; (3) Auffangen der Niederschläge mit 9 Auffanggefäßen (d. h. etwas in den Boden eingegrabene Polyäthylenflaschen mit Trichtern von 117 mm Öffnungsweite).

Auf der Freifläche wurden bis 1980 lediglich (4) die Niederschläge mit einem Hellmann-Regenmesser und 3 Auffanggefäßen wie in der Versuchsfläche gemessen; ab 1981 wurden dort die Niederschlagsmessungen auf 7 Auffanggefäße ausgeweitet und (5) ergänzt durch eine kontinuierliche Aufzeichnung der Temperatur nach dem gleichen Verfahren wie in der Versuchsfläche.

Die Art der Klimamessungen weicht vom Standard der Wetterdienstmessungen ab. Was den Zeitraum der Ablesungen betrifft, ist dies im Zeitaufwand begründet, den die Fahrten ins Untersuchungsgebiet erfordern. Der Grund für die abweichende



Abbildung 3. Klimameßstation in der Versuchsfläche bei Schluttenbach. Foto H. HECKEL.

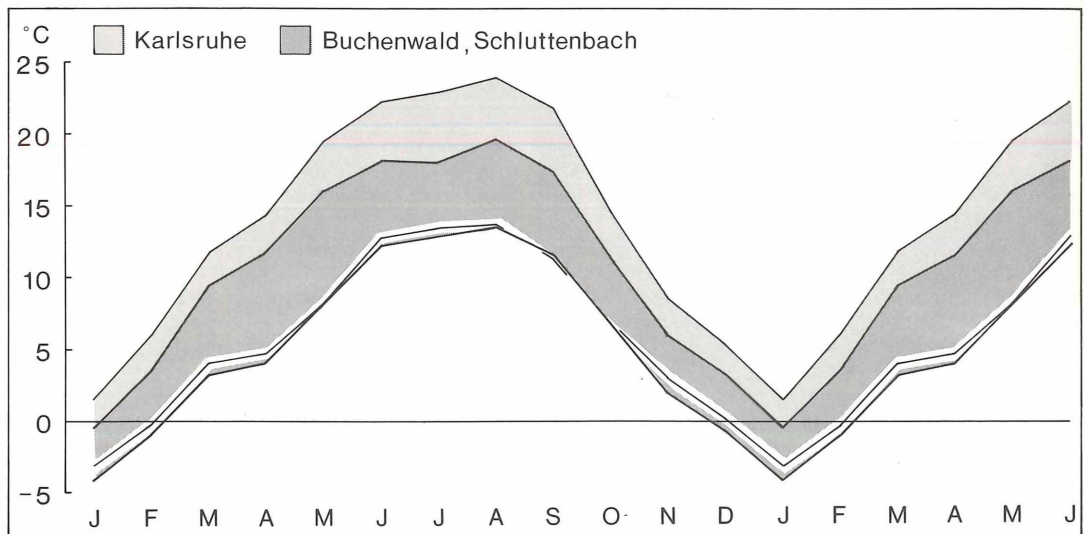


Abbildung 4. Lufttemperatur in Karlsruhe (2 m über dem Boden) und im Buchenwald der Versuchsfläche (50 cm über dem Boden) im Mittel der Jahre 1979–1980. Dargestellt sind die mittleren monatlichen Minima und Maxima, die die jeweilige Temperaturamplitude (gerasterte Flächen) begrenzen. Die Werte für Januar – Juni wurden hier und in den folgenden Abbildungen im Anschluß an den Dezember ein weiteres Mal aufgetragen, um den Verlauf im Winter zu verdeutlichen.

Abbildung 5. Jahresgang und -durchschnitt der Temperaturerniedrigung im Buchenwald der Versuchsfläche gegenüber Karlsruhe.

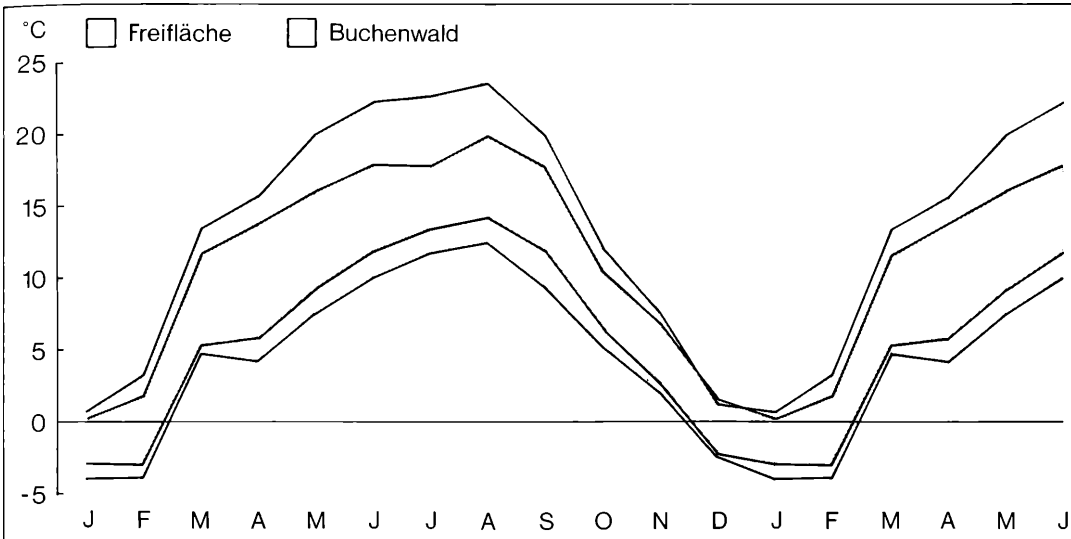
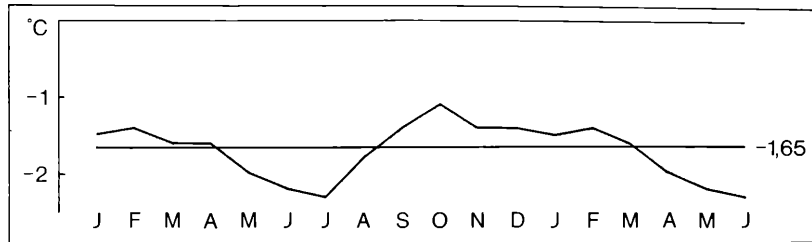


Abbildung 6. Lufttemperatur in der Fichtenschonung der Freifläche und im Buchenwald der Versuchsfläche im Jahre 1981, gemessen jeweils 50 cm über dem Boden.

Aufstellungshöhe der Wetterhütten ist der, daß wir primär das bodennahe Klima und das Bodenklima selbst untersuchen wollen. Zwar dienen die Klimamessungen auch zum Vergleich des untersuchten Bestandes mit anderen Wäldern, im wesentlichen bilden sie aber eine Grundlage zur Beurteilung der bodenbiologischen Vorgänge wie Streuabbau, Populationsdynamik und Stoff- und Energieumsatz von Bodenorganismen.

3.1 Temperatur

Im Bestand der Versuchsfläche betrug die mittlere Jahrestemperatur der Luft in 1979: 8,5°C, 1980: 8,0°C und 1981: 8,6°C (Vergleichswerte der Wetterstation Karlsruhe 10,2°C, 9,7°C und 10,3°C). Im Vergleich zum langjährigen Mittel von 1951–1970 war das Jahr 1979 um 0,2°C und 1981 um 0,3°C wärmer, das Jahr 1980 um 0,3°C kälter. Korrigiert man die Temperaturwerte unserer Versuchsfläche mit diesen Werten, dann läßt sich die durchschnittliche Jahresmitteltemperatur mit 8,3°C errechnen. Sie liegt um 1,7°C unter dem Wert von Karlsruhe. Diese Temperaturabweichung ist im wesentlichen auf die stärkere Dämpfung der Amplitude durch eine Absenkung der Maxima, besonders im Sommer zurückzuführen (Abb. 4). Die Temperaturabweichung

gegenüber Karlsruhe zeigt darüber hinaus einen ausgesprochenen Jahresgang; sie ist im Frühjahr und Sommer stärker als im Herbst und Winter (Abb. 5).

Nach Angaben von SCHLENKER & MÜLLER (1978) ergibt sich für die Höhenzone von 320 m im nördlichen Schwarzwaldvorland eine Temperatur von 9,0–9,1°C; auch gegenüber diesen Werten liegt die Temperatur unserer Versuchsfläche um 0,7–0,8°C niedriger. Dies könnte Ausdruck der Nordhanglage und/oder des Bestandesklimas sein. Die Vergleichsmessungen der Lufttemperatur im Jahr 1981 (Abb. 6) auf der Freifläche, die mittlerweile als Fichtenschonung eine Wuchshöhe der Fichten von etwa 2 m aufweist, haben einen Jahresmittelwert von 8,5°C ergeben und damit eine noch um 0,1°C niedrigere Temperatur als im Buchenwald der Versuchsfläche. Dabei war die Amplitude der Temperaturen in der Schonung mit 8,8°C im Jahresdurchschnitt erheblich größer als im Buchenwald mit 5,2°C (Abb. 6); dies spricht dafür, daß die Temperaturabweichung gegenüber der Rheinebene bei Karlsruhe kaum auf den Einfluß des Bestandesklimas zurückzuführen ist. Da die Freifläche außerdem auf einem wenig geneigten Höhenrücken liegt, dürfte auch die Exposition als Grund

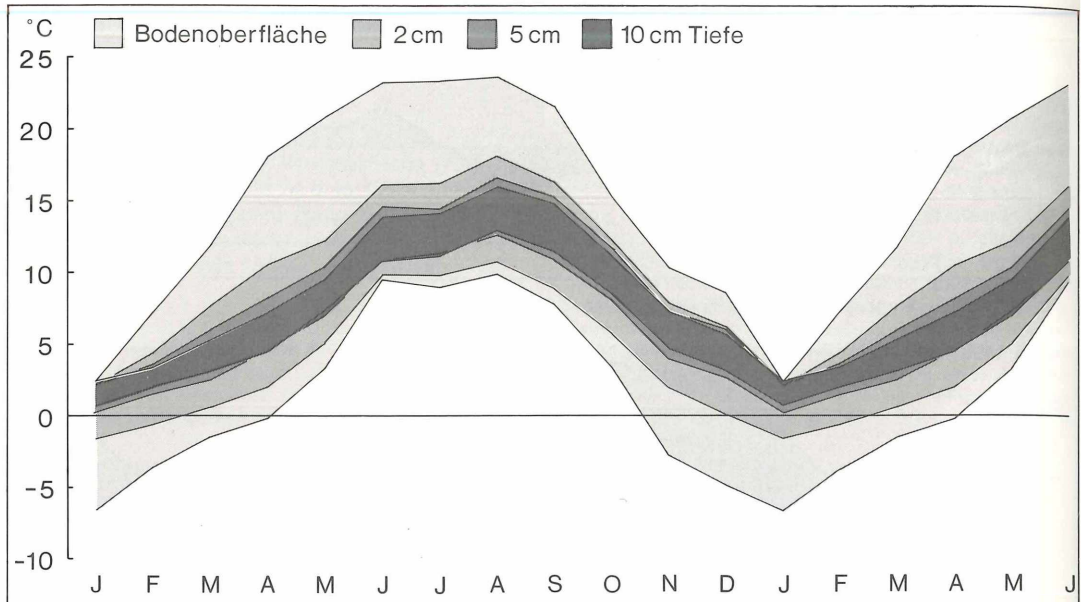


Abbildung 7. Bodentemperaturen im Buchenwald der Versuchsfläche in den Jahren 1979–1980. Dargestellt sind jeweils die mittleren monatlichen Minima und Maxima an der Bodenoberfläche, in 2 cm, 5 cm und 10 cm Tiefe. Die gerasterten Flächen geben jeweils die von Minimum und Maximum begrenzte Temperaturamplitude wieder.

nur wenig ins Gewicht fallen. Man kann daher annehmen, daß die Temperatur unseres Untersuchungsgebietes entweder generell niedriger ist als in vergleichbaren Höhenlagen des nördlichen Schwarzwaldvorlandes oder daß die Angaben bei SCHLENKER & MÜLLER (1978) für diese Höhenstufe zu hoch angesetzt sind.

Die Bodentemperaturen folgen bis in 10 cm Tiefe im Jahresverlauf demjenigen der Lufttemperatur. Das Maximum liegt übereinstimmend im August, das Minimum im Januar (Abb. 7). Die Minima rücken im Sommer zusammen – im Juni beträgt die Differenz der mittleren Minima zwischen Bodenoberfläche und 10 cm Tiefe weniger als 1°C –, während die Maxima schon im Frühjahr und dann im Sommer weit auseinanderklaffen. Dies dürfte zunächst eine Folge der zunehmenden Sonneneinstrahlung sein, die durch das Fehlen der Belaubung ungehindert auf den Boden dringen kann, wo die organische Bodenauflage als Wärmedämmschicht wirkt. Im Winter kehren sich die Verhältnisse um; die mittleren Maxima rücken zusammen – die Differenz zwischen den Werten an der Bodenoberfläche und in 10 cm Tiefe beträgt im Januar nur noch $0,2^{\circ}\text{C}$ –, während nun die mittleren Minima auseinanderrücken. Hier dürfte sich neben der geringen Sonneneinstrahlung und der Wärmedämmung der organischen Bodenauflage die Abstrahlung der Bodenoberfläche auswirken.

Mit zunehmender Tiefe wird die Amplitude der Temperaturen, verstanden als Differenz zwischen dem mittleren Minimum und Maximum, zunehmend gedämpft. Sie nimmt im Jahresdurchschnitt von $13,2^{\circ}\text{C}$ an der Boden-

oberfläche über $6,3^{\circ}\text{C}$ in 2 cm Tiefe auf $3,4^{\circ}\text{C}$ in 5 cm und $2,5^{\circ}\text{C}$ in 10 cm Tiefe ab.

Das Profil der mittleren Monatstemperaturen in den einzelnen Schichten zeigt ebenfalls einen ausgeprägten Jahresgang (Abb. 8). Den Frühjahrs- und Sommermonaten ist eine zwar geringe, aber übereinstimmend positive Abweichung der Temperatur der Bodenoberfläche gegenüber der Lufttemperatur gemeinsam und auch in den Herbst- und Wintermonaten überwiegt diese Tendenz. Von November bis Februar nimmt die Temperatur im Bodenprofil nach unten stetig zu, wobei der stärkste Temperatursprung in den obersten 2 cm, direkt unter der Bodenoberfläche festzustellen ist. Von März bis September ist die Bodenoberfläche und die darüber liegende Luftschicht deutlich wärmer als das Bodeninnere, das nur geringe Temperaturunterschiede aufweist. Dadurch wird der Temperatursprung in den obersten 2 cm gegenüber den Wintermonaten noch verstärkt, allerdings in umgekehrter Richtung. Die Umschlagspunkte der monatlichen Temperaturprofile zwischen Sommer- und Winteraspekt liegen für den Herbst im Monat Oktober, für das Frühjahr im Monat Februar. Im Frühjahr weichen die Temperaturen bei 5 cm Bodentiefe geringfügig, aber übereinstimmend positiv von den Temperaturen darüber und darunter ab. Möglicherweise ist dies ein Hinweis darauf, daß die bodenbiologischen Prozesse zumindest im Frühjahr in der unteren F-Schicht am intensivsten ablaufen und einen meßbaren Mehrbetrag an Wärme freisetzen.

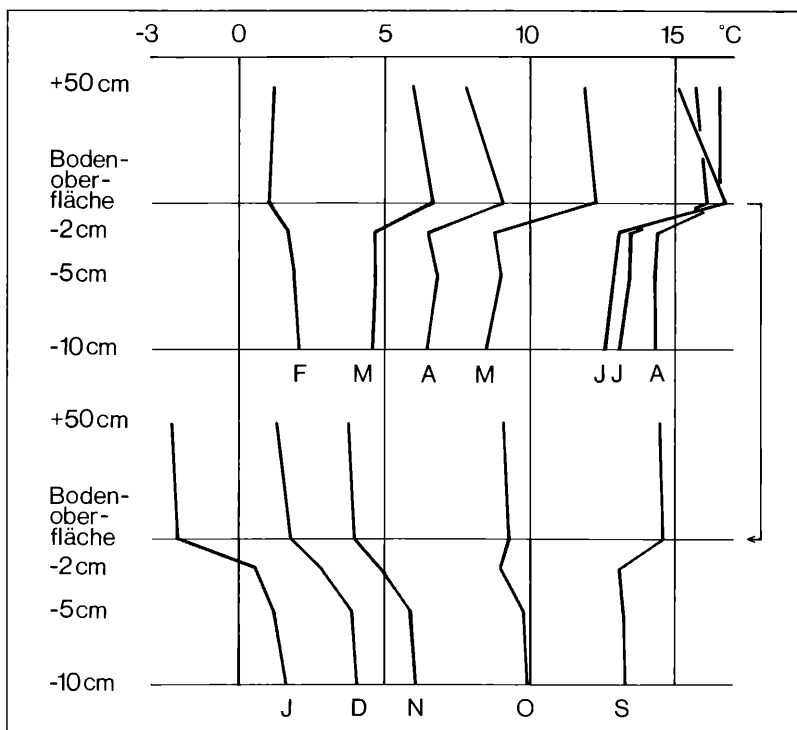


Abbildung 8. Monatliche Temperaturprofile durch den Boden und die bodennahe Luftschicht im Buchenwald der Versuchsfäche im Mittel der Jahre 1979–1981. Dargestellt sind jeweils die mittleren Monatstemperaturen.

3.2 Niederschlag

Auf der Freifläche in unserem Untersuchungsgebiet wurden 1979 1060 mm, 1980 990 mm und 1981 1105 mm Niederschlag gemessen gegenüber 696 mm, 755 mm und 1017 mm der Wetterstation Karlsruhe; im Durchschnitt der Jahre 1979–1981 fielen also rund 1050 mm Niederschlag in unserem Untersuchungsgebiet gegenüber 822 mm in Karlsruhe. Die Verteilung der Niederschläge auf die einzelnen Monate ist sehr ungleichmäßig und auch in den einzelnen Untersuchungsjahren sehr verschieden. So sind beispielsweise die beiden 1979 trockenen Monate Juni–Juli im Jahr 1980 die niederschlagsreichsten, während umgekehrt der August 1979 der regenreichste und im Jahre 1980 einer der trockensten Monate war; am stärksten fällt der Oktober 1981 aus dem Rahmen, der mit Abstand die meisten Niederschläge im Untersuchungsgebiet brachte (Abb. 9).

Im Vergleich mit den Werten für Karlsruhe liegen die Jahressummen der Niederschläge im Untersuchungsgebiet um 52 %, 31 % und 9 %, im Durchschnitt der Jahre 1979–1981 also 30,7 % höher. Vergleicht man die Monatswerte, dann können die Unterschiede außerordentlich variieren: Die monatlichen Niederschlagsmengen im Untersuchungsgebiet betrugen 1979 128–192 %, 1980 65–227 % und 1981 59–151 % derjenigen von Karlsruhe. Hierbei ist zunächst ein Unterschied in der Erfassungsmethode zu berücksichtigen:

Während das Wetteramt die Niederschläge täglich mißt und somit genaue Angaben über die Niederschlagsmenge eines Monats machen kann, erfassen wir die Niederschläge nur wöchentlich und müssen daher am Anfang und Ende eines jeden Monats die gemessenen Mengen anteilmäßig auf zwei Monate verteilen. Über diesen Meßfehler hinaus dürfte aber doch eine beträchtliche Variabilität in der Ergiebigkeit der Niederschläge zwischen Karlsruhe und dem Untersuchungsgebiet bleiben, die lokale Wetterlagen mit Schauer- oder Gewitterbildung widerspiegelt.

Der langjährige Wert von 1017 mm, den SCHLENKER & MÜLLER (1978) für die nächstgelegene Niederschlagsmeßstation Völkersbach in 400 m über NN angeben, fügt sich gut in die von uns gemessenen Jahressummen ein. Damit ist die Annahme berechtigt, daß langfristig die Niederschläge in der Größenordnung von etwas über 1000 mm pro Jahr und somit etwa ein Drittel höher liegen als in der vorgelagerten Rheinebene.

Die Niederschläge im Bestand sind stets niedriger als auf der Freifläche, da ein Teil des Regens und Schnees im Kronenraum des Waldes abgefangen wird. Dieser Teil der Niederschläge wird entweder als Interzeption verdunstet und direkt an die Atmosphäre zurückgegeben, oder an Zweigen und Ästen entlang zum Stamm geleitet, wo er als Stammablauf auf den Boden fließt. Der direkt auf den Boden fallende Teil der Niederschläge wird als Kronentrauf (engl. „throughfall“) be-

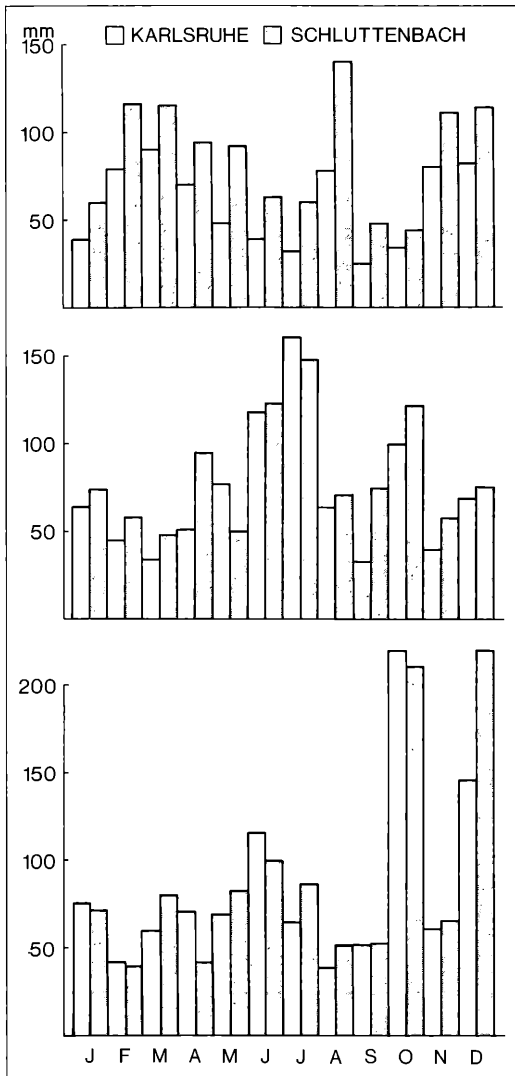


Abbildung 9. Niederschlagsmengen in Karlsruhe und auf der Freifläche des Untersuchungsgebietes in den Jahren 1979, 1980 und 1981 (von oben nach unten).

zeichnet. Freiflächen- und Bestandesniederschlag setzen sich also folgendermaßen zusammen (vgl. Abb. 10):

Freiflächen-niederschlag = Bestandesniederschlag + Interzeption
Bestandesniederschlag = Kronentrauf + Stammablauf

Die Niederschlagsmengen, die wir als Kronentrauf direkt über dem Boden des Buchenwaldes gemessen haben, liegen deutlich unter denjenigen der Freifläche: Im Kronenraum werden von Monat zu Monat unterschiedliche, aber beträchtliche Regenmengen abgefan-

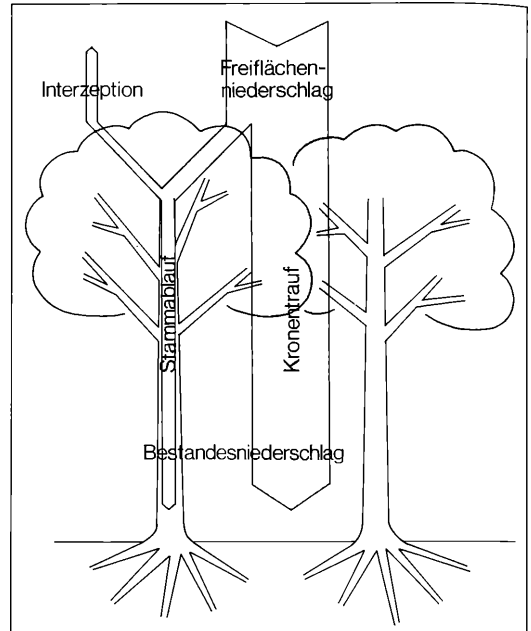


Abbildung 10. Schema der Verteilung der Niederschläge in einem Waldbestand.

gen, wie Tabelle 1 zeigt. Diese Unterschiede sind mit dem U-Test sicherbar, und der ausgeprägte Jahresgang der Unterschiede mit den niedrigsten Werten im Winter und den höchsten im Sommer, wie ihn BENECKE & VAN DER PLOEG (1977) im Solling festgestellt haben, zeigt, daß die Ursache der Unterschiede in der vorhandenen oder fehlenden Belaubung zu suchen ist. Auch AUSSENAC & BOULANGEAT (1980) stellten einen vergleichbaren jahreszeitlichen Unterschied in einem Buchenwald bei Nancy in Frankreich fest; die Niederschläge verteilen sich dort auf Kronentrauf Stammablauf Interzeption im Sommer im Verhältnis 76 : 3 : 21, im Winter 85 : 9 : 6. FORGEARD et al. (1980) fanden in einem Buchenwald der Bretagne in Frankreich keine jahreszeitlichen Unterschiede in der Aufteilung der Niederschläge in die einzelnen Kompartimente, was sie darauf zurückführen, daß die Regen in der Bretagne im Frühjahr und

Tabelle 1. Anteil des im Kronenraum abgefangenen Niederschlags (Interzeption und Stammablauf) am gesamten Niederschlag des Buchenwaldes der Versuchsfläche, gemessen auf der Freifläche von 1979–1981. Angegeben ist der Mittelwert und die Streuung oder Standardabweichung.

	Interzeption + Stammablauf	Anzahl der Monatswerte
November – April	24,6±5,7 %	18
Mai – Oktober	32,6±8,1 %	18

Tabelle 2. Streuung oder Standardabweichung der Mengenwerte des Kronentraufs aus 9 Auffanggefäßen im Buchenwald der Versuchsfläche. Wochenmengen unter 1 mm blieben unberücksichtigt, da hier die Meßgenauigkeit nicht mehr ausreicht. Meßperiode 1979–1981.

	Streuung	Anzahl der Wochenwerte
Winterhalbjahr	7,1 ± 4,0 %	66
Sommerhalbjahr	12,9 ± 3,6 %	60

Sommer heftiger sind und somit weniger leicht im Kronenraum abgefangen werden.

Darüber hinaus scheint auch in unserem Buchenwald ein Zusammenhang zwischen der Stärke der Niederschläge und der im Kronenraum abgefangenen Regenmenge zu bestehen, wie er nach BENECKE & VAN DER PLOEG (1977) in anderen Wäldern zu finden ist. Denn bei monatlichen Niederschlagsmengen unter 50 mm wird im Kronenraum prozentual mehr Wasser zurückgehalten als bei höheren Niederschlagsmengen.

Der Kronentrauf passiert den Kronenraum nicht frei, sondern wird durch Blattwerk, Zweige und Äste abgelenkt oder gesammelt, was zu einer Zunahme der Tropfengröße führt und damit die Aufschlagskraft am Boden erhöht. Außerdem werden im Kronentraufwasser Nährstoffe und andere Substanzen durch Abspülen und Auswaschen aus dem Kronenraum angereichert (siehe S. 77). Ablenkung und Sammlung der Niederschläge im Kronenraum bewirken eine flächenmäßig ungleiche Verteilung des Kronentraufs auf dem Boden. Dies drückt sich aus in der Streuung der wöchentlich gemessenen Niederschlagsmengen in den 9 Auffanggefäßen im Bestand der Versuchsfläche (Tab. 2). Im Winterhalbjahr liegt die Streuung wenig über derjenigen auf der Freifläche, die wir mit $4,3 \pm 1,8$ % aus 15 Wochenwerten ermittelt haben. Im Sommerhalbjahr weicht die Streuung mit fast 13 % dagegen signifikant von derjenigen der Freifläche ab. Berücksichtigt wurden hier nur wöchentliche Regenmengen über 1 mm, da noch kleinere Meßwerte mit zu großen Meßfehlern behaftet sind. Der Stammbau wird für die Buche in der Literatur (FORGEARD et al. 1980) mit durchschnittlich 10–12 % (Variationsbreite 7–16 %) angegeben, woraus sich die Interzeption, d. h. der im Kronenraum festgehaltene und direkt an die Atmosphäre zurückgegebene Anteil der Niederschläge für unseren Buchenbestand mit 13–23 % errechnet. Im Buchenwald des Solling machte die Interzeption in den Jahren 1968–1972 14,3–23,1 %, im Mittel 18,9 % aus (BENECKE & VAN DER PLOEG 1977). Der Bestandesniederschlag unserer Versuchsfläche, der sich aus Kronentrauf und Stammbau zusammen setzt, läßt sich auf Grund des genannten Schätzwertes für die Interzeption mit 77–87 % der Niederschläge des Untersuchungsgebietes angeben.

4. Mengen von Streuproduktion und Streuvorrat

Die Streu, d. h. der Bestandesabfall ist derjenige Teil der Nettoprimärproduktion, der einerseits nicht in Zuwachs an oberirdischem Holz oder Wurzeln festgelegt wird und andererseits nicht dem Fraß durch Herbivore anheimfällt (RUNGE 1973):

$$\text{Bestandesabfall} = \text{Netto-primärproduktion} - \text{Zuwachs an Holz u. Wurzeln} - \text{Fraß durch Herbivore}$$

Der Bestandesabfall läßt sich ebenso wie der Zuwachs in eine ober- und eine unterirdische Komponente teilen. Letztere umfaßt zwar nur ein einziges Kompartiment, die Feinwurzeln, die ständig absterben und neu gebildet werden; diese Komponente ist methodisch schwierig zu erfassen. Im 120jährigen Buchenbestand des Solling wurde ihr Anteil an der Streu mit 28,7 % ermittelt, so daß sich unter Einrechnung möglicher Fehler (wie Nichtberücksichtigung der Wurzelfraktion von 2–5 cm ϕ) der Anteil der unterirdischen Komponente auf etwa $\frac{1}{3}$ des Bestandesabfalls schätzen läßt (RUNGE 1973).

Die oberirdische Komponente läßt sich in Grob- und Feinstreu trennen. Die Grobstreu stellt in Form der dickeren Äste und Zweige ein recht einheitliches Kompartiment dar. Ihr Anteil betrug im Solling rund 11 % der oberirdischen Streu. Die Feinstreu umfaßt dagegen eine Reihe verschiedener Kompartimente: Fallaub, dünne Zweigstücke, Rinde, Knospenschuppen, Blüten, Früchte und Fruchthüllen.

4.1 Streuproduktion

Die frisch gefallene Feinstreu wurde mit 5 Laubsammlern üblicher Bauart (NEWBOULD 1971: 32 Typ a; Abb. 11) und einer Öffnungsweite von 0,5 m² in etwa 1,20 m Höhe über dem Boden aufgefangen. Die Laubsammler wurden von Januar bis Sep-

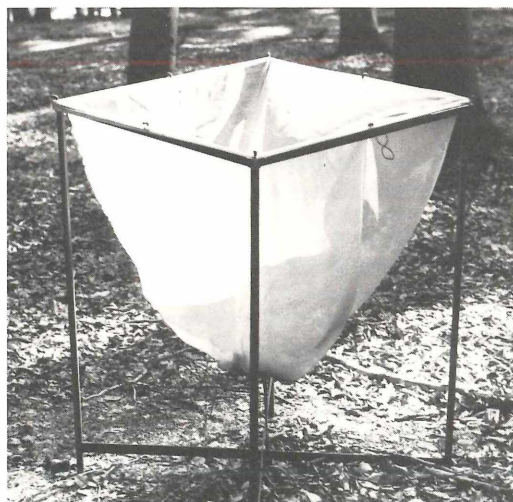


Abbildung 11. Laubsammler zum Auffangen der Feinstreu. Foto H. HECKEL.

Tabelle 3. Menge und Zusammensetzung der Feinstreu des Buchenwaldes der Versuchsfäche in g TS/m²·a (lufttrocken) und Anteil der einzelnen Kompartimente an der gesamten Feinstreu. Das Material wurde mit 5 bzw. 10 (1981) Laubsammlern von je 1/2 m² Öffnungsweite gewonnen.

	1977		1978		1979		1980		1981		1977–81	
	Menge	%	Menge	%	Menge	%	Menge	%	Menge	%	Menge	%
Laub	439,2	74,9	295,4	71,4	290,5	79,1	504,4	71,0	438,9	81,3	393,7±95,8	75,5±4,6
Knospenschuppen + Blüten	30,1	5,1	24,2	5,8	11,3	3,1	34,6	4,9	26,4	4,9	25,3±8,8	4,8±1,0
Früchte	22,6	3,9	21,8	5,3	15,3	4,2	35,0	4,9	16,6	3,1	22,3±7,8	4,3±0,9
Fruchthüllen	19,9	3,4	11,6	2,8	14,7	4,0	28,8	4,1	12,5	2,3	17,5±7,1	3,3±0,8
Zweige + Rinde	74,9	12,8	60,9	14,7	35,5	9,7	107,6	15,2	45,7	8,5	64,9±28,2	12,2±3,0
gesamte Feinstreu	586,7		413,9		367,3		710,4		540,1		523,7±137,4	

tember monatlich, in der Zeit von Oktober bis Dezember wöchentlich geleert. Das Material wurde in seine einzelnen Kompartimente sortiert, Frisch- und Trockengewicht (lufttrocken) bestimmt und in Plastikflaschen für die chemischen Analysen aufbewahrt. Streuproduktion und Bodenstreu werden im folgenden stets als lufttrockene Trockensubstanz (TS) angegeben.

Im Laufe der Jahreszeiten ändert sich nicht nur die Menge, sondern auch die Zusammensetzung des von den Bäumen herabfallenden Bestandesabfalls. In den Monaten März bis Mai besteht dieser vorwiegend aus Knospenschuppen und Resten von Blütenständen. Über das Jahr verteilt fallen kleine Zweige und Rindenstücke. Im September machen Bucheckern und Fruchthüllen den Hauptteil der Feinstreu aus. Erst mit dem Einsetzen von Nachfrösten und dem Aufkommen von starken Winden in der zweiten Oktoberhälfte kommt es zum eigentlichen herbstlichen Laubfall. Innerhalb von zwei Wochen können dann bis zu 70 % der gesamten Streu und 90 % der Laubstreu fallen (Abb. 12).

Einzelne Bäume im Bestand, die im Frühjahr später als die anderen austreiben, verlieren meist auch im Herbst ihr Laub später, so daß im Dezember und frühen Januar noch fleckenartig beträchtliche Laubmengen herabfallen können (Abb. 12, Kurve 1979).

Die Mengen an Feinstreu sind starken jährlichen Schwankungen unterworfen (Tab. 3). Bezieht man den Schätzwert von 650 g TS/m²·a für das Jahr 1976 mit ein, dann nahm die Streumenge in den Jahren 1976 bis 1979 stetig von 650 auf 368 g TS/m²·a ab, erreichte 1980 den bisherigen Höchstwert von 710 g TS/m²·a und fiel 1981 wieder auf 540 g TS/m² ab. Abnahme und Zunahme lassen sich kaum mit Schwankungen von Temperatur oder Niederschlag korrelieren. Zunächst läßt sich zwar für die Jahre 1976 bis 1978 eine positive Korrelation mit der mittleren Jahrestemperatur (10,8° – 10,7° – 9,6° C¹⁾) oder mit der mittleren Temperatur der Vegetationsperiode von April bis September 16,9° – 15,1° – 14,8° C) herstellen, die weitere Abnahme der Streuproduktion im Jahre 1979 oder gar die Zunahme im Jahre 1980 kann man aber keinesfalls mit Temperaturänderungen erklären. Die mittlere Jahrestemperatur lag 1979 mit 10,2° C deutlich über derjenigen des Vorjahres; 1980 betrug sie dagegen nur 9,7° C und erbrachte dennoch die höchste Streuproduktion der Meßperiode von 6 Jahren. Die entsprechenden Werte für die Vegetationsperiode sind 15,6° C für 1979 und 14,9° C für 1980.

Auch die Niederschlagsmengen lassen sich kaum mit der Streuproduktion korrelieren; sie betrugen von 1976 bis 1981 in Karlsruhe 648 – 700 – 963 – 696 – 755 – 1017 mm. Eine direkte Abhängigkeit jährlicher Produktivitätsunterschiede eines ausgewachsenen Buchenbestandes von der jeweils aktuellen Niederschlagsmenge

Da unsere Klimamessungen erst 1979 einsetzten und es hier nur auf die relativen Unterschiede der Temperaturen ankommt, mußten wir in diesem Abschnitt durchgehend die Werte für Karlsruhe zugrunde legen.

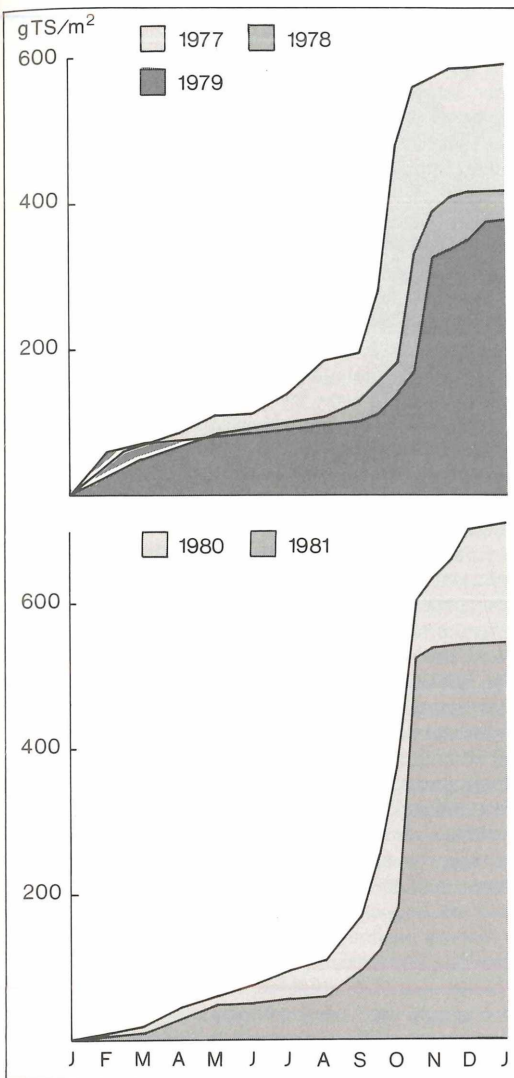


Abbildung 12. Feinstreuproduktion im Buchenwald der Versuchsfläche. Die monatlich bzw. 14tägig registrierten Werte wurden fortlaufend addiert, so daß die Kurven die Mengen der bis zum jeweiligen Zeitpunkt gefallenen Feinstreu angeben. Die Werte wurden aus 5 bzw. 10 (1981) Laubsammlern gewonnen.

ist wohl auch nicht zu erwarten, da die Bäume auf das im Boden gespeicherte Wasser zurückgreifen und damit monatliche und wohl auch jährliche Schwankungen der Niederschlagsmengen ausgleichen können.

Für die Erklärung der erheblichen jährlichen Unterschiede in der Streuproduktion, die fast das Verhältnis 1:2 erreichen, können Fehler beim Erfassen des Bestandesabfalls weitgehend ausgeschlossen werden. So könnten beispielsweise durch Stürme, die zu dem nach

Westen offenen Beierbachtal ungehinderten Zugang haben, jährlich unterschiedliche Mengen an Streu aus den Laubsammlern gewehrt werden. Aber erstens stehen zu einer massiven Beeinflussung des Auffangergebnisses nur etwa 4 Wochen im Spätherbst zur Verfügung, in denen etwa 90 % des Laubes fallen, und zweitens sollte man dann bei den am Hang mit kleinräumig unterschiedlichem Windregime verteilten Laubsammlern unterschiedliche Beeinflussung erwarten. Wir haben deshalb 1981 10 Laubsammler aufgestellt und getrennt ausgewertet. Sie erbrachten eine durchschnittliche Feinstreuernte von 540 gTS/m² bei einer Streuung von 13,7 %, die eher für gleichmäßige Sammelbedingungen und einen weitgehend homogen-flächendeckenden Streueintrag spricht. Darüber hinaus ist die Mächtigkeit der L-Schicht zwar nicht direkt von der Menge des Streueintrags abhängig, folgt ihr aber doch im Verlauf der jährlichen Schwankungen, worauf auf S. 76 näher eingegangen wird. Aus alledem schließen wir, daß die festgestellten Unterschiede der jährlichen Streuproduktion nicht auf methodische Fehler in der Erfassung zurückzuführen sind.

4.2 Streuvorrat

Der Bestandesabfall lagert sich zunächst als L-Schicht auf dem Boden ab und „wandert“ im Laufe der Jahre im Bodenprofil nach unten, wobei er letztlich vollständig abgebaut wird. Da sich dieser Abbau über eine Reihe von Jahren erstreckt, kommt es zur Anhäufung von unterschiedlich stark abgebauter Streu als Bodenauflage mit einer charakteristischen Schichtung, die aus dem jahrgangsweisen Streuanfall herrührt. Nach ZACHARIAE (1965) läßt sie sich von oben nach unten folgendermaßen gliedern:

L-Schicht: Die Pflanzenreste sind morphologisch weitgehend unverändert; augenfällige Zersetzungs Vorgänge sind noch nicht wirksam.

F-Schicht: Die Pflanzenreste sind stofflich und morphologisch deutlich verändert; innerhalb der Schicht nimmt die Zersetzung nach unten hin zu; soweit noch Gewebsstrukturen in Bruchstücken sichtbar sind, wird das Material zur F-Schicht gerechnet.

A_h-Schicht: Das Laub ist mikroskopisch nicht mehr erkennbar; nur Reste von Zweigen und Fruchthüllen, die offensichtlich eine längere Zersetzungszeit haben, sind noch im oberen Bereich der A_h-Schicht erhalten. Die Humusmasse ist in die oberste Schicht des Mineralbodens eingemischt und liegt locker in einem schmalen, festeren B-Horizont auf.

Die Menge an organischem Material in den einzelnen Schichten der Bodenauflage wurde monatlich im Zusammenhang mit der Erfassung der Bodenfauna bestimmt. Hierzu wurden mit einem Metallrahmen von 33 cm Kantenlänge jeweils an 3 Stellen mittlerer Hangneigung in der Versuchsfläche Proben ausgestochen; die Einzelproben umfassen also 0,11 m², die „Quadratprobe“ eines Monats 0,33 m². Bei der Probenahme wurden Stellen mit größeren Ästen ausgespart, so daß das Probenmaterial mit demjenigen der Feinstreu aus den Laubsammlern sei-

Tabelle 4. Menge der L-, F- und A_n-Schicht der Bodenauflage im Buchenwald der Versuchsfläche in g TS/m² (lufttrocken). Die Werte wurden aus den monatlichen Quadratproben von 0,33 m² gewonnen.

L-Schicht	1977	1978	1979	1980	1981	1977-81
Januar	540	761	215	613	682	562
Februar	791	541	496	513	641	596
März	895	426	490	401	316	505
April	698	767	416	217	522	524
Mai	730	325	248	313	466	416
Juni	533	510	420	369	304	427
Juli	461	403	190	317	278	330
August	484	242	213	175	196	262
September	403	439	187	177	161	273
Oktober	402	442	329	456	428	411
November	738	561	594	587	699	636
Dezember	597	560	423	508	626	543
Jahresdurchschnitt	606	498	352	387	443	458
F-Schicht	1977	1978	1979	1980	1981	1977-81
Januar	2942	1915	1329	1428	2099	1942
Februar	1876	1114	1208	1205	1418	1364
März	2244	1110	1106	1118	1632	1442
April	2501	2238	1024	1415	1918	1819
Mai	1910	1705	2060	1722	2100	1900
Juni	2253	1240	828	775	1811	1381
Juli	2598	1315	1315	1312	1980	1704
August	1630	1077	1422	1508	1714	1470
September	1704	1166	1988	1637	1880	1675
Oktober	2208	1403	1403	1315	1774	1621
November	1554	1618	2977	1945	1596	1938
Dezember	1723	3102	2614	1922	2217	2316
Jahresdurchschnitt	2095	1584	1606	1442	1845	1714
A _n -Schicht	1977	1978	1979	1980	1981	1977-81
Januar	3167	2248	1052	2011	1716	2029
Februar	2813	2365	817	1625	1612	1847
März	3003	1416	1577	975	1334	1661
April	2108	1628	964	1187	1628	1503
Mai	2045	2902	629	1325	1820	1744
Juni	2823	1519	1370	1620	2115	1889
Juli	3049	1536	674	1555	1611	1685
August	3629	2345	1423	1259	2038	2139
September	2827	1547	1939	1715	1512	1908
Oktober	2289	1288	828	1210	1381	1399
November	1726	1754	1416	1164	945	1401
Dezember	1684	1106	1605	1420	1120	1387
Jahresdurchschnitt	2597	1805	1191	1422	1569	1716

ner Herkunft nach vergleichbar bleibt. Die Proben wurden an Ort und Stelle nach Augenschein in L-, F- und A_n-Schicht getrennt. Im Labor wurde nach Auslesen der Makrofauna das Frisch- und später das Trockengewicht (lufttrocken) bestimmt.

Die Mächtigkeit der organischen Bodenauflage wird kleinflächig stark von der unterschiedlichen Hangneigung und anderen Merkmalen des Kleinreliefs beeinflusst. Dementsprechend sind die Materialmengen der monatlichen Quadratproben sehr verschieden. Den-

noch lassen die Ergebnisse einige klare Gesetzmäßigkeiten erkennen (Tab. 4).

Die Mächtigkeit der L-Schicht unterliegt einem deutlichen Jahresrhythmus (Abb. 13). Der herbstliche Laubfall bringt eine rasche Verdopplung der Streumenge in der L-Schicht. Unter der schützenden Decke des frischen Streujahrgangs wird die vorjährige Streu rasch angegriffen und in die F-Schicht einbezogen. Etwa zu Beginn des Sommers ist dieser Vorgang abgeschlossen, so daß im Sommer und Herbst bis zum Beginn des nächsten Laubfalls nur noch ein, weitgehend unzeretzter Streujahrgang die L-Schicht bildet. Dieser Jahresrhythmus läßt sich auch noch, wenn auch weniger deutlich, in der F-Schicht nachweisen. Da in dieser mindestens 3 Streujahrgänge zusammenkommen, sind die Mengenunterschiede im Jahreslauf relativ geringer; aber dennoch sind auch hier die Streumengen zumindest in den Sommer- und Herbstmonaten deutlich niedriger als von November bis Januar. Die Mächtigkeit der A_n-Schicht läßt keinen deutlichen Jahresrhythmus mehr erkennen; die zeitliche Verzögerung von mindestens 4–5 Jahren, mit der ein Streujahrgang in der A_n-Schicht ankommt und die uns noch unbekannte Anzahl von dort gespeicherten Resten von Streujahrgängen verwischen jahreszeitliche Unterschiede der Streumengen weitgehend. Dementsprechend macht der größte Monatswert der Streumenge im Durchschnitt der Jahre 1977 bis 1981 in der A_n-Schicht 154 % des niedrigsten aus, in der F-Schicht dagegen 170 % und in der L-Schicht 243 %. Es ist zu erwarten, daß die Menge an Streu in der L-Schicht weitgehend von der Menge des Bestandesabfalls abhängig bleibt. Vergleicht man die Jahresdurchschnittswerte der L-Schicht jeweils mit den in den Laubsammlern aufgefangenen Streumengen und geht man davon aus, daß die Streumenge der L-Schicht von Januar bis August im wesentlichen vom Streuanfall des Vorjahres bestimmt wird, dann kann man feststellen, daß Zu- und Abnahme von Streuproduktion und L-Schicht synchron verlaufen, wenngleich die L-Schicht im Verlaufe des Untersuchungszeitraumes von 5 Jahren prozentual stetig abnimmt im Verhältnis zur Streuproduktion (Tab. 5). Bei einer durchschnittlichen Abbaurate von 10–15 % im ersten Jahr, die sich aus den Netzbeutelversuchen von MITTMANN (1980) ergibt, sollte die L-Schicht jeweils 85–90 % der Menge des jährlichen Bestandesabfalls umfassen.

5. Energie- und Elementgehalt von Streuproduktion und Streuvorrat

Der Energie- und Stoffhaushalt des Bodens wird vom Bestandesabfall und vom Bestandesniederschlag gespeist, sieht man von der Möglichkeit der direkten Einbeziehung verwitterten Materials aus dem Gesteinsuntergrund ab. Der Bestandesabfall enthält vorwiegend organische, der Bestandesniederschlag anorganische Verbindungen.

BECK & MITTMANN: Biologie Buchenwaldboden, 2

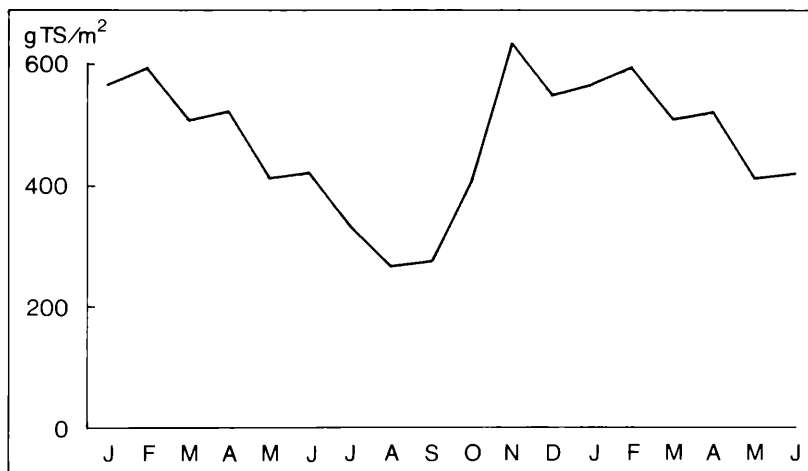


Abbildung 13. Streumengen der L-Schicht des Buchenwaldes der Versuchsfläche im Mittel der Jahre 1977–1981, gewonnen aus den monatlichen Quadratproben von 0,33 m².

Für den Energiehaushalt des Bodens spielt der Bestandesniederschlag eine geringe Rolle gegenüber dem Bestandesabfall, da die heterotrophen Organismen, die für die bodenbiologischen Prozesse des Streuabbaus verantwortlich sind, Energie nur in Form organischer Verbindungen verwerten können.

Der Stoffhaushalt des Bodens wird ebenfalls wesentlich vom Bestandesabfall bestimmt; der Bestandesniederschlag kann aber bei einzelnen Elementen einen wichtigen zusätzlichen Beitrag zum Stoffhaushalt leisten, ja er vermag sogar manchmal den Eintrag durch den Bestandesabfall um ein Vielfaches zu übertreffen. Auf die Bodenoberfläche als Eintrittsebene in das Teilökosystem Boden also „treffen zwei Elementflüsse: 1. Der mit dem Streufall gekoppelte Elementfluß . . . und 2. der mit dem Bestandesniederschlag gekoppelte Elementfluß“ (ULRICH et al. 1977: 19).

Die Elementflüsse haben zwei Quellen: Den atmosphärischen Input und die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln. Der Input aus der Atmosphäre kommt vollständig von außerhalb des Ökosystems und

wird durch den Niederschlag oder durch Filterung von Gasen und Aerosolen im Kronenraum geliefert (ULRICH et al. 1977). Die Nährstoffaufnahme durch die Wurzeln bringt überwiegend Elemente in die Vegetationsschicht, die aus dem Ökosystem selbst stammen und durch den Abbau des Bestandesabfalls freigesetzt wurden; diese Nährstoffe zirkulieren also in der Biosphäre. Je nach Verwitterbarkeit kommen mehr oder weniger große Elementanteile aus der Lithosphäre, d. h. dem Gestein hinzu. Da ein Teil der aufgenommenen Nährstoffe durch den Stoffwechsel der Pflanzen verbraucht wird, kommt für die Elementflüsse im Rahmen des Ökosystems nur die Nettowurzelaufnahme in Betracht. Die von ihr gelieferten Elementmengen werden eines Teils in der Pflanze langfristig in Holz festgelegt, was als Vorratsänderung im Bestand registriert wird, oder kurzfristig in diejenigen Pflanzenteile eingebracht, die als Streufall auf den Boden gelangen.

Eine Bilanz der Elementflüsse sieht daher folgendermaßen aus (vgl. Abb. 14):

Input aus der Atmosphäre	Netto- + wurzel- aufnahme	= Bestandes- Streu- fall +	Vorrats- + Ver- änderung im Bestand
--------------------------------	---------------------------------	----------------------------------	--

Streufall und Vorratsänderung im Bestand werden dabei im wesentlichen aus der Nettowurzelaufnahme gespeist. Sie haben aber auch einen geringen Anteil am atmosphärischen Input, da gerade die Blätter im Kronenraum als Filter für Elemente aus der Atmosphäre wirken. Der Bestandesniederschlag bringt den Hauptteil des atmosphärischen Input zum Boden, hat aber durch Auswaschung von Elementen (engl. „leaching“) vor allem aus Blättern auch einen kleinen Anteil an der Nettowurzelaufnahme.

Die Bedeutung des Bestandesniederschlags für den Elementeintrag in das Teilökosystem Boden wird aus den Untersuchungen im Solling deutlich (Tab. 6). Da-

Tabelle 5. Menge der Feinstreuproduktion und Menge der zugehörigen Bodenstreu in der L-Schicht im Buchenwald der Versuchsfläche in g TS/m² · a (lufttrocken). Die Werte der Streuproduktion setzen sich zusammen aus 2/3 der Menge des Vorjahres und 1/3 der Menge desjenigen Jahres, dessen Bodenstreu damit verglichen wird.

	1976 –77	1977 –78	1978 –79	1979 –80	1980 –81
Feinstreuproduktion	629	529	398	481	653
Streumenge in der L-Schicht	606	498	352	387	443
L-Schicht in Prozent der Streuproduktion	96	94	88	80	68

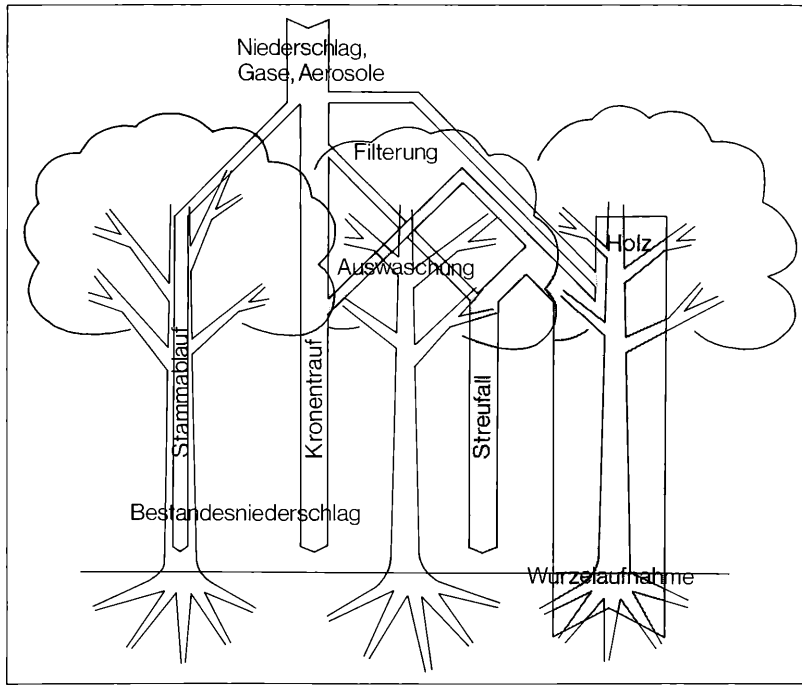


Abbildung 14. Schema der Nährstoff- oder Elementflüsse in einem Waldbestand.

nach stellt der Bestandesniederschlag im 120jährigen Buchenwald unter den Makronährstoffen vor allem für K, Ca und Mg eine wichtige Quelle dar; von diesen bringt der Bestandesniederschlag 1,5 x bis 2,5 x mehr in den Boden ein als der Streufall, während es bei N nur 0,5 x und bei P nur 0,2 x soviel ist. Ganz überragende Bedeutung hat der Bestandesniederschlag für den Eintrag der Elemente, die vornehmlich Luftverunreinigungen zu verdanken sind wie Schwefel, Chlor und Natrium. Die Untersuchungen von NIHLGÅRD (1970, 1972) in Buchenwäldern von Schonen (Südschweden) zeigen einen bei fast allen Elementen niedrigeren Anteil – teilweise weniger als die Hälfte – des Bestandesniederschlags am Elementeintrag gegenüber dem Streufall; dies ist in erster Linie auf wesentlich geringere Elementmengen im Bestandesniederschlag zurückzuführen, so bei N, K, Ca, P und auch S; die Menge des Schwefeleintrags ist bei nur 11 % niedrigerem Bestandesniederschlag in Schonen 62 % niedriger als im Solling, was auf eine geringere Belastung der Atmosphäre mit SO_2 bzw. SO_4^{2-} aus Verbrennungsgasen fossiler Brennstoffe in Südschweden schließen läßt. Diese Annahme wird dadurch untermauert, daß auch der Stickstoff dort den niedrigsten Wert unserer Vergleichsstandorte in Tabelle 6 aufweist und nach ULRICH et al. (1979) die Stickstoffemission in Form von NO_3 und NH_4^+ zu 57 bzw. 71 % mit der SO_4^{2-} -Quelle verknüpft ist. Nur die Cl- und Na-Mengen sind in Schonen größer als im Solling, was möglicherweise durch die Nähe zum Meer verursacht ist, ebenso wie an dem in Tab. 6 aufgeführten bretonischen Stand-

ort. ULRICH et al. (1979) nehmen an, daß im Solling 100 % der Na- und 81 % der Cl-Ionen im Niederschlag mariner Herkunft sind, obwohl der Solling wesentlich weiter vom Meer entfernt ist als die Standorte in Schonen und in der Bretagne.

Bisher konnten wir die einzelnen Kompartimente der Feinstreu und die verschiedenen Schichten der organogenen Bodenaufgabe kalorimetrisch und chemisch untersuchen, doch sollen künftig auch Freiflächniederschlag und Kronentrauf in die Analysen miteinbezogen werden.

5.1 Energiegehalt

Der Energiegehalt der Streuproben wurde mit einem von PHILIPSON entwickelten Mikrobombenkalorimeter (Wiegert-Gentry Instr. Corp., Aiken, S. Carolina, USA) bestimmt, der Analysen von Proben im Mengenbereich von 1–5 mg erlaubt. Die nicht verbrannten Ascheanteile wurden gewogen und nur die auf das aschefreie Trockengewicht bezogenen Brennwerte miteinander verglichen (RUNGE 1973). Durchschnittlich wurden 4–5 Parallelbestimmungen durchgeführt.

Der Energiegehalt (= Brennwert) der einzelnen Kompartimente der frisch gefallenen Feinstreu ist sehr unterschiedlich (Tab. 7). In den Fruchthüllen ist er am niedrigsten, Knospenschuppen, Blüten, Zweige und Rinde nehmen mittlere Werte ein und Früchte sind mit Abstand am energiereichsten. Der Grund hierfür liegt im spezifischen Gehalt an den verschiedenen organischen Stoffklassen (Kohlenhydrate, Fette, Eiweiße) und deren einzelnen Verbindungen; die erheblichen Unterschiede im

BECK & MITTMANN: Biologie Buchenwaldboden, 2

Elementgehalt lassen sich keinesfalls mit den Energiegehalten korrelieren. Die jährlichen Schwankungen des Energiegehalts der Feinstreu sind sehr gering (weniger als 3 % des Mittelwertes).

Der Energiegehalt der Bodenschichten nimmt nach unten stetig ab. Ausgehend von der frisch gefallenen Feinstreu beträgt der Energiegehalt der L-Schicht noch 95 %, derjenige der F-Schicht 80 % und der A_h-Schicht 38 % (Tab. 8). Dies ist in erster Linie auf den nach unten rasch wachsenden Anteil an mineralischem Material zurückzuführen, der sich im Asche- oder Si-Gehalt ausdrückt. Dennoch enthält, infolge der längeren Verweildauer des Bestandesabfalls und damit der größeren Menge an organischer Substanz in der F-Schicht diese fast den dreifachen Energievorrat gegenüber der L-Schicht. Selbst in der A_h-Schicht beträgt der Energievorrat noch rund die Hälfte desjenigen der F-Schicht und liegt damit deutlich über demjenigen der L-Schicht.

5.2 Elementgehalt

Zur Ermittlung des Elementgehalts der Streuproben dienten folgende chemische Analysen:

Trockengewicht und Aschegehalt: Von luftgetrockneten, auf dem Berlese-Apparat getrockneten oder gefriergetrockneten Proben wurden zur Bestimmung des Restwassergehaltes etwa 0,5–1 g des Probenmaterials in Porzellantiegeln 20–24 h lang bei 105°C getrocknet (BENNERT 1973). Alle Analysenwerte wurden auf entsprechend korrigierte wasserfreie Einwaagen bezogen. Die-

se Einwaagen wurden zur Aschebestimmung mitverwendet und bei 550°C bis zur Gewichtskonstanz im Muffelofen verascht. Zur Diskussion der Methode der Veraschung und deren möglicher Fehlerquellen siehe GREWELING (1976). Es wurden jeweils 3–5 Parallelbestimmungen durchgeführt.

N und C: Der N-Gehalt wurde nach der Methode der Gesamtstickstoffbestimmung der KJELDAHL-FÖRSTER (STEUBING 1965) ermittelt, der Gesamtkohlenstoffgehalt durch nasse Veraschung mit Bichromat nach ALLISON (1960) und SPRINGER & KLEE (STEUBING 1965), abgewandelt durch eine photometrische Bestimmung des bei dem Aufschluß reduzierten 3wertigen Chromsalzes bei 645 nm.

Si und Al: Ein Teil der Probensubstanzen wurde nach der Veraschung im Nickeltiegel mit NaOH im Überschuß eingeschmolzen (ALLEN 1974). Aus dieser Schmelze wurde Si durch Reduktion mit Aluminon bestimmt (GREWELING 1976). Eine Diskussion der Fehlermöglichkeiten findet sich bei diesen Autoren.

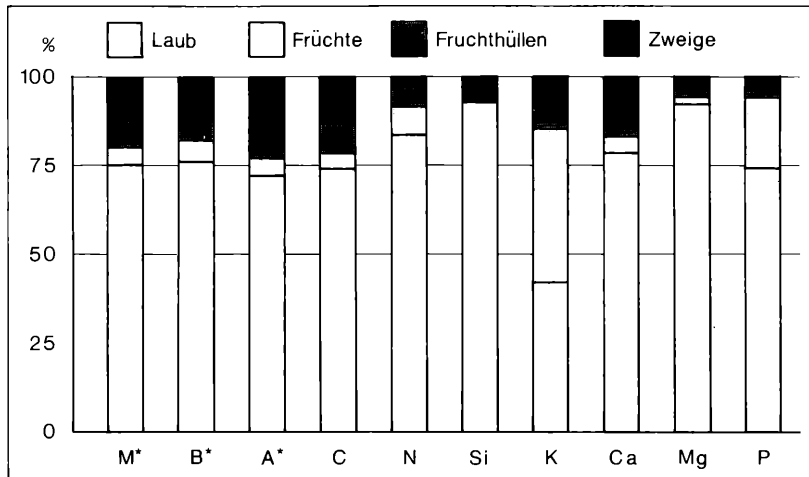
Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, P: Ein anderer Teil der Asche wurde zum Trocknen der Silicate mit konzentrierter Salzsäure behandelt, um bei der anschließenden Lösung der Probe in 25 ml 0,05N-Salpetersäure auch die 3wertigen Metalloide in Lösung zu bekommen (GREWELING 1976). Die Konzentration von Na und K in dieser Lösung wurde mit einem Zeiss-Flammenphotometer PF 5 bestimmt, die von Ca, Mg, Fe und Mn mit Hilfe eines Atomabsorptionsspektrometers Perkin-Elmer 303 S (GREWELING 1976, Pe User Manual). Parallel dazu wurde der Mn-Gehalt photometrisch als Permanganat mit Ammoniumperoxodisulfat als Reduktionsmittel (PATAKI & ZAPP 1974) und der P-Gehalt als Molybdovanadophosphorsäure ermittelt (GREWELING 1976).

Bei sämtlichen Bestimmungen wurden 5 Parallelmessungen

Tabelle 6. Menge des jährlichen Elementeintrags durch Bestandesniederschlag und Streufall in g/m²·a und Verhältnis beider Mengeneinträge zueinander in verschiedenen europäischen Buchenwäldern.

Standort	Kompartiment	N	Si	K	Ca	Mg	P	S	Cl	Na	Fe	Al	Mn	Autor
Deutschland, Solling	Bestandesniederschlag	2,38		2,43	2,83	0,40	0,06	4,76	3,08	1,29	0,11	0,16	0,30	ULRICH et al. 1977
	Streufall	4,90		1,60	1,62	0,16	0,40	0,32	0,08	0,07	0,18	0,05	0,51	
	Best.niederschlag./ Streufall	0,5		1,5	1,7	2,5	0,2	14,9	38,5	18,4	0,6	3,2	0,6	
Schweden, Skåne	Bestandesniederschlag	0,89		1,31	1,01	0,34	0,01	1,85	3,55	1,57		—	0,22	NIHLGÅRD 1970
	Streufall	6,90	0,37	1,44	3,17	0,43	0,50	0,64		0,22	0,14		0,78	
	Best.niederschlag./ Streufall	0,1		0,9	0,3	0,8	0,1	2,9		7,1			0,3	
Frankreich, Bretagne	Bestandesniederschlag	1,13	—	8,46	1,43	0,87			—	4,86				FORGEARD et al. 1980
	Streufall	3,01		0,92	1,94	0,32				0,16				
	Best.niederschlag./ Streufall	0,4		9,2	0,7	2,7				30,4				
Deutschland, Schwarzwald	Streufall (Feinstreu)	3,91	1,76	0,54	0,86	0,66	0,30					—	5,0	diese Arbeit geschätzt

Abbildung 15. Anteil der Kompartimente Laub, Früchte, Fruchthüllen und Zweige an Menge (M*), Brennwert (B*), Asche (A*) und einigen Elementen der frisch gefallenen Feinstreu im Mittel der Jahre 1977–1979.



die unterschiedliche Verteilung von Elementen im Profil der organischen Bodenauflage sind in der Auswaschung und schließlich ganz besonders im unterschiedlichen Verhalten der einzelnen Elemente beim Abbau des Bestandesabfalls zu suchen. Dies wird in „Abbauprofilen“ näher untersucht, worüber in einer späteren Mitteilung berichtet werden soll.

6. Schlußfolgerungen

Wir haben nun Menge sowie Energie- und Elementgehalt von Streuproduktion und Streuvorrat im Buchenwald der Versuchsfläche bei Schluttenbach dargestellt

Tabelle 8. Energie- und Elementmengen der Feinstreuproduktion und der Bodenauflage im Buchenwald der Versuchsfläche im Mittel der Jahre 1977–79. Die Werte des Streufalls sind als durchschnittliche Produktion pro Jahr zu verstehen, wobei der Wert der Gesamtmenge die Jahre 1976–79 umfaßt.

	Gesamtmenge g TS/m ²	Energiegehalt cal/g TS Kcal/m ²	Asche	Kohlenstoff	Stickstoff	Silicium g/m ²	Kalium	Calcium	Magnesium	Phosphor
Feinstreuproduktion	505	4848 2448	13,7	258,6	3,91	1,76	0,54	0,86	0,66	0,30
L-Schicht	503	4618 2323	32,0	248,7	6,43	9,18	0,40	2,54	0,21	0,56
F-Schicht	1762	3906 6883	417,4	701,4	26,10	161,14	1,94	6,00	1,23	1,85
A _h -Schicht	1864	1832 3415	1245,5	342,8	13,24	525,11	3,54	0,93	2,42	1,77
Bodenauflage insgesamt	4129	3057 12621	1694,9	1292,9	45,77	695,4	5,48	9,47	3,86	4,18
Jährliche Streuproduktion in % der Bodenauflage	12,2	19,4	0,8	20,0	8,5	0,3	9,9	9,1	17,1	7,2

und den Rahmen der abiotischen Faktoren Temperatur und Feuchtigkeit angegeben. Welche Beziehungen lassen sich nun zwischen diesen einzelnen Daten und Ergebnissen herstellen und wie fügen sie sich in das Bild der bisherigen Kenntnisse ein?

6.1 Mengen der Streuproduktion und Klima

Zur Streuproduktion, oder weiter gefaßt zur Nettoprimärproduktion liegt eine Fülle von Daten aus allen Regionen der Erde vor. LIETH (1972, 1973) und JORDAN & MURPHY (1978) haben sie weltweit zusammengetragen und mit Temperatur, Niederschlag und Strahlungshaushalt verglichen. LIETH hat die Beziehungen von Nettoprimärproduktion zu Temperatur und Niederschlagsmen-

ge berechnet. Die von ihm erstellten Kurven lassen gerade in dem für Mitteleuropa gültigen Bereich ($5-15^{\circ}\text{C}$, $500-1500\text{ mm/a}$) sehr starke Änderungen der Produktivität in Abhängigkeit insbesondere von der Temperatur, aber auch von der Niederschlagsmenge erkennen. Die beträchtliche Streuung der von LIETH zugrunde gelegten Werte zeigt aber gleichzeitig, daß diese Abhängigkeit von anderen Faktoren stark modifiziert wird. Zur Frage nach der Ursache der großen jährlichen Unterschiede in der Streuproduktion unseres Buchenwaldes, die – unter Einbeziehung des Schätzwertes für 1976 – eine Streuung von $24,5\%$ des Mittelwertes $545\text{ g TS/m}^2\cdot\text{a}$ (1976–1981) ergeben, läßt sich aus der Literatur die Untersuchung aus Schonen (Südschweden) als Vergleichsbeispiel heranziehen (Tab. 9). Für die Periode von 1967–1971 ergibt sich in Schonen ein jährlicher Streueintrag von $497\text{ g TS/m}^2\cdot\text{a}$ bei einer Streuung von $14,2\%$. In den Jahren 1972–1973 reduzierte eine Gradation des Spinners *Dasychira pudibunda* L. die Laubstreuproduktion von $344\text{ g TS/m}^2\cdot\text{a}$ (Φ 1967–1971) auf $79\text{ g TS/m}^2\cdot\text{a}$ (1973). Wahrscheinlich beeinflussen auch in unserem Untersuchungsgebiet phyllophage oder rhizophage Insekten, jährlich unterschiedliche Schadstoffimmissionen, z. B. „Saure Regen“, Schwermetalle, Pestizide oder Kombinationen solcher Faktoren untereinander und mit klimatischen Besonderheiten die Streuproduktion.

Bei einer Temperaturspanne von $6-8,5^{\circ}\text{C}$ und Niederschlägen von $800-1330\text{ mm}$ liegen die Durchschnittswerte der Streuproduktion europäischer Buchenwälder in einem überraschend engen Bereich (Tab. 10). Bei einem Verhältnis von $1:1,35$ für die Feinstreumengen und $1:1,17$ für die Laubstreumengen an den verschiedenen Standorten dieser Wälder werden diese Unterschiede von den jährlichen Produktionsschwankungen unseres

Tabelle 9. Laub- und Feinstreuproduktion in einem Buchenwald von Skåne in Südschweden in $\text{g TS/m}^2\cdot\text{a}$ (nach Angaben von NILSSON 1977)

	Laubstreue	Feinstreue
1967	348	507
1968	372	447
1969	352	594
1971	301	442
1972	258	430
1973	79	465

Buchenwaldes deutlich übertroffen. Bei den in Tab. 10 aufgeführten Werten für die Fein- und Laubstreuproduktion handelt es sich um Mittelwerte von mindestens dreijährigen Meßperioden, die zeigen, daß offensichtlich die durchschnittliche Produktion eines Buchenwaldes innerhalb eines weiten Rahmens klimatischer Bedingungen optimale Werte erreicht. Wahrscheinlich beziehen sich die damit im Widerspruch stehenden großen Differenzen der Produktivitätswerte in diesem Temperatur- und Niederschlagsbereich bei LIETH (1972, 1973) auf verschiedene Pflanzengesellschaften.

In Tabelle 11 haben wir den Vergleich auf Laubwälder der Nordhalbkugel ausgedehnt und nicht Mittelwerte, sondern die Variationsbreite der jährlichen Streuproduktion angegeben, wie sie sich aus den recht unterschiedlichen Untersuchungen ablesen läßt. Die Angaben sind überwiegend zusammenfassenden Darstellungen entnommen. Hier bestätigt sich, daß Jahrestemperatur und jährliche Niederschlagsmenge offenbar nur den Rahmen abstecken, innerhalb dessen die tatsächliche Produktion von andern Faktoren bestimmt wird. Dies mögen neben Standortbesonderheiten hinsichtlich

Tabelle 10. Laub- und Feinstreuproduktion europäischer Buchenwälder. Die angegebenen Werte sind Mittelwerte über mindestens 3 Jahre und beziehen sich auf ofentrockenes Material. Die Werte aus Tab. 3 dieser Arbeit wurden um 12% vermindert, was dem durchschnittlichen Wasserverlust von luftgetrocknetem Material bei Ofentrocknung von 85°C entspricht.

	Höhe über NN in m	mittlere Jahres- temperatur in $^{\circ}\text{C}$	mittlerer Jahres- niederschlag in mm	mittleres Bestan- desalter in Jahren	pH-Wert des Bodens	Laub $\text{g TS/m}^2\cdot\text{a}$	Fein- streue	Meß- periode	Autor
Deutschland, Schwarzwald	320	8,3	1050	>100	3,8 –4,7	340	460	1977–80	diese Arbeit
Deutschland, Solling	500	6,5	1070	120		330	370	1967–69	HELLER 1971
Belgien, Ardennen	550	~7	1330	130	3,4 –3,9	290	450	1976–79	PARMENTIER & REMACLE 1981 u. briefl. Mitt.
Schweden, Skåne	120	6–7	~800	90	4,0 –4,5	340	500	1967–71	NIHLGÅRD 1972 u. NILSSON 1977

des Bodens andere Klimafaktoren sein, wie etwa Eintrittstermine und Stärke von Frösten, Amplitude der Temperaturgänge oder das Zusammenspiel des zeitlichen Musters von Temperatur und Niederschlag; endogene Faktoren wie Fruchtungsrythmen mögen hinzukommen und den klimatischen Einfluß überlagern.

Im weltweiten Vergleich der durchschnittlichen jährlichen Produktionsraten tritt die Bedeutung des klimatischen Rahmens hingegen um so deutlicher hervor. Nach den von KLINGE & RODRIGUES (1968) zusammengestellten Daten liegt die Streuproduktion in tropischen Regenwäldern Südamerikas zwischen 670 und 1010 g TS/m² · a, in Afrika zwischen 1050 und 1530 g TS/m² · a; bei JORDAN & MURPHY (1978) finden sich Werte bis 2320 g TS/m² · a für einen thailändischen Regenwald. Die Erhöhung der Temperatur um etwa 15–20° C bewirkt bei ausreichender Versorgung mit Niederschlägen eine Steigerung der Produktion von Laubwäldern um das Zwei- bis Vierfache.

6.2 Mengen der Bodenstreu und Klima

Die Bodenstreu, die die Masse der organischen Bodenaufgabe bildet, wird vom jährlichen Bestandesabfall gespeist und durch den ständigen Abbau bis zur Remineralisierung vermindert. In einem ausgereiften alten Waldbestand sollte sich in unseren Breiten und für einen überschaubaren Untersuchungszeitraum von einigen Jahren ein Gleichgewichtszustand zwischen Eintrag und Austrag eingestellt haben, der sich in der Menge des organischen Materials der Bodenaufgabe ausdrückt. Diese Menge wird bestimmt von der Menge der jährlichen Streuproduktion, von der Zeitdauer des Abbaublaufs und der Art des Abbaus, die im wesentlichen durch das Wechselspiel zwischen Humusbildung und Remineralisierung gekennzeichnet ist.

Der Zusammenhang zwischen Mächtigkeit der organischen Bodenaufgabe und Abbaugeschwindigkeit ist zwar im Prinzip längst bekannt, wurde aber nur selten quantitativ untersucht. Der Grund hierfür dürfte die in den gemäßigten Breiten bereits beträchtliche Zeitdauer sein, die der Abbaublauf benötigt. Eine grobe Abschät-

zung der Zeitdauer dieses Ablaufs ergibt sich aus dem Verhältnis zwischen Streuproduktion und Bodenstreu (Tab. 12). Wir haben die Kohlenstoffmengen als Maß für die Menge an organischem Material in den Schichten der Bodenaufgabe verwendet, weil sonst die mineralischen Beimengungen nicht mehr vergleichbare Werte ergeben, wie die Daten aus den beiden deutschen Buchenwäldern zeigen. Bei fast identischen Kohlenstoffverhältnissen enthält unser Buchenwaldboden weniger als 1/3 der Gesamtmenge an Streusubstanz des in Tab. 12 aufgeführten oberhessischen Buchenwaldes, wo offenbar organisches und mineralisches Material in der A_h-Schicht wesentlich intensiver durchmischt werden. Bei insgesamt etwa gleichen jährlichen Streumengen ergeben sich beträchtliche Unterschiede in der Mächtigkeit der einzelnen Schichten. Die F-Schicht wird hiervon am wenigsten betroffen; der niedrigste und der höchste Wert für die Kohlenstoffmengen verhalten sich in dieser Schicht wie 1:1,3. In der L-Schicht beträgt das Verhältnis 1:2,3 und erreicht in der A_h-Schicht bis zu 1:6,4. Der Zeitraum, innerhalb dessen das frisch gefallene Streumaterial sichtbar angegriffen wird, dehnt sich offenbar von den etwa 1,5 Jahren in unserer Versuchsfläche auf 2–3 Jahre in den polnischen Wäldern und auf 4 Jahre im Espenwald der Rocky Mountains aus (Tab. 12). Die F-Schicht, der Ort des intensivsten Abbaus, ist überall etwa gleich mächtig und dürfte jeweils 3–4 Streujahrgänge enthalten. Möglicherweise erreicht hier die Dynamik der Abbauprozesse kleinräumig gegenüber den Umweltbedingungen so großes Übergewicht, daß deren Wirkung überdeckt wird. Die F-Schicht könnte als nach oben geschützter „Komposthaufen“ betrachtet werden, was bereits bei der auf S. 70 erwähnten positiven Temperaturanomalie in der unteren F-Schicht vermutet wurde.

Der zeitliche Ablauf des vollständigen Abbaus entscheidet sich in der A_h-Schicht. Hier treten innerhalb der verglichenen Böden Verzögerungen bis zu weit über 10 Jahren auf gegenüber unserer Versuchsfläche; genauere Vergleiche sind noch nicht möglich, weil unsere Datierung der Streujahrgänge erst 5 Jahre und damit

Tabelle 11. Laub- und Feinstreuproduktion von Laubwäldern der gemäßigten Breiten der Nordhalbkugel in g TS/m² (ofentrocknen). Die Werte aus Tab. 3 dieser Arbeit wurden um 12 % vermindert.

Region	Bestand	Laubstreu	Feinstreu	Autor
Europa	Buchenwälder	214–279	240–500	LOUSIER & PARKINSON 1976
Europa	Buchenwälder	279–357	394–570	JENSEN 1974
Europa	Buchenwald	255–445	320–625	diese Arbeit
Europa	Eichenwälder	213–326	386–528	JENSEN 1974
USA	Eichenwälder		365–675	LANG & FORMAN 1978
USA	Laubmischwald	223–291	490–583	GOSZ, LIKENS & BORMANN 1972
Alaska	Erlenwälder		163–295	GESSEL & TURNER 1974
Nordamerika	Erlenwälder	364–639	449–990	JENSEN 1974, GESSEL & TURNER 1974
Europa	Erlenwälder		263–330	GESSEL & TURNER 1974

nur in die untere F-Schicht zurückreicht. Die Gründe für die großen Unterschiede im räumlichen und zeitlichen Umfang der A_n -Schicht sind wahrscheinlich in Art und Umfang der Humusbildung zu suchen, die ja eine Art Verzögerungsschleife im Abbaufuß darstellt.

Als Maß für die Abbaugeschwindigkeit wird immer wieder die „Verweildauer“ (engl. „residence time“ T_n MACLEAN & WEIN 1978) als Quotient der Menge der Bodestreue und der jährlichen Streuproduktion genommen. Zur besseren Vergleichbarkeit sollte man auch hier stets das organische Material oder die Kohlenstoffmenge heranziehen. Diese „Verweildauer“ T_n stellt aber nur ein relatives Maß dar, da der Abbau kein linearer Prozeß ist, sondern sich asymptotisch dem Nullwert nähert. Er dürfte durch einen Parameter wie die Halbwertszeit besser zu charakterisieren sein.

Der Unterschied zwischen der „Verweildauer“ T_n und der tatsächlichen Dauer des Abbaus eines Streujahrgangs läßt sich an zwei Untersuchungen abschätzen: LOUISIER & PARKINSON (1976) geben die Zahl der Streu-

jahrgänge in der organischen Bodenauflage mit 25 an, während sich T_n mit etwa 15 Jahren berechnet. Bei unseren Untersuchungen ließen sich schon in der L- und F-Schicht zusammen 5 Streujahrgänge ermitteln, während sich für T_n aus der gesamten Bodenauflage ebenfalls nur 5 Jahre ergeben.

Dennoch lassen sich relative Unterschiede in der Abbaugeschwindigkeit mit dem T_n -Quotienten grob abschätzen. Zieht man hierzu die Werte in Tabelle 12 heran, dann zeigt sich, daß sich die Abbaugeschwindigkeiten weit stärker unterscheiden als die Werte für die Streuproduktion. Für die Menge der jährlichen Streuproduktion ergibt sich ein Unterschied an den verschiedenen Standorten von maximal 1:1,5, für die Menge der organogenen Bodenauflage von bis zu 1:5 und in der „Verweildauer“ T_n ebenfalls etwa 1:5. Dies läßt sich zwar nicht linear, aber – bei aller Einschränkung wegen der geringen Zahl der Meßwerte – grob mit der Temperatur korrelieren und deckt sich mit unserer früheren Annahme, „daß der Abbauprozess, wesentlich bestimmt

Tabelle 12. Menge an Kohlenstoff bzw. Gesamtmenge der einzelnen Schichten der Bodenauflage in g TS/m² im Vergleich zur jährlichen Streuproduktion in verschiedenen Wäldern der gemäßigten Breiten der Nordhalbkugel.

Lage	Deutschland Schwarzwald		Deutschland Kaufunger Wald		Polen bei Toruń		USA New Jersey	Kanada Alberta
Höhe über NN	320 m		420 m		65 m			1400 m
Mittl. Jahrestemperatur	8,3°C				7,8°C		11,7°C	2–4°C
Mittl. Jahresniederschlag	1020 mm				498 mm		1120 mm	620–640 mm
Bestand	Buchenwald		Buchenwald		Eichen-Kiefer-Hainbuchenwald		Eichenwald	Espenwald
	Gesamtmenge	C	Gesamtmenge	C	C	C	C	C
L-Schicht	503	249	456	194	289	316	135	440
F-Schicht	1762	701	2088	839	771	668	178	790
A_n -Schicht	1864	343	6859	288	2119	1016	314	1850
Bodenauflage insgesamt	4129	1293	9403	1321	3179	2000	627	3080
jährliche Streuproduktion	259				255	297	218	202
Verweildauer T_n in Jahren	~5				~12	~7	~3	~15
Autor	diese Arbeit		GLAVAC & KOENIGS 1978		PRUSINKIEWICZ & BIGOS 1978		LANG & FORMAN 1978	LOUISIER & PARKINSON 1976

durch Wachstum und Vermehrung der Pilze und Bakterien, einen höheren Temperaturquotienten hat als die Primärproduktion, die vornehmlich von Spermatophyten geliefert wird“ (BECK 1972: 93).

Der Eichenwald hat bei einer 3–3,5° C höheren Jahrestemperatur in New Jersey (Tab. 12) zwar eine im angegebenen Rahmen liegende Streuproduktion, die Menge des organischen Materials in den Auflageschichten beträgt aber nur die Hälfte derjenigen der beiden deutschen Buchenwälder. Der Espenwald in den Rocky Mountains liegt in der Streuproduktion an der Untergrenze und in der Mächtigkeit der Bodenauflage an der Obergrenze der in Tab. 12 aufgeführten Werte, woraus sich die längste Verweildauer mit $T_n = 15$ ergibt. Die mit 2–4° C außerordentlich niedrige Jahrestemperatur ließe allerdings eine noch größere Differenz erwarten durch eine stärkere Verzögerung des Abbaus. Messungen der Bodentemperatur zeigen jedoch, daß diese weit weniger von den mitteleuropäischen Verhältnissen abweicht als die Lufttemperatur: Bei nahezu gleichen Sommertemperaturen wie in unserem Untersuchungsgebiet liegen die Wintertemperaturen im Durchschnitt zwischen –1 und –3° C; eine ausgiebige Schneedecke schützt den Boden vor niedrigeren Temperaturen (LOUSIER & PARKINSON 1979).

Die Verzögerung des Streuabbaus läßt sich auch grob mit der Niederschlagsmenge korrelieren: Die beiden Standorte mit dem geringsten Niederschlag, bei Torún (Polen) und in Alberta (Kanada), weisen die höchsten Werte für Bodenauflage und Verweildauer auf, während umgekehrt an dem Standort in New Jersey die höchste Niederschlagsmenge mit den niedrigsten Werten für die Bodenauflage und Verweildauer verbunden ist (Tab. 12). Lufttemperatur und Niederschlag sind sicherlich nicht die physiologisch relevanten Umweltparameter, von diesen abhängige Faktoren wie Bodentemperatur oder Verfügbarkeit des Wassers im Boden ergäben wahrscheinlich genauere Korrelationen; solche Daten stehen aber nur sehr selten zur Verfügung.

6.3 Elementgehalte und Elementmengen

Nicht nur die Menge der jährlichen Streuproduktion, auch ihr Energie- und Elementgehalt unterliegen deutlichen Schwankungen von Jahr zu Jahr. Sie lassen sich ebensowenig wie die Mengenschwankungen direkt mit den von uns gemessenen klimatischen Parametern korrelieren. Auch die mögliche Annahme, daß bei geringerer Streuproduktion die Konzentration der Nährstoffe zunimmt, trifft nicht zu, wie aus dem Vergleich der Werte in den Tabellen 3 und 7 hervorgeht. Diese Vermutung wäre insofern gerechtfertigt, als der Buchenwald unseres Untersuchungsgebietes zu den vergleichsweise nährstoffarmen Standorten zählt (Tab. 13).

Diese Unterschiede im Elementgehalt mögen zum Teil artspezifisch sein, wie ein Vergleich mit drei Baumarten aus einem Laubmischwald in Hubbard Brook (USA) nahelegt: Dort ist beispielsweise Birkenlaub wesentlich reicher an N, Ca, Mg und P als Buchen- und Ahornlaub.

Dem stehen aber ebenso große Unterschiede gegenüber, die wir als standortspezifisch ansehen müssen, wenn wir den Elementgehalt von Buchenstreu dreier Standorte in Schonen vergleichen: Dort finden wir beim Gehalt an N, Si, Ca und P prozentual ähnliche Differenzen wie in Hubbard Brook zwischen den verschiedenen Baumarten. Nur der K-Gehalt scheint allgemein standortspezifisch zu sein: In Hubbard Brook weisen alle 3 Baumarten mit 0,40–0,46 % TS einen annähernd gleichen Gehalt auf, während zwischen den verschiedenen Standorten doch erhebliche Unterschiede bestehen. Gerade beim Kalium wird die Nährstoffarmut unseres Untersuchungsgebietes besonders deutlich: Hier liegt der Gehalt noch um die Hälfte unter demjenigen des allgemein als nährstoffarm bekannten amazonischen Terra firme-Waldes, und diese Menge kommt im Buchenwald nur durch den außerordentlich hohen K-Gehalt in den Bucheckern zustande; die Laubstreu enthält nur ein Drittel der K-Menge der Laubstreu des Amazonaswaldes. Auch der niedrige Ca-Gehalt, ebenfalls noch unter dem Niveau des Amazonaswaldes, dürfte hier standortspezifisch sein; denn wenn auch artspezifische Unterschiede sehr groß sein können, so liegen doch die Mindestgehalte aus besser mit Ca versorgten Böden um das Vierfache über demjenigen der Laub- und Feinstreu unserer Versuchsfläche. Der Gehalt an N liegt in unserer Versuchsfläche an der Untergrenze der Schwankungsbreite, wie sie aus Tabelle 13 hervorgeht, und nur die Versorgung mit P und Mg hält sich im zu erwartenden Rahmen.

Interessant ist abschließend ein Vergleich des Mangan Gehaltes, auf den bereits auf S. 80 eingegangen wurde. Wir vermuten, daß der hohe Mn-Gehalt in unserem Untersuchungsgebiet auf Mn-Immission industrieller Herkunft zurückgeht. In der Literatur ist nur ein einziger vergleichbar hoher Mn-Wert zu finden, für Birkenlaub aus dem Untersuchungsgebiet von Hubbard Brook (Tab. 13). Leider läßt sich unsere Vermutung über die industrielle Herkunft des Mn dadurch nicht weiter abstützen, da uns die lokalen Verhältnisse in den White Mountains von New Hampshire (USA) ebenso unbekannt sind wie mögliche Transportwege und -entfernungen, über die Mn-Emissionen bei uns verfrachtet werden können. Bemerkenswert ist jedoch, daß Mn im industriefernen Amazonaswald ebenso nur in Spuren gefunden wurde wie in den Rocky Mountains von Alberta (Kanada).

Der spezifische Mn-Gehalt könnte über die direkte Immission hinaus zusätzlich noch physiologisch bedingt sein: Es fällt auf, daß die Mn-Werte der Buchenstreu aus den drei südschwedischen Standorten um rund eine Zehnerpotenz differieren. Vernachlässigt man mögliche Immissionsunterschiede der mindestens 30 km voneinander entfernten Standorte, dann bleibt als mögliche Ursache ein deutlich unterschiedlicher pH-Wert festzustellen, der bei den beiden Standorten mit hohem Mangangehalt (*Lamium-galeobdolon* und *Deschampsia-flexuosa* Typ) bei 4–4,5, bei dem Standort mit niedrigerem Mangangehalt (*Mercurialis-perennis* Typ) bei 6–7,5

Tabelle 13. Elementgehalt des Bestandesabfalls verschiedener Laubwälder in Prozent der Menge (Trockensubstanz) des jeweiligen Kompartiments.

Standort	Bestand	untersuchte Baumart	Streu-kompartiment	Asche	C	N	Si	K	Ca	Mg	P	Mn	Autor
Deutschland, Schwarzwald	Buchenwald	<i>Fagus sylvatica</i> L.	Laubstreu Feinstreu	2,6 2,7	50,4 51,2	0,86 0,77	0,43 0,35	0,06 0,11	0,17 0,17	0,16 0,13	0,06 0,06	1,0 —	diese Arbeit
Schweden, Skåne	Buchenwald <i>Mercurialis</i> -Typ <i>Lamium</i> -Typ <i>Deschampsia</i> -Typ	<i>Fagus sylvatica</i> L. <i>Fagus sylvatica</i> L. <i>Fagus sylvatica</i> L. <i>Fagus sylvatica</i> L.	Feinstreu Feinstreu Feinstreu Feinstreu	50,9 52,6 55,8	0,91 1,21 0,82	0,25 0,65 0,68	0,35 0,25 0,30	0,56 0,08 0,08	1,55 0,56 0,77	0,12 0,08 0,08	0,05 0,09 0,07	0,01 0,14 0,10	NIHLGÅRD & LINDGREN 1977
USA, New Hampshire	Laubmischwald	<i>Fagus grandifolia</i> EHRH. <i>Betula allegheniensis</i> BRITT <i>Acer saccharum</i> MARSH.	Laubstreu Laubstreu Laubstreu	5,3 5,2 4,9	0,85 1,20 0,72	0,85 1,20 0,72	— — —	0,40 0,46 0,44	0,75 1,19 0,65	0,12 0,22 0,08	0,05 0,08 0,03	0,29 0,43 0,28	GOSZ, LIKENS & BORMANN 1972
USA, North Carolina	Laubmischwald	<i>Quercus</i> (5 spp.) übrige Arten (9 spp.) gesamter Bestand	Laubstreu Laubstreu Reststreu o. Laub	— — —	— — —	0,96 —1,08 0,94 —2,20 0,99	0,96 —1,08 0,94 —2,20 0,99	0,22 —0,35 0,25 —0,55 0,39	0,72 —0,93 0,72 —2,16 0,80	0,18 —0,29 0,20 —0,47 0,15	0,05 —0,06 0,05 —0,10 0,07	0,08 —0,14 0,02 —0,11 0,04	COTRUFUO 1977
USA, Oklahoma	Eichenmischwald	<i>Quercus stellata</i> WANG. & <i>Q. marilandica</i> MUENCH.	Feinstreu	—	—	0,79	—	0,54	1,67	0,26	0,07	0,09	JOHNSON & RISSER 1974
USA, Washington	Erlenwald	<i>Alnus rubra</i> (BONG.)	Gesamtstreu	—	—	1,82	—	0,70	1,18	0,24	0,03	—	GESSEL & TURNER 1974
Canada, Alberta	Espenwald	<i>Populus tremuloides</i> MICHX.	Laubstreu	—	49,6	1,08	—	0,80	2,23	0,24	0,21	< 0,01	LOUSIER & PARKINSON 1976
Brasilien, Amazonas bei Manaus	Terra firme-Regenwald Regenwald	gesamter Bestand gesamter Bestand gesamter Bestand	Laubstreu Feinstreu Feinstreu	3,6 3,4 4,6	53,2 51,7	1,5 1,4 1,3	— — —	0,2 0,2 0,23	0,2 0,3 0,36	0,2 0,2 0,20	0,03 0,03 0,08	< 0,01 — < 0,01	KLINGE & RODRIGUEZ 1968 STARK 1971

liegt. Da die Aufnahme von Ionen aus der Bodenlösung neben dem Angebot an Ionen von der Acidität abhängig ist, erscheint es durchaus möglich, daß die Mn-Aufnahme in stark saurem Milieu zusätzlich gefördert wird. Nach SCHEFFER & SCHACHTSCHABEL (1976: 256 f.) hat ein Anstieg der H-Ionenkonzentration eine verstärkte Bildung von Mn^{2+} zur Folge, in welcher Form es von den Pflanzen aufgenommen wird; darüber hinaus soll mit sinkendem pH-Wert die Mn-Aufnahme durch Pflanzen zunehmen. Dies würde bedeuten, daß „Saure Regen“, wie wir sie immer häufiger am Schwarzwaldrand beobachten, die Aufnahme von Mn und möglicherweise auch anderen Ionen wie z. B. toxische Schwermetalle fördern.

Der Gehalt und Vorrat an Nährstoffen in den Auflage-schichten des Bodens ist wesentlich schwieriger mit Werten anderer Autoren zu vergleichen, da die Abgrenzung der einzelnen Schichten und der gesamten Bodenaufgabe vielfach nicht vergleichbar ist. In Tabelle 14 haben wir den Elementgehalt der L- und F-Schicht, die am ehesten einheitlich abgegrenzt werden dürften, mit Werten der Hainsimsen-Buchenwaldstandorte des Bannwaldes „Flüh“ bei Schönau im Südschwarzwald sowie mit der L-Schicht der drei südschwedischen Buchenwaldstandorte verglichen. Hierbei zeigt sich, daß die Werte aus unserer Versuchsfläche bei N und P mit denen der Standorte aus dem Südschwarzwald weitgehend übereinstimmen, bei K und Mg teilweise und bei Ca generell darunter liegen. Der C-Gehalt läßt erkennen, daß wir zumindest in der F-Schicht in unserer Versuchsfläche wesentlich mehr mineralische Substanz haben, was sich aber angesichts der Nährstoffarmut des Untergrundes nicht auf die genannten Elementgehalte auswirkt.

Im Vergleich zu den südschwedischen Standorten liegen die Werte unserer Versuchsfläche bei N und P ebenfalls im Rahmen der Werte der beiden sauren

Standorte (*Lamium*- und *Deschampsia*-Typ), der Si-Gehalt ist in unserer Versuchsfläche höher, die K-, Ca- und Mg-Werte liegen darunter. Im Vergleich zu dem nur schwach sauren bis neutralen *Mercurialis*-Typ in Scho-nen liegen alle Elementgehalte in unserer Versuchsfläche niedriger, nur P und Si sind stärker vertreten.

Der Elementvorrat läßt sich, wenigstens in grober Abschätzung, für den gesamten Auflagehorizont mit einigen nordamerikanischen Laubwäldern vergleichen (Tab. 15). Dabei ist zu berücksichtigen, daß die Differenzen teilweise auf unterschiedlichen Methoden beruhen. Die beste Übereinstimmung der Nährstoffvorräte zwischen unserer Versuchsfläche und den nordamerikanischen Standorten ergibt sich mit dem Eichenwald in New Jersey; alle Abweichungen liegen hier unter dem Faktor 2. Im Laubmischwald von Hubbard Brook liegt die N- und Ca-Menge rund zweieinhalbmals höher, die übrigen Elementmengen weichen weniger stark ab. Eine Interpretation der Unterschiede ist wegen fehlender Klimadaten nur schwer möglich.

Die Daten der übrigen Standorte in Nordamerika (Tab. 15) können nochmals als Beleg dafür dienen, daß mit abnehmender Temperatur in höheren Breiten wie in Minnesota der Vorrat an organischer Substanz und damit an Nährstoffen am Boden zunimmt, während umgekehrt in günstigerem Klima der Abbau beschleunigt wird; das läßt sich in deutlich geringeren Nährstoffvorräten an den Standorten in Tennessee, Missouri und North Carolina erkennen. Lediglich Ca macht davon teilweise eine Ausnahme, die ihre Erklärung darin findet, daß der Ca-Gehalt ganz wesentlich vom Gehalt des mineralischen Untergrundes abhängt. Im Gegensatz zum Ca ist der Gehalt an N, K und P in der organischen Substanz der verschiedenen Eichenwaldstandorte im wesentlichen gleich, so daß die unterschiedlichen Nährstoffvorräte dieser Elemente in etwa die unterschiedlichen Vorräte an organischer Substanz widerspiegeln.

Tabelle 14. Elementgehalt einzelner Schichten der Bodenaufgabe in Buchenwäldern verschiedener Standorte in Prozent der Tockensubstanz.

Standort		C	N	Si	K	Ca	Mg	P	Autor
Deutschland, Nordschwarzwald, Schlüttenbach	L-Schicht	49,4	1,28	1,83	0,08	0,50	0,04	0,11	diese Arbeit
	F-Schicht	39,8	1,48	9,10	0,11	0,34	0,07	0,10	
Deutschland, Südschwarzwald, Schönau	L-Schicht	54	0,68		0,12	0,82	0,07	0,09	BUCKING 1979
		-55	-1,62		-0,40	-1,10	-0,15	-0,13	
	F-Schicht	50	1,25		0,08	0,48	0,07	0,10	
		-54	-1,68		-0,15	-1,05	-0,13	-0,12	
Schweden, Skåne	L-Schicht								
	<i>Mercurialis</i> -Typ	45,0	1,85	0,95	0,14	1,56	0,08	0,06	NIHLGÅRD & LINDGREN 1977
	L-Schicht								
	<i>Lamium</i> -Typ	51,9	1,65	1,23	0,20	0,66	0,09	0,11	
	L-Schicht								
	<i>Deschampsia</i> -Typ	45,0	1,26	1,41	0,10	0,68	0,06	0,10	

7. Zusammenfassung

Im Rahmen eines laufenden Forschungsprogramms, das sich mit dem Streuabbau und insbesondere mit der Rolle der Bodenfauna in einem Buchenwaldboden befaßt, werden auch Klima, jährliche Streuproduktion und der Vorrat an Bodenstreu untersucht. Hierzu werden erste Ergebnisse vorgelegt, die für Streuproduktion und Bodenstreu den Zeitraum 1977–1981, für das Klima 1979–1981 umfassen.

Das Untersuchungsgebiet bei Schluttenbach (310–340 m über NN, nördliches Schwarzwaldvorland) erhielt eine durchschnittliche jährliche Niederschlagsmenge von 1050 mm. Die mittlere Jahrestemperatur im Buchenwald der Versuchsfläche läßt sich auf 8,3° C schätzen und ist um 1,7° C niedriger als in der vorgelagerten Rheinebene. Die Bodentemperaturen bis in 10 cm Tiefe, also in den organogenen Bodenaufgeschichten, zeigen einen ausgeprägten Jahresgang: Im März–September nimmt die Temperatur im Bodenprofil nach unten ab, im Oktober–Februar zu, wobei der größte Temperatursprung stets in den obersten 2 cm zu verzeichnen ist. Die Temperaturamplitude nimmt im Jahresdurchschnitt von 13,2° an der Oberfläche über 6,3° in 2 cm, 3,4° in 5 cm auf 2,5° in 10 cm Tiefe ab. Der Bestandesniederschlag läßt sich auf 77–87 % des Freiflächen-niederschlags schätzen, Interzeption und Stammbau machen im Sommer 32,6 %, im Winter 24,6 % aus.

Die mittlere jährliche Produktion an Feinstreu betrug 524 g TS/m², der Anteil der einzelnen Kompartimente ist folgender: Laubstreu: 75,5 %; Knospenschuppen und Blüten: 4,8 %; Früchte: 4,3 %; Fruchthüllen: 3,3 %;

Zweige und Rinde: 12,2 %. Die Streuproduktion unterliegt einer beträchtlichen jährlichen Schwankung, die fast das Verhältnis 1:2 erreicht, die flächenmäßige Verteilung (berechnet aus 10 Laubsammlern) ist mit einer Streuung von 13,7 % des Mittelwertes recht gleichmäßig.

Die Menge an Bodenstreu ist abhängig von der Streuproduktion einerseits und von Art und Geschwindigkeit des Abbaus andererseits. Die mittleren Streumengen betragen: L-Schicht 458 g TS/m², F-Schicht 1714 g TS/m², A_h-Schicht 1716 g TS/m², der spezifische Energiegehalt 4618 cal/g TS, 3906 cal/g TS und 1832 cal/g TS. Daraus ergibt sich, daß die F-Schicht den größten Energievorrat enthält, die A_h-Schicht die Hälfte und die L-Schicht ein Drittel davon. Die Verweildauer T_n der Streu als Quotient zwischen der Menge der Bodenaufgabe und der jährlichen Streuproduktion berechnet sich auf 5 Jahre; die tatsächliche Dauer des Abbaus eines Streujahrgangs ist jedoch wesentlich länger, da allein die L- und die F-Schicht zusammen etwa 5 Streujahrgänge umfassen.

Der Elementgehalt der Streuproduktion ist sehr niedrig und liegt etwa auf dem Niveau der nährstoffarmen amazonischen Regenwälder. Dementsprechend ist der Elementeintrag durch die Streuproduktion bei wichtigen Makronährstoffen wie N, Ca, K und P teilweise deutlich geringer als in Buchenwäldern des Solling und in Südschweden. Der Elementvorrat ist, bedingt durch die Akkumulation infolge des langsamen Abbaus, relativ hoch, wenn auch die Konzentrationen in der Bodenstreu ähnlich niedrig liegen wie in der frisch gefallenen Feinstreu. Abschließend wird versucht, durch großräumige Ver-

Tabelle 15. Elementvorrat der gesamten Bodenaufgabe im Buchenwald unserer Versuchsfläche und in verschiedenen Laubwäldern der USA in g/m² (nach LANG & FORMAN 1978).

		Gesamt- menge	organ. Substanz	N	K	Ca	Mg	P
Schwarzwald, Schluttenbach	Buchenwald	4129	2434	46,8	5,5	9,5	3,9	4,2
New Hampshire, Hubbard Brook	Laubmischwald		4677	107,6	4,2	21,6		6,8
Minnesota, Cedar Creek	Eichenmischwald	32373	6195	165,4		45,4		14,9
New Jersey, Piedmont	Eichenwald	4035	1099	64,8	8,4	14,3		4,0
Tennessee, Walker Branch	Eichenwald Eichenmischwald	2000 2090	947 1018	23,2 26,7	2,1 1,7	25,8 40,1	–	1,4 1,7
Missouri, Ashland	Eichenmischwald	607	515	13,7	1,2	28,6		1,1
North Carolina, Cowetta	Eichenwald	770	670	8,3	1,5	9,8		1,0

gleiche mit anderen Standorten mögliche Zusammenhänge zwischen Streuproduktion, Bodenstreu und Klima zu erkennen und Schlußfolgerungen für die Elementversorgung des Buchenwaldbodens im Untersuchungsgebiet zu ziehen.

8. Summary

As a part of a larger ecological research program on litter decomposition and in particular with respect to the role of the soil fauna therein, the climate, fluctuations of litter deposition and organic soil matter were analysed. First results are given covering the period from 1977 to 1981 for the measurements of litter production and total detritic soil matter, and from 1979 to 1981 for the climate registrations.

Research was conducted within a stand of pure beech (*Fagus silvatica* L.) situated near Schluttenbach (northern piedmont of the Black forest, West Germany) at an altitude of 310–340 m. Total precipitation for the sampling period was 1050 mm on the annual average, mean annual temperature was 8.3° C, 1.7° C lower than in the adjacent Upper Rhine valley. Annual fluctuations of temperature within the organic soil layers (depth of about 10 cm) are well pronounced: Within the soil profile, the temperature falls from top to bottom from March to September, and conversely rises from October to February, the greatest differences occurring always within the uppermost 2 cm. On an annual average, the amplitude of temperature is diminishing from 13.2° C at the litter surface, 6.3° C at 2 cm, 3.4° C at 5 cm to 2.5° C at 10 cm. Within the beech stand, throughfall is estimated at about 77–87 % of the total rainfall measured at an open field nearby. Interception and stemflow amount to 32.6 % during summer and 24.6 % during winter.

Annual tree litter fall was 524 g dwt · m⁻² · y⁻¹ of fine litter consisting of leaf litter (75.5 %), bud scales and blossoms (4.8 %), pericarps (3.3 %), beechnuts (4.3 %), and twigs < 2 cm in diameter and bark (12.2 %). Litter deposition exhibits a wide annual fluctuation at a rate of almost 1:2, whereas distribution of the litterfall over the forest floor is quite even (mean error for 10 litter traps being 13.7 %).

The amount of forest floor litter depends on the litter deposition and on the way and the rate of decomposition. The annual amounts of forest floor litter were on the average: 458 g dwt · m⁻² in the L-layer, 1714 g dwt · m⁻² in the F-layer and 1716 g dwt · m⁻² in the H-layer. Due to its specific calorific values, the F-layer comprises the largest energy pool, the H-layer one half and the L-layer only a third of it. Residence time (i.e. organic soil matter: annual litter deposition ratio) is calculated to be 5 years, but this does not represent the real duration of one year's litter decomposition, since the one year's litter remains in the L- and F-layer alone for approximately 5 years.

Element content of litter deposition is very low, and are

on on the same level as in the nutrient poor Amazonian rain-forest. This is why the input of important macronutrients such as nitrogen, calcium, potassium and phosphorus is obviously inferior to the beech forest of the Solling (West Germany) or Skåne (Southern Sweden). Element concentration in forest floor litter lies within the same range as in litterfall. Nevertheless, the organic horizon represent substantial nutrient resources, due to the slow decomposition rates and the resulting accumulation of several years litter.

Finally, geographically widely separated deciduous forests (primarily beech) are compared to find out possible correlations between litter production, forest floor litter and climate; this comparison should provide some conclusions as to the element supply of the beech forest floor in our stand.

9. Literatur

- ALLEN, S. E. (1974): Chemical analysis of ecological materials, 522 S.; Oxford.
- ALLISON, J. M. (1960): Wet-combustion apparatus and procedure for organic and inorganic carbon in soil. – Soil Sci. Soc. Amer. Proc., **24**: 38–40; Ann Arbor.
- AUSSENAC, G. & BOULANGEAT, C. (1980): Interception des précipitations et évapotranspiration réelle dans des peuplements de feuillu (*Fagus silvatica* L.) et de résineux (*Pseudotsuga menziesii* MIRB FRANCO). – Ann. Sci. forest., **37**: 91–107; Versailles.
- BECK, L. (1972): Bodenzoologische Gliederung und Charakterisierung des amazonischen Regenwaldes. – Amazoniana, **3**: 69–132; Kiel.
- BECK, L. (1978): Zur Biologie eines Buchenwaldbodens I. Einleitender Überblick und Forschungsprogramm. – Beitr. naturk. Forsch. SüdwDtl., **37**: 93–101; Karlsruhe.
- BENECKE, P. & VAN DER PLOEG, R. R. (1977): Quantifizierung des zeitlichen Verhaltens der Wasserhaushaltskomponenten eines Buchen- und eines Fichtenaltholzbestandes im Solling mit Hilfe bodenhydrologischer Methoden. – Verh. Ges. Ökol. Göttingen 1976, 3–16; The Hague.
- BENNERT, W. (1973): Chemisch-ökologische Untersuchungen an Arten der Krautschicht eines montanen Hainsimsen-Buchenwaldes (Luzulo-Fagetum). – Unveröff. Diss. 216 S.; Berlin.
- BÜCKING, W. (1979): Bodenchemismus und Nährstoffe im Bannwald „Flüh“ – Mitt. Forstl. Vers. Forsch.anst. Bad.-Württ. **1**: 82–101; Freiburg.
- COTRUFO, C. (1977): Nutrient content in litterfall of an Appalachian hardwood stand. – J. Elisha Mitchell Sci. Soc., **93**: 27–33; Chapel Hill.
- FORGEARD, F., GLOAGUEN, J. C. & TOUFFET, J. (1980): Interception des précipitations et apport au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluiolessivats dans une hêtraie atlantique et dans quelques peuplements résineux en Bretagne. – Ann. Sci. forest., **37**: 53–71; Versailles.
- GESSEL, S. P. & TURNER, J. (1947): Litter production by Red Alder in Western Washington. – Forest Sci., **20**: 325–330; Washington.
- GLAVAC, V. & KOENIES, H. (1978): Vergleiche der N-Nettomineralisation in einem Sauerhumus-Buchenwald (Luzulo-Fagetum) und einem benachbarten Fichtenforst am gleichen

- Standort vor und nach dem Kahlschlag. — *Oecol. Plant.*, **13**: 219–226; Paris.
- GOSZ, J. R., LIKENS, G. E. & BORMANN, F. H. (1972): Nutrient content of litterfall on the Hubbard Brook Experimental Forest, New Hampshire. — *Ecology*, **53**: 769–784; Brooklyn (usw.).
- GREWELING, T. (1976): Chemical analysis of plant tissues. — *Search Agric.*, **6**: 1–35; Ithaca N. Y.
- HELLER, H. (1971): Estimation of biomass of forests. — In: ELLENBERG, H. (Hrsg.) *Integrated Experimental Ecology*: 45–47; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- JENSEN, V. (1974): Decomposition of angiosperm tree leaf litter. — In: DICKINSON, C. H. & PUGH, G. J. F. (Edit.) *Biology of Plant Litter Decomposition*, **1**: 69–104; London, New York (Academic Press).
- JOHNSON, F. L. & RISSER, P.-G. (1974): Biomass, annual net primary production, and dynamics of six mineral elements in a post oak-blackjack oak forest. — *Ecology*, **55**: 1246–1258; Brooklyn (usw.).
- JORDAN, C. & MURPHY, P. G. (1978): A latitudinal gradient of wood and litter production, and its implication regarding competition and species diversity in trees. — *Amer. Midland Naturalist*, **99**: 415–434; Notre-Dame (Ind.).
- KLINGE, H. & RODRIGUES, W. A. (1968): Litter production in an area of amazonian terra firme forest. Part I. Litter-fall, organic carbon and total nitrogen contents of litter. — *Amazoniana*, **1**: 287–302; Kiel.
- KLINGE, H. & RODRIGUES, W. A. (1968): Litter production in an area of amazonian terra firme forest. Part II. Mineral nutrient content of the litter. — *Amazoniana*, **1**: 303–310; Kiel.
- KUBIENA, W. (1953): Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. — 392 S., 12 Abb., 26 Taf.; Stuttgart (Enke).
- LANG, G. E. & FORMAN, R. T. T. (1978): Detrital dynamics in a mature oak forest: Hutcheson Memorial Forest, New Jersey. — *Ecology*, **59**: 580–595; Brooklyn (usw.).
- LIETH, H. (1972): Über die Primärproduktion der Pflanzendecke der Erde. — *Angew. Botanik*, **46**: 1–37; Berlin.
- LIETH, H. (1973): Primary production: Terrestrial ecosystems. — *Human Ecol.*, **1**: 303–332; New York.
- LOUSIER, J. D. & PARKINSON, D. (1976): Litter decomposition in a cool temperate deciduous forest. — *Can. J. Bot.*, **54**: 419–436; Ottawa.
- LOUSIER, J. D. & PARKINSON, D. (1979): Organic matter and chemical element dynamics in an aspen woodland soil. — *Can. J. Forest Res.*, **9**: 449–463; Ottawa.
- MACLEAN, D. A. & WEIN, R. W. (1978): Litter production and forest floor nutrient dynamics in pine and hardwood stands of New Brunswick, Canada. — *Holarctic Ecol.*, **1**: 1–15; Copenhagen.
- MITTMANN, H.-W. (1980): Zum Abbau der Laubstreu und zur Rolle der Oribatiden (Acari) in einem Buchenwaldboden. — Unveröff. Diss., 117 S.; Karlsruhe.
- NEWBOULD, P. J. (1970): Methods for estimating the primary production of forests. — 2. Aufl., 62 S.; Oxford, Edinburgh (Blackwell).
- NIHLGÅRD, B. (1970): Precipitation, its chemical composition and effect on soil water in a beech and a spruce forest in south Sweden. — *Oikos*, **21**: 208–217; Copenhagen.
- NIHLGÅRD, P. (1972): Plant biomass, primary production and distribution of chemical elements in a beech and a planted spruce forest in South Sweden. — *Oikos*, **23**: 69–81; Copenhagen.
- NIHLGÅRD, B. & LINDGREN, L. (1977): Plant biomass, primary production and bioelements of three mature beech forests in South Sweden. — *Oikos*, **28**: 95–108; Copenhagen.
- NILSSON, I. (1977): The influence of a leaf-eating insect (*Dasychira pudibunda* L., Lepidoptera) on internal plant nutrient transports and tree growth in a beech forest (*Fagus sylvatica* L.) in southern Sweden. — Unveröff. Ms., 44 S.; Lund.
- PARMENTIER, G. & REMACLE, J. (1981): Production de litière et dynamisme de retour au sol des éléments minéraux par l'intermédiaire des feuilles de hêtre et des aiguilles d'épicéa en Haute Ardenne. — *Rev. Ecol. Biol. Sol.*, **18**: 159–177; Paris.
- PATAKI, L. & ZAPP, E. (1974): *Analitikai Kémiai*. — 286 S.; Budapest.
- PRUSINKIEWICZ, Z. & BIGOS, M. (1978): Rhythmicity of accumulation and decomposition of forest litter in three mixed forest stands on the soils with different types of forest floor. — *Ekol. pol.*, **26**: 325–345; Warszawa.
- RUNGE, M. (1973): Der biologische Energieumsatz in Land-Ökosystemen unter Einfluß des Menschen. — In: ELLENBERG, H. (Hrsg.) *Ökosystemforschung*: 123–141; Berlin, Heidelberg, New York (Springer).
- SCHEFFER, F. & SCHACHTSCHABEL, P. (1976): *Lehrbuch der Bodenkunde*. — 9. Aufl., 394 S., 153 Abb., 77 Tab.; Stuttgart (Enke).
- SCHLENKER, G. & MÜLLER, S. (1978): Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg III. Teil (Wuchsgebiet Schwarzwald). — *Mitt. Ver. forstl. Standortsk. de. Forstpfl. züchtg.*, **26**: 3–52; Stuttgart.
- STARK, N. (1971): Nutrient cycling: I. Nutrient distribution in some amazonian soils. — *Trop. Ecol.*, **12**: 24–50; Poona (Allahabad).
- STARK, N. (1971): Nutrient cycling: II. Nutrient distribution in amazonian vegetation. — *Trop. Ecol.*, **12**: 177–201; Poona (Allahabad).
- STEBING, L. (1965): *Pflanzenökologisches Praktikum*. — 262 S.; Berlin, Hamburg (Parey).
- ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K., SEEKAMP, G. & FASSBENDER, H. W. (1977): Input, Output und interner Umsatz von chemischen Elementen bei einem Buchen- und einem Fichtenbestand. — *Verh. Ges. Ökol. Göttingen* 1976, 17–28; The Hague.
- ULRICH, B., MAYER, R. & KHANNA, P. K. (1979): Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. — *Schr. forstl. Fak. Univ. Göttingen*, **58**: 1–291; Frankfurt am Main.
- ZACHARIAE, G. (1965): Spuren tierischer Tätigkeit im Boden des Buchenwaldes. — *Forstwiss. Forsch.*, **20**: 1–68; Berlin, Hamburg.

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: [Carolinea - Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland](#)

Jahr/Year: 1982

Band/Volume: [40](#)

Autor(en)/Author(s): Beck Ludwig, Mittmann Hans-Walter

Artikel/Article: [Zur Biologie eines Buchenwaldbodens 2. Klima, Streuproduktion und Bodenstreu 65-90](#)