

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

63

Matzner, Egbert:
**Untersuchungen zum Elementhaushalt eines
Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in
Nordwestdeutschland**

1980

Im Selbstverlag der Anstalten für
Bodenkunde der Universität Göttingen

Herausgeber: B. Meyer und B. Ulrich

Schriftleitung: P. Hugenroth

Bestellungen über:

Institut für Bodenkunde, Göttingen, von Siebold-Str. 4

Institut für Bodenkunde und Waldernährung

Göttingen, Büsgenweg 2

oder den Buchhandel (Gewährung von Wiederverkäufer-Rabatt)

Selbstkostenpreis

DM

GÖTTINGER
BODENKUNDLICHE
BERICHTE

63

1980

Matzner, Egbert:
**Untersuchungen zum Elementhaushalt eines
Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in
Nordwestdeutschland**

**Göttinger Bodenkundliche Berichte 63, 1 – 120
(1980)**

D7

Referent: Prof.Dr.B.Ulrich
Koreferent: Prof.Dr.H.Fölster

Tag der mündlichen Prüfung: 9.6.1980

Vorwort

Ich möchte allen Mitarbeitern des Instituts für Bodenkunde und Waldernährung der Forstlichen Fakultät in Göttingen für ihre Unterstützung bei der Anfertigung der vorliegenden Arbeit danken.

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr. B. Ulrich für die großzügige Unterstützung und viele Anregungen.

Für die Beratung in statistischen Fragen danke ich Herrn Dipl. Math. J. Saborowski.

Die die Deposition von Luftverunreinigungen betreffenden Teile der Arbeit wurden gefördert aus Mitteln des UBA in Berlin.

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung und Literaturüberblick	1
1.1. Modellbildung	2
2. Das Untersuchungsgebiet	5
2.1. Lage	5
2.2. Klima	5
2.3. Geologie	6
2.4. Boden	6
2.5. Vegetation	9
2.5.1. Altersstruktur der Heide	9
2.5.2. Pflanzengesellschaft	11
3. Inventuren	12
3.1. Bioelementinventuren in der organischen Masse	12
3.1.1. Methodik der Masseninventur	12
3.1.2. Methodik der Bioelementinventur	13
3.2. Ergebnisse und Diskussion	15
3.2.1. Vorräte an organischer Masse	15
3.2.2. Bioelementkonzentrationen	18
3.2.3. Bioelementvorräte in der organischen Masse	24
3.3. Bodenvorräte	26
4. Methodik zur Messung der Elementflüsse	27
4.1. Methodik zur Messung von Streufall und Zuwachs	27
4.1.1. Streufall	27
4.1.2. Zuwachs	27
4.2. Allgemeines zur Messung der an die Wasserflüsse gekoppelten Elementflüsse	28
4.3. Niederschlagsdeposition	31
4.4. Kronentraufe	31
4.5. Trichterlysimeter	32
4.6. Output mit dem Sickerwasser	32
4.6.1. Sickerwasserkonzentration	32
4.6.2. Sickerwassermenge	34
4.7. Probenvorbereitung und Analytik	35
4.8. Kritische Betrachtung der Versuchsanlage zur Messung der Wasserflüsse	36

5.	Ergebnisse und Diskussion der Flüßsemessungen	39
5.1.	Zuwachs des Calluna Bestandes	39
5.2.	Elementtransport mit dem Streufall	40
5.2.1.	Nettozuwachs des Bestandes	42
5.3.	Niederschlagsdeposition	44
5.3.1.	Niederschlagsverteilung im Meßzeitraum	44
5.3.2.	Elementgehalte im Niederschlagswasser	45
5.3.2.1.	Statistische Angaben	45
5.3.2.2.	Verlauf der Elementkonzentrationen im Meßzeitraum	46
5.3.2.3.	Mittlere Elementkonzentrationen	46
5.3.2.4.	Korrelative Beziehungen zwischen den Elementen	52
5.3.3.	Elementmengen in den Niederschlägen	53
5.3.4.	Bedeutung der Niederschlagsdeposition für das Ökosystem	59
5.4.	Kronentraufe	60
5.4.1.	Elementkonzentrationen in der Kronentraufe	60
5.4.1.1.	Statistische Angaben	60
5.4.1.2.	Mittlere Elementkonzentrationen in der Kronentraufe	61
5.4.2.	Elementflüsse in der Kronentraufe	62
5.4.2.1.	Elemente K, Ca, Mg, Mn	65
5.4.2.2.	Elemente Fe, NO ₃ -N	67
5.4.2.3.	Elemente Na, Cl, NH ₄ -N, Al, P, S, N _{org} -N	68
5.5.	Trichterlysimeter	69
5.5.1.	Elementkonzentrationen in den Trichterlysimetern	69
5.5.1.1.	Statistische Angaben	69
5.5.1.2.	Mittlere Elementkonzentrationen in den Trichter- lysimetern	69
5.5.2.	Bilanz der Humusaufgabe	70
5.5.2.1.	Elemente Na, K, Al, NH ₄ -N	72
5.5.2.2.	Elemente Ca, Mg, Fe, Mn, S, NO ₃ -N	72
5.5.2.3.	Elemente P, Cl, N _{org} -N	75
5.6.	Output mit dem Sickerwasser	75
5.6.1.	Sickerwassermenge	75
5.6.1.1.	Ergebnisse der Simulation	76
5.6.2.	Elementkonzentrationen im Sickerwasser	77
5.6.2.1.	Statistisches	77

5.6.2.2.	Verlauf der Elementkonzentrationen im Sickerwasser	79
5.6.2.3.	Mittlere Elementkonzentrationen im Sickerwasser	80
5.6.3.	Bilanz des Mineralbodens für das Heideökosystem	84
5.6.3.1.	Elemente H, Na, K, Ca, Mg, Al	87
5.6.3.2.	Elemente S, Cl, P, Fe, Mn, N	88
5.6.4.	Input-Output-Analyse für die Waldbestände	88
6.	Modellbildung	92
6.1.	Na-Modell	92
6.2.	K-Modell	92
6.3.	Ca-Modell	94
6.4.	Mg-Modell	95
6.5.	Mn-Modell	96
6.6.	Fe-Modell	97
6.7.	Al-Modell	98
6.8.	P-Modell	100
6.9.	N _{ges} -Modell	100
6.10.	S-Modell	103
6.11.	Cl-Modell	104
7.	Zusammenfassende Betrachtung der Elementflüsse	105
8.	Zusammenfassung	107
9.	Literatur	109

1. Einleitung und Literaturüberblick

Die Kenntnisse über den internen Elementumsatz bzw. über die Höhe von Input und Output von Elementen sind besonders für ein Ökosystem mit geringen Nährstoffvorräten, wie es bei einem Heide-Ökosystem der Fall ist, von großer Bedeutung ebenso für das Verständnis ökosysteminterner Prozesse wie für Maßnahmen der Ökosystemmanipulation. Eine Reihe von Untersuchungen befassten sich mit den Elementvorräten in den verschiedenen Kompartimenten eines Heideökosystems (Thomas et al. 1945; Robertson und Davies 1965; Chapman 1967; Chapman 1970; Tyler et al. 1973). Für deutsche Verhältnisse fehlen derartige Untersuchungen weitgehend, lediglich Muhle und Röhrig (1979) untersuchten den Einfluß von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heidegesellschaften. Der Elementinput mit dem Regen ist für Heiden bzw. Moore von Gorham, 1958, Allen et al. 1968, Gore, 1968 beschrieben worden, doch wird bei diesen Autoren die Möglichkeit eines zusätzlichen Elementinputs durch Aerosoladsorption (Filterung) und SO_2 Absorption außer acht gelassen. Dieser Elementinput läßt sich nur, ebenso wie der interne Umsatz durch Pflanzenauswaschung, unterhalb der intercipierenden Bestandesoberfläche messen. Chapman et al. (1975) kommen zu dem Schluß, daß eine Betrachtung des Streufalls als einziger interner Umsatz zu großem Fehler führt und berechnen auf der Grundlage von Elementkonzentrationen in der Streu bzw. in Grünteilen einen möglichen "Gesamtumsatz". Eine direkte Messung der Pflanzenauswaschung als wichtiger Bestandteil des internen Elementumsatzes wurde bisher nicht vorgenommen und soll in dieser Arbeit erfolgen.

Als Ort der Akkumulation von organischer Masse und Bioelementen in einem Heide-Ökosystem kommt dem Auflagehumus eine besondere Bedeutung zu. Vor allem Chapman (1967, 1975) befaßte sich mit dem Verlauf der Humusakkumulation unter Heide. Weitere Daten über Humusauf- bzw. -abbau unter Heide liegen bei Cormack und Gimingham (1964) und Gore und Olson (1967) vor. Dabei werden Akkumulationsraten auf der Basis von Vorratsvergleichen ermittelt. Diese sind insbesondere bei Unkenntnis des genauen

Elementinputs für die Humusaufgabe schwer zu interpretieren. In dieser Arbeit soll die Bilanz der Humusaufgabe durch Messung der mit den Wasserflüssen gekoppelten Elementflüsse und der Elementflüsse mit dem Streufall aufgestellt werden. Diese Art der Betrachtung unterscheidet sich also von bisherigen Untersuchungen, weil sie von Vorratsvergleichen unabhängig ist.

Der Output von Elementen aus dem System erfolgt unter natürlichen Bedingungen hauptsächlich in gelöster Form im Sickerwasser unterhalb der Wurzelzone. Bisher liegen keine Arbeiten vor, die den Elementoutput mit dem Sickerwasser unter Heide zum Ziel haben. Lediglich Crisp (1966) gibt auf der Grundlage von Abflußmessungen den Elementoutput für ein Moor-Ökosystem an. Allen (1964), Chapman (1967), Evans and Allen (1971) diskutieren den möglichen Elementverlust beim Abbrennen von Heideflächen, während die Verteilung und Veränderung der Elementgehalte im Boden nach Heidebränden von Allen et al. (1969) und von Hansen (1969) untersucht wurde.

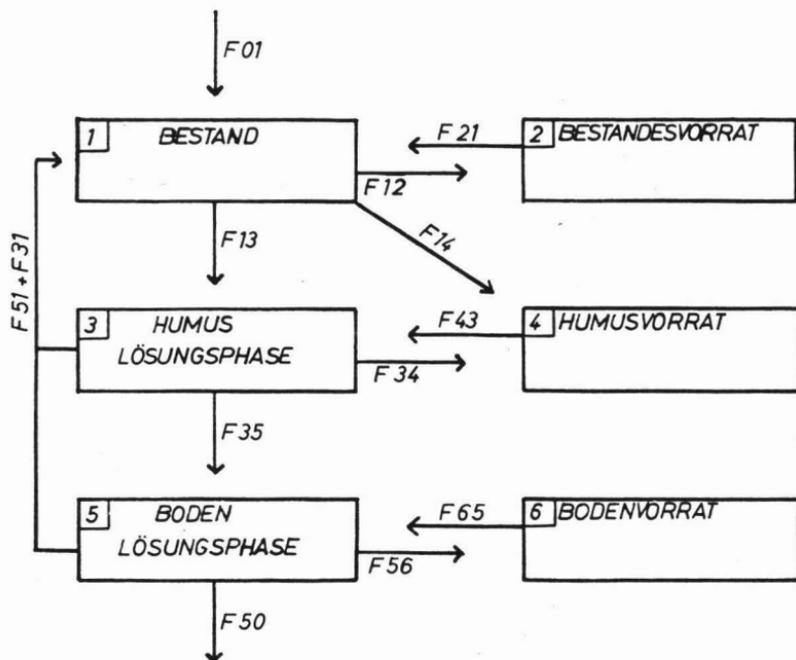
Zusammenfassend läßt sich feststellen, daß eine umfassende Betrachtung des Elementhaushalts eines Heide-Ökosystems, in der die Vorräte, der Input, der interne Umsatz durch Streufall und Pflanzenauswaschung und der Output mit dem Sickerwasser diskutiert werden, bisher fehlt.

Die Einbeziehung der an die Wasserflüsse gekoppelten Elementflüsse in eine ökosystemare Betrachtung ist vor allem angesichts der heutigen allorts zu beobachtenden Luftverunreinigung und den daraus resultierenden Depositionsprozessen von großer Wichtigkeit. Nur durch die Messung der Wasserflüsse läßt sich der Einfluß von Depositions- bzw. ökosysteminternen Prozessen auf den Boden und die Stabilität des Ökosystems ermitteln.

1.1. Modellbildung

Zur Darstellung der Elementflüsse und Vorräte wurde ein relativ einfaches Kompartimentmodell entwickelt. Es ist in Abb. 1 dargestellt.

Abb. 1: Kompartimentmodell des Elementkreislaufs in einem Calluna-Bestand



- F01 = Input mit dem Regen (Niederschlagsdeposition)
- F14 = Streufall
- F13 = Kronentraufe
- F35 = Input in den Mineralboden
- F50 = Output mit dem Sickerwasser
- F31 = Ionenaufnahme des Bestandes aus der Humusauflage
- F51 = Ionenaufnahme des Bestandes aus dem Boden

- F21
 - F12
 - F43
 - F34
 - F65
 - F56
- Vorratsänderungen in den Kompartimenten

Die Angaben der Vorräte erfolgen in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$, die der Flüsse in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$.

Die Messung des Flusses F31 ist durch den Aufbau der Versuchsanlage nicht möglich (vergl. Kap. 4.5). Im Modell erfolgt daher die gesamte Ionenaufnahme aus dem Mineralboden.

Um dieses Modell mit Zahlen zu füllen, sind zunächst die Inventuren in den Kompartimenten Bestand, Humus, Boden durchzuführen, ferner müssen die an die organische Masse und an die Wasserflüsse gekoppelten Elementflüsse gemessen werden.

2. Das Untersuchungsgebiet

2.1. Lage

Das Untersuchungsgebiet liegt im Naturpark "Lüneburger Heide", etwa 4 km nordwestlich des Wilseder Berges in der sogenannten "Lehmbahn", die zur Revierförsterei Heimbuch gehört.

Die Höhe über N.N. beträgt ca. 80 m, das Relief ist schwach nach Nordwest geneigt.

Die eigentliche Versuchsfläche stellt einen relativ schmalen Streifen dar, der von Waldbeständen umgeben ist. Die Breite der Fläche beträgt ca. 40 m, die Höhe der angrenzenden Kiefern und Lärchenstangenhölzer kann mit ca. 15 m angegeben werden. Es zeigte sich jedoch bei der späteren Auswertung der Meßdaten, daß diese sehr geschützte Lage einen Einfluß auf den Nährstoffhaushalt mit sich bringt, der die Repräsentanz der Ergebnisse für andere Heideökosysteme vor allem in Bezug auf den Gesamtinput an Elementen einschränkt (vergl. Kap. 5.4.2.).

Trotz der relativ geringen Ausdehnung wurde diese Fläche als Versuchsstandort ausgewählt, da keine Bewirtschaftung vorlag, und die Calluna-Pflanzen hier die für die Messungen notwendige Höhe erreichten. Als weiterer Gesichtspunkt kam die Abgelegenheit der Fläche hinzu, da bei derartigen Versuchen häufig zu beobachtende anthropogene Störungen vermieden werden sollten.

2.2. Klima

Der Naturpark "Lüneburger Heide" liegt im forstlichen Wuchsbezirk "Hohe Heide" (Kremser und Otto 1973), für den folgende Klimadaten angegeben werden:

Mittlere Jahrestemperatur	8° C
Mittlere Jahresschwankung der Temperatur	16.7° C
Mittlere Temperatur V - IX	14.3° C
Mittlerer Jahresniederschlag	730 mm
In den Monaten V - IX	330 mm
Mittlere relative Luftfeuchte	81 %
In den Monaten V - IX	76 %

Die klimatischen Ansprüche von *Calluna vulgaris* decken sich etwa mit dem von Köppen (aus Gimmingham 1972) benannten "Cfb"-

Klimatyp, der sich durch einen ausgeglichenen Temperatur- und Niederschlagsgang über das Jahr auszeichnet, sowie eine hohe relative Luftfeuchtigkeit aufweist.

Diese Merkmale für ein ozeanisches Klima lassen sich auch aus den Klimadaten für den Wuchsbezirk "Hohe Heide" ablesen.

2.3. Geologie

Die Geologie des Untersuchungsgebietes ist geprägt durch die hier auftretenden Stauchzonen zwischen den Endmoränen des aus nordwestlicher Richtung kommenden drenthestadialen Eises und den Endmoränen des aus Nordosten kommenden warthestadialen Eises der Saale-Eiszeit (Woldstedt 1955).

Auf der eigentlichen Versuchsfläche liegt über dem in ca. 80 cm Tiefe anstehendem drenthestadialen Geschiebelehm eine ca. 60 cm mächtige, in ihrer Korngrößenzusammensetzung stark wechselnde Geschiebedecksandschicht, welche wiederum von einer Schicht aus relativ homogenem äolisch verlagertem Mittel-Feinsand überlagert wird. Dieses äolische Material hat zur Bildung von kleineren Dünen geführt.

In der Landesaufnahme von 1850 ist das Gebiet um die heutige Revier-Försterei Heimbuch als vegetationslose Sandfläche ausgewiesen.

2.4. Boden

Die Beschreibung des Bodenprofils erfolgt auf Seite 7.

Aus dem Bodenprofil werden je Horizont 3 Mischproben aus allen Profilwänden zur chemischen Analyse entnommen und nach den institutsüblichen Methoden untersucht.

Dabei wird der C-Gehalt nach Wösthoff (1959), der Gesamt-P-Gehalt nach dem Kjeldahl Aufschluß kolorimetrisch als Phosphorvanadat (Fassbender, 1973) gemessen. Gesamt-N wird ebenfalls nach dem Kjeldahl-Aufschluß kolorimetrisch als Nitroprussit-NaOTT-Komplex bestimmt (Holz, 1971).

Die Bestimmung der effektiven Austauschkapazität erfolgt nach Ulrich (1966). 2.5 g Boden werden mit 100 ml 1n NH_4Cl perkoliert, im Eluat wird der pH-Wert gemessen und nach Eindampfen

Beschreibung des Bodenprofils :

Horizont	Tiefe cm	Humus- gehalt	Boden- art	Ske- lett	Durch- wurze- lung	Gefüge
Ahe	- 9	h	S	x	w	Ei
Bsv	- 23	h	S	x	w	Ei
IIAhe	- 34	h	S	x	w	Ei
IIBh	- 39	h	S	x	w	Ei
IIBhs	- 74	h	S	x	w	Ei
IIICv		(h)	I S	x	w	Ko

Ausgangsmaterial:

Flugsand über Geschiebedecksand über drenthestadialem
Geschiebelehm

Bodentyp: EISEN - HUMUS - PODSOL

der Lösung und Abrauchen des NH_4Cl wird der Rückstand mit HCl
wieder aufgenommen und filtriert. Im Filtrat werden die Elemente
wie folgt bestimmt:

Na, K, Ca, Mg, Mn: Messung mittels atomarer Adsorption in der
Flamme (Perkin Elmer, 1968)

Fe: kolorimetrische Bestimmung als Phenanthrolin-
komplex (Eichelsdorfer et al. 1957)

Al: kolorimetrische Bestimmung als Aluminon (Hsu,
1963).

Die Ergebnisse sind in Tab. 1 zusammengestellt. Deutlich sichtbar

Tab. 1: Chemische Bodeneigenschaften

a = $\mu\text{mol I\AA.g}^{-1}$

Horizont	(CaCl ₂)		%	mg 100g P	C/N		H	Na	K	$\frac{1}{2}$ Ca	$\frac{1}{2}$ Mg	$\frac{1}{3}$ Fe	$\frac{1}{2}$ Mn	$\frac{1}{3}$ Al	Ak _e	Ak _t	$\frac{Ak_e}{Ak_t}$
	pH	C															
Ahe	3.05	1.76	0.058	8.33	30	a	7.7	0.72	0.53	1.76	0.54	0.63	4.78	6.7	23.6	67.3	0.35
						X ^S	0.33	0.03	0.02	0.07	0.02	0.03	0.20	0.28			
Bsv	3.94	0.18	0.008	7.5	22.5	a	0.1	0.43	0.22	0.43	0.18	0.12	0.82	7.2	8.7	20.0	0.43
						X ^S	0.01	0.05	0.02	0.05	0.02	0.01	0.09	0.83			
II Ahe	3.7	0.4	0.016	4.16	25	a	0.43	0.43	0.16	0.5	0.21	0.17	1.6	6.33	9.9	26.3	0.42
						X ^S	0.04	0.04	0.02	0.05	0.02	0.02	0.16	0.64			
II Bh	3.73	3.4	0.09	27.6	38	a	0.36	0.5	0.36	1.48	0.45	0.7	0.12	115	120	294	0.41
						X ^S	0.003	0.004	0.003	0.01	0.003	0.006	0.001	0.96			
II Bhs	4.13	0.98	0.025	20.3	39	a	0.00	0.25	0.15	0.33	0.17	0.11	1.15	18.9	21.0	123	0.17
						X ^S	0.00	0.01	0.007	0.015	0.008	0.005	0.05	0.9			
III Cv	3.9	0.083	0.001	9.8		a	0.00	0.50	1.32	0.65	0.63	0.04	0.87	50.3	54.8	67.3	0.81
						X ^S	0.00	0.09	0.02	0.01	0.01	0.001	0.016	0.92			

1
8
1

wird in dieser Tabelle die Akkumulation der infolge der Podsolierung verlagerten organischen Substanz im Bh-Horizont (3.4% C, 27.6 mg P_t / 100 g Boden).

Die Anteile der einzelnen Kationen an der effektiven Austauschkapazität (α^S) zeigen das für stark saure Böden typische Bild mit einer fast ausschließlichen Al- und teilweisen Mn-Belegung der Austauschoberflächen.

2.5. Vegetation

2.5.1. Altersstruktur der Heide

Ein sehr wichtiger Punkt zur Charakterisierung von Heideflächen ist die Ermittlung der Altersstruktur der Calluna-Pflanzen und die Zuordnung zu den physiologischen Lebensrhythmen. Die Lebensrhythmen von *Calluna vulgaris* teilte erstmals Watt (1955) in 4 Phasen ein

- | | |
|-----------------------|--------------------|
| 1. Pionierphase | (Pioneer phase) |
| 2. Aufbauphase | (Building phase) |
| 3. Reifephase | (Mature phase) |
| 4. Degenerationsphase | (Degenerate phase) |

Für die Lebensphasen werden bei Gimingham (1972) folgende Altersstufen angegeben.

- | | |
|----------|-----------|
| Phase 1: | - 7 Jahre |
| 2: | -13 Jahre |
| 3: | -28 Jahre |
| 4: | >28 Jahre |

Weitere phänomenologische, pflanzensoziologische und mikroklimatische Unterschiede zwischen den Phasen sind bei Gimingham (1972) nachzulesen und sollen hier nicht weiter ausgeführt werden. Ziel der Arbeit war es, ein in der Reifephase befindliches Heideökosystem auf seinen Nährstoffhaushalt zu untersuchen, da erst in dieser Phase, nach Erreichen einer gewissen Höhe der Pflanzen und einer Akkumulation von Humus die angestrebten Messungen durchzuführen sind. Weiterhin sollte die Fläche nicht bewirtschaftet sein.

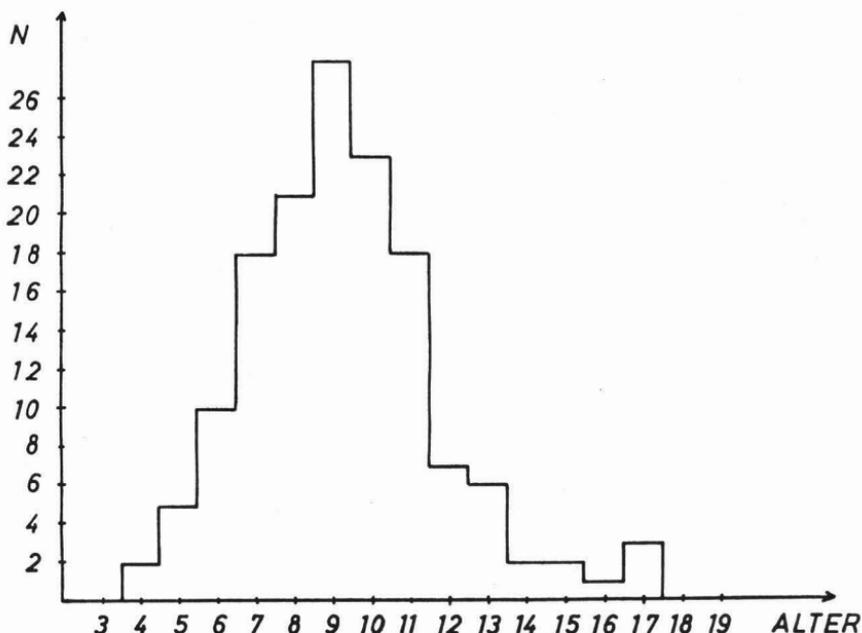
Es zeigte sich aber, daß aufgrund der lange Zeit fehlenden Bewirtschaftung die ausgewählte Heidefläche in ihrer auf die Lebenszyklen bezogenen Zusammensetzung nicht vollständig

homogen war. Der größte Teil der Pflanzen befand sich in der Reifephase, doch zeigten einige Pflanzen deutliche Degenerationserscheinungen, während in den vorhandenen Bestandeslücken auch *Calluna*-Pflanzen der Pionier- und Aufbauphase zu beobachten waren. Diese Situation wird durch die Darstellung der Altersstruktur verdeutlicht.

Zur Ermittlung der Altersstruktur wurden die Jahrringe von ca. 150, bei der Biomasseerhebung geernteten Stämmchen unter dem Mikroskop gezählt.

Watt (1955) weist auf die mögliche Unterschätzung des Alters bei Jahrringzählungen hin. Deshalb wurden zu den erkennbaren Jahrringen 2 Jahre hinzugezählt.

Abb. 2: Altersstruktur der Heide



Die ältesten gefundenen *Calluna* Pflanzen hatten ein Alter von 17 Jahren, das durchschnittliche Alter liegt zwischen 9 und 10 Jahren. Die 9 - 12 Jahre alten Pflanzen sind phänomenologisch eindeutig der Reifephase zuzuordnen, während die über 13 Jahre alten teilweise Merkmale der Degenerationsphase zeigten.

Der Lebensrhythmus der Calluna-Pflanzen scheint im Vergleich zu den in Großbritannien ermittelten Daten in der Lüneburger Heide kürzer zu sein, doch müßten noch weitere Untersuchungen zur endgültigen Klärung angestellt werden.

Bei anderen bisherigen Arbeiten zu diesem Thema (Muhle und Röhrig, 1979) wurde in der Lüneburger Heide ebenfalls auch bei in der Reifephase befindlichen Flächen ein geringes Alter der Calluna-Pflanzen (im Mittel 7 - 11 Jahre) festgestellt.

2.5.2 Pflanzengesellschaft

Zur Bestimmung der Pflanzengesellschaft wurde am 3.6.1979 eine Vegetationsaufnahme durchgeführt, folgende Pflanzen wurden angetroffen (Zahlen nach der Artmächtigkeitsskala, Braun-Blanquet, 1964):

<i>Calluna vulgaris</i>	5
<i>Vaccinium myrtillus</i>	1
<i>Betula pendula</i>	1
<i>Pinus silv.</i>	1
<i>Quercus petrea</i>	1
<i>Juniperus communis</i>	1
<i>Empetrum nigrum</i>	1
<i>Deschampsia flexuosa</i>	3
<i>Molinia coerulea</i>	1
<i>Pleurothium screberii</i>	3
<i>Dicranum scoparium</i>	1
<i>Cladonia spez.</i>	1
<i>Cladonia spez.</i>	1

Die Pflanzengesellschaft scheint eine Übergangsform zwischen den Trocken-Sandheiden (*Genisto-Callunetum typ.*) und den feuchten Sandheiden (*Genisto-Callunetum molinietosum*) darzustellen (Ellenberg 1978, Tüxen 1938). Dies ergibt sich aus dem vereinzelt Auftreten von *Molinia coerulea*, während die zweite Differentialart - *Erica tetralix* - nicht gefunden werden konnte. Der frische Charakter des Standorts entsteht durch den Einfluß des in ca. 80 cm anstehenden Geschiebelehms, der eine gewisse Stauwirkung ausübt, die noch nicht zu Pseudogley-Merkmalen im Boden geführt hat, sich ökologisch aber doch schon bemerkbar macht.

3. Inventuren

3.1. Bioelementinventuren in der organischen Masse

3.1.1. Methodik der Masseninventur

Für das in Kap. 1.1 vorgestellte Kompartimentmodell wären zunächst nur die oberirdischen Calluna Vorräte, die Humusauf-
lage und die Bodenvorräte interessant. Der Vollständigkeit
halber und wegen des Mangels an Daten über die Biomassen und
Elementkonzentrationen besonders für deutsche Verhältnisse
erstreckte sich die Inventur auf 5 Kompartimente.

1. "Calluna" vulgaris (oberirdisch)
2. "Andere Pflanzen"
3. "Humusaufgabe"
4. "Wurzeln" (im Mineralboden)
5. "Mineralboden"

Eine Aufnahme des hauptsächlich aus Moosen bestehenden Komparti-
mente "Andere Pflanzen" in das Modell ist zum einen aus meß-
technischen Gründen unmöglich, zum anderen sind die Pflanzen
nicht an der Ausbildung des Kronendachs und den Wechselwirkungen
mit der Atmosphäre beteiligt. Der Vorrat wird zunächst ebenso
wie der im Kompartiment "Wurzeln" als konstant angesehen.

Die Methodik zur Erfassung der Vorräte an organischer Masse
richtete sich nach Gimingham und Miller (1968), die das Abernten
von ca. 20-25 0,25 m² großen Probeflächen empfehlen.

Die Probenahme erstreckte sich anfänglich auf 21 systematisch
über die Fläche verteilte 0.5 x 0.5 m große Probeflächen.
Calluna vulgaris wurde mit Scheren bodengleich abgeschnitten,
die anderen Pflanzen sowie die Humusaufgabe von Hand auf der
gesamten Probefläche gesammelt, später getrocknet und gewogen.
Die Abgrenzung der einzelnen Kompartimente erwies sich als zum
Teil problematisch, so enthält das Kompartiment "Andere
Pflanzen" auch die auf dem teilweise stark ausgeprägten Moos-
teppichen liegende Calluna-Streu und an den Wurzeln der Moose
haftende Bestandteile der Humusschicht. Das Kompartiment
"Humusaufgabe" enthält auch die nicht in den Mineralboden
reichenden Calluna-Wurzeln. Die Masse dieser Wurzeln ist be-
trächtlich, da der Humus von einem dichten filzartigen Wurzel-
netz durchzogen war (vergl. Kap. 3.2.1.).

Eine Trennung von Humusaufgabe und Wurzeln konnte wegen des hohen Arbeitsaufwandes nicht durchgeführt werden. Ebenfalls ließ sich ein gewisser Anteil an gebleichten Quarzsandkörnern, die in die H-Lage des Humus eingeweht waren, nicht abtrennen.

Diese Probenahme ergab in dem relativ ungleichaltrigen Calluna-Bestand mit großen statistischen Fehlern behaftete Mittelwerte (V.K. ca. 70%), so daß die Probeflächen zu einer besseren Absicherung der Inventur auf 0.5 x 1 m vergrößert wurden. Eine wesentliche Verschiebung der statistischen Parameter ließ sich jedoch immer noch nicht erreichen (V.K. ca. 50% im Kompartiment Calluna). Diese Streuung schien die Heterogenität der Grundgesamtheit des Bestandes zu repräsentieren, so daß von einer weiteren Vergrößerung der Fläche, bzw. von der Anlage weiterer Probeflächen abgesehen wurde.

Bei ähnlichen Untersuchungen im selben Gebiet (Muhle und Röhrig, 1979) werden ebenfalls Variationskoeffizienten von über 50% genannt.

Die Ermittlung der Wurzelmasse erfolgte durch Ausgrabung von 5 zufällig ausgesuchten 0.5 x 0.5 m großen Probeflächen. Die Grabtiefe betrug 40 cm, da *Calluna vulgaris* nur flach wurzelt. Das ausgegrabene Bodenmaterial wurde zunächst gesiebt und die Wurzeln später durch Waschen von der Bodenmatrix befreit, getrocknet und gewogen.

Die Verteilung der Wurzelmasse im Mineralboden ist im Vergleich zu den oberirdischen Teilen homogener (V.K.=22%), so daß die Probenahme für die Zwecke dieser Arbeit als ausreichend angesehen wurde.

3.1.2. Methodik der Bioelementinventur

- Kompartiment Calluna -

Die chemische Zusammensetzung von Calluna-Pflanzen verändert sich mit zunehmendem Alter. Als Gründe dafür sind die unterschiedlichen Anteile von Grün- und Holzteilen bei den verschiedenen Altersstufen anzusehen (Chapman 1967, Robertson und Davies 1965). Das Verhältnis Grünteile zu Holzteilen ist somit ausschlaggebend für die Elementgehalte der gesamten Pflanze.

Da die Ermittlung dieses Verhältnisses mit hohem Arbeitsaufwand verbunden ist, wurden die abgeernteten Calluna-Pflanzen als Ganzes zu einer Mischprobe für jede Probefläche vereinigt und analysiert. Um zu sehen, welche Schwankungen zwischen den verschiedenen Teilen der Pflanze auftreten, erfolgte eine weitere Analyse von jeweils 2 Proben aus abgetrennten grünen und verholzten Teilen.

Die Analyse von ganzen Pflanzen hat weiterhin bei der Berechnung der Bioelementvorräte den Vorteil, daß eine Einengung der stat. Streuung erfolgt, da die Probeflächen mit hoher Biomasse (alte Pflanzen mit hohem Holzanteil) geringere Konzentrationen zeigten als die Probeflächen mit geringer Biomasse (junge Pflanzen mit hohem Anteil an grünen Teilen).

Die Bioelementvorräte je Probefläche errechnen sich aus dem Produkt der Biomasse dieser Probefläche mit der entsprechenden Konzentration. Der durchschnittliche Vorrat je ha wird als arithmetisches Mittel dieser Einzelwerte berechnet.

- Kompartimente "Andere Pflanzen" und "Humus"

Die Konzentrationsbestimmung in diesen Kompartimenten erfolgte an jeweils 10 zufällig ausgesuchten Proben je einer Probefläche. Der durchschnittliche Bioelementvorrat je ha ergibt sich hier aus dem Produkt des Mittelwerts für die Biomasse mit dem Mittelwert für die Elementkonzentration.

- Kompartiment "Wurzeln"

Die Berechnung der Vorräte erfolgte wie im Kompartiment "Calluna", d.h. die 5 entnommenen Wurzelproben wurden einzeln analysiert und zunächst die Elementmenge je Probefläche berechnet. Danach wurden die 5 Werte gemittelt.

- Analytik

Die chemische Untersuchung des pflanzlichen Materials erfolgte in der am Institut üblichen Weise:

5 g fein gemahlene Pflanzensubstanz werden bei 105° C getrocknet, in einer Quarzschale bei 500° C verascht, im Exsikkator abgekühlt und gewogen. Die Asche wird mit HCl aufgenommen und bis auf P nach den in Kap. 2.4. beschriebenen Methoden analysiert. Phosphor wird kolorimetrisch als Molybdänkomplex bestimmt.

- Bodeninventur

Aus einem angelegten Bodenprofil wurden je Horizont 3 Mischproben aus allen Profilwänden gebildet und analysiert. Die Vorräte im Mineralboden ergaben sich aus dem Produkt der berechneten Feinbodenmasse je Horizont mit den jeweiligen Elementgehalten, wobei anschließend über alle Horizonte aufsummiert wurde. Die Vorräte beziehen sich auf eine Bodentiefe von 1 m.

3.2. Ergebnisse und Diskussion

3.2.1. Vorräte an organischer Masse

Die Ergebnisse der Inventuren ergaben folgendes Bild

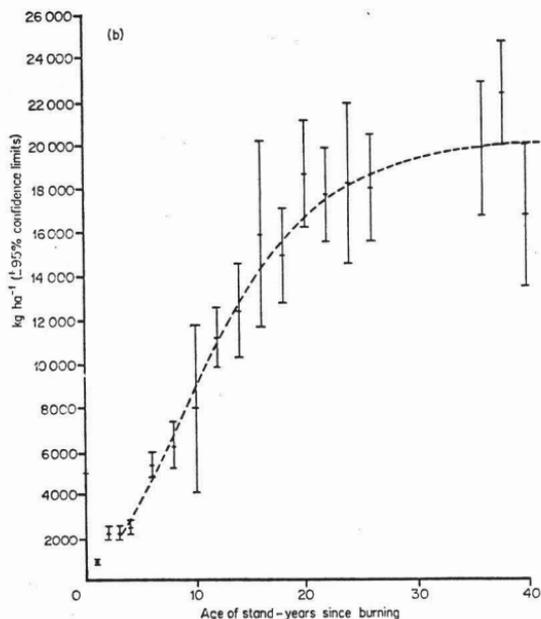
Vorräte in der organischen Masse:	(kg/ha _{+95%} Vertrauensgrenzen)
Kompartiment "Calluna"	4900 \pm 1100
" " "Andere Pflanzen"	2800 \pm 900
" " "Humusauflage"	22000 \pm 3000
" " "Wurzeln"	4200 \pm 800

Der Vorrat des Kompartiments "Calluna" ist für ein als hauptsächlich in der Reifephase befindliches Heideökosystem verhältnismäßig gering. Dies zeigt deutlich ein Vergleich mit Daten, die Chapman (aus Gimingham 1972) für Standorte in Großbritannien angibt. (vergl. Abb. 3)

Für Standorte mit einem Alter von ca. 10 Jahren werden hier Biomassen von ca. 8000 kg/ha angegeben, während für Ökosysteme in der Reifephase Vorräte von 18000 kg/ha gemessen worden sind. Bei diesem Vergleich muß allerdings berücksichtigt werden, daß die Calluna-Pflanzen möglicherweise die Reifephase erst später erreichen (vergl. Kap. 2.4.1.) und so eine größere Akkumulation von Biomasse stattfinden kann. Weiterhin ist zu berücksichtigen, daß diese Daten an gleichaltrigen Beständen ermittelt wurden. Die auf der Versuchsfläche beobachtete Ungleichaltrigkeit der Pflanzen, zusammen mit den dadurch auftretenden Bestandeslücken, kann als weitere Erklärung für die niedrige Biomasse des Kompartiments "Calluna" angesehen werden.

Für deutsche Verhältnisse liegen nur wenige vergleichbare Daten vor.

Abb. 3: Beziehung zwischen oberirdischer Biomasse und Alter
(aus Gimingham, 1972)



Bei Muhle und Röhrig (1979) finden sich etwas höhere Vorräte, doch weisen auch sie auf die in der Literatur angegebenen höheren Werte hin. Die für den Bereich der Lüneburger Heide vorliegenden Daten über Biomasse und Produktionsraten deuten im Vergleich zu den Daten aus Großbritannien auf eine eingeschränkte Vitalität von *Calluna vulgaris* hin. Die Gründe dafür dürften klimatisch und nutzungsbedingt sein, eine intensive Bewirtschaftung der Heiden als Grundlage für die Vitalität von *Calluna vulgaris* findet in der Lüneburger Heide nicht statt. Inwieweit chemische Aspekte hier eine Rolle spielen (Deposition von $\text{NO}_3\text{-N}$), wird später noch zu erläutern sein.

Auffällig ist die im Vergleich zum Kompartiment "Calluna" hohe organische Masse des Kompartiments "Andere Pflanzen". Dies ist dadurch zu erklären, daß der Bestand Lücken enthält, die von Gräsern etc. genutzt werden und die sich so in der Inventur niederschlagen. Weiterhin waren weite Teile der Fläche von

dem sich teppichartig ausbreitenden Moos "Pleurothium schreberi" überzogen. Diese Erscheinung beobachtete auch Watt (1955). Die auf bzw. in dem Moosteppich liegende Streu und die an den Wurzeln haftenden Bestandteile der Humusschicht tragen ebenfalls zur Erklärung der relativ hohen organischen Masse bei. Barclay-Estrup (1970) nennt eine Zahl von 3815 kg/ha "Anderer Pflanzen" für ein Heideökosystem in der Reifephase. Davon werden ca. 3300 kg/ha von Bryophyten gebildet.

Der größte Teil der organischen Masse des Ökosystems befindet sich mit ca. 22000 kg/ha im Kompartiment "Auflagehumus". Vergleichbare Daten aus Großbritannien liegen meist niedriger. Robertson und Davies (1965) geben Werte bis ca. 5000 kg/ha an. Neuere Untersuchungen von Chapman (1975) zeigen die Akkumulationsraten von Auflagehumus unter Calluna. Nach dem Abbrennen der Flächen kommt es zu einer Ansammlung von ca. 30.000 kg/ha Humus bis zum Alter 25. Danach wird ein stationärer Zustand angenommen.

Die Höhe der in dieser Arbeit gefundenen organischen Masse des Auflagehumus läßt sich also trotz der geringen Calluna-Biomasse erklären, da die Fläche nicht abgebrannt worden ist und die Akkumulation über einen langen Zeitraum erfolgen konnte. Für deutsche Verhältnisse geben Muhle und Röhrig (1979) Werte bis ca. 19.000 kg/ha an.

Erstmalig werden bei Chapman (1975) auch Zahlen über die morphologische Zusammensetzung des Auflagehumus genannt. Chapman unterscheidet zwischen "Litter", was der L- und F-Lage des Humus entspricht, dem "Humus", entsprechend der H-Lage, und den Wurzeln. Die prozentualen Anteile zwischen diesen Bestandteilen wechseln mit dem Alter des Bestandes.

Alter	% $O_L + O_F$	% O_H	% Wurzeln
28	40.1	35.8	23.1
42	11.3	51.6	36.2

Der Anteil der Wurzeln im Auflagehumus kann also bis zu 36% der Trockenmasse entsprechen.

Eine Aufteilung des Humus in verschiedene Bestandteile wurde in dieser Arbeit nicht vorgenommen, es zeigte sich aber bei der

Probenahme ebenfalls ein hoher Gehalt an Wurzeln (Vergl. 3.1.1.) Die prozentualen Anteile schienen nach einer visuellen Schätzung mehr dem Alter 28 bei Chapman zu entsprechen.

Die unterirdische Biomasse in Form von Wurzeln liegt mit ca. 4200 kg/ha etwa in derselben Größenordnung wie die oberirdische Calluna-Biomasse. Diese Größenordnung wird durch Untersuchungen von Forrest (1971) und Tyler (1973) bestätigt, während Chapman (1970) zu einer im Vergleich zur oberirdischen Biomasse dreimal größeren Wurzelmasse kommt.

Muhle und Röhrig (1979) geben nach Untersuchungen in der Lüneburger Heide Wurzelmassen von 6000 - 7000 kg/ha an.

Die gesamte organische Masse des Ökosystems beträgt ca. 33900 kg/ha und verteilt sich wie folgt prozentual auf die 4 Kompartimente:

"Calluna"	14.5 %
"Andere Pflanzen"	8 %
"Humusauflage"	65 %
"Wurzeln"	12.5 %

Die dominierende Rolle der Humusauflage für den Stoffhaushalt des untersuchten Heideökosystems zeigt sich bereits hier deutlich. Konsequenzen der Humusakkumulation für das Ökosystem werden besonders in Kap. 5.5.2.2. behandelt werden.

3.2.2. Bioelementkonzentrationen

- Calluna

Die Elementgehalte der Grün- und Holzteile von *Calluna vulgaris* sind mit einigen Vergleichszahlen in Tab. 2 wiedergegeben. Die aus dieser Untersuchung angegebenen Zahlen stellen Mittelwerte aus 2 Analysenwiederholungen dar, die nur sehr gering (V.K. < 5 %) voneinander abweichen.

Zusammenfassend kann man feststellen, daß die Elementkonzentrationen in den grünen Teilen bei allen Elementen die Konzentrationen in den bereits verholzten Teilen übertreffen. Vergleichbare Daten über die chemische Zusammensetzung von Grün- und Holzteilen, sowie von ganzen Calluna Pflanzen geben u.a. Allen (1964), Robertson und Davies (1965), Chapman (1975) für englische Verhältnisse, Tyler et al. (1973) für schwedische und Muhle und Röhrig (1979) für deutsche Verhältnisse.

Tab. 2: Elementgehalte in den Grün- und Holzteilen von *Calluna vulgaris*

	(mg/g TS)									
	Gr	Ho	Gr	Ho	Gr	Ho	Gr	Gr	Ho	Gr
N	13.8	3.81	10.0	4.2	10.6	3.9		11.8	5.4	12.8
P	0.97	0.27	0.5	0.3	0.69	0.28		0.76	0.35	0.83
Na	0.14	0.09					0.45			0.56
K	3.17	1.45	2.8	2.6	5.0	2.6	4.2	3.6	1.4	4.41
Ca	4.5	1.0	1.9	0.8	4.18	1.1	4.6			6.6
Mg	1.09	0.26	1.0	0.3	1.4	0.56	1.36			2.36
Fe	1.55	0.13					0.28			
Al	1.15	0.07								
Mn	0.35	0.31					0.34			
			Allen (1964)		Robertson u. Davies (1965)		Tyler et al. (1973)	Muhle u. Röhrig (1979)		Chapman (1975)

Die Ergebnisse stimmen recht gut mit denen der genannten Autoren überein, Abweichungen treten im Vergleich zu den Daten von Tyler et al. für die Fe-Konzentrationen in den Grünteilen auf, bei den Elementgehalten von *Calluna*-Pflanzen (Tab. 3) zeigt sich jedoch für Fe wieder eine gute Übereinstimmung. Die durchschnittlichen Elementgehalte von kompletten *Calluna*-Pflanzen sind in Tab. 3 wiedergegeben.

Die Elementkonzentrationen für als Ganzes analysierte *Calluna*-Pflanzen liegen bis auf Na und Mn zwischen den Konzentrationen der Grün- und Holzteile. Die Abweichungen bei Mn und Na lassen sich durch den statistischen Fehler erklären.

Die Höhe der durchschnittlichen Elementkonzentration von *Calluna*-Pflanzen hängt aufgrund der sich verändernden Anteile von Grün- und Holzteilen vom Alter der Pflanzen ab. Genauere Angaben dazu gibt Chapman (1967) in Abb. 4. Der Vergleich mit den von Chapman angeführten Daten zeigt eine gute Übereinstimmung bei den Elementen N, P, während bei K, Ca und Mg leichte Abweichungen auftreten. Ein ähnliches Bild zeigt sich auch beim Vergleich mit den Werten von Tyler.

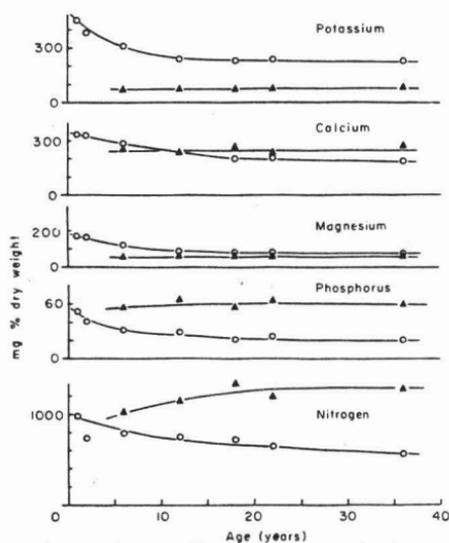
Vergleichbare Aluminiumkonzentrationen von *Calluna*-Pflanzen konnten in der Literatur nicht gefunden werden.

Tab. 3: Elementgehalt von Calluna-Pflanzen (+ 95% Vertr.Grenzen)
(mg/g TS)

N	6.7 ± 0.6	5.3	
P	0.47 ± 0.02	0.26	
Na	0.09 ± 0.01	0.16	
K	1.76 ± 0.14	2.15	2.34
Ca	1.2 ± 0.08	2.01	1.72
Mg	0.38 ± 0.01	0.63	0.57
Fe	0.38 ± 0.01	0.30	
Al	0.13 ± 0.06		
Mn	0.4 ± 0.1	0.31	

Tyler et al. Robertson u.
(1973) Davies (1965)

Abb. 4: Chemische Zusammensetzung von Calluna-Pflanzen und Humus in Abhängigkeit vom Alter (nach Chapman, 1967)



The chemical composition of the standing crop and accumulated litter from different aged heathland sites in Dorset. Standing crop, O; accumulated litter, Δ.

- Andere Pflanzen

Die mittleren Elementkonzentrationen im Kompartiment "Andere Pflanzen" sind zusammen mit den 95 % Vertrauens-Grenzen in Tab. 4 wiedergegeben.

Tab. 4: Elementkonzentrationen "Andere Pflanzen"
(mg/g TS)

N	13.8	\pm 0.7	
P	0.8	\pm 0.9	
Na	0.06	\pm 0.01	0.11
K	1.8	\pm 0.3	1.7
Ca	1.5	\pm 0.3	0.85
Mg	0.38	\pm 0.3	0.35
Fe	1.7	\pm 0.2	1.07
Al	0.6	\pm 0.06	
Mn	0.15	\pm 0.02	0.04

Tyler et al.
(1973)

Wie schon vorher erwähnt, setzte sich die Biomasse dieses Kompartiments zum größten Teil aus dem einen dichten Teppich bildenden Moos *Pleurothium schreberi* zusammen, weiterhin aus geringen Anteilen der Streuschicht und anderen Pflanzen. Die teilweise auftretenden relativ großen Streuungen der Elementkonzentrationen lassen sich somit aus dem heterogenen Aufbau dieses Kompartiments erklären.

Bei den Elementen N, P, Fe, Al liegen die Konzentrationen über den im Kompartiment *Calluna* gemessenen, bei den anderen Elementen treten keine signifikanten Unterschiede auf, bis auf Mn und Na, wo in den *Calluna*-Pflanzen höhere Konzentrationen auftreten. Zum Vergleich sind Daten von Tyler et al. (1973) für ein Kompartiment aus Moosen und Flechten angeführt.

- Tab. 5 zeigt die mittleren Elementkonzentrationen im Kompartiment "Humusaufgabe".

(mg/g TS) \pm 95% Vertr. Grenzen

Tab. 5: Elementkonzentrationen "Humusauflage"

C	307	\pm 23		346
N	11.1	\pm 1.0		11.25
P	0.54	\pm 0.04		0.52
Na	0.04	\pm 0.004	0.08	
K	0.6	\pm 0.04	0.95	0.64
Ca	1.27	\pm 0.2	2.3	2.05
Mg	0.26	\pm 0.02	0.43	0.25
Fe	2.8	\pm 0.3	1.38	
Al	0.9	\pm 0.08		
Mn	0.3	\pm 0.02	0.11	

Tyler et al., 1973 Eder, 1980
Rohhumus Wald

Die mittleren Elementkonzentrationen im Auflagehumus liegen bei N, P, Fe, Al höher, bei K, Mg, Mn und Na niedriger als im Kompartiment Calluna. Etwa gleiche Konzentrationen finden sich bei Ca. Betrachtet man die von Chapman in Abb. 3 dargelegten Kurven, so zeigt sich eine gute Übereinstimmung mit den gemessenen Werten. Größere Abweichungen treten teilweise zu den Daten von Tyler et al. auf.

Das C/N-Verhältnis im untersuchten Heidehumus liegt mit ca. 28 etwa in der Größenordnung eines Rohhumus unter Wald. Die zum Vergleich herangezogenen Elementgehalte von Rohhumusformen im Pfälzer Wald (Eder, 1980) stimmen ebenfalls gut mit den Daten des Heidehumus überein.

- Tab. 6 zeigt die mittleren Elementkonzentrationen des Kompartiments "Wurzeln".

Die N-Konzentration in den Wurzeln ist geringer als in den oberirdischen Pflanzenteilen, während die Gehalte der anderen Elemente mit Ausnahme des Aluminiums etwa in derselben Größenordnung liegen. Vergleichbare Literaturdaten für die chemische Zusammensetzung von Calluna Wurzeln fehlen weitgehend, hier seien Daten von Tyler et al. und Muhle u. Röhrig sowie Elementgehalte von Buchenwurzeln aus dem Solling angegeben.

(mg/g TS) \pm 95% Vertr.Grenzen

Tab. 6: Elementkonzentrationen "Wurzeln"

N	4.8 \pm 0.9		5 - 8	6.85	3.5
P	0.5 \pm 0.06		0.3-0.4	0.74	0.53
Na	0.09 \pm 0.02			0.37	1.1
K	1.78 \pm 0.8	2.3	0.8-1.2	2.15	1.71
Ca	1.8 \pm 0.2	1.0		2.36	1.76
Mg	0.46 \pm 0.03	0.4		0.95	0.33
Fe	0.7 \pm 0.03	0.59		2.9	0.26
Al	1.2 \pm 0.27			2.24	0.48
Mn	0.29 \pm 0.1	0.2		0.31	0.26

Tyler et al., 1973	Mühle u. Röhrig, 1979	Buche (Solling) < 2 mm > 5 mm unveröffentlicht
--------------------	-----------------------	--

Eine gute Übereinstimmung zeigen die Elementgehalte der Calluna Wurzeln mit denen der Buchenwurzeln >5 mm, ebenso mit den Daten von Tyler et al.

Literaturdaten über die Al-Konzentration in Calluna Wurzeln fehlen bisher. Die hier gemessenen Al-Gehalte liegen ca. 10 mal so hoch wie die Al-Gehalte der oberirdischen Calluna Teile. Sie deuten auf die hohe Aziditätsverträglichkeit von Calluna vulgaris hin.

Rorison (1973) weist auf die Akkumulation von Aluminium in Pflanzenwurzeln auf sauren Böden und auf die gute Verträglichkeit von Wurzeln acidophiler Pflanzen (z.B. Deschampsia flexuosa) gegenüber hohen Aluminiumkonzentrationen im Boden hin. Nach Rorison wird die Toleranz einer Pflanze gegenüber einer zunehmenden Bodenversauerung bestimmt durch einen unbekanntem physiologischen Mechanismus sowie durch Wechselwirkungen zwischen Wurzeln, Mikroorganismen und Bodenbestandteilen in der Rhizosphäre. Es handelt sich bei diesem Mechanismus um die Inaktivierung der potentiell schädlichen Kationen mittels selektiver Adsorption und Komplexbildung in der Rhizosphäre, sowie in den Zellwänden des jüngeren Wurzelgewebes, bevor diese Kationen die Zellkerne erreichen und beschädigen können.

Die Maximalkonzentration an polyvalenten Kationen, die eine auf sauren Böden wachsende Pflanze verträgt, ist umso größer, je mehr diese Kationen in der Rhizosphäre (z.B. durch Mikroorganismen) und in den Zellwänden junger Wurzeln inaktiviert werden.

Durch diese Ausführungen lassen sich die hohen Al-Konzentrationen in den Wurzeln von *Calluna vulgaris* erklären.

3.2.3. Bioelementvorräte in der organischen Masse

Die Elementvorräte wurden nach den in Kap. 3.1.2. beschriebenen Methoden berechnet. Die angegebenen Fehler sind auf das 95% Vertrauensniveau bezogen und errechnen sich bei den Kompartimenten "Andere Pflanzen" und "Humusaufgabe" durch Fehlerfortpflanzung, da hier das Produkt zweier Mittelwerte mit ihren Standardfehlern berechnet wird.

Die Ergebnisse sind in Tab. 7 dargestellt.

Tab. 7: Bioelementvorräte in den Kompartimenten in kg/ha bzw. kmol/ha

	Calluna	Andere Pfl.	Humus	Wurzeln	Σ	
N	31.5+6.5 2.25+0.5	38.6 +12.7 2.75 ± 0.9	244 +39.5 17.4± 2.8	23.3 +9.7 1.66 ±0.7	337 +33.5 24.1±2.4	kg/ha kmol/ha
P	2.25+0.4 0.07±0.01	2.24 ± 0.8 0.07 ± 0.02	11.9+ 1.8 0.38±0.06	2.4 +1.0 0.08 ±0.03	18.8+2.2 0.61±0.07	
Na	0.4 +0.1 0.02±0.004	0.17 +0.06 0.007±0.002	0.88+0.12 0.04±0.005	0.38 +0.11 0.016±0.005	1.83+0.2 0.08±0.008	
K	8.5 +6.9 0.22±0.05	5.04 +2.0 0.13 ±0.05	12.2+2.0 0.34±0.05	9.4 +8.0 0.24 ±0.2	36.1+8.6 0.92±0.22	
Ca	5.8 +1.3 0.14±0.03	4.2 +1.8 0.10 ±0.04	28 +5.8 0.7 ±0.14	8.6 +3.3 0.21 ±0.08	46.6+6.9 1.16±0.17	
Mg	1.9 +0.4 0.08±0.016	1.06 +0.4 0.04 ±0.016	5.7 +0.5 0.23±0.04	2.2 +0.8 0.09 ±0.03	10.8+1.1 0.44±0.04	
Mn	1.6 +0.5 0.03±0.009	0.42 +0.1 0.007±0.001	2.9 +0.6 0.05±0.01	1.4 +0.8 0.025±0.01	6.3 +1.1 0.11±0.02	
Fe	1.6 +0.5 0.03±0.009	4.76 +1.7 0.085±0.03	62 +10.6 1.1 ±0.19	3.3 +1.2 0.06 ±0.02	71.6+10.8 1.28±0.19	
Al	0.56+0.1 0.02±0.003	1.68 +0.6 0.06 ±0.02	20.0+3.2 0.74±0.12	5.04 +0.27 10.5 ±0.01	27.3+3.2 1.01±0.11	

Die prozentuale Verteilung der Elementvorräte auf die einzelnen Kompartimente ergibt folgendes Bild: (%)

	Calluna	And.Pflanzen	Humus	Wurzeln
N	9.2	11.4	72.4	6.9
P	11.9	11.9	63.3	12.7
Na	22	9	48	21
K	23.5	14.0	36.5	26
Ca	12.4	9.0	60.1	18.4
Mg	17.5	9.8	52.7	20.3
Mn	25.3	6.6	46.6	22.2
Fe	2.2	6.6	86.6	4.6
Al	2	6	73.5	18.5
Biomasse	14.5	8	65	12.5

Im Vergleich zur Biomasseverteilung haben die unterschiedlichen Elementkonzentrationen in den einzelnen Kompartimenten teilweise eine Verschiebung der Vorratsschwerpunkte für die Elemente bewirkt. Der größte Teil der Vorräte befindet sich immer noch im Auflagehumus, doch sind z.B. die Vorräte an N, Fe, Al im Kompartiment "Andere Pflanzen" höher als bei "Calluna". Für Fe, N und Al zeigt sich eine Akkumulation im Auflagehumus, die Elemente K, Mg und Mn sind hier dagegen unterdurchschnittlich vertreten. Die letztgenannten Elemente sind überdurchschnittlich in den Kompartimenten "Calluna" und "Wurzeln" vertreten.

Die Ergebnisse der Inventuren in der organischen Masse zusammenfassend, kann man sagen, daß der Auflagehumus für den Kreislauf an organischer Masse und Bioelemente in dem betrachteten Ökosystem von dominierender Rolle ist. Dies wird noch bei der Diskussion der Flüssebilanz für den Auflagehumus besonders hervorzuheben sein.

3.2.4. Bodenvorräte

Die Ergebnisse der Elementinventur für den Mineralboden bis zu einer Tiefe von 1 m sind mit ihren 95% Vertrauensgrenzen in Tab. 8 wiedergegeben. Die Feinbodenmenge beträgt $11,66 \cdot 10^6$ kg/ha.

Tab. 8: Bodenvorräte (kg/ha)

C	$90 \cdot 10^3$	\pm	$21 \cdot 10^3$
N	$3,4 \cdot 10^3$	\pm	$2,7 \cdot 10^3$
P	$1,5 \cdot 10^3$	\pm	$0,61 \cdot 10^3$
Austauschbare Kationen			
Na	113	\pm	19.3
K	227	\pm	108
Ca	140	\pm	57
Mg	50	\pm	27
Mn	457	\pm	150
Fe	61.1	\pm	59
Al	2744	\pm	450

Wie schon in Kap. 2.4 dargelegt, zeigt sich auch hier der weit überwiegende Anteil an austauschbarem Aluminium an der Summe aller Kationen im Boden.

Ein Vergleich mit den Elementvorräten in der organischen Masse zeigt den verschwindend kleinen Anteil der organischen Masse bei N, P, Al, Mn und Na, dagegen sind die Vorräte der anderen Elemente größenordnungsmäßig von Bedeutung.

4. Methodik zur Messung der Elementflüsse

4.1. Methodik zur Messung von Streufall und Zuwachs

4.1.1. Streufall

Auf der Fläche wurden 25 Polyäthylentrichter als Streufänge in systematischen Abständen unter der Vegetation aufgestellt. Die Trichter hatten einen Durchmesser von 15 cm, der Boden war mit einem PVC Netz verschlossen.

Es zeigte sich aber, daß diese Trichter nicht nur als Streufänge, sondern durch die sehr glatten Wände auch als Insekten- und Kleintierfallen fungierten. Um eine chemische Verunreinigung der Streuproben zu verhindern, wurden die Trichterwände angeraut. Dazu wurden die Trichter zunächst lackiert, und in den noch nicht trockenen Lack Quarzsand gestreut, so daß nach Trocknung des Lackes eine sandpapierähnliche Oberfläche entstand. Nach dieser Behandlung wurden keine Insekten mehr in den Streufängen angetroffen.

Bei jeder der in etwa 2 monatigem Abstand stattfindenden Leerungen wurde die Streu aus jedem Streufang getrennt entnommen, getrocknet und gewogen und für jeden Termin ein Mittelwert berechnet. Die Jahressumme ergab sich durch Addition der Einzelwerte, der statistische Fehler durch Fehlerfortpflanzung (Sachs, 1972). Zur chemischen Analyse wurden die Streuproben über den gesamten Meßzeitraum gesammelt und als Mischprobe mit 3 Wiederholungen analysiert.

4.1.2. Zuwachs

Ursprünglich sollte der oberirdische Biomassezuwachs nach der Differenzenmethode gemessen werden. Dabei wird aus der Differenz der Biomasse zu Beginn und am Ende der Vegetationszeit der Nettozuwachs, bzw. nach Addition des Streufalls während dieser Periode der Bruttozuwachs berechnet.

Bei der Biomasseninventur vor der Vegetationsperiode zeigte sich jedoch, daß eine statistisch absicherbare Größe für den Nettozuwachs aufgrund der hohen Heterogenität der Fläche und der daraus folgenden hohen Streuung der Mittelwerte (vergl. Kap. 3.1.1.) nur schwer zu erzielen ist. Daher wurde der

Zuwachs direkt gemessen (Gimingham und Miller, 1972). Bei diesem Verfahren werden die diesjährigen, leicht erkennbaren grünen Kurz- und Langtriebe von den übrigen Pflanzenteilen getrennt und gewogen. So erhält man direkt den Bruttozuwachs. Der Nettozuwachs errechnet sich durch Abzug der jährlichen Streumenge.

Der Nachteil dieser Methode liegt zum einen im höheren Arbeitsaufwand, zum anderen darin, daß der Zuwachs in den verholzten Teilen der Pflanzen nicht gemessen werden kann.

Die Probenahme erfolgte auf 10 Probeflächen der Größe 0.5 x 0.5 m.

4.2. Allgemeines zur Messung der an die Wasserflüsse gekoppelten Elementflüsse

Um den Nährstoffhaushalt eines terrestrischen Ökosystems durch Flüßmessung beschreiben zu können, müssen geeignete Grenzschichten definiert werden, an denen der Austausch von Materie zwischen dem betrachteten Ökosystem und der Umgebung gemessen werden kann. Die Zufuhr von chemischen Elementen in ein unbewirtschaftetes Ökosystem erfolgt, wenn man Prozesse wie Streuverwehung, Migration etc. vernachlässigt, im wesentlichen aus der Atmosphäre. Dabei wird zwischen der "Nassen"- und "Trockenen"-Deposition unterschieden. Die Nasse Deposition erfolgt mit den Niederschlägen und ist in ihrer Höhe von der Akzeptoroberfläche unabhängig. Die Trockene Deposition besteht aus zwei Teilen, der Sedimentation (von Staub) sowie der Adsorption (von Aerosolen) und Auslösung von Gasen. Die Nasse Deposition läßt sich zusammen mit der Sedimentation oberhalb des Ökosystems mit entsprechenden Auffanggeräten messen. Somit liegt die erste Grenzschicht zur Messung der Elementflüsse oberhalb der Vegetation. Der hier gemessene Elementfluß wird im folgenden in Anlehnung an Ulrich et al. (1979a) als "Niederschlagsdeposition" (FN) bezeichnet und besteht aus der Nassen Deposition und der Staubsedimentation.

Da ein kleiner Teil der Trockenen Deposition, die Staubsedimentation, der Niederschlagsdeposition zugeordnet wurde, bedarf es eines neuen Begriffs für die Adsorptions- und Lösungsvorgänge an der Akzeptoroberfläche. Hier wird wiederum in Anlehnung an Ulrich et al. der Begriff "Interception" (I) (Filterung)

verwendet. Die Theorie der trockenen Deposition ist eingehend bei Schwela (1973) dargelegt. Möglichkeiten zur Messung sind insbesondere über längere Zeiträume und für Vegetationsoberflächen nur indirekt gegeben (Ulrich et al., 1979a). Es wird unterstellt, daß die intercipierten Stoffe mit dem Regenwasser von den pflanzlichen Oberflächen abgewaschen und dem Boden zugeführt werden.

Zu beachten ist dabei allerdings die mögliche Aufnahme des deponierten Stoffes durch die Vegetation, bzw. der Verbleib ungelöster Stoffe an den Vegetationsoberflächen sowie noch mehr der Übergang von Stoffen aus dem internen Umsatz der Pflanzen in die den Kronenraum passierenden Niederschläge. Die Grenzschicht zur Erfassung des durch Interception sowie durch Wechselwirkung mit dem Bestand veränderten Niederschlagswassers, im folgenden als "Kronentraufe" (Kr) bezeichnet, liegt also unterhalb des Kronendaches und oberhalb der Humusaufgabe.

Die Interception eines Elementes x durch den Bestand errechnet sich dann aus der Bilanzgleichung

$$KR_x = FN_x + I_x + Q_x \quad (1)$$

In dieser Gleichung werden nur Flußraten betrachtet ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$). Ein "Stammabfluß" wird dabei vernachlässigt (Kap. 4.4.)

Q_x steht für einen Quell- oder Senkenterm durch die Vegetation (z.B. Auswaschung, Kationenaustausch an der Blattoberfläche)

Bei der Passage durch den Auflagehumus erfahren die Niederschläge eine weitere Veränderung in ihrer chemischen Zusammensetzung: Einerseits können die durch Mineralisation freigesetzten Elemente hinzugelangen, andererseits können aber auch Elemente durch Komplexbildung der perkolierenden Lösung entzogen werden.

Diese Veränderung der Lösung kann durch entsprechende Meßapparaturen, sogenannte "Trichterlysimeter", an der Grenzschicht zwischen Humusaufgabe und Mineralboden gemessen werden.

Die Bilanzgleichung für die Humusaufgabe lautet:

$$KR_x + St_x + Q_x = HO_x \quad (2)$$

(Flußraten in $\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)

St = Streufall

Q = Vorratsänderungen in der Humusauflage

HO = Output aus der Humusschicht = Input in den Mineralboden

Eine Aufnahme von Elementen durch Pflanzenwurzeln aus dem Auflagehumus scheidet durch die Versuchsanlage aus. Im Modell wird die Aufnahme von Elementen durch den Bestand rechnerisch in den Mineralboden verlegt. Dies ist insofern falsch, als unter natürlichen Bedingungen ein Teil der Ionenaufnahme aus der Humusauflage erfolgt.

Der Output von Elementen aus einem in ebener Lage liegenden Ökosystem erfolgt hauptsächlich durch die im Sickerwasser gelösten Stoffe. Dabei wird wiederum fehlende Bewirtschaftung und die Vernachlässigbarkeit von Streuverwehung, Gasaustausch etc. unterstellt.

Zur Messung des Outputs muß also eine Grenzschicht definiert werden, unterhalb derer keine Wechselwirkungen mit dem betrachteten Ökosystem mehr angenommen werden. Als untere Grenzschicht wurde eine Bodentiefe von ca. 1.2 m gewählt.

Die Bilanzgleichung für den Mineralboden lautet:

$$HO_x = OS_x + PE_x + Q_x \quad (3)$$

OS = Output mit dem Sickerwasser (Flußraten $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$)

PE = Entzug durch Pflanzenwurzeln

Q = Vorratsänderungen

Zusammenfassend lassen sich 4 Meßebenen für die Flüssebilanz definieren:

1. Oberhalb der Vegetation (Niederschlagsdeposition)
2. Oberhalb der Humusauflage (Interception)
3. Zwischen Humus und Mineralboden (Mineralisation)
4. Untergrenze des Systems (Output)

Im folgenden werden die methodischen Ansätze zur Messung der Wasserflüsse genauer beschrieben.

4.3. Niederschlagsdeposition

Zur Erfassung der Niederschlagsmenge und zur Gewinnung von Proben zur chemischen Analyse wurden 5 Hellmann Regenmesser (100 cm²) aus Kunststoff über dem Calluna Bestand in einer Höhe von 1 m aufgestellt. Um eine tierische Kontamination der Wasserproben zu verhindern, waren die Regenmesser mit einem PVC-Netz am unteren Ende versehen. Die Probenahme erfolgte, wie bei den anderen Wasserflüssen auch, etwa in 14-tägigem Abstand, wobei je Termin 3 Proben gewonnen wurden. Eine häufigere Entleerung der Gefäße war wegen der großen Entfernung zur Probefläche nicht möglich.

Eine Vereinigung zu monatlichen Mischproben erfolgte bei den Proben nicht, da die statistischen Fehler der Flußraten und anderer Parameter für den begrenzten Meßzeitraum von zunächst nur einem Jahr möglichst klein gehalten werden sollten. In den Wintermonaten erfolgte die Probenahme durch Schneeimer aus Kunststoff. Insgesamt wurden an 18 Terminen Proben entnommen, im Januar und Februar 1979 war eine Probenahme wegen der extremen Schneeverhältnisse und Dauerfrost nicht möglich.

4.4. Kronentraufe

Das Auffangen der sogenannten Kronentraufe erfolgte in insgesamt 10 Auffangrinnen der Größe 0.1 x 1 m. Zu Beginn der Meßperiode wurden Rinnen aus verzinktem Blech installiert, was zur Folge hatte, daß die pH-Werte des Wassers erheblich beeinflußt wurden. Eine Auswertung der H⁺-Ionen-Flüsse für die Kronentraufe mußte daher unterbleiben. Diese Blechrinnen wurden dann gegen PVC-Rinnen ausgetauscht. Da gleichzeitig Vergleichsmessungen mit Rinnen ohne Vegetationseinfluß erfolgten, konnte festgestellt werden, daß sich der Einfluß der Blechrinnen nur auf den pH-Wert auswirkte.

Die Rinnen hatten eine Seitenhöhe von ca. 8 cm und wurden mit einem leichten Gefälle unter die Vegetation geschoben, wobei die Abflußschläuche aus je 2 Rinnen in ein Sammelgefäß von 10 l Fassungsvermögen führten. Die Auffanggefäße waren in geringer Entfernung von den Rinnen im Boden versenkt. Ein am Abfluß angebrachtes PVC-Netz verhinderte, daß die in die Rinnen einfallende Streu den Abfluß verstopft bzw. in die Auffanggefäße

gelangt. Zusätzlich wurden die Rinnen bei jeder Leerung der Gefäße sorgfältig gereinigt.

Pro Termin wurde die in den Gefäßen befindliche Wassermenge gemessen und aus jedem Gefäß eine Probe zur chemischen Analyse entnommen. Für jeden Meßpunkt erfolgte einzeln eine Berechnung des Elementflusses aus Wassermenge und Konzentration, der Mittelwert wurde dann je Termin aus diesen 5 Werten gebildet. Gleiches gilt für die Trichterlysimeter (Kap. 4.5)

4.5. Trichterlysimeter

Mit Hilfe der Trichterlysimeter sollte das durch die Humusschicht in den Mineralboden perkolierende Wasser aufgefangen werden. Unterhalb des oberen Randes der Trichter befand sich eine poröse PVC-Platte, auf die eine in derselben Größe und ohne Störung der natürlichen Lagerung ausgestochene Humusprobe gelegt wurde. Die perkolierende Lösung wurde in ein Gefäß (5 l) unterhalb des Trichters geleitet. Die Installation der Trichter erfolgte bodengleich an der Entnahmestelle des Humus unter der Vegetation. Die Auffangfläche betrug ca. 510cm^2 . Ein Entzug von Nährstoffen durch Pflanzenwurzeln an der Humusaufgabe ist durch diese Versuchsanlage auszuschließen.

4.6. Output mit dem Sickerwasser

Bei der Messung dieses Elementflusses gilt es zu trennen zwischen der Ermittlung der Sickerwasserkonzentration zum einen und der Ermittlung der Sickerwassermenge zum anderen (Van der Ploeg und Beese, 1977). Aus diesen beiden Größen läßt sich dann der Output berechnen.

4.6.1. Sickerwasserkonzentrationen

Die Entnahme von durch die Bodenmatrix fließendem Wasser erfolgte durch Tensionslysimeter in einer Bodentiefe von ca. 1.2 m aus dem anstehenden Geschiebelehm. Es wurden 2 verschiedene Systeme benutzt:

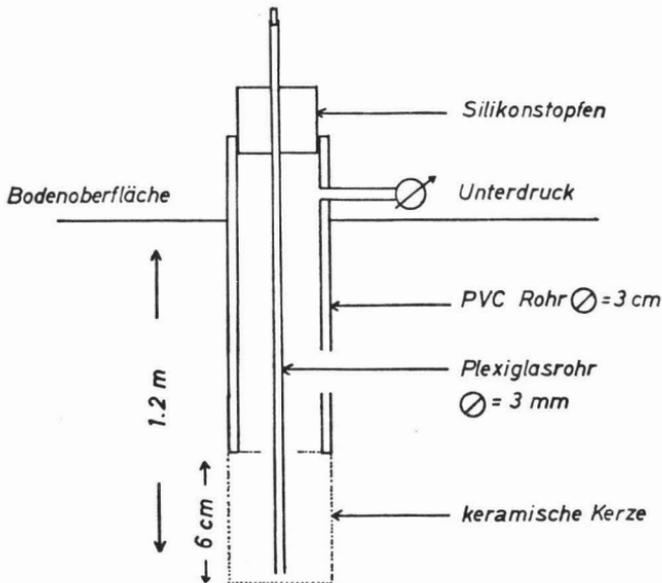
- keramische Kerzen vom Typ P80 der staatl.Porzellanmanufaktur Berlin

- keramische Platten vom Typ SKF100 der Firma Haldenwanger, Berlin, \varnothing 30 cm.

Weitere Details und Beschreibungen der keramischen Materialien sind bei Hetsch et al. (1979) und Mayer (1971) nachzulesen.

Die Anlage der keramischen Kerzen mit Platten zeigen die Abbildungen 5 und 6.

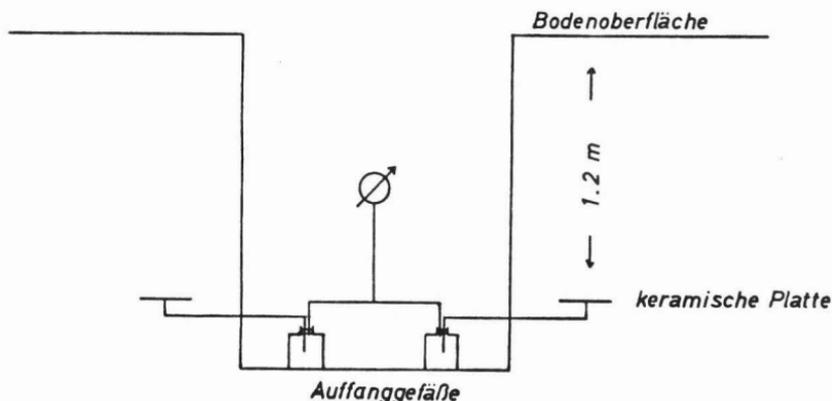
Abb. 5: Skizze des Versuchsaufbaus zur Sickerwassergewinnung
- keramische Kerzen -



Der erforderliche Unterdruck wurde durch eine batteriebetriebene Vakuumpumpe in einem 75 l großen Vorratsbehälter erzeugt und durch eine Manometeruhr automatisch auf 0,1 - 0,2 atm gehalten. Durch den relativ geringen Unterdruck sollte eine Störung des Bodenwasserhaushalts und eine Beeinflussung der chemischen Konzentration des Sickerwassers gering gehalten werden (Severson und Grigal, 1976).

Insgesamt wurden 8 Kerzen und 3 Platten im Boden installiert. Während einer Sammelperiode gelangt das angesaugte Wasser in das PVC-Rohr und kann durch das Plexiglasröhrchen mit Hilfe einer Waschflasche und einer Handpumpe abgesaugt werden.

Abb. 6: Skizze der Versuchsanlage zur Sickerwassergewinnung
- keramische Platten -



Das von den keramischen Platten angesaugte Wasser wurde in Flaschen auf dem Grund einer angelegten Grube gesammelt. Die Anlage der Platten zeigt Abb. 6.

Die Entnahme der Proben erfolgte ebenfalls 14-tägig, dabei wurden für die Kerzen 4 Mischproben gebildet, bei den Platten erfolgte keine Vermischung.

Zur besseren Interpretation der Sickerwasserdaten und zum Vergleich wurden in einem in der Nähe liegenden Eichen - Buchen bzw. Kiefernbestand auf ähnlichem geologischem Substrat ebenfalls Sickerwasserproben mit Hilfe von Saugkerzen entnommen.

4.6.2. Ermittlung der Sickerwassermenge

Die das Wasserregime der Versuchsfläche am stärksten beeinflussende Bodenschicht wird durch den anstehenden Geschiebelehm gebildet, da dieser zum einen die geringste Leitfähigkeit aller vorhandenen Substrate besitzt, zum anderen in einer Tiefe angetroffen wird, in der keine Wurzeln mehr vorhanden sind. Dies bedeutet, daß alles durch den Geschiebelehm strömende Wasser als Output aus dem System angesehen werden kann.

Zur Messung der Saugspannung im Boden wurden in 2 Tiefen (1.2 m, 1.7 m) zunächst je 12 Tensiometer installiert. Nach

einer Meßperiode während der Sommermonate erfolgte die Messung während des Winters und der darauffolgenden Zeit durch 3 elektronische Druckaufnehmertensiometer in jeder Tiefe. Der Ort der Installation für die Druckaufnehmertensiometer ergab sich durch Regressionsrechnung zwischen den Mittelwerten aller bisherigen Tensiometer und den Einzeltensiometern. So wurden die "repräsentativsten" Stellen in der betreffenden Bodentiefe ausgesucht und eine zu große Streuung der nur 3 Meßwerte verhindert.

Zur späteren Modellbildung und Simulation der Wasserbewegung im Boden bedurfte es noch der Messung der pF- und Leitfähigkeitsfunktionen des Bodens.

Die Simulation erfolgte mit Hilfe des IBM Programms CSMP auf der IBM Rechenanlage der Medizinischen Datenverarbeitung der Universität Göttingen. Bei der Simulation dienten die gemessenen Tensiometerdaten als Kontrollgrößen. Eine Beschreibung des verwendeten Programms findet sich bei van der Ploeg et al. (1974).

4.7. Probenvorbereitung und Analytik

Die gewonnenen Wasserproben wurden zunächst bis zur weiteren Analyse in Polyäthylenflaschen eingefroren. Die Messung des pH-Wertes erfolgte vor der Filtration der Proben, die Bestimmung der Elemente Na, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Al, N_{ges} , NH_4-N wurde - wie in Kapitel 2.4. beschrieben - durchgeführt, die anderen Elemente wie folgt bestimmt:

- P: kolorimetrische Bestimmung als Phosphormolybdänblaukomplex (Watanabe, 1965)
- S: Bestimmung mittels potentiometrischer Titration nach Ausfällung von $BaSO_4$ (Grether, 1965)
- Cl: Bestimmung mittels potentiometrischer Titration mit $AgNO_3$ (Wolf, 1962)
- NO_3-N : kolorimetrische Bestimmung als Perrhenatkomplex (Holz et al., 1973)

4.8. Kritische Betrachtung der Versuchsanlage zur Messung der Wasserflüsse

Ökologische Untersuchungen zum Elementhaushalt von Ökosystemen mit einer der vorliegenden Arbeit vergleichbaren Methodik sind bisher hauptsächlich in Waldbeständen durchgeführt worden. Hierbei ist vor allem das im Rahmen des IBP durchgeführte "Solling-Projekt" zu nennen (Ulrich et al., 1979a), doch liegen noch eine Vielzahl weiterer Untersuchungen vor (Carlisle et al. 1967, Eaton et al. 1973, Likens et al. 1977, Steinhardt 1979, Madwick und Ovington 1959, etc.).

Waldbestände haben in der Regel durch ihre relativ große Höhe den Vorteil gut ausgeprägter Grenzsichten, an denen eine Flußmessung stattfinden kann. Hierbei ist besonders an den Zwischenraum vom Kronendach bis zum Boden gedacht. Diese eindeutige Trennung von Kronendach und Boden im Zusammenhang mit dem monopodialen Wachstum der Bäume, d.h. Ausbildung einer mehr oder weniger großen Zahl von Stämmen je ha, macht eine eindeutige Messung des Bestandesniederschlags als Summe von Kronentraufe und Stammablauf möglich.

Dies ist bei Calluna-Beständen nicht in diesem Maße gegeben. Hier ist die Grenzschicht zwischen Kronenraum und Bodenoberfläche nicht eindeutig fixierbar. Das sympodiale Wachstum der Pflanzen macht zudem eine direkte Messung des Stammablaufs unmöglich. Die aufgezeigte Problematik macht deutlich, daß eine flächenrepräsentative Probenahme für den Fluß "Kronentraufe" und "Trichterlysimeter" größere Schwierigkeiten macht als in Waldbeständen.

So ließen sich die verwendeten Auffangrinnen (Kap. 4.4.) nicht in jeder beliebigen Richtung unter die Vegetation schieben, ohne die Struktur des Kronendachs völlig zu verändern. Sie wurden also so unter der Vegetation angebracht, daß eine Veränderung des Kronendachs vermieden wurde. Der Einfluß anderer Pflanzen sollte ebenfalls ausgeschlossen werden, so daß eine Verfälschung der Meßergebnisse unterbleibt.

Das hier gesagte gilt im Prinzip auch für die Anlage der Trichterlysimeter. Durch die Anlage der Meßapparaturen an sich können also schon Fehler entstanden sein. Diese sollten durch die relativ hohe Zahl von Wiederholungen möglichst gering gehalten werden.

Im Modell wird die Kronentraufe als einziger die Bodenoberfläche erreichender Wasserfluß dargestellt. Hieraus ergibt sich ein weiterer systematischer Fehler durch die Vernachlässigung des "Stammablaufs" der Calluna-Pflanzen. Das an den Pflanzen ablaufende Wasser erreicht nicht die oberhalb der Bodenoberfläche befindlichen Auffangrinnen. Bei der Auswertung der Daten für die aufgefangenen Wassermengen zeigte sich dieser Effekt deutlich. Auch in den verdunstungsarmen Monaten (Nov., Dez.) konnten nur ca. 85 - 90 % der Freilandniederschläge in den Rinnen aufgefangen werden. Die fehlende Niederschlagsmenge läßt sich nicht allein durch die Interception der Pflanzen erklären, sondern läßt den Schluß zu, daß ein Teil der Niederschläge an den Pflanzen herab und damit an den Auffangrinnen vorbeiläuft. Der Wasserverlust durch "Stammablauf" kann mit maximal 5 - 10 % des Freilandniederschlags angesetzt werden. Über die chemische Zusammensetzung des "Stammablaufes" kann keine Aussage gemacht werden. Bei bisherigen Untersuchungen in Wäldern lagen die Konzentrationen im Stammablauf meist über denen in der Kronentraufe. Die Angaben der Elementflüsse mit der Kronentraufe als einziger Bodeninput haben also die Tendenz der Unterschätzung. Eine direkte Messung des gesamten Bestandesniederschlags (Kronentraufe und Stammablauf) durch Versiegelung von Probeflächen mit Kunststoff wurde versucht, erwies sich jedoch als technisch nicht durchführbar.

Weitere systematische Fehler können ebenfalls bei den Trichterlysimetern auftreten. Ulrich (1979a) weist nach langjährigen Messungen mit Trichterlysimetern auf systematische Verschiebungen der Elementgehalte im Perkolationswasser der Lysimeter hin. Hervorgerufen werden diese Trends durch eine Veränderung des Mikroklimas der Humusaufgabe in Richtung einer Vernässung. Dieser Fehler läßt sich gering halten, wenn die Lysimeter nur relativ kurze Zeit (1 Jahr) installiert bleiben. Da in dieser Arbeit nur 1 Meßjahr berücksichtigt ist, kann dieser Fehler als gering angesehen werden.

Aus den Ausführungen geht hervor, daß ein Anspruch auf flächenrepräsentative Daten für die Kronentraufe und Trichterlysimeter nicht 100 %ig aufrecht erhalten werden kann. Nichtsdestoweniger

geben die Daten erste Anhaltspunkte für eine bisher fehlende umfassende Betrachtung des Elementkreislaufs in Heideökosystemen unter Einbeziehung der Deposition von Luftverunreinigungen, des gesamten "Internen Umsatzes" des Pflanzenbestandes sowie des Element-Outputs mit dem Sickerwasser.

5. Ergebnisse und Diskussion der Flüßmessungen

5.1 Zuwachs des Calluna-Bestandes

Die Masse der am Ende der Vegetationszeit abgeernteten Grünteile betrug 1300 kg/ha \pm 420 (95 % Vertr.-Grenzen). Wie schon in Kap. 4.1 erwähnt, enthält dieser Wert nicht den möglichen Holzzuwachs. Dieser soll nun anhand von Literaturdaten geschätzt werden. Ein vergleichbares Heideökosystem findet sich bei Forrest(1971). Das Alter der Pflanzen beträgt ca. 8 Jahre (Median), die Flächendeckung ca. 70 %. Als oberirdische Biomasse werden ca. 7400 kg/ha genannt. Bei Forrest findet sich ebenfalls ein Wert von 1300 kg/ha für den Zuwachs an grünen Teilen bei 95 % Vertr.-Grenzen von \pm 300 kg/ha. Die erstaunlich gute Vergleichbarkeit der Ökosysteme setzt sich auch bei der Höhe der jährlichen Streuproduktion fort (vergl. 5.2). Forrest nennt 1080 kg/ha \pm 130. Die Übereinstimmung besteht nicht nur in der Höhe der Werte, sondern auch in der Größe ihrer statistischen Streuung.

Für das oben beschriebene und auf seine Vergleichbarkeit geprüfte Ökosystem gibt Forrest einen Wert von 380 kg/ha \pm 550 für den jährlichen Holzzuwachs an.

Da die Biomasse des in dieser Arbeit untersuchten Ökosystems etwas geringer ist, soll zunächst ein Holzzuwachs von 300 kg/ha angenommen werden. Als Fehler diese Zuwachses wird \pm 500 kg/ha angesetzt. Der gesamte Bruttozuwachs beträgt somit 1600 kg/ha \pm 653. Unter Benutzung der Elementgehalte für die Grün- und Holzteile ergibt sich die Menge an Elementen, die der Bestand zur Anlage des Bruttozuwachses während der Vegetationszeit aufgenommen hat.

Tab. 9 zeigt die Werte der Ionenaufnahme des Calluna-Bestandes für den Bruttozuwachs. Dabei zeigt sich deutlich der geringe Anteil, den die Holzproduktion an der Ionenaufnahme einnimmt.

An dieser Stelle soll die Frage aufgeworfen werden, inwieweit die im betrachteten Ökosystem vorhandenen anderen Pflanzen an der Ionenaufnahme beteiligt sind. Das Kompartiment "Andere Pflanzen" bestand, wie schon erwähnt, hauptsächlich aus Moosen

Tab. 9: Ionenaufnahme des Calluna-Bestandes für den Bruttozuwachs (kg.ha⁻¹.a⁻¹ + 95 % Vertr.-Grenzen)

	Grünteile	Holzteile	Σ
Biomasse:	1300 ± 420	300 ± 500	1600 ± 653
N :	17.9 ± 5.8	1.1 ± 1.9	19.0 ± 6.1
P :	1.26 ± 0.4	0.08 ± 0.13	1.34 ± 0.42
Na :	0.18 ± 0.06	0.03 ± 0.45	0.21 ± 0.075
K :	4.1 ± 1.3	0.43 ± 0.72	4.53 ± 1.5
Ca :	5.85 ± 1.9	0.3 ± 0.5	6.15 ± 2.0
Mg :	1.42 ± 0.45	0.08 ± 0.13	1.5 ± 0.5
Mn :	0.45 ± 0.14	0.09 ± 0.15	0.54 ± 0.2
Fe :	2.01 ± 0.64	0.4 ± 0.66	2.41 ± 0.9
Al :	0.45 ± 0.14	0.02 ± 0.035	0.47 ± 0.14

und geringen Anteilen von Gräsern. Daten über die Produktionsraten von Moosen bzw. Gräsern in einem Calluna Bestand fehlen in der Literatur, lediglich Barclay-Estrup (1970) nennt einen Zuwachs von 250 kg.ha⁻¹.a⁻¹ für Gräser und andere Sträucher. Für das Kompartiment "Andere Pflanzen" wäre wegen des hohen Anteils an Moosen diese Zahl sicher zu hoch, doch zeigt sich selbst bei einer Annahme dieser Größenordnung und unter Verwendung der mittleren Elementgehalte, daß die Ionenaufnahme durch andere Pflanzen wesentlich geringer ist als der Fehler für die Aufnahme durch Calluna vulgaris. Sie soll daher bei den weiteren Betrachtungen vernachlässigt werden.

5.2. Elementtransport mit dem Streufall

Die im Untersuchungszeitraum gefallene Streumenge betrug 1000 ± 120 kg.ha⁻¹.a⁻¹.

Gimingham (1972) zeigt, daß die Streuproduktion in älteren Heidebeständen zwischen 1000 und 3000 kg/ha liegt. Die gute Übereinstimmung mit Daten von Forrest (1971) wurde oben bereits

erwähnt. Die Elementkonzentrationen in der Streu sind zusammen mit den Elementflüssen in Tab. 10 aufgeführt.

Tab. 10: Elementkonzentrationen und Flüsse im Streufall

	mg / g TS		kg.ha ⁻¹ .a ⁻¹
N	13.8	13 - 16	13.8 ± 1.6
P	0.84	0.66 - 0.92	0.84 ± 0.1
Na	0.055		0.055 ± 0.016
K	1.08	0.66 - 0.97	1.08 ± 0.13
Ca	2.19		2.19 ± 0.26
Mg	0.37		0.37 ± 0.04
Mn	0.16		0.16 ± 0.02
Fe	1.70		1.78 ± 0.20
Al	0.38		0.38 ± 0.04

Muhle et al.
(1979)

Die hier angegebenen Mittelwerte für die Elementkonzentrationen ergaben sich aus 3 Analysenwiederholungen mit geringen Abweichungen (V.K. < 5 %).

Chapman et al. (1975) weisen auf einen ca. 20 %igen Verlust des Trockengewichts bei der Umwandlung von grünen zu braunen Trieben hin. Bei einem direkten Vergleich der Konzentrationen in den Grünteilen mit den Gehalten in der Streu müssen letztere also etwa um 20 % reduziert werden.

Als korrigierte Werte für die Elementkonzentrationen in der Streu ergeben sich dann:

	Streu	Grünteile	% Verlust	% Verlust Chapman (1975)
N	11.04	13.8	20	27
P	0.67	0.97	30	64
Na	0.044	0.14	70	54
K	0.86	3.17	73	68
Ca	1.75	4.5	61	32
Mg	0.30	1.09	72	48
Mn	0.13	0.35	63	
Fe	1.36	1.55	12	
Al	0.30	0.35	14	

Die bereinigten Konzentrationen in der Streu liegen somit bei allen Elementen unter denen der Grünteile.

Die größten Gehaltsverluste zeigen sich bei Na, K, Ca, Mg, Mn mit über 60 %, gefolgt von P mit 30 %. Eine relativ geringe Veränderung zeigt sich für N, Al, Fe.

Zu ähnlichen Ergebnissen kommen auch Chapman et al. (1975), wenn auch die prozentualen Verluste hier etwas geringer sind. Der Grund dafür liegt vermutlich darin, daß die von Chapman et al. betrachteten braunen Triebe bis zu ihrem Übergang in den Streufall eine weitere Reduktion der Elementgehalte erfahren.

Als Mechanismen für die Abnahme der Konzentration in der Streu im Vergleich zu den Grünteilen kommen 2 Prozesse in Frage:

1. Rückverlagerung (Translokation) von Elementen in andere Pflanzenteile
2. Auswaschung von Elementen aus den Grünteilen mit dem Regenwasser, bzw. Kationenumtausch an der Blattoberfläche zur Neutralisation von schwefelsauren Niederschlägen.

Welcher Prozeß bei welchem Element die Hauptrolle spielt, kann die Flüssebilanz für die Niederschlagsdeposition und die Kronentraufe zeigen (vergl. Kap. 4.2.).

5.2.1. Nettozuwachs des Bestandes

Als Nettozuwachs für die Biomasse des Calluna Bestandes ergibt sich aus der Differenz des Bruttozuwachses von $1600 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ (Grün- und Holzteile) und des Streufalls von $1000 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Er beträgt somit ca. $600 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Bei einem Fehler von ± 664 (95 %) ist der Zuwachs kleiner als der Fehler und somit statistisch nicht absicherbar.

Inwieweit eine Aufspeicherung der Elemente im Bestand erfolgt, läßt sich aus der Bilanz der Ionenaufnahme zur Anlage des Zuwachses, dem Streufall und aus den Daten für die Pflanzenauswaschung (Kap. 5.4.2.) errechnen. Die Daten für die Pflanzenauswaschung sollen an dieser Stelle schon mit einbezogen werden, da sie für die Frage der Speicherung von Elementen im Bestand unerlässlich sind. Die Gegenüberstellung der Elementflüsse zeigt Tab. 12. Eine Aufnahme von Na durch den Bestand wird in Tab. 11 wie auch im folgenden vernachlässigt.

Tab. 11: Gesamte Ionenaufnahme des Bestandes (kg.ha⁻¹.a⁻¹)

	N	P	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al
1 Ionenaufnahme für den Bruttozuwachs	19.0 <u>+6.1</u>	1.34 <u>+0.42</u>	4.53 <u>+1.5</u>	6.15 <u>+2.0</u>	1.5 <u>+0.5</u>	2.41 <u>+0.9</u>	0.54 <u>+0.2</u>	0.47 <u>+0.14</u>
2 Streufall	13.8 <u>+1.6</u>	0.84 <u>+0.1</u>	1.08 <u>+0.13</u>	2.19 <u>+0.26</u>	0.37 <u>+0.04</u>	1.78 <u>+0.02</u>	0.16 <u>+0.02</u>	0.38 <u>+0.04</u>
3 1 - 2	5.2 <u>+6.3</u>	0.5 <u>+0.43</u>	3.45 <u>+1.5</u>	3.56 <u>+2.0</u>	1.13 <u>+0.5</u>	0.63 <u>+0.92</u>	0.38 <u>+0.2</u>	0.09 <u>+0.14</u>
4 Pflanzenauswaschung	0	0	7.6 <u>+1.4</u>	3.34 <u>+1.0</u>	1.37 <u>+0.33</u>	0	0.47 <u>+0.07</u>	0
5 3 - 4			-4.15 <u>+2.0</u>	0.62 <u>+2.2</u>	-0.24 <u>+0.6</u>		-0.09 <u>+0.21</u>	
6 Ges. Ionenaufnahme des Bestandes	19.0 <u>+6.1</u>	1.34 <u>+0.4</u>	8.68 <u>+2.5</u>	6.15 <u>+2.0</u>	1.5 <u>+0.5</u>	2.41 <u>+0.9</u>	0.54 <u>+0.2</u>	0.47 <u>+0.14</u>

In Zeile 2 der Tabelle ist die Differenz aus Ionenaufnahme und Streufall gebildet. Eine positive Differenz, die größer ist als ihr Fehler, ist zunächst mit einer Speicherung dieser Elemente im Bestand gleichzusetzen. Dies ist bei P, K, Ca, Mg und Mn der Fall. Ein weiterer Nährstofftransport aus dem Bestand findet, wie in Kap. 5.4.2. noch gezeigt werden wird, durch Pflanzenauswaschung statt. Zieht man die Pflanzenauswaschung von der vermeintlich gespeicherten Elementmenge ab (Zeile 5), so zeigt sich bei Ca, Mg und Mn, daß die zur Anlage der Grünteile aufgenommenen Elementmengen mit den Flüssen, Streufall und Kronentraufe den Bestand wieder verlassen. Bei K ergibt sich eine negative Differenz von -4.15, d.h. der Elementfluß aus dem Bestand kann nicht allein durch die K-Aufnahme zur Anlage der Grünteile gedeckt werden, es muß darüber hinaus ein starker interner K-Umsatz stattfinden, dessen Ursache die Pflanzenauswaschung ist. Der Wert von 4.15 kg.ha⁻¹.a⁻¹ für K muß der Ionenaufnahme zur Anlage der Grünteile somit hinzugezählt werden. In Zeile 6 ist die gesamte Ionenaufnahme des Bestandes aufgeführt. Für P wurde keine Pflanzenauswaschung gefunden, es ergibt sich hier eine rechnerische Speicherung von

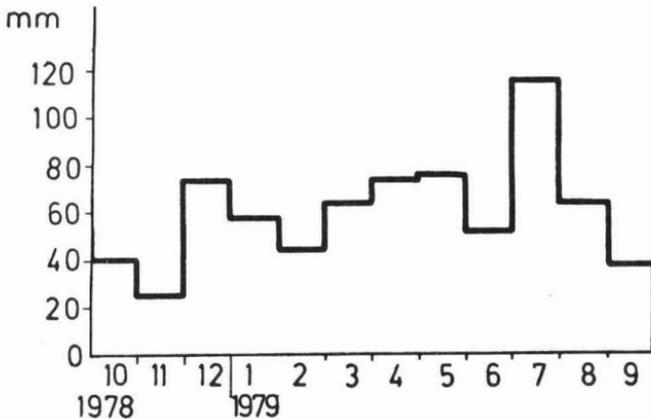
$0.5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Dieser Wert ist sehr gering und mit einem großen Fehler behaftet, so daß eine Speicherung von P im Bestand vernachlässigt werden soll.

5.3. Niederschlagsdeposition

5.3.1. Niederschlagsverteilung im Meßzeitraum

Da die Freilandniederschläge alle anderen Wasserflüsse in hohem Maße bestimmen, ist die Frage der Repräsentanz von Höhe und Verteilung der Niederschläge von großer Bedeutung für die Beurteilung auch der anderen Wasserflüsse in Bezug auf deren Repräsentanz.

Abb. 7: Niederschlagsverteilung im Meßzeitraum



Die hier abgebildeten monatlichen Niederschlagswerte stammen aus Regenschreiberdaten etwa 3 km von der Versuchsfläche entfernt. Die Jahressumme für die Zeit vom 1.10.78-30.9.79 beträgt 724 mm, in der Zeit von Mai-Sept. fielen 345 mm. Beide Werte entsprechen fast den langjährigen Mittelwerten für den Wuchsbezirk "Hohe Heide" (Kap. 2.2.).

Der für die Flüssebilanz ausgewertete Meßzeitraum stimmt nicht genau mit dieser Periode überein, sondern erstreckte sich vom

11.9.78-10.9.79. In dieser Zeit wurden auf der Versuchsfläche 766 mm Niederschlag gemessen. Die Differenz erklärt sich durch die Terminverschiebung, die Abweichungen zwischen den Regenschreiberdaten und den Messungen auf der Probefläche waren sonst sehr gering. So beträgt die im Regenschreiber gemessene Niederschlagsmenge für den Meßzeitraum vom 11.9.78-10.9.79 763 mm.

5.3.2. Elementgehalte im Niederschlagswasser

5.3.2.1. Statistische Angaben

Um einen groben Überblick über die Variabilität der Elementgehalte in den Niederschlägen zu erreichen, werden die arithmetischen Mittel der Variationskoeffizienten für die Probenahmewiederholungen über alle Meßtermine berechnet. Zusätzlich sind die kleinsten und größten gemessenen Streuungen angegeben.

Die mittleren Variationskoeffizienten (% von \bar{x}) für die Probenahme betragen für:

H	: 20	2-125			
Na	: 20	2- 57	Al	: 84	12-155
K	: 50	10-110	S	: 25	2- 93
NH ₄ -N	: 32	3- 75	P	: 80	22-160
Ca	: 23	14- 63	Cl	: 20	3- 77
Mg	: 20	6- 54	NO ₃ -N	: 25	2- 44
Fe	: 33	8- 85	N _{org}	: 35	10- 95
Mn	: 33	9- 72	N _{ges}	: 25	3- 77

Die Ergebnisse zeigen deutlich, daß bei fast allen Elementen an einzelnen Terminen Variationskoeffizienten > 80 % auftreten können. Hier schlagen sich einzelne zufällige Ausreißer nieder. Bei Elementen mit mittleren Variationskoeffizienten über 30-40% müssen dagegen systematische Einflüsse angenommen werden.

Bei Al, Fe, Mn, P sind die gemessenen Konzentrationen sehr gering und liegen nahe der Nachweisgrenze, so daß es zwangsläufig zu großen Streuungen kommt. Für P besteht weiterhin die Möglichkeit biogener Verunreinigungen (Ulrich et al., 1979b), wodurch auch die hohen Streuungen bei N_{org} und K erklärt werden können.

5.3.2.2. Verlauf der Elementkonzentrationen im Meßzeitraum

Der Verlauf der Elementkonzentrationen an den einzelnen Probenahmeterminen ist in Abb. 8 dargestellt. Der Kurvenverlauf ergibt sich aus den arithmetischen Mittelwerten je Probenahmeterrin, die gestrichelten Linien entsprechen den 95 % Vertrauensgrenzen. Alle Angaben sind (bis auf pH) in mg/l.

Extrem hohe Konzentrationen treten bei fast allen Elementen im November 78 auf. Der Grund dafür liegt in der geringen Niederschlagshöhe während dieser Meßperiode (7.5 mm). Die Extremwerte bei P in den Sommermonaten resultieren mit großer Wahrscheinlichkeit aus Verunreinigungen durch Insekten.

Wie in Kap. 5.3.2.4. noch gezeigt werden wird, sind die meisten Elemente mit der Niederschlagshöhe in negativer Weise korreliert, d.h. je geringer die Niederschlagshöhe ist, desto höher ist die Elementkonzentration. Dieser Zusammenhang wird ebenfalls von Ulrich et al. (1979b) betont. Die Variabilität der Elementkonzentrationen innerhalb eines Jahres hängt also wesentlich von der Verteilung der Niederschlagsintensitäten ab.

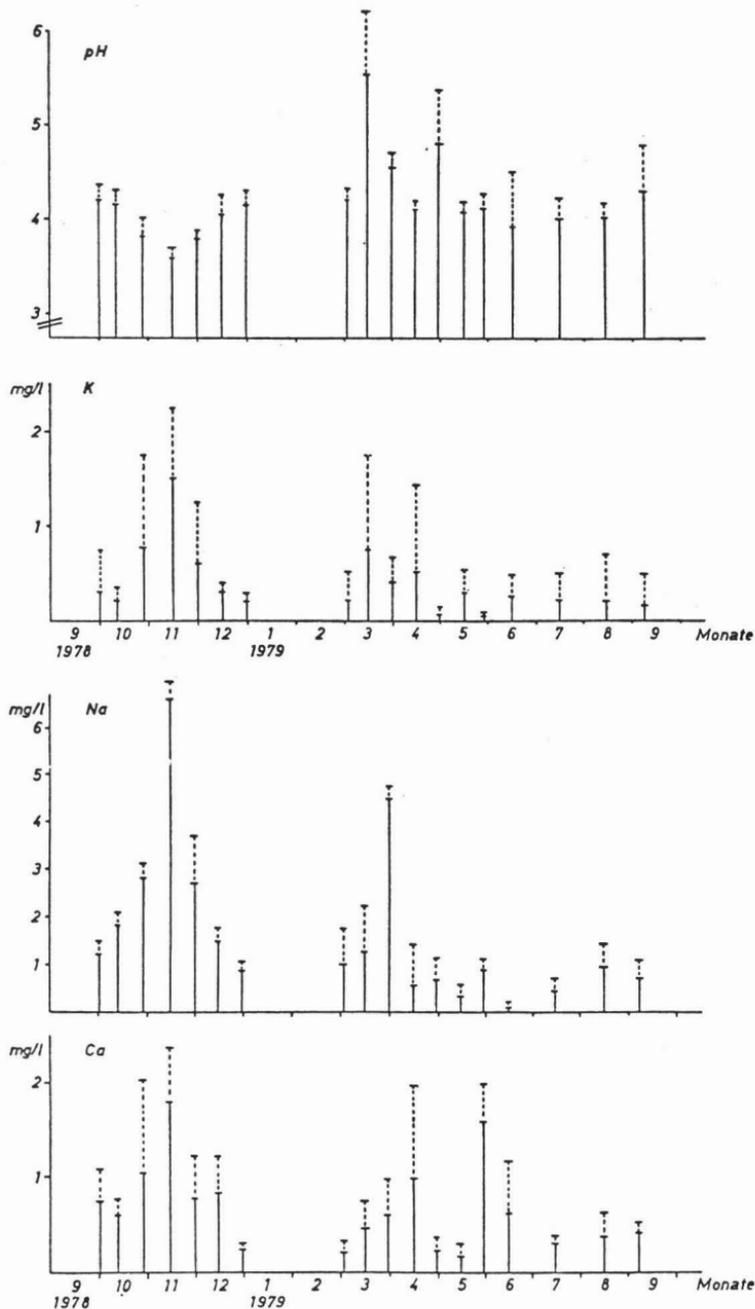
Ulrich et al. (1979b) zeigen nach Auswertung von mehreren Meßjahren im Solling, daß die chemische Zusammensetzung des Niederschlagswassers innerhalb eines Jahres keine Trends aufweist, mit Ausnahme von Na und Cl für die die Konzentrationen im Winter signifikant höher sind als im Sommer.

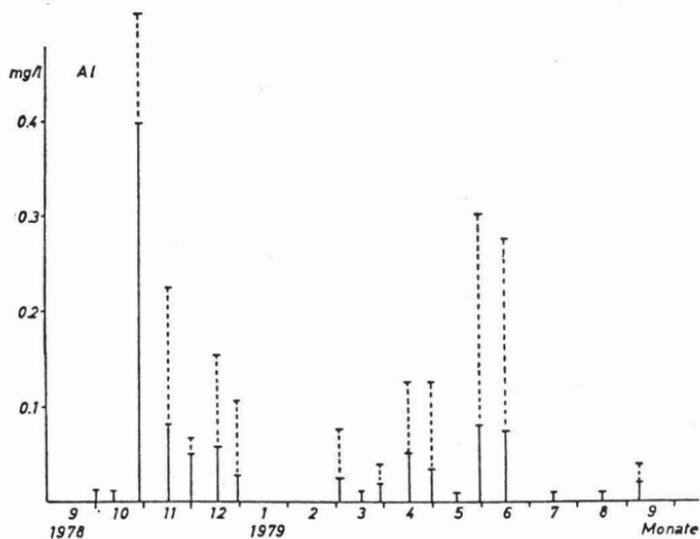
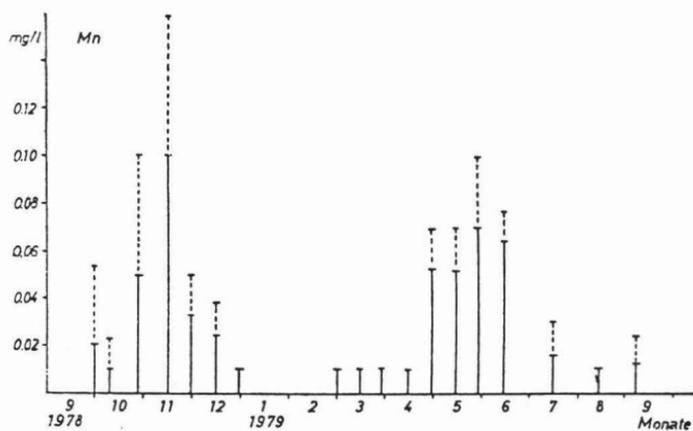
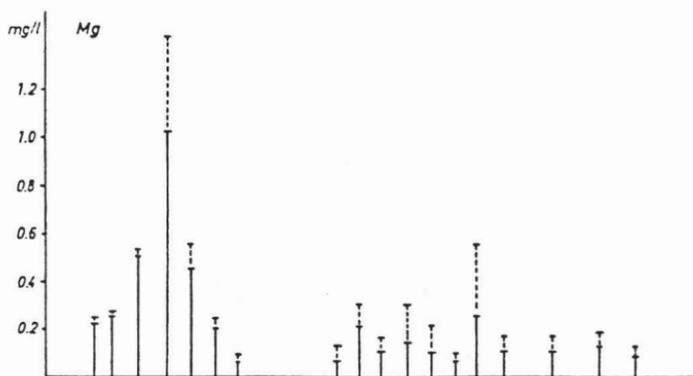
5.3.2.3. Mittlere Elementkonzentrationen

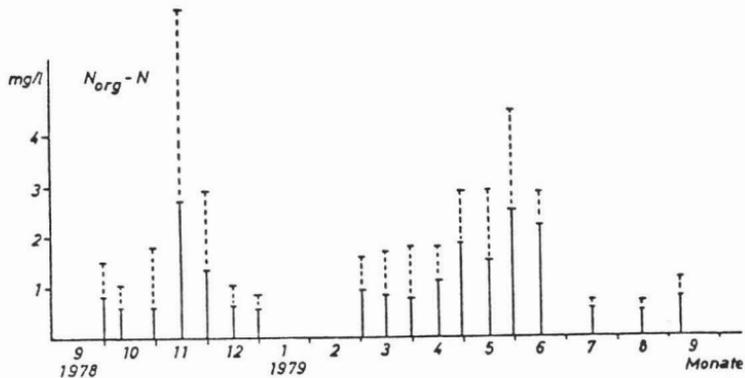
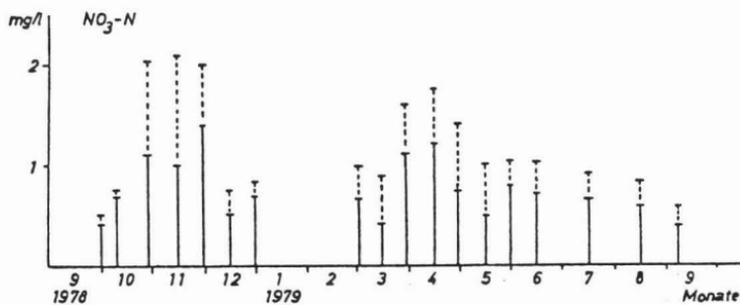
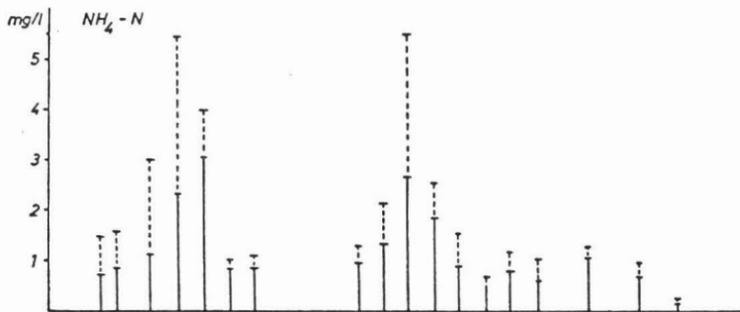
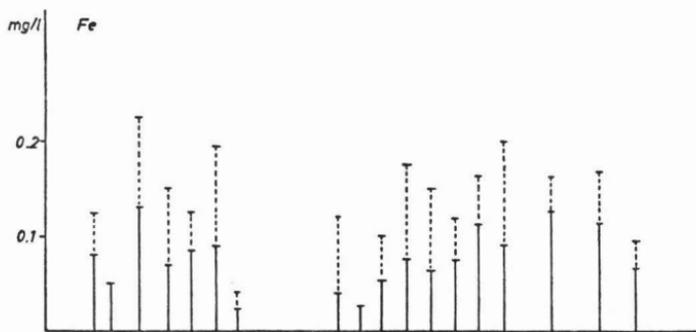
Zur Berechnung der mittleren Elementkonzentrationen wurden die Konzentrationen an den einzelnen Terminen mit der Niederschlagsmenge gewogen, um einen möglichst repräsentativen Mittelwert zu erreichen.

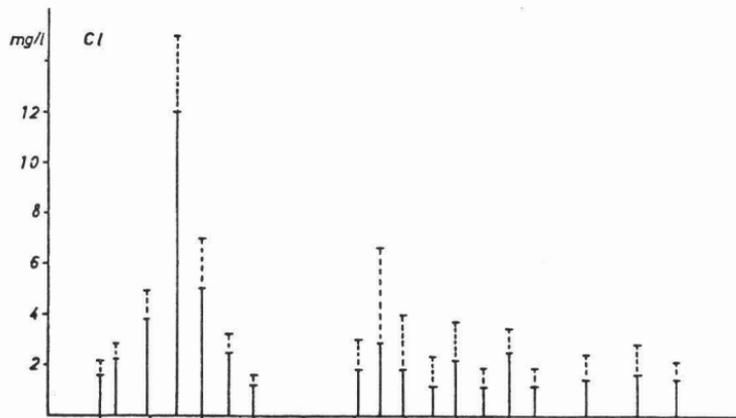
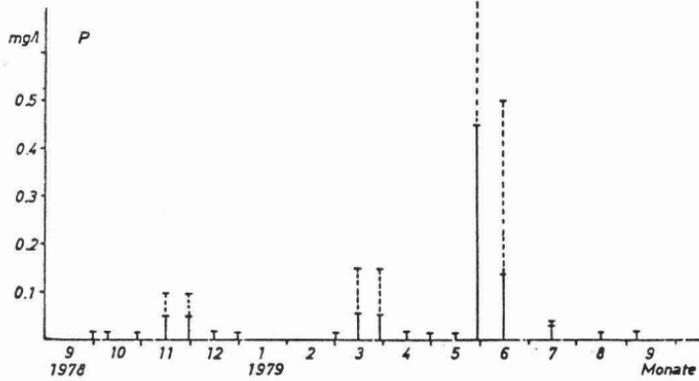
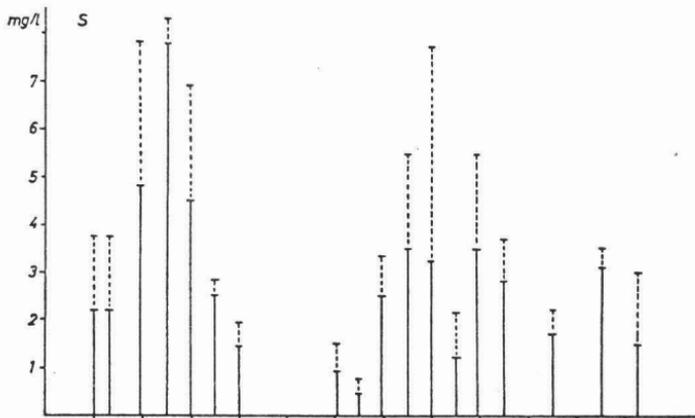
Tab. 12 zeigt die gewogenen mittleren Elementkonzentrationen, zusammen mit den für jedes Element gemessenen Extremwerten. Ulrich et al. (1979b) berechnen auf der Grundlage von Solling Niederschlagsdaten und der chemischen Zusammensetzung des Meerwassers (Na=10.8, K=0.4, Ca=0.4, Mg=1.3, Cl=19.3, $SO_4=2.7$ g/l) die meerbürtigen Anteile der Elemente im Niederschlagswasser.

Abb. 8: Verlauf der Elementkonzentrationen im Regenwasser









Tab. 12: Mittlere gewonnene Konzentrationen im Niederschlagswasser (mg/l)

			Solling (Ulrich et al., 1979b)
pH	4.17 = 0.07 mg H/l	3.60 - 5.52	0.083
Na	0.99	0.04 - 6.90	0.80
K	0.29	0.02 - 1.50	0.35
NH ₄ -N	0.96	0.07 - 2.16	1.25
Ca	0.58	0.17 - 1.82	1.1
Mg	0.14	0.04 - 1.07	0.20
Fe	0.07	0.023- 0.13	0.09
Mn	0.026	0.01 - 0.10	0.031
Al	0.036	0.01 - 0.40	0.12
S	2.48	0.40 - 7.8	2.5
P	0.046	0.001- 0.47	0.05
Cl	1.95	1.13 -12.04	1.8
NO ₃ -N	0.70	0.30 - 1.44	0.9
N _{org}	1.03	0.43 - 2.75	0.5

Dabei liegt die Annahme zugrunde, daß Na zu 100 % aus dem Meer in die Atmosphäre gelangt. Benutzt man die hier angegebenen mittleren Konzentrationen, so ergeben sich als landbürtiger Anteil bei:

	Solling		Annahme
Na:	0	0	
K:	87.5	91	(%)
Ca:	93	97	
Mg:	15	53	
Cl:	10	19	
SO ₄ :	90	97	

Der gestiegene prozentuale Anteil der meerbürtigen Bestandteile im Regenwasser läßt sich für die Heidedaten leicht erkennen und wirkt sich besonders bei Mg und Cl im Vergleich zu den Sollingdaten aus. Leichte Verschiebungen zu größeren meer-

bürtigen Anteilen zeigen sich ebenfalls bei Ca, SO₄ und K. Der Grund dafür liegt vermutlich in der geographischen Nähe der Versuchsfläche zum Meer (ca. 100 km).

5.3.2.4. Korrelative Beziehungen zwischen den Elementen

Betrachtet man Abb. 8, so zeigt sich, daß der Verlauf der Elementkonzentrationen im Niederschlagswasser für einige Elemente gleichgerichtet verläuft, d.h. die Elementkonzentrationen sind untereinander korreliert. Quantifizieren lassen sich diese Beziehungen in einer Korrelationsmatrix.

Tab. 13: Korrelationsmatrix für die Konzentrationen im Niederschlagswasser

	pH	Na	K	NH ₄ -N	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	NO ₃ -N	N _{org}	N _{ges}	H ₂ O
pH	-	-14	-4	0	0	-10	-14	-4	-9	-14	-2	-10	-2	-5	-3	0
Na		-	56	6	7	86	-1	14	8	24	0	88	1	6	7	-12
K			-	28	17	68	0	5	8	27	0	49	13	12	26	-11
NH ₄				-	12	12	4	-2	0	24	0	6	53	21	75	-8
Ca					-	25	28	4	10	24	4	4	38	9	21	-12
Mg						-	2	17	12	37	0	76	11	10	16	-18
Fe							-	3	3	0	0	-6	38	5	12	-2
Mn								-	14	4	2	21	-2	7	0	-13
Al									-	1	0	4	3	0	0	-9
S										-	1	28	25	7	23	-4
P											-	0	0	6	2	0
Cl												-	0	6	7	-9
NO ₃													-	14	58	-10
N _{org}														-	64	-12
N _{ges}															-	-14
H ₂ O																-

Zur Berechnung wurden alle verfügbaren Regendaten von der Pro-
befläche herangezogen, der Meßzeitraum erstreckte sich somit über

18 Monate, die Anzahl der Einzelproben betrug 71. Korreliert wurden nicht die Mittelwerte, sondern alle 3 Proben je Termin gingen als Probanden in die Rechnung ein.

Das Ergebnis ist in Form einer Matrix in Tab. 13 dargestellt. Angegeben ist das Bestimmtheitsmaß $B = r^2 \cdot 100$ (der durch die Korrelation erklärte Anteil der Streuung). $B > 12$ ist mit $P < 0.1 \%$ von Null verschieden.

Aus Tab. 14 läßt sich leicht die in Kap. 5.3.2.2. bereits angesprochene negative Korrelation der Elementkonzentrationen mit der Niederschlagshöhe ablesen. Diese Korrelation ist bei fast allen Elementen mehr oder weniger stark ausgeprägt und führt somit auch zu Interkorrelationen zwischen den Elementen.

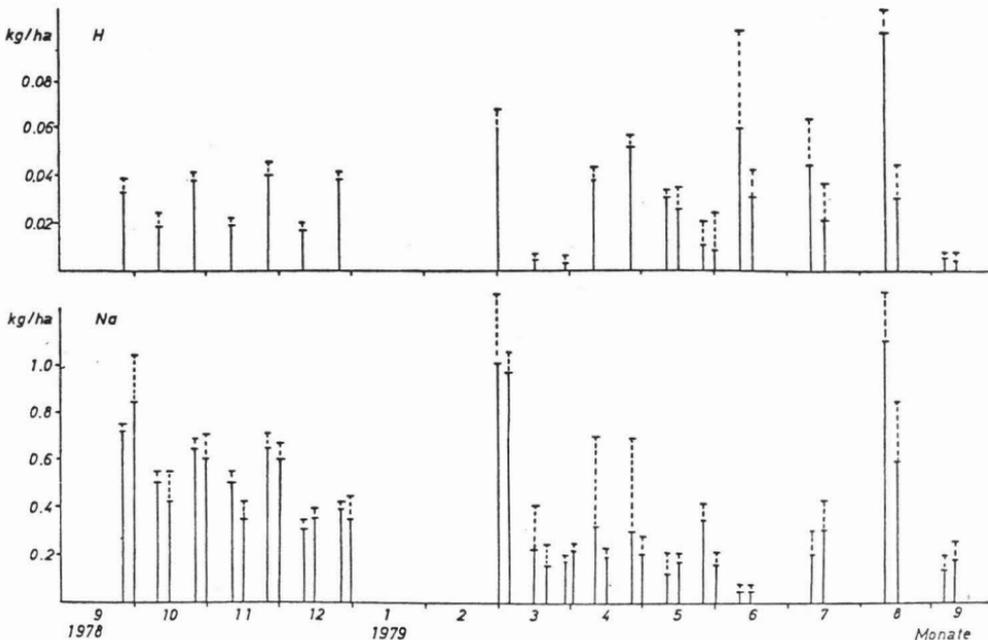
Ulrich et al. (1979b) weist darauf hin, daß Korrelationen zwischen den Elementen im Niederschlagswasser auf gleiche Quellen schließen lassen. Dies zeigt sich hier besonders für die in Kap. 5.3.2.3. aufgezeigten meerbürtigen Anteile an Mg und Cl in den hohen Korrelationen zu Na (86, 88). Aber auch die für die anderen Elemente von Ulrich et al. postulierten Quellen lassen sich durch Korrelationen auch bei den Niederschlagsdaten aus der Lüneburger Heide wiederfinden und bestätigen bis auf wenige Ausnahmen deren Richtigkeit.

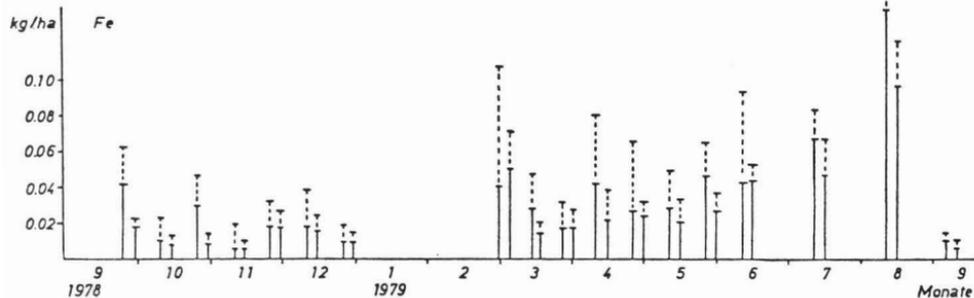
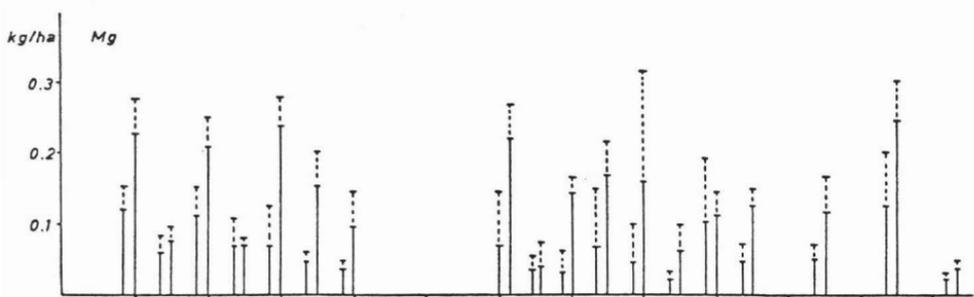
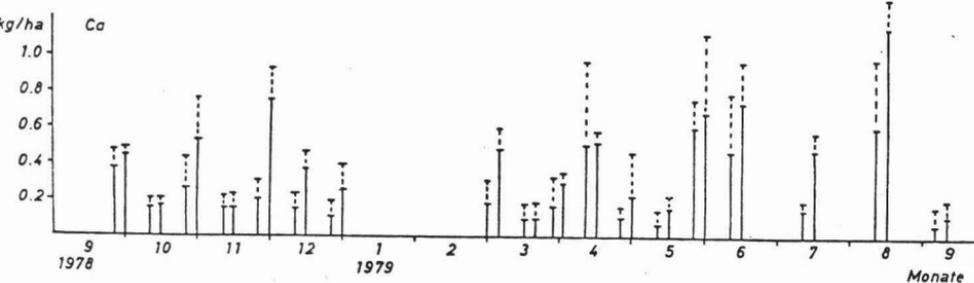
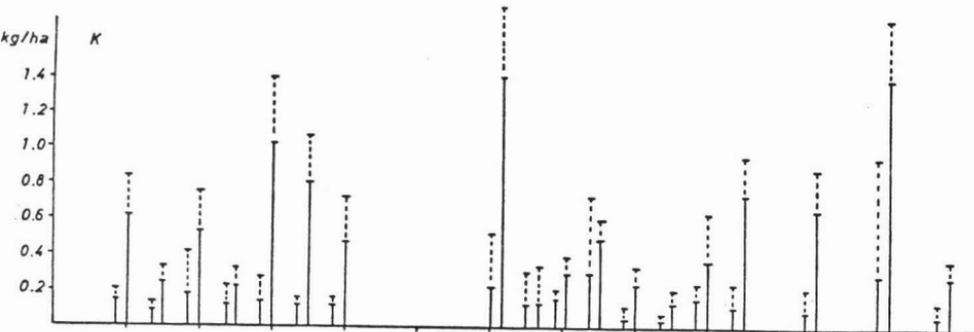
5.3.3. Elementmengen in den Niederschlägen

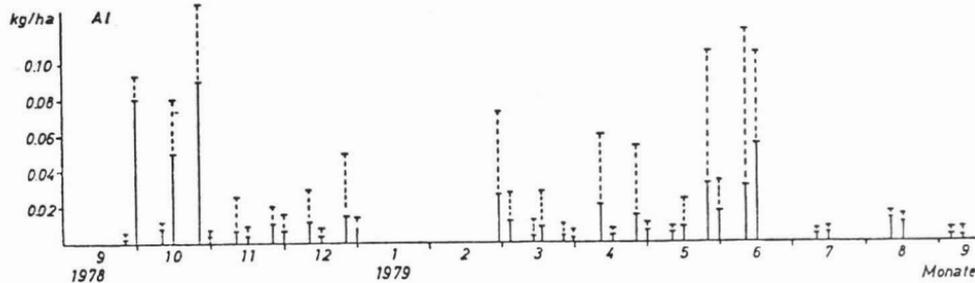
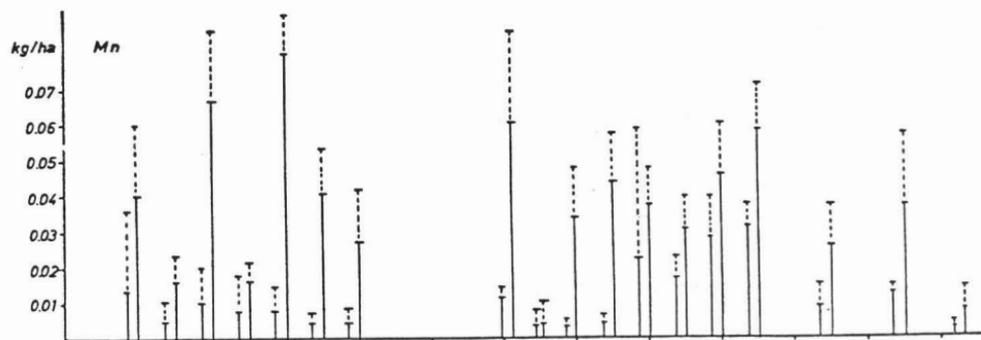
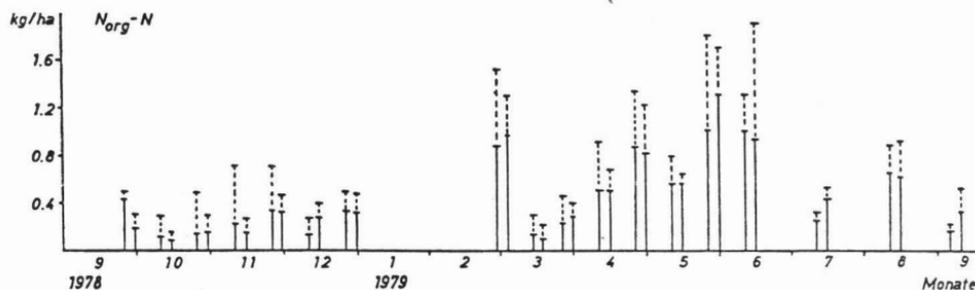
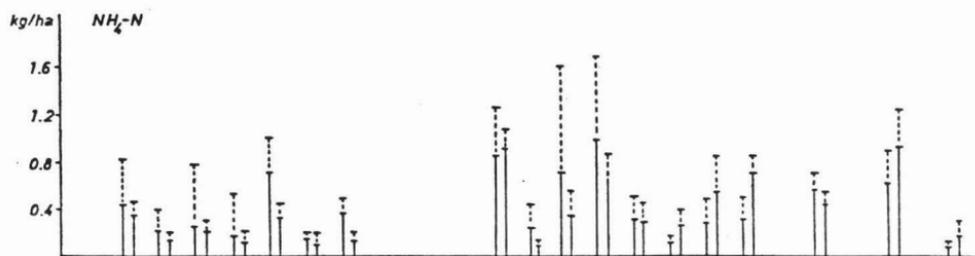
Der Verlauf der Niederschlagsdeposition (FN) im Meßzeitraum ist in Abb. 9 zusammen mit den 95 % Vertrauensgrenzen wiedergegeben. Gleichzeitig werden für die einzelnen Meßtermine die Elementflüsse für die Kronentraufe (KR) gegenübergestellt (vergl. Kap. 5.4.). Alle Angaben erfolgen in kg/ha. Die Elementflüsse sind für die einzelnen Meßtermine paarweise zusammengestellt, wobei die erste Säule die Niederschlagsdeposition, die zweite Säule den Elementfluß in der Kronentraufe darstellt. Allgemein läßt sich für alle Elemente eine größere Angeglichenheit des Verlaufs der Niederschlagsdeposition im Vergleich zu den Elementkonzentrationen erkennen. Der Grund dafür liegt in der oben erwähnten negativen Korrelation zwischen Niederschlagshöhe und Elementkonzentrationen.

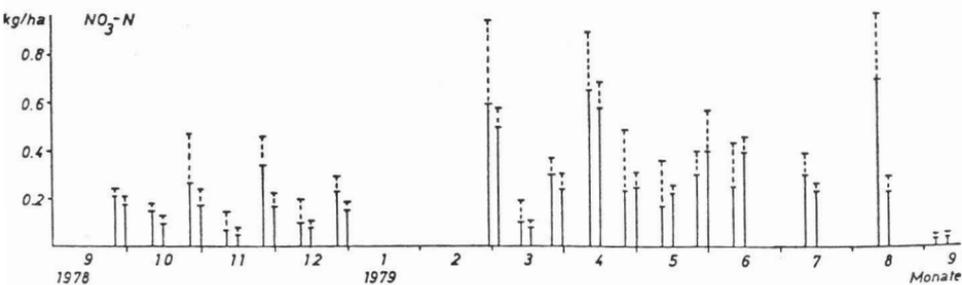
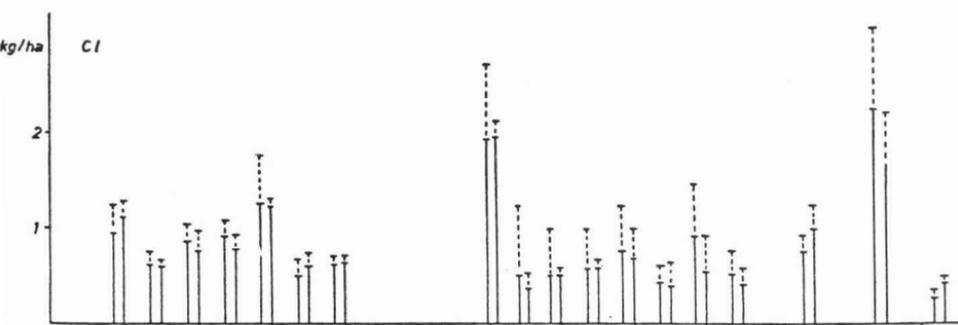
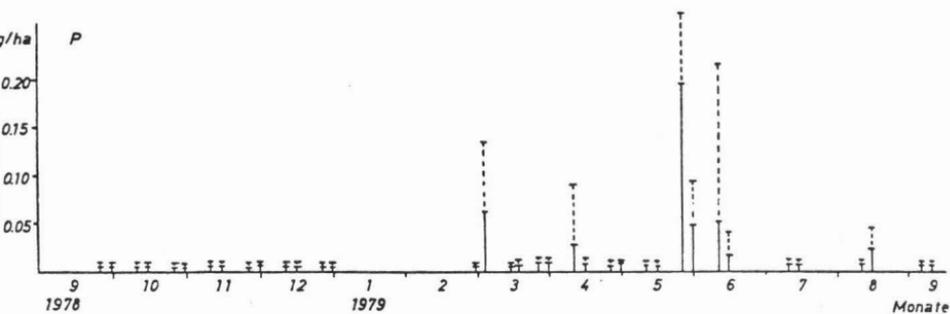
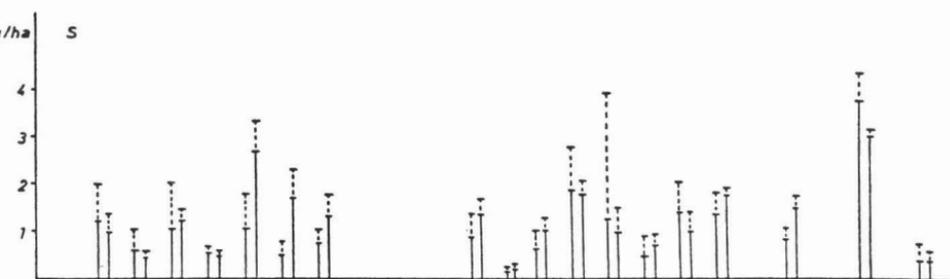
Die Gesamtsumme der Elemente mit ihren 95 % Vertr.Bereichen sind in Tab. 14 in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$, $\text{mol}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ und $\text{mol IX ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ angegeben. Die Fehlergrenzen für die Jahressummen errechnen sich durch Fehlerfortpflanzung. Dabei wird von Unabhängigkeit der einzelnen Werte ausgegangen. Die Unabhängigkeit der Einzelwerte wurde für alle Wasserflüsse stichprobenartig geprüft, es zeigte sich nur bei den Trichterlysimetern (Kap. 5.5.2.) für einige Elemente leichte Abhängigkeiten. Bei Fehlerfortpflanzung für abhängige Mittelwerte gehen die Kovarianzen zwischen den Terminen mit in die Rechnung ein. An einzelnen Terminen wurden Kovarianzen berechnet, es zeigte sich allerdings keine größenordnungsmäßig bedeutsame Veränderung der Fehlergrenzen. Berücksichtigt man ferner, daß die angegebenen Fehler nur in der Relation zu den Summen bzw. Differenzen betrachtet werden und als Entscheidungshilfen für die Interpretation dienen, so scheint die Vernachlässigung der Abhängigkeiten für die Daten der

Abb. 9: Elementflüsse im Regenwasser und in der Kronentraufe









Tab. 14: Elementmengen in den Niederschlägen

	H	Na	K	NH ₄	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	NO ₃	N _{org}	N _{ges}
kg . ha ⁻¹	0.63	7.66	2.22	7.35	4.46	1.13	0.60	0.20	0.29	18.8	0.34	14.9	5.25	7.8	20.4
	<u>+0.08</u>	<u>+1.25</u>	<u>+1.0</u>	<u>+1.37</u>	<u>+0.82</u>	<u>+0.19</u>	<u>+0.15</u>	<u>+0.03</u>	<u>+0.21</u>	<u>+3.7</u>	<u>+0.48</u>	<u>+2.3</u>	<u>+0.71</u>	<u>+1.6</u>	<u>+3.0</u>
mol.ha ⁻¹	630	330	60	410	110	47	26	4	10	590	11	420	80		
	<u>+ 80</u>	<u>+50</u>	<u>+20</u>	<u>+80</u>	<u>+20</u>	<u>+8</u>	<u>+8</u>	<u>+0.5</u>	<u>+8</u>	<u>+110</u>	<u>+15</u>	<u>+60</u>	<u>+11</u>		
mol IÄ.ha ⁻¹	630	330	60	410	220	94	78	8	30	1180	22	420	80		
	<u>+ 80</u>	<u>+50</u>	<u>+20</u>	<u>+80</u>	<u>+40</u>	<u>+16</u>	<u>+24</u>	<u>+1</u>	<u>+24</u>	<u>+220</u>	<u>+30</u>	<u>+60</u>	<u>+11</u>		

Σ Kationen: 1.86 kmol IÄ.ha⁻¹.a⁻¹

Σ Anionen: 1.70 kmol IÄ.ha⁻¹.a⁻¹

Trichterlysimeter vertretbar. Die an den einzelnen Terminen ermittelten Elementflüsse werden also als unabhängig voneinander angesehen.

Der Vergleich mit den im Solling (Ulrich et al. 1979b) gemessenen langjährigen Mittelwerten der Niederschlagsdeposition zeigt, daß die in der Lüneburger Heide gemessenen Depositionen bei allen Elementen geringer sind als im Solling. Einerseits liegen die mittleren Elementkonzentrationen unter den langjährigen Mittelwerten im Solling, zum anderen ist die Niederschlagsmenge in der Heide um ca. 200 mm geringer.

Einen Überblick über die Niederschlagsdeposition in Deutschland und im Ausland gibt Steinhardt (1973). Hier zeigt sich schon für die BRD eine große räumliche Variabilität der Elementzufuhr mit dem Niederschlag.

5.3.4. Bedeutung der Niederschlagsdeposition für das Ökosystem

Der Einfluß der Niederschlagsdeposition auf ein Heide-Ökosystem läßt sich am besten an der Relation zu den Elementvorräten in der Biomasse und zum Elementumsatz in Form des Streufalls ablesen. In Tab. 15 sind daher die Elementmengen in den Niederschlägen in Beziehung gesetzt zu den Vorräten im Kompartiment "Calluna", zu den Gesamtvorräten in der Biomasse des Systems und zum Elementtransport mit der Streu. Der Na-Vorrat bzw.-Transport in der Streu ist in dieser Tabelle nicht mit aufgeführt, da er im Vergleich zur Niederschlagsdeposition bereits vernachlässigbar ist.

Besonders deutlich zeigt sich die Bedeutung der Niederschlagsdeposition für ein Heideökosystem im Vergleich mit der Biomasse des Kompartiments "Calluna". Hier werden innerhalb eines Jahres 66 % des N Vorrats, 77 % des Ca- und 59 % des Mg Vorrats aus der Atmosphäre dem System zugeführt. Das heißt mit anderen Worten: Der N-Vorrat der oberirdischen Calluna-Biomasse entspricht einer Niederschlagsdeposition von ca. 1.5 Jahren, bei Ca von ca. 1.3, bei Mg von ca. 1.7, bei K von 3.8 Jahren. Zum Vergleich seien entsprechende Werte für einen Waldbestand (Buche 125 J., nach Pavlov, 1972) angegeben. Bei einem Buchenbestand würde die jährliche Niederschlagsdeposition an N etwa

Tab. 15: Relation der Niederschlagsdeposition zu den Bioelementvorräten in der organischen Masse

	% von "Calluna"	% vom Gesamtvorrat in der org.Masse	% vom Streufall
N	66	6	148
P	15	2	40
K	26	6	205
Ca	77	9	204
Mg	59	10	305
Mn	12	3	125
Fe	37	0.8	34
Al	52	1.0	76

in 24 Jahren den oberirdischen Elementvorräten entsprechen, bei Ca in ca. 50, bei Mg in ca. 44 und bei K in ca. 100 Jahren. Aber auch die Relation zu den Gesamtvorräten im Calluna Ökosystem unterstreicht die große Bedeutung der Elementzufuhr aus der Luft für den Nährstoffhaushalt eines Ökosystems mit geringen Biomassevorräten, wie es bei einer Calluna-Heide der Fall ist. Hier entspricht der N-Vorrat einer Deposition von ca. 17 Jahren, der Ca-Vorrat von ca. 11, der Mg-Vorrat von ca. 10 und der K-Vorrat von ca. 17 Jahren. Die Bedeutung der Niederschlagsdeposition für das Ökosystem tritt dagegen bei den Elementen Al, Fe und P zurück.

Der natürliche Elementumsatz im Ökosystem durch Streufall wird bereits bei K, Mg, Ca, N, Mn durch die Niederschlagsdeposition bei weitem übertroffen.

5.4. Kronentraufe

5.4.1. Elementkonzentrationen in der Kronentraufe

5.4.1.1. Statistische Angaben

Als Maß für die Variabilität der gemessenen Konzentrationen in der Kronentraufe werden wie in Kap. 5.3.2.1. die mittleren

Variationskoeffizienten für die Probenahme zusammen mit den größten und kleinsten beobachteten Werten angegeben.

Na	26	3- 64	Al	110	83-141
K	30	12- 63	S	23	4-140
NH ₄	27	10- 77	P	72	24-140
Ca	21	8- 54	Cl	18	3- 48
Mg	26	7-120	NO ₃	17	5- 41
Fe	27	6- 61	N _{org}	37	8-105
Mn	32	15- 67	N _{ges}	21	5- 48

Wesentliche Veränderungen der Variabilität zeigen sich im Vergleich zu den Niederschlagsdaten nicht, so daß die oben genannten Erklärungen für die Streuungen auch hier gelten.

5.4.1.2. Mittlere Elementkonzentrationen in der Kronentraufe

Von einer Betrachtung des Jahresgangs der Elementkonzentrationen wird abgesehen, da sich in den Konzentrationen der Einfluß der Oberflächenverdunstung auf den Pflanzen niederschlägt. Aussagekräftiger sind die Elementflüsse, deren Verlauf über den Meßzeitraum zusammen mit der Niederschlagsdeposition in Abb. 9 dargestellt ist. Zunächst sollen aber die mittleren gewogenen Konzentrationen in der Kronentraufe betrachtet werden. Gleichzeitig ist die prozentuale Veränderung der Konzentration, bezogen auf die Freilandniederschläge angegeben. Es wurden folgende Konzentrationen gemessen: (mg/l)

Na	1.07	108 %	Al	0.03	85 %
K	1.65	570 %	S	3.66	147 %
NH ₄	1.08	112 %	P	0.03	65 %
Ca	1.31	225 %	Cl	2.27	116 %
Mg	0.42	300 %	NO ₃	0.64	91 %
Fe	0.07	100 %	N _{org}	1.36	132 %
Mn	0.11	423 %			

Die Elementkonzentrationen liegen in der Kronentraufe mit Ausnahme der Elemente Al, P, NO_3 für alle anderen Elemente über denen im Freilandniederschlag. Bei P und Al liegen wegen der sehr geringen Konzentrationen vermutlich Meßfehler vor, während bei NO_3 andere Gründe eine Rolle spielen können. Darauf wird bei der Diskussion der Elementflüsse noch einzugehen sein.

In Kap. 4.4. wurde darauf hingewiesen, daß die Auswertung der H-Ionenkonzentrationen und Flüsse über den gesamten Meßzeitraum nicht möglich war. Bei der Auswertung des verbleibenden Zeitraums, in dem exakte Messungen der pH Werte in der Kronentraufe vorlagen, zeigte sich ein Anstieg der mittleren gemessenen pH-Werte von 4.05 im Freilandniederschlag auf 4.50 in der Kronentraufe. Mit einer Abpufferung des sauren Niederschlages durch den Pflanzenbestand ist also prinzipiell zu rechnen, über die Höhe sollen hier keine Angaben gemacht werden. Das Phänomen der Abpufferung von sauren Niederschlägen durch Pflanzenbestände beobachteten auch Ulrich et al. (1979a) und Eaton et al. (1973). Ulrich et al. (1979a) zeigen, daß die Abpufferung von H-Ionen im Bestandesniederschlag der Freisetzung von Ca und Mg aus den pflanzlichen Geweben äquivalent ist. Der Vergleich in der KDD (Kap. 5.4.2.) zwischen den H-, Ca- und Mg-Mengen unter Heide zeigt keine befriedigende Übereinstimmung, was durch den kurzen Meßzeitraum und die recht hohen Streuungen der H-Ionenkonzentration in der Kronentraufe (V.K. ≈ 50 %) verständlich ist.

Die größte Veränderung in der Konzentration erfahren die Elemente K, Ca, Mg und Mn. Da die Elementkonzentrationen eine relativ geringe Aussagekraft haben, sollen im folgenden die Elementflüsse betrachtet und die Bilanzgleichung 1 (vergl. Kap. 4.2.) gelöst werden.

5.4.2. Elementflüsse in der Kronentraufe

Die Jahressummen der Elementflüsse in der Kronentraufe mit ihren 95 % Vertrauensgrenzen sind in Tab. 16 dargestellt.

Tab. 16: Elementmengen in der Kronentraufe

	Na	K	NH ₄	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	NO ₃	N _{org}	N _{ges}
kg.ha ⁻¹	6.33	9.8	6.4	7.8	2.5	0.41	0.67	0.27	21.6	0.18	13.4	3.8	8.1	18.3
	<u>+0.46</u>	<u>+0.97</u>	<u>+0.56</u>	<u>+0.62</u>	<u>+0.27</u>	<u>+0.04</u>	<u>+0.06</u>	<u>+0.06</u>	<u>+1.3</u>	<u>+0.11</u>	<u>+0.71</u>	<u>+0.3</u>	<u>+1.4</u>	<u>+1.7</u>
mol.ha ⁻¹	270	250	350	190	100	7	10	10	675	6	380	60		
	<u>+20</u>	<u>+20</u>	<u>+30</u>	<u>+10</u>	<u>+10</u>	<u>+0.7</u>	<u>+1</u>	<u>+2</u>	<u>+40</u>	<u>+3</u>	<u>+20</u>	<u>+5</u>		
mol IÄ.ha ⁻¹	270	250	350	380	200	21	20	30	1350	12	380	60		
	<u>+20</u>	<u>+20</u>	<u>+30</u>	<u>+20</u>	<u>+20</u>	<u>+2.1</u>	<u>+2</u>	<u>+6</u>	<u>+80</u>	<u>+6</u>	<u>+20</u>	<u>+5</u>		

∑ Kationen: 1.52 kmol IÄ.ha⁻¹.a⁻¹

∑ Anionen: 1.80 kmol IÄ.ha⁻¹.a⁻¹

Die Kationen-Anionen Bilanz ist für die Kronentraufe nicht ausgeglichen, da die H-Ionen nicht berücksichtigt sind. Unterstellt man, daß die zum Ausgleich der Bilanz benötigte Kationenmenge durch H^+ gebildet wird, so ergibt sich ein mittlerer pH-Wert über den gesamten Meßzeitraum von ca. 4.36 für die Kronentraufe. Dieser Rechenansatz unterstreicht die wahrscheinliche Abpufferung von sauren Niederschlägen durch den Bestand. Zur weiteren Auswertung wird Bilanzgleichung 1 benutzt. Sie lautet für ein beliebiges Element x

$$KR_x = FN_x + I_x + Q_x$$

Die Gleichung hat somit 2 Unbekannte, die mögliche Interception und die mögliche Auswaschung von Elementen aus dem Bestand. Um zu sehen, inwieweit sich die Elementflüsse bei der Kronenpassage überhaupt verändern, wird zunächst die Differenz zwischen KR_x und FN_x gebildet. Diese Differenz wird als "Kronendachdifferenz" KDD_x bezeichnet. Es gilt also

$$KDD_x = KR_x - FN_x$$

Bei der Berechnung der KDD wird der Fehler der einzelnen Flüsse nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz weiter verrechnet. Eine Interpretation der KDD wird nur bei den Elementen vorgenommen, bei denen die Differenz größer ist als der Fehler. Alle Angaben erfolgen in $kg \cdot ha^{-1} \cdot a^{-1}$. Die Fehlergrenzen sind auf das 95 % Niveau bezogen. Als KDD ergibt sich für:

Na : -1.33 ± 1.33	Al : -0.02 ± 0.22
K : 7.6 ± 1.4	S : 2.8 ± 3.9
NH_4 : -0.94 ± 1.48	P : -0.16 ± 0.5
Ca : 3.34 ± 1.0	Cl : -1.5 ± 2.4
Mg : 1.37 ± 0.33	NO_3 : -1.45 ± 0.76
Fe : -0.19 ± 0.15	N_{org} : 0.26 ± 2.1
Mn : 0.47 ± 0.07	N_{ges} : -2.1 ± 3.4

Eine im Sinne der obigen Aussage signifikante Zunahme der Elementmenge in der Kronentraufe findet sich bei K, Ca, Mg und Mn, eine Abnahme bei NO_3 und Fe.

5.4.2.1. Elemente K, Ca, Mg, Mn

Eine bei diesen Elementen festgestellte Erhöhung der Ionenmenge in der Kronentraufe kann, wie schon erwähnt, durch die Interception von Luftverunreinigung und durch Pflanzenauswaschung erfolgen. Diese Prozesse gilt es somit voneinander zu trennen. Nach Ulrich et al. (1979a) kann aus der KDD für Na und Cl auf die Fähigkeit der Bestandesoberfläche, Aerosole aus der Luft zu intercipieren, geschlossen werden. Dabei liegt die Annahme zugrunde, daß es für Na und Cl keine nennenswerte Pflanzenauswaschung gibt.

Für beide Elemente zeigt sich bei der untersuchten Calluna Heide keine Zunahme des Elementflusses in der Kronentraufe, die Elementmengen gehen sogar etwas zurück. Da aber gleichzeitig die mittleren Konzentrationen für Na und Cl gegenüber den in den Freilandniederschlägen leicht ansteigen, muß dieser Rückgang der Elementmenge, der allerdings nicht signifikant ist, mit einem Meßfehler erklärt werden. Hierbei ist einmal die Vernachlässigung des "Stammablaufs" zu berücksichtigen, andererseits erkennt man in Abb.9, daß größere Unterschiede zwischen FN und KR für Na und Cl nur bei einem Meßtermin Ende August 79 auftreten. Betrachtet man die angegebenen Vertrauensgrenzen, so zeigt sich, daß bei diesem Termin vermutlich zufällige Meßfehler eine Rolle spielen (Kontamination).

In jedem Fall zeigt sich aber, daß eine Aerosoladsorption bei dem betrachteten Bestand nicht stattfindet. Dies ergibt sich auch aus dem nur sehr geringen Anstieg des S-Flusses. Die Deposition von S kann neben der Niederschlagsdeposition und der Adsorption von Aerosolen noch über die Absorption von gasförmigem SO_2 an feuchten Oberflächen erfolgen. Der letztgenannte Prozeß ist bei fehlender Aerosoladsorption als Grund für den erhöhten S-Fluß in der Kronentraufe anzusehen.

Nach bisher vorliegenden Untersuchungen (Ulrich et al., 1979a; OECD, 1977) liegt die Trockene Deposition, die bis auf die Staubsedimentation der hier definierten Interception gleichzusetzen ist, großräumig für S etwa in der gleichen Größenordnung wie die Niederschlagsdeposition. Die Erklärung für das Fehlen einer Interception auf der untersuchten Heidefläche

ist in der Lage der Fläche zu sehen (vergl. Kap. 2.1.). Durch die Nähe der relativ hohen Waldbestände erreicht die turbulente Grenzschicht der Atmosphäre nicht oder nur in geringem Umfang den Calluna-Bestand, so daß die Interception hauptsächlich nur durch Diffusion in einer laminaren Grenzschicht stattfinden kann. Wie die Ergebnisse zeigen, ist die Interception in einer mehr oder weniger ausgebildeten laminaren Grenzschicht vernachlässigbar. Eine fehlende Interception bei dem untersuchten Ökosystem ist also nicht auf andere Heideökosysteme übertragbar, mit einer weiteren Elementzufuhr durch Interception ist auf anderen Flächen zu rechnen. Dadurch würde sich natürlich der ohnehin schon große Einfluß der Deposition von Luftverunreinigungen auf den Nährstoffhaushalt eines Heideökosystems weiter vergrößern (vergl. Kap. 5.3.4.). Wenn also die Interception ausgeschlossen werden kann, so reduziert sich Bilanzgleichung 1 auf folgenden Term:

$$KR_x = FN_x + Q_x$$

Die Gleichung hat somit nur noch eine Unbekannte, den positiven (Quelle) oder negativen (Senke) Einfluß des Bestandes und ist direkt lösbar.

Die in der Kronentraufe zu beobachtende Erhöhung der Elementflüsse bei K, Ca, Mg und Mn ist also auf Pflanzenauswaschung zurückzuführen.

Die Auswaschung von Elementen aus pflanzlichen Geweben ist ein schon oft beobachteter Vorgang und wird häufig als "leaching" bezeichnet (Fassbender, 1977; Mecklenburg et al. 1966; Tuckey, 1970; Ulrich et al., 1979a).

Eine zusammenfassende Darstellung gibt Tuckey (1970). Hier wird besonders auf die leichte Auswaschung von K, Ca, Mg und Mn verwiesen. Übereinstimmend berichten aber alle Autoren, daß die Auswaschung von K am größten ist. Die in dieser Arbeit gefundene Pflanzenauswaschung läßt sich somit gut bestätigen. Tuckey weist weiter darauf hin, daß die Auswaschung bei älteren Geweben stärker ist als bei jüngeren. Auch diese Aussage läßt sich durch den Verlauf der Auswaschung im Jahr für *Calluna vulgaris* bestätigen. So ergibt sich als KDD für die einzelnen Monate:

Tab. 17: Verlauf der Pflanzenauswaschung (kg.ha⁻¹)

	10.78	11	12	1.u.2.79	3	4	5	6	7	8	9.79
K	0.98	1.06	1.05	-	1.4	0.35	0.12	0.47	0.66		1.35
Ca	0.60	0.49	0.38	-	0.34	0.12	0.1	0.1	0.26		0.57
Mg	0.21	0.15	0.17	-	0.26	0.22	0.04	0.04	0.08		0.14
Mn	0.07	0.08	0.06	-	0.08	0.05	0.01	0.01	0.03		0.03

Für die Monate Januar, Februar und August 79 liegen keine Meßwerte vor. In den Wachstumsmonaten April-Juli läßt die Pflanzenauswaschung deutlich nach, in dieser Zeit werden die Grünteile, d.h. junge Gewebe, gebildet (vergl. Abb. 8).

Ein weiterer Beweis dafür, daß die genannten 4 Elemente durch denselben Prozeß der Pflanzenauswaschung in die Kronentraufe gelangen, ergibt sich aus der Korrelation zwischen den Konzentrationen dieser Elemente.

Tab. 18 zeigt die Korrelationsmatrix für die Elementkonzentration in der Kronentraufe. Angegeben ist wieder $B = r^2 \cdot 100$, die Anzahl der Probanden beträgt 75, $B > 12$ ist mit $P < 0.1\%$ von Null verschieden.

Die im Freilandniederschlag nicht zu findenden Korrelationen zwischen K, Mg, Ca und Mn zeigen, daß diese Elemente durch den gleichen Prozeß der Pflanzenauswaschung in die Kronentraufe gelangen. In Kap. 5.2 wurde die Frage aufgeworfen, welcher Prozeß für die Abnahme der Elementkonzentrationen in der Streu im Vergleich zu den Grünteilen die Hauptrolle spielt. Für K, Ca, Mg und Mn kann durch die Flüssebilanz gezeigt werden, daß es sich hier um Pflanzenauswaschung handelt.

5.4.2.2. Elemente Fe und NO₃-N

Für die Elemente Fe und NO₃ zeigten sich bei der Berechnung der KDD signifikante Verringerungen des Elementflusses in der Kronentraufe, der Bestand wirkt als Senke. Während bei Fe die Abweichung relativ gering und zudem mit einem großen Fehler behaftet ist, können in Anbetracht der geringen Fe-Konzentration der Lösungen zufällige Meßfehler eine Rolle spielen.

Tab. 18: Korrelationsmatrix Kronentraufe

	Na	K	NH ₄	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	NO ₃	N _{org}	N _{ges}	H ₂ O
Na	-	50	17	30	65	4	42	-1	38	1	98	-2	6	8	-19
K		-	6	59	66	12	62	-2	76	5	49	-2	0	2	-13
NH ₄			-	25	14	9	15	0	10	4	20	21	22	59	0
Ca				-	54	19	70	0	77	2	30	11	8	19	-10
Mg					-	7	66	0	66	0	64	0	4	8	-22
Fe						-	8	0	10	2	6	0	0	1	4
Mn							-	0	77	2	40	5	5	11	-18
Al								-	-2	-1	0	1	-4	-2	0
S									-	0	35	2	1	5	-14
P										-	1	-2	9	6	0
Cl											-	1	5	10	-18
NO ₃												-	8	31	0
N _{org}													-	81	- 8
N _{ges}														-	- 5
H ₂ O															-

Ulrich et al. (1979a) weisen weiterhin darauf hin, daß die N Konzentration im Regenwasser ausreicht, um einer Phyllophärenflora auf den Pflanzenoberflächen ein Leben zu ermöglichen, d.h. diese Mikroorganismen können für ihren Stoffwechsel dem Niederschlagswasser N entziehen. Die Verluste an NO₃ in der Kronentraufe ließen sich so erklären.

5.4.2.3. Elemente Na, Cl, NH₄, Al, P, S, N_{org}^{-N}

Für diese Elemente ist der absolute Wert der KDD kleiner als sein Fehler, die gemessenen Differenzen werden als zufällig betrachtet, der Bestand verhält sich also gegenüber diesen Elementen inert. Der Term Q_x in der Bilanzgleichung wird somit gleich Null, es gilt

$$KR_x = FN_x$$

5.5. Trichterlysimeter

5.5.1. Elementkonzentrationen in den Trichterlysimetern

5.5.1.1. Statistische Angaben

Wie für die anderen Wasserflüsse auch sollen hier die mittleren Variationskoeffizienten für die Probenahme zusammen mit den Extremwerten angegeben werden.

H	31	25 - 68	Al	47	20 - 130
Na	20	6 - 64	S	32	12 - 58
K	30	13 - 59	P	77	37 - 150
NH ₄	55	18 - 95	Cl	27	9 - 60
Ca	42	11 - 80	NO ₃	68	22 - 118
Mg	41	10 - 86	N _{org}	51	17 - 110
Fe	42	26 - 88	N _{ges}	40	23 - 67
Mn	75	33 - 160			

Die Variationskoeffizienten verzeichnen bei fast allen Elementen einen Anstieg gegenüber der Kronentraufe, der mit der größeren räumlichen Heterogenität der Humusauflage zu erklären ist.

5.5.1.2. Mittlere Elementkonzentrationen in den Trichterlysimetern

Die mittleren gewogenen Elementkonzentrationen des Perkulationswassers aus der Humusauflage betragen für: (mg/l)

pH: 4.07 = 0.088 mg H⁺/l

Na	1.19	111 %	Mn	0.09	82 %
K	2.08	126 %	Al	0.30	1000 %
NH ₄	1.29	120 %	S	2.54	69 %
Ca	0.92	70 %	P	0.13	433 %
Mg	0.32	76 %	Cl	2.13	94 %
Fe	0.22	314 %	NO ₃	0.18	28 %
			N _{org}	1.41	103 %

Gleichzeitig ist wieder die prozentuale Abweichung zur Konzentration in der Kronentraufe angegeben.

Größere Veränderungen der Konzentrationen zeigen sich bei Fe, Al, P in einer Zunahme, bei S, Ca, Mg und NO_3 in einer Abnahme der Konzentrationen. Zur weiteren Interpretation werden nur die Elementflüsse betrachtet.

5.5.2. Bilanz der Humusauflage

In Kap. 2.6 wurde bereits festgestellt, daß 2 Flüsse als Input für das Kompartiment Humusauflage in Frage kommen, der eine als Lösung (Kronentraufe, F13), der andere in Form organischer Substanz (Streufall, F14). Der Output aus der Humusauflage in den Mineralboden vollzieht sich nur in der Lösungsphase (F35). Die Bilanzgleichung 2 für die Humusauflage (Kap. 4.2.) lautete:

$$\text{KR}_x + \text{St}_x + \text{Q}_x = \text{HO}_x$$

Gleichung 2 enthält nur eine unbekannte Größe, die positiven oder negativen Vorratsänderungen in der Humusauflage, und ist direkt lösbar. In Tab. 19 werden die Flüsse gegenübergestellt. Die S und Cl Gehalte der Streu wurden nicht bestimmt, der Elementtransport dieser Elemente mit dem Streufall wird vernachlässigt, was bei der Größenordnung der Elementflüsse in der Kronentraufe vertretbar ist. Da die Elemente $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$ und $\text{N}_{\text{Org}}\text{-N}$ nur in gelöster Form auftreten, kann für deren Bilanzierung nur der Input mit der Kronentraufe betrachtet werden. In Zeile 5 von Tab. 19 ist daher zunächst die Bilanz für die Lösungsphase berechnet. Positive Differenzen bedeuten eine Zufuhr des betreffenden Elements in die Lösung durch Mineralisation, negative Differenzen bedeuten Fixierung des Elements in der Humusauflage. Zur Interpretation sollen wieder nur Werte herangezogen werden, bei denen der absolute Wert der Differenz größer als der Fehler ist.

Für die Elemente Na, K, NH_4 , Fe, Al, P läßt sich eine Zunahme der Elementmenge im Perkolationswasser durch Mineralisation erkennen, während die Elemente Ca, S, NO_3 aus der Lösung verschwinden.

Durch Subtraktion der Zeile 3 von Zeile 4 ergibt sich die Gesamtbilanz der Humusauflage entsprechend Gleichung 2. Positive Werte in Zeile 6 sind gleichbedeutend mit einer Quellfunktion,

Tab. 19: Bilanz der Humusaufgabe

(kg.ha⁻¹.a⁻¹ ± 95 % Vertrauensgrenzen)

	H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	N _{ges}	NO ₃ -N	NH ₄ -N	N _{org} -N
1 KR		6.33 ±0.46	9.8 ±0.9	7.8 ±0.62	2.5 ±0.27	0.41 ±0.04	0.67 ±0.06	0.27 ±0.06	21.6 ±1.3	0.18 ±0.11	13.4 ±0.71	18.3 ±1.7	3.8 ±0.3	6.4 ±0.56	8.06 ±1.4
2 St		0.055 ±0.016	1.08 ±0.13	2.19 ±0.26	0.37 ±0.04	1.78 ±0.2	0.16 ±0.02	0.38 ±0.04		0.84 ±0.1		13.8 ±1.6			
3 1+2		6.38 ±0.46	10.9 ±0.91	9.99 ±0.67	2.87 ±0.34	2.19 ±0.2	0.83 ±0.06	0.65 ±0.07	21.6 ±1.3	1.02 ±0.15	13.4 ±0.71	32.1 ±2.33	3.8 ±0.3	6.4 ±0.56	8.06 ±1.4
4 HO	0.627 ±0.04	7.6 ±0.4	13.6 ±0.9	6.3 ±0.5	2.2 ±0.2	1.5 ±0.2	0.67 ±0.1	2.0 ±0.26	17.6 ±1.7	0.86 ±0.2	14.2 ±0.7	18.7 ±1.8	1.1 ±0.2	8.6 ±1.0	9.0 ±1.1
5 4-1		1.3 ±0.61	3.8 ±1.3	-1.5 ±0.8	-0.3 ±0.34	1.1 ±0.2	0.0 ±0.11	1.73 ±0.27	-4 ±2.1	0.68 ±0.23	0.8 ±0.81	0.4 ±2.5	-2.7 ±0.4	2.2 ±1.1	0.94 ±1.8
6 4-3		1.22 ±0.61	2.7 ±1.3	-3.69 ±0.84	-0.67 ±0.34	-0.68 ±0.28	-0.16 ±0.4	1.35 ±0.27	-4 ±2.1	-0.16 ±0.25	0.8 ±0.81	-13.4 ±3.0	-2.7 ±0.4	2.2 ±1.1	0.94 ±1.8

die Mineralisation ist größer als der Streufall, negative Werte sind gleichbedeutend mit einer Senkenfunktion der Humusaufgabe.

5.5.2.1. Elemente Na, K, Al, $\text{NH}_4\text{-N}$

Für diese Elemente zeigt sich zunächst eine Quellfunktion des Auflagehumus. Bei Na ist zum einen die Elementmenge im Streufall nicht berücksichtigt, zum anderen wurde bei der Diskussion des Na-Flusses in der Kronentraufe darauf hingewiesen, daß dieser Wert vermutlich durch zufällige Einflüsse zu niedrig ist. Der Na-Fluß für die Niederschlagsdeposition beträgt $7.66 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Ein Vergleich mit den Daten der Trichterlysimeter zeigt eine gute Übereinstimmung, so daß die Humusaufgabe in bezug auf Na als im Gleichgewicht befindlich angenommen wird.

Anders für K und Al. Hier ist die Bilanz unausgeglichen, die Elemente werden in die Lösung freigesetzt, es findet ein Vorratsabbau statt.

Eine Quellfunktion des Auflagehumus für Al und K wurde ebenfalls von Ulrich et al. (1979a) festgestellt. Als Ursache kommen hauptsächlich die im Humus befindlichen Pflanzenwurzeln mit hohen Al-Konzentrationen in Frage (Kap. 3.2.2.). Bei der Anlage der Trichterlysimeter werden die Wurzeln im Auflagehumus abgeschnitten und sterben ab. Dabei kommt es im Vergleich zur lebenden Wurzel zu einer pH-Erniedrigung im Gewebe und damit zur Mobilisierung des komplex gebundenen Aluminiums in den Wurzeln. Eine Freisetzung von K aus absterbenden Wurzeln muß ebenfalls angenommen werden.

Die Quellfunktion des Auflagehumus für K und Al ist also mit großer Wahrscheinlichkeit durch die Anlage der Meßapparaturen erzeugt. Der Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flusses bei der Perkolation durch den Auflagehumus könnte auf eine schwache ausgeprägte Mineralisation (Ammonifizierung) deuten, muß aber in Zusammenhang mit den $\text{NO}_3\text{-N}$ Verlusten aus der Lösung gesehen werden (Kap.5.5.2.2.).

5.5.2.2. Elemente Ca, Mg, Fe, Mn, S, $\text{NO}_3\text{-N}$, N_{ges}

Bei diesen Elementen zeigt sich eine Senkenfunktion des Auflagehumus, der Output aus der Humusschicht wird vom Input übertroffen.

Die genannten Elemente lassen sich bezüglich ihres Verhaltens in zwei Untergruppen differenzieren. Für die eine Gruppe von Elementen (Ca, Mg, S, $\text{NO}_3\text{-N}$) findet ein Entzug bereits aus der Lösungsphase bei der Perkolation durch den Auflagehumus statt (Zeile 5, Tab. 19), dies ist bei den anderen Elementen nicht der Fall. Hier zeigt sich für Fe eine geringere, für N und Mn eine deutliche Hemmung der Mineralisation. Die im Auflagehumus jährlich akkumulierten N und Mn-Mengen entsprechen etwa dem Elementtransport durch Streufall, d.h. der Auflagehumus stellt für diese Elemente in Bezug auf den Streufall eine fast vollständige Senke dar.

Schwierig zu interpretieren sind die Verluste an S, Ca, Mg und $\text{NO}_3\text{-N}$ aus der Lösungsphase. Gasförmige Verluste von N durch Denitrifikation im Auflagehumus dürften bei den angetroffenen pH-Bereichen nur eine untergeordnete Bedeutung haben. Wahrscheinlicher ist der Einbau von $\text{NO}_3\text{-N}$ in die Biomasse von Mikroorganismen. Dieser Stickstoff kann dann nach Absterben der Organismen durch andere Mikroorganismen wieder ammonifiziert werden, wodurch auch der dem $\text{NO}_3\text{-N}$ -Verlust äquivalente Anstieg des $\text{NH}_4\text{-N}$ -Flusses erklärt werden kann. Hier scheint also ein Kreisprozeß im Auflagehumus stattzufinden, der den Einbau von $\text{NO}_3\text{-N}$ in Mikroorganismen und die spätere Umwandlung in $\text{NH}_4\text{-N}$ beinhaltet.

Als Erklärung für die Verluste an Ca, Mg kann die Bindung dieser Ionen in hochpolymeren Huminstoffen angegeben werden (Scheffer, Schachtschabel, 1976). Möglichkeiten der S-Bindung in organischen Komplexen scheiden weitgehend aus, die Ursachen des S-Verlusts in der beobachteten Größenordnung bei der Perkolation durch den Auflagehumus können nicht endgültig geklärt werden. Hier wären weiterführende Untersuchungen notwendig. Vor allem aus der N-Akkumulation im Auflagehumus ergeben sich für das Ökosystem schwerwiegende Konsequenzen, die an dieser Stelle erläutert werden sollen.

Durch die Ausbildung von Auflagehumus und der damit verknüpften Unterdrückung der Mineralisation von N kommt es nach Ulrich et al. (1979a) auf sauren Standorten zu einer ökosysteminternen H-Ionenproduktion und zur Versauerung des Mineralbodens. Der Grund dafür liegt darin, daß während der Akkumulation N zunächst

der H-Ionenkonsumtion durch Bildung von $\text{NH}_4\text{-N}$ (Mineralisation) entzogen ist, d.h. der Auflagehumus ist stark sauer und die Mobilität von Fulvosäuren ist groß, was zu deren Verlagerung und Ausbildung von Podsolprofilen führt. Im späteren Gleichgewichtszustand findet die Mineralisation hauptsächlich im Auflagehumus statt, gleichzeitig erfolgt aber ein großer Teil der $\text{NH}_4\text{-N}$ Aufnahme durch die Pflanzenwurzeln im Mineralboden. Vermutlich ist die $\text{NH}_4\text{-N}$ Aufnahme die einzige N-Ernährungsmöglichkeit bei Ericaceen. Dies geht aus Untersuchungen von Havill, Lee und Stewart (zitiert nach Rorison, 1980) hervor, die bei Ericaceen keine Nitrat-Reduktase-Aktivität feststellen konnten. Die $\text{NH}_4\text{-N}$ -Aufnahme ist verknüpft mit einer äquivalenten H-Ionen-Produktion, es kommt also zu einer Entkopplung der Protonen-verbrauchenden (Mineralisation) und protonenerzeugenden ($\text{NH}_4\text{-N}$ -Aufnahme des Bestandes) Prozesse, die zu einer Versauerung des Wurzelraumes im Mineralboden führen. Da *Calluna vulgaris* relativ flach wurzelt, entsteht ein hoher pH-Gradient im Boden, so daß die eingewaschenen Fulvosäuren erst in den unteren, nicht mehr durchwurzelten Bodenschichten (Bh, Bhs-Horizonte) als Komplexe gebunden werden und zur charakteristischen Ausbildung von Podsol-Profilen führen. Zu den geschilderten H-Ionen-produzierenden Prozessen bei der Ionenaufnahme kam es im Zuge der früheren Heidebewirtschaftung nach Mahd oder Abplaggen der Flächen noch zu periodischen Versauerungsschüben durch Humusabbau im Auflagehumus und Mineralboden. Diese Versauerungsschübe entstehen durch H-Produktion bei Nitrifikation, die aufgrund der eingetretenen Bodenerwärmung einsetzt, und können beträchtliches Ausmaß erreichen. Zahlenbeispiele dazu finden sich bei Ulrich et al. (1979a). In den Vorgängen der Humusakkumulation und der daraus resultierenden Trennung von H-Ionen-Produktion und -Konsumtion sowie in den periodischen Versauerungsschüben durch Humusabbau dürfte die tiefere Ursache für die Ausbildung der "Heidepodsole" auf armen degradierten Sandböden liegen. Die Akkumulation von organischer Substanz im Auflagehumus von *Calluna vulgaris* ist vor allem von Chapman (1975) untersucht worden. Chapman kalkuliert auf der Grundlage von Streuproduktion und den Elementgehalten von grünen bzw. braunen Trieben den Elementinput für die Humusaufgabe und gibt Akkumulationsraten

für die Elemente K, Ca, Mg, N, P an. Dabei wird allerdings die Elementzufuhr aus der Luft durch Deposition vernachlässigt. Die Höhe der angegebenen möglichen Akkumulationsraten deckt sich gut mit den hier gefundenen Daten, doch verlaufen bei Chapman die Akkumulationskurven für alle Elemente etwa gleichgerichtet, d.h. die Akkumulation vollzieht sich parallel. Das konnte in der vorliegenden Arbeit nicht festgestellt werden, da für K und P im Gegensatz zu Mg, Ca und N keine Zunahme des Vorrats ermittelt wurde.

Chapman weist darauf hin, daß eine Betrachtung nur des Streufalls zu einer großen Unterschätzung des Inputs für die Humusaufgabe führt. Der Vergleich zwischen den Werten der Kronentraufe und des Streufalls zeigt dies sehr deutlich.

Weitere Literaturdaten über Streuabbau gehen hauptsächlich auf Versuche mit Nylonnetzen zurück (Cormack und Gimmingham, 1964; Chapman, 1967; Heal und Perkins, 1976). Gimmingham (1979) zeigt, daß der K- und Mg-Verlust aus dem Auflagehumus nach 4 Jahren ca. 60 % beträgt, gleichzeitig wurden aber keine Vorratsänderungen bei Ca und P gemessen.

5.5.2.3. Elemente P, Cl, N_{org}-N

Für diese Elemente ergeben sich keine signifikanten Veränderungen im Elementvorrat der Humusaufgabe.

Der Term Q_x aus Gleichung 3 wird gleich 0, es gilt

$$KR_x + St_x = HO_x$$

Wie in Kap. 5.5.2.1 gezeigt wurde, ist auch Na in diese Gruppe einzuordnen.

5.6. Output mit dem Sickerwasser

5.6.1. Sickerwassermenge

Ein Teil der das Ökosystem erreichenden Niederschläge verdunstet, während ein anderer Teil ober- und unterirdisch abfließt. Die Zusammenhänge lassen sich in Form einer vereinfachten Wasserhaushaltsgleichung darstellen.

$$N = I + E + T + A_s + R \quad (4)$$

- N = Freilandniederschlag
I = Interzeption
E = Evaporation Gesamtverdunstung
T = Transpiration
 A_s = Abfluß mit dem Sickerwasser
 ΔR = Vorratsänderungen im Boden

I + E + T ergibt die Gesamtverdunstung des Ökosystems. Diese galt es durch Simulation zu bestimmen.

5.6.1.1. Ergebnisse der Simulation

Als Komponenten der Wasserhaushaltsgleichung (4) für den Zeitraum vom 11.9.78 - 10.9.79 wurden errechnet:

$$N = 766 \text{ mm, Gesamtverdunstung} = 300 \text{ mm, } A_s = 614 \text{ mm}$$
$$\Delta R = -148 \text{ mm}$$

Gleichung 4 lautet somit:

$$766 = 300 + 614 - 148$$

Der Wert von 300 mm für die Gesamtverdunstung ist relativ gering, erklärt sich aber aus den langen Frostperioden und dem recht kühlen und regenreichen Sommer 1979. Die hohe Sickerwasserrate von 614 mm im beobachteten Zeitraum resultiert aus starken Regenfällen unmittelbar vor dem ausgewerteten Zeitraum (Ende August, Anfang September 1978), die zu einer großen Akkumulation von Wasser im Boden führten. Das Ende der Meßperiode fiel in eine Zeit geringer Niederschläge, so daß sich die Bodenvorratsänderungen sehr stark auswirken. Ohne Vorratsänderungen würde die Sickerwasserrate nur noch 466 mm betragen.

Eine Sickerwasserrate von 614 mm je Jahr stellt sicher keinen repräsentativen Wert für die langjährige Grundwasserspense dar. Für die Berechnung des Nährstoffaustrags aus dem Ökosystem wird mit einem um die Vorratsänderung bereinigten Wert von 470 mm gerechnet. Die Angabe eines Fehlers im statistischen Sinn für die Daten der Wasserhaushaltsgleichung ist bei diesem Verfahren (Simulation) nicht möglich. Er muß geschätzt werden und soll auf das 95 % Vertrauensniveau bezogen 20 % betragen. Der Wert von 470 mm für die Grundwasserspense deckt sich gut mit Untersuchungen von Renger et al. (1974) über die Grundwasserneubildung im Raum Soltau.

Eine weitere Möglichkeit, die Sickerwasserrate zu berechnen, ergibt sich aus der Cl-Bilanz. Dabei wird unterstellt, daß eine Konzentrationserhöhung im durch das Ökosystem perkolierenden Wasser nur durch Verdunstung entsteht. Die Bilanzgleichung lautet dann:

$$S + R = \frac{C_{in}}{C_{out}} \cdot N \quad (5)$$

- S = jährliche Sickerwasserrate in mm
- R = Bodenvorratsänderung im Boden in mm
- C_{in} = mittlere gewogene Konzentration im Regenwasser
- C_{out} = mittlere Konzentration im Sickerwasser
- N = Niederschlagsmenge in mm

Die Bodenvorratsänderungen und die Sickerwasserrate gehen als Unbekannte in die Gleichung ein. Setzt man $R = 0$, so ergibt sich bei einer gewogenen Cl-Konzentration im Regen von 1.95 mg/l und einer mittleren Konzentration im Sickerwasser von 3.95 bei einer jährlichen Niederschlagsmenge von 766 mm eine Sickerwasserrate von 378 mm. Ulrich et al (1979a) weisen darauf hin, daß es bei der Cl-Bilanz für einzelne Jahre zu größeren Abweichungen kommen kann und die Cl-Bilanz nur für längere Meßzeiträume befriedigende Ergebnisse liefert. Daher soll hier an den Daten der Wasserbilanz festgehalten werden.

5.6.2. Elementkonzentrationen im Sickerwasser

Die Sickerwasserkonzentrationen unter Heide sollen zusammen mit den gleichzeitig erhobenen Daten für die Waldbestände (Kap. 4.6.1.) genannt werden.

5.6.2.1. Statistisches

Tab. 20 zeigt die mittleren Variationskoeffizienten für die Probenahme zusammen mit den beobachteten Extremwerten. Die fehlenden Werte für Al (Eiche), Fe und P resultieren aus Konzentrationen unterhalb der Nachweisgrenzen, die keine Streuungen mehr aufweisen. Bei den meisten Elementen zeigt sich eine größere Variabilität der Messungen in den Waldbeständen. Die Saugkerzen waren in den Waldbeständen ebenfalls in 1.2 m Tiefe angebracht,

Tab. 20: Variationskoeffizienten für die Probenahme (%)

	HEIDE		KIEFER		EICHE	
pH	2	0.5- 4	3	2- 8	6	2- 20
Na	12	4 - 37	24	12- 44	30	2- 60
K	17	7 - 38	56	5-100	45	10-120
Ca	18	9 - 42	24	6- 43	26	2- 50
Mg	18	2 - 29	50	38- 66	18	3- 50
Fe	-	-	-	-	-	-
Mn	32	10 - 43	19	5- 34	52	30-100
Al	38	10 -100	62	40-110	-	-
S	18	9 - 50	22	5- 44	25	6- 70
P	-	-	-	-	-	-
Cl	18	7 - 58	30	7- 54	27	3- 50
N _{ges}	54	10 -100	55	26- 93	44	10- 80

so daß sich in der größeren Variabilität vermutlich der Einfluß der Durchwurzelungstiefe niederschlägt. Diese ist bei *Calluna vulgaris* sehr niedrig, im Gegensatz zu den Waldbeständen, wo auch in dieser Tiefe noch mit einer wenn auch geringen Wurzel-tätigkeit gerechnet werden muß. Außerdem bedingt die höhere Evapotranspiration der Waldbestände höhere Saugspannungen im Boden, die kleinräumig eine größere Variabilität der Wasserflüsse zur Folge haben.

Im Vergleich zu den anderen Wasserflüssen zeigen die Elementkonzentrationen unter Heide die geringsten Variationskoeffizienten, die räumliche Variabilität der oberirdischen Wasserflüsse wird im Boden etwas ausgeglichen.

Zur weiteren statistischen Auswertung wurden die Elementkonzentrationen einer Varianzanalyse unterworfen, die klären sollte, ob Abweichungen zwischen den Meßterminen zufälliger Art sind, oder ob systematische Einflüsse angenommen werden müssen. Die Varianzanalyse erfolgte in einem Nicht-Parametrischen Verfahren mit Hilfe des Programms SPSS (SPSS 7, 1978).

5.6.2.2. Verlauf der Elementkonzentrationen im Sickerwasser

Der Verlauf der Elementkonzentrationen ist für die einzelnen Bestände in Abb. 10 dargestellt.

Für die Elemente Fe und P lagen die Konzentrationen bei allen Beständen konstant zwischen 0.01 und 0.02 mg/l, so daß auf eine Darstellung verzichtet wurde.

Abb. 9 zeigt deutlich den bei allen Elementen ausgeglichenen Verlauf der Konzentrationen unter Heide, während bei den Waldbeständen größere Schwankungen auftreten können. Die Ergebnisse der Varianzanalyse zeigen, daß signifikante Änderungen bei Eiche nur für pH, Cl und N_{ges} , bei Kiefer nur für N_{ges} und Cl auftreten.

Die Schwankungen in den Cl-Konzentrationen spiegeln den Einfluß einzelner starker Regenfälle nieder, die bei Cl (wegen der geringen Wechselwirkung mit der Bodenmatrix) zu schnellen Änderungen der Konzentration führen. Schwieriger zu interpretieren sind die Änderungen der N_{ges} Konzentrationen. Trotz der recht hohen Streuungen (Kap. 5.6.2.1.) zeigt sich ein Abfallen der Konzentrationen in den Wintermonaten, der durch den Rückgang der Mineralisation erklärbar ist.

Die pH-Werte unter Eiche deuten darauf hin, daß sich der Boden im Grenzbereich zwischen der Silikat-Pufferung und der Austauscher-Pufferung befindet (Ulrich et al., 1979a), bzw. am Ende der Beobachtungsperiode in den Bereich der Austauscher-Pufferung gelangt ist.

Der Verlauf der pH-Werte zu Beginn der Meßperiode zeigt den Einfluß von hohen und sauren Niederschlägen (August - September 78), die nicht sofort abgepuffert werden können, da die Möglichkeiten des Silikatabbaus und der daraus resultierenden Abpufferung von H^+ -Ionen insbesondere bei Belastungsspitzen nur gering sind.

Die Möglichkeiten dieses Bodens, eine H^+ -Belastung durch Austausch von Ionen (Ca, Mg gegen Al) zu kompensieren, sind aufgrund der relativ geringen Austauschkapazität der Sandböden allgemein als gering anzusehen, so daß mit einem Absinken des pH-Wertes bis in den Bereich der Al-Pufferung (pH < 4.2) zu

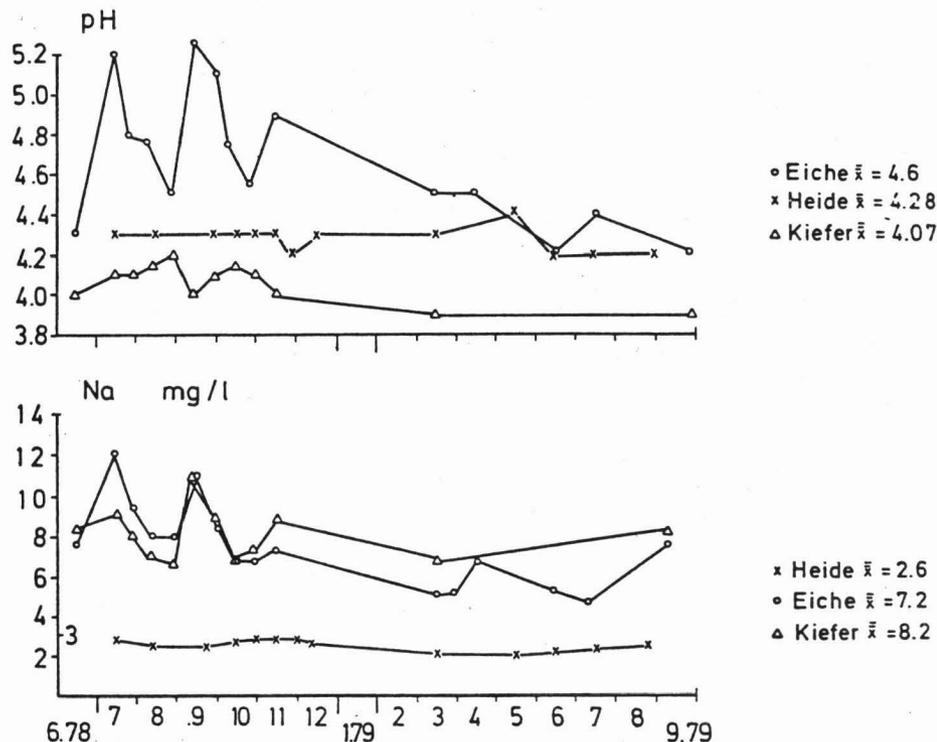
rechnen ist. Der Al-Puffer-Bereich zeichnet sich durch hohe Al-Konzentrationen im Sickerwasser aus. Dies ist zur Zeit unter dem untersuchten Eichenbestand noch nicht der Fall, wohl aber unter Kiefer und zum Teil auch unter Heide.

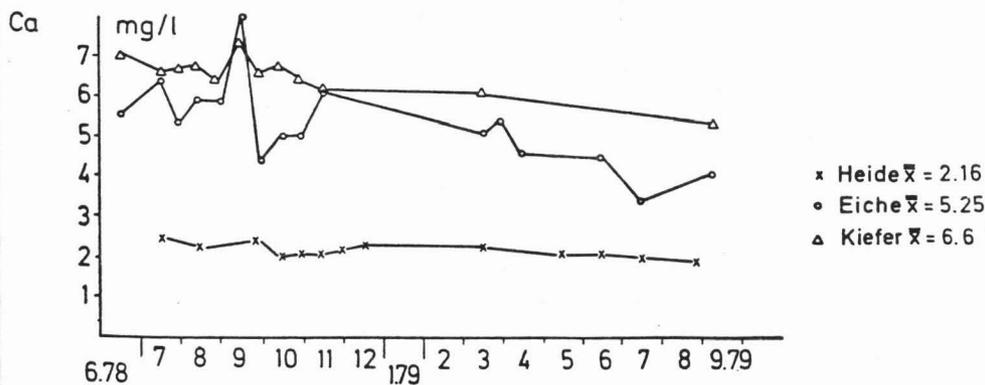
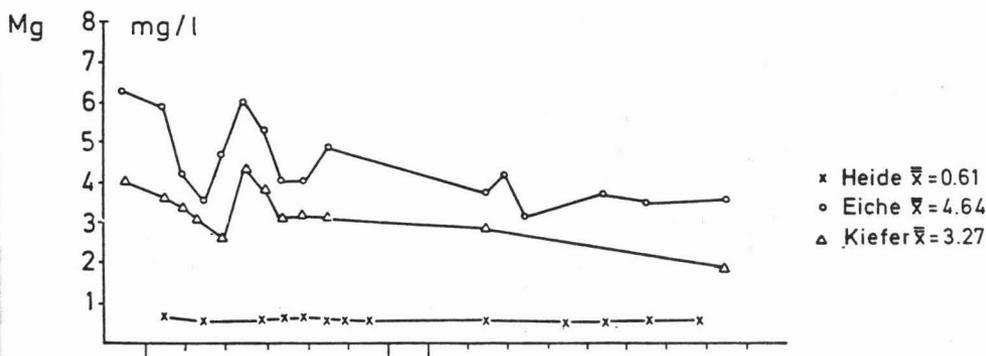
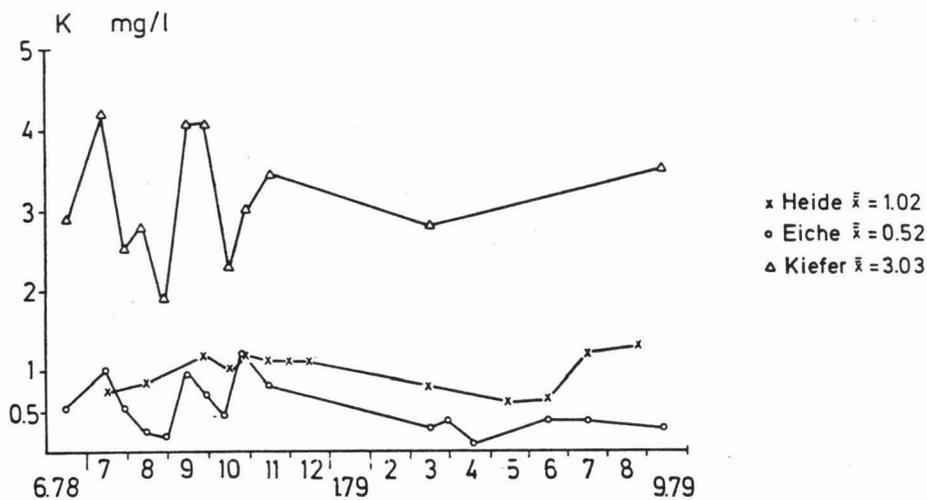
5.6.2.3. Mittlere Elementkonzentrationen im Sickerwasser

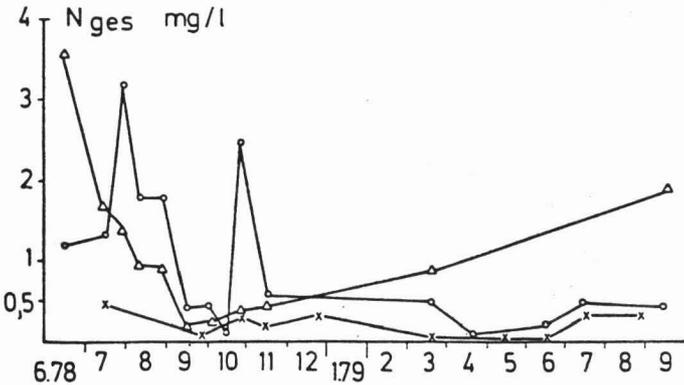
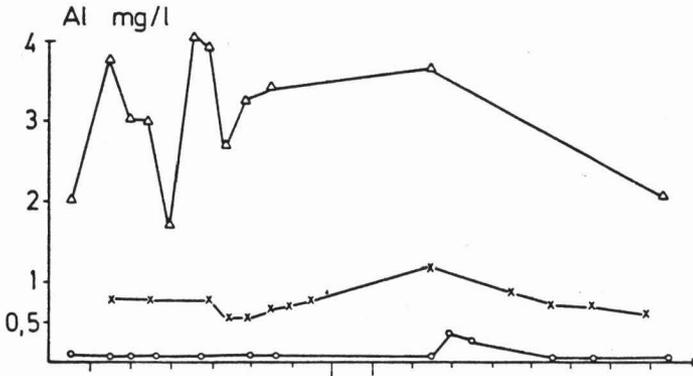
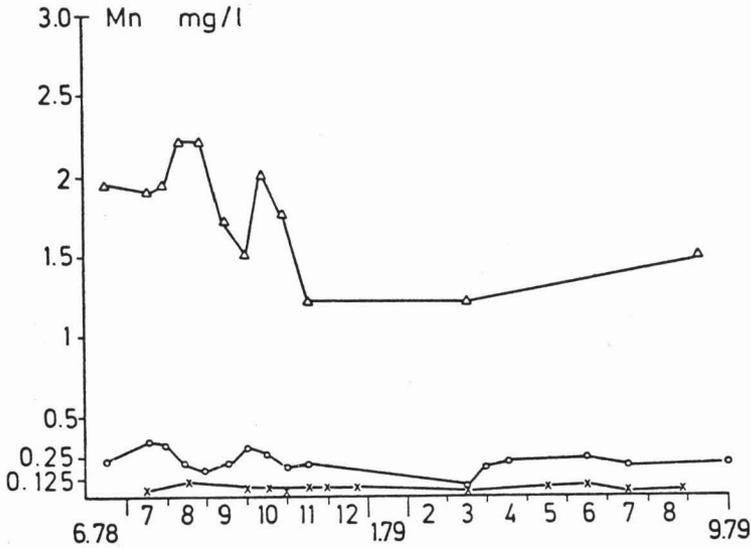
Die mittleren Elementkonzentrationen im Sickerwasser unter den verschiedenen Beständen sind in Tab. 21 zusammen mit den 95 % Vertrauensgrenzen wiedergegeben.

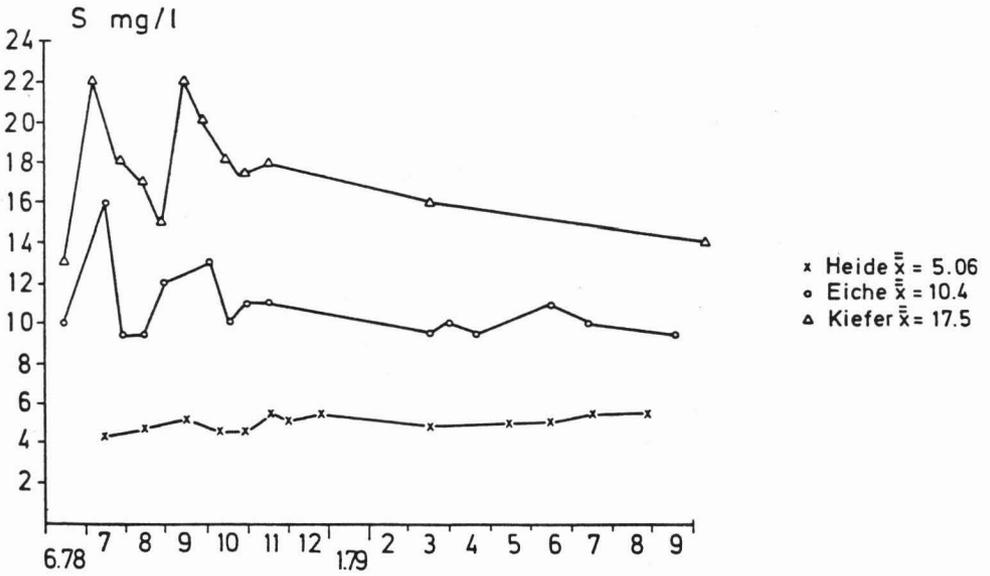
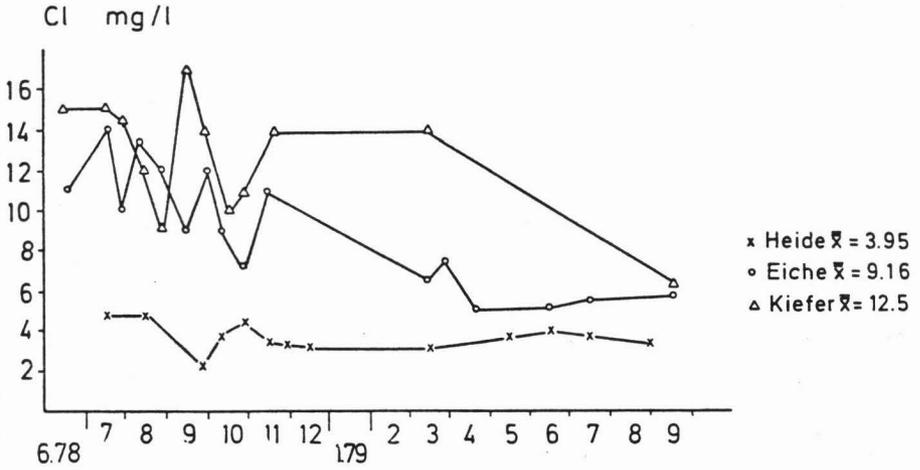
Die höchsten Elementkonzentrationen werden mit Ausnahme von Mg unter Kiefer erreicht, die niedrigsten unter Heide, mit Ausnahme von Al und K, wo unter Eiche noch geringere Konzentrationen gemessen werden. Die Elementkonzentrationen allein sind in ihrer

Abb. 10: Verlauf der Elementkonzentrationen im Sickerwasser









Tab. 21: Mittlere Elementkonzentrationen im Sickerwasser (mg/l)

	pH	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	N _{ges}
Heide	4.28 ±0.02	2.6 ±0.1	1.02 ±0.06	2.16 ±0.1	0.61 ±0.03	0.02 -	0.05 ±0.006	0.74 ±0.07	5.06 ±0.3	0.01 -	3.95 ±0.3	0.36 ±0.16
Kiefer	4.07 ±0.04	8.16 ±0.6	3.03 ±0.5	6.6 ±0.4	3.27 ±0.4	0.01 -	1.78 ±0.1	3.09 ±0.45	17.5 ±1.4	0.01 -	12.5 ±1.2	0.96 ±0.3
Eiche	4.65 ±0.1	7.18 ±0.7	0.52 ±0.12	5.25 ±0.4	4.46 ±0.3	0.01 -	0.21 ±0.03	0.05 -	10.4 ±0.8	0.01 -	9.16 ±1.2	0.76 ±0.3

Aussagekraft eingeschränkt, da sie durch unterschiedliche Verdunstungsraten und somit unterschiedliche Sickerwassermengen beeinflusst sind. Im folgenden sollen daher nur die Elementflüsse mit dem Sickerwasser betrachtet werden. Zunächst soll für das untersuchte Heideökosystem eine Bilanz des Mineralbodens diskutiert werden, weiterhin soll durch Schätzung der Sickerwasserraten unter den Waldbeständen ein Vergleich des Elementaustrags mit dem Sickerwasser für die verschiedenen Ökosysteme vorgenommen werden. Durch eine einfache Input-Output Analyse werden die Sickerwasserdaten für die Waldbestände weiter interpretiert.

5.6.3. Bilanz des Mineralbodens für das Heideökosystem

Für die Bilanz des Mineralbodens müssen folgende Flüsse betrachtet werden: 1. Input in den Mineralboden (Trichterlysimeter Kap. 5.5.2)

2. Output aus dem Mineralboden

2a : Ionenaufnahme des Bestandes (Kap. 5.2.1.)

2b : Output mit dem Sickerwasser

Der Output mit dem Sickerwasser berechnet sich als Produkt der Sickerwassermenge mit der Sickerwasserkonzentration. Vorratsänderungen im Boden ergeben sich als Differenz zwischen Input und Output des Mineralbodens. Die Gegenüberstellung der Elementflüsse erfolgt in Tab. 22. Die in Kap. 5.5.2. besprochene Quellfunktion des Auflagehumus für K und Al wird als durch die Messung erzeugt angenommen, so daß für die Bilanz des Bodens ein Gleichgewichtszustand des Auflagehumus für K und Al unterstellt wird. Der Bodeninput für K und Al ergibt sich dann aus Tab. 19 (Kap. 5.5.2.).

Tab. 22: Bilanz des Mineralbodens (+ 95 % Vertrauensgrenzen)

kg . ha⁻¹ . a⁻¹

	H ⁺	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	N _{ges}
1 Bodeninput	0.63 <u>+0.04</u>	7.6 <u>+0.4</u>	10.9 <u>+0.9</u>	6.3 <u>+0.5</u>	2.2 <u>+0.2</u>	1.5 <u>+0.2</u>	0.67 <u>+0.1</u>	0.65 <u>+0.07</u>	17.6 <u>+1.7</u>	0.86 <u>+0.2</u>	14.2 <u>+0.7</u>	18.7 <u>+1.8</u>
2 Aufnahme des Bestandes	-	-	8.68 <u>+2.5</u>	6.15 <u>+2.0</u>	1.5 <u>+0.5</u>	2.41 <u>+0.9</u>	0.54 <u>+0.2</u>	0.47 <u>+0.14</u>	-	1.34 <u>+0.4</u>	-	19.0 <u>+6.1</u>
3 1-2	0.63 <u>+0.04</u>	7.6 <u>+0.4</u>	2.22 <u>+2.6</u>	0.15 <u>+2.1</u>	0.7 <u>+0.54</u>	-0.91 <u>+0.92</u>	0.13 <u>+0.22</u>	0.18 <u>+0.15</u>	17.6 <u>+1.7</u>	-0.48 <u>+0.46</u>	14.2 <u>+0.7</u>	-0.3 <u>+6.4</u>
4 Output	0.23 <u>+0.05</u>	12.2 <u>+2.4</u>	4.8 <u>+0.9</u>	10.1 <u>+2</u>	2.9 <u>+0.6</u>	0	0.23 <u>+0.05</u>	3.5 <u>+0.7</u>	23.8 <u>+4.7</u>	0	18.5 <u>+3.7</u>	2.0 <u>+0.5</u>
5 4-3= Vorratsänderungen	-0.4 <u>+0.06</u>	4.6 <u>+2.4</u>	2.58 <u>+2.5</u>	9.95 <u>+2.9</u>	2.2 <u>+0.8</u>	0.91 <u>+0.92</u>	0.1 <u>+0.22</u>	3.32 <u>+0.71</u>	6.2 <u>+5.0</u>	0.48 <u>+0.46</u>	4.3 <u>+3.8</u>	2.3 <u>+6.4</u>
6 5 in mol IÄ	-400 <u>+ 60</u>	195 <u>+104</u>	66 <u>+65</u>	497 <u>+145</u>	181 <u>+ 66</u>	32 <u>+33</u>	0	369 <u>+ 24</u>	387 <u>+312</u>	31 <u>+ 30</u>	121 <u>+106</u>	

In Zeile 5 sind die Vorratsänderungen für den Mineralboden angegeben. Negative Vorzeichen sind gleichbedeutend mit einer Senkenfunktion, positive mit einer Quellfunktion des Mineralbodens. Zur Interpretation der Quell- bzw. Senkenfunktionen ist die Betrachtung der in Zeile 6 aufgeführten Ionen-Äquivalente unerlässlich. Zunächst zeigt sich nur eine Speicherung von H^+ im Boden, bei den anderen Elementen eine Freisetzung. In Ionen-Äquivalenten ausgedrückt, stehen 400 mol IÄ an gespeicherten Kationen 1340 freigesetzte mol IÄ gegenüber. Zieht man die freigesetzten Anionen von der Summe der freigesetzten Kationen ab, so ergibt sich ein Fehlbedarf von ca. 800 kmol IÄ Kationen, der im Boden zur Erhaltung der Elektroneutralität gespeichert werden muß. Dies geschieht nur zum Teil durch die mit dem Niederschlag dem Boden zugeführten und gespeicherten H^+ -Ionen, es verbleibt eine Differenz von ca. 400 mol IÄ. Diese Kationenmenge entsteht vermutlich ökosystemintern durch NH_4 -Aufnahme und damit einhergehender H-Ionenproduktion im Mineralboden. Bei reiner NH_4 -N-Ernährung des Bestandes würden ca. 1350 mol IÄ H^+ -Ionen im Mineralboden produziert. Der dem Mineralboden erreichende Stickstoff liegt allerdings noch nicht vollständig als NH_4 -N vor, ca. 9.0 kg sind noch in organischer Bindungsform und müssen erst ammonifiziert werden. Dies entspricht einer H^+ -Ionen-Konsumtion von ca. 640 mol IÄ, sodaß sich eine H^+ -Ionen-Nettoproduktion von ca. 710 mol IÄ im Mineralboden ergibt. Die Gesamtsumme an gespeicherten H^+ -Ionen im Boden erreicht dann einen Wert von $400 + 710 = 1100$ mol IÄ. Dieser Wert hat einen nach dem Fehlerfortpflanzungsgesetz berechneten Fehler von ± 440 mol IÄ, sodaß sich eine recht gute Übereinstimmung zur Summe der freigesetzten positiven Ladungseinheiten (ca. 800 mol IÄ) ergibt, vor allem unter Berücksichtigung der Tatsache, daß ein Teil der NH_4 -N-Aufnahme aus dem Auflagehumus erfolgt, so daß der Wert von 1110 mol IÄ noch reduziert werden müßte.

Zusammenfassend kann man sagen, daß die aus dem Mineralboden freigesetzten Kationen etwa der gespeicherten H^+ -Ionen Menge entsprechen. Die gespeicherten H^+ -Ionen resultieren zum einen aus den sauren Niederschlägen, zum anderen aus ökosysteminternen Quellen.

5.6.3.1. Elemente H, Na, K, Ca, Mg, Al

Es erhebt sich nun die Frage, welche Prozesse für die Freisetzung bzw. Speicherung von Ionen im Boden verantwortlich sind. Eine besondere Bedeutung kommt dabei dem Al zu. Der pH-Wert der Bodenlösung deutet darauf hin, daß sich der Boden an der Grenze zum Al-Pufferbereich befindet, d.h. eine Abpufferung von H^+ -Ionen vollzieht sich hauptsächlich durch Reaktion mit hydroxidisch gebundenem Al unter Freisetzung von Al^{3+} (Ulrich et al., 1979a).

Unter extrem sauren Bedingungen ($pH < 3$) würde die Pufferreaktion über $Fe(OH)_3$ unter Freisetzung von Fe^{3+} -Ionen laufen. Dies ist in 1.2 m Tiefe noch nicht der Fall, wie die geringen Fe-Konzentrationen zeigen, möglicherweise aber in den oberen Bodenhorizonten.

Die H^+ -Ionen Konsumtion bei der Verwitterung der Tonminerale läßt sich vereinfacht durch folgende Gleichung beschreiben:



Diese Reaktion verläuft über mehrere Zwischenstufen, die durch die Neubildung von Al-Verbindungen im Boden gekennzeichnet sind. Ein hypothetisches Reaktionsschema der Abpufferung von H^+ -Ionen durch Al-Verbindungen geben Ulrich et al. (1979a). Mit abnehmendem pH Wert gelangen zunehmend Al^{3+} -Ionen in die Bodenlösung, es findet eine Verdrängung von Ca^{2+} und Mg^{2+} an den Austauscherflächen durch Al^{3+} statt, was zu einer Freisetzung von Ca^{2+} und Mg^{2+} und damit verbundener Auswaschung führt (Austauscher-Pufferbereich). Bei weiter abnehmendem pH-Wert wird zunehmend Al^{3+} und Mn^{2+} ausgewaschen (Al-Pufferbereich). Dies zeigt sich in geringem Umfang in dem untersuchten Heideökosystem, bzw. bereits voll ausgeprägt im Boden des Kiefernbestandes.

Eine weitere Quelle für Na, K, Ca, Mg-Ionen im Boden, neben der Verdrängung von Austauscherflächen, ergibt sich aus der Verwitterung vorhandener Silikate (Ulrich et al., 1979a). Dies scheint für K und Na weniger der Fall zu sein, die Freisetzung dieser Elemente ist relativ gering und mit einem großen Fehler behaftet, so daß es sich hier um eine mehr oder weniger zufällige Unausgeglichenheit der Bilanz handeln könnte (vergl. 5.6.3.2.)

5.6.3.2. Elemente S, Cl, P, Fe, Mn, N_{ges}

Für diese Elemente zeigt sich ebenfalls eine Freisetzung im Mineralboden, der Output übersteigt den Input, doch muß hier zum einen der relativ große statistische Fehler berücksichtigt werden, zum anderen kann die Bilanz bei Betrachtung nur eines Meßjahres unausgeglichen sein, ohne daß systematische Wechselwirkungen im Boden angenommen werden müssen. Für S, Cl, N und P gibt es im Mineralboden vermutlich keine Vorratsänderungen. Dies gilt für Fe und Mn nur beschränkt, da in den oberen, stärker versauerten Bodenhorizonten mit Wechselwirkungen zwischen der Bodenmatrix und der Bodenlösung zu rechnen ist.

5.6.4. Input-Output-Analyse für die Waldbestände

Wie in Kap. 5.6.2.3. bereits betont, sind die Elementkonzentrationen im Sickerwasser nicht sehr aussagekräftig. Im folgenden soll daher auch für die Waldbestände der Elementtransport mit dem Sickerwasser größenordnungsmäßig berechnet werden. Dazu sind zunächst Annahmen bezüglich der Sickerwassermenge zu machen, unter Berücksichtigung der Ergebnisse auf der Heidefläche. Für die Waldbestände soll eine Gesamtverdunstung von 450 mm je Jahr angenommen werden. Bei einem jährlichen Niederschlag von 760 mm ergibt sich bei Vernachlässigung von Bodenvorratsänderungen eine Sickerwassermenge von 310 mm. Der Fehler sei mit ca. 15 % geschätzt und beträgt damit + 46 mm. Dieser Wert für die Sickerwassermenge würde zunächst nur für Sept. 78 - Sept. 79 gelten. Die Elementflüsse errechnen sich als Produkt aus der Sickerwassermenge und der Elementkonzentration. Die Ergebnisse sind in Tab. 23 wiedergegeben.

Die angegebenen Werte können und sollen nur eine Größenordnung des Elementaustrags mit dem Sickerwasser geben. Für eine genauere Aussage sind aufwendigere Messungen über den Verlauf des Sickerwasserflusses und der Elementkonzentrationen nötig. Daher sind in Tab. 23 keine Fehlergrenzen angegeben. Sie können aber mit + 15 - 20 % angenommen werden.

Tab. 23: Elementflüsse mit dem Sickerwasser unter Eiche und Kiefer
($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)

		H	Na	K	Ca	Mg	Fe	Mn	Al	S	P	Cl	N _{ges}
KIEFER	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$	0.27	25.3	9.4	20.5	10.1	0	5.5	9.6	54.2	0	38.7	3.0
	$\text{kmol} \text{I} \cdot \text{a}^{-1}$	0.27	1.1	0.24	1.02	0.82	0	0.21	1.07	3.38	0	1.1	0.42
EICHE	$\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$	0.07	22.2	1.61	16.3	13.8	0	0.65	0	32.2	0	28.4	2.3
	$\text{kmol} \text{I} \cdot \text{a}^{-1}$	0.07	0.96	0.04	0.81	1.1	0	0.02	0	2.01	0	0.81	0.33

Zur weiteren Interpretation der Elementflüsse mit dem Sickerwasser ist die Betrachtung des Elementinputs mit dem Regen (FN) erforderlich.

In Tab. 24 sind die Elementmengen im Freilandniederschlag, sowie die Differenzen zu dem berechneten Output (Tab. 3) dargestellt.

Wegen der sehr geringen Elementgehalte an Fe und P sowohl im Sickerwasser, wie auch im Niederschlag sind diese Elemente in Tab. 24 nicht mehr aufgeführt.

Tab. 24: Input-Output-Analyse für die Waldbestände
($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$)

		H	Na	K	Ca	Mg	Mn	Al	S	Cl	N _{ges}
1	FN	0.63	7.66	2.22	4.46	1.13	0.20	0.29	18.8	14.9	20.4
2	FN-Output Kiefer	0.36	-17.6	-7.18	-16.04	-8.97	-5.3	-9.3	-35.4	-23.6	17.4
3	FN-Output Eiche	0.56	-14.7	0.6	-11.8	-12.67	-0.45	0.29	-13.4	-13.5	18.1

Differenzen mit positivem Vorzeichen in den Zeilen 2 und 3 sind gleichbedeutend mit einer Senkenfunktion des Ökosystems, wobei bei H^+ der Boden, bei N und K der Bestand als Speicher in Frage kommt. Die relativ geringen Speicherungen von Al bei Eiche sollen nicht interpretiert werden.

Bei allen anderen Elementen zeigt sich eine vermeintliche Freisetzung im Ökosystem (Quellfunktion).

Geht man davon aus, daß der Bestand als Quelle nicht in Frage kommt, so verbleibt nur noch der Boden als Erklärung. Eine

Freisetzung insbesondere von Na, Cl und S in dieser Größenordnung aus dem Mineralboden bei Eiche und Kiefer ist jedoch unwahrscheinlich, so daß ein zusätzlicher Elementinput durch Interception von Aerosolen aus der Luft angenommen werden muß.

Für Na, Cl und S kann der Bestand als Senke größenordnungsmäßig ausgeschlossen werden (Diskriminierung dieser Elemente bei der Ionenaufnahme, bzw. geringe Elementgehalte in der organischen Masse) und vieles deutet darauf hin, daß eine Speicherung von Na und Cl in Böden allgemein nicht stattfindet (Ulrich et al. 1979a). Wie die Ergebnisse der Bodenbilanz für das Heide-Ökosystem gezeigt haben (Kap. 5.6.3.), kann die Speicherung von S in Sandböden ebenfalls vernachlässigt werden.

Geht man also davon aus, daß für Na, Cl und S in den betrachteten Ökosystemen keine Quellen und Senken vorhanden sind, ließe sich die Interception direkt aus Tab. 24 ablesen.

Die Interception beträgt für:

(kg.ha⁻¹.a⁻¹)

	Na	Cl	S
Eiche	14.7	13.5	13.4
Kiefer	17.6	23.8	34.4
Buche (Solling)	4.65	12.2	26.6
Fichte (Solling)	8.2	19.0	61.5

Als Vergleich seien Daten von Ulrich et al. (1979a) aus dem Solling für Buche und Fichte angeführt.

Die höheren Na- und Cl-Interceptionsraten von Eiche und Kiefer in der Lüneburger Heide gegenüber Buche und Fichte erklären sich aus der größeren Meeresnähe der Versuchsflächen und dem damit verbundenen verstärkten Auftreten von NaCl-Aerosolen in der Luft.

Auf die ganzjährige Benadelung der Kiefer lassen sich die im Vergleich zu Eiche höheren Interceptionsraten zurückführen. Wie Ulrich et al. (1979a) nachweisen, muß auch für die anderen Elemente mit einem zusätzlichen Input durch Interception gerechnet werden. Dadurch und durch mögliche Ionenaufnahme des Bestandes werden die hier gefundenen Elementmengen im Sickerwasser (Tab. 24) nicht mehr eindeutig als Bodenvorratsänderungen interpretierbar und sollen nicht weiter quantitativ diskutiert werden.

Festzuhalten bleibt jedoch, daß die hohen S-Interceptionsrate zusammen mit möglichen Ökosysteminternen H-Ionenquellen bei dem untersuchten Kiefernbestand zum Absinken der pH-Werte auf 4.07 in 1.3 m Bodentiefe und zur Freisetzung von erheblichen Al- und Mn-Mengen geführt hat (Al-Pufferbereich). Die im Sickerwasser auftretenden K-, Ca- und Mg-Mengen stammen z.T. aus der Verwitterung von Silikaten, z.T. muß, wie schon erwähnt, eine Interception dieser Elemente durch den Bestand angenommen werden.

Anders in dem durch S weniger belasteten Eichenbestand. Hier ist der Boden zumindest in 1.3 m Tiefe noch nicht im Bereich der Al-Pufferung, es findet noch keine Al- und Mn-Auswaschung statt. Die Pufferung vollzieht sich durch Kationenaustausch und Silikatverwitterung, wodurch die hohen Ca- und Mg-Flüsse erklärbar sind.

Zusammenfassend kann man sagen, daß bei den betrachteten Ökosystemen die durch S-Belastung und Ökosysteminterne Prozesse gespeiste Versauerung des Bodens durch die Freisetzung von Mg, Ca aus dem Boden unter Eiche, von Mg, Ca, Mn und Al bei Kiefer und Heide kompensiert wird. Dadurch gehen zum einen den Ökosystemen wichtige Nährelemente verloren (vor allem auf den silikatarmen Sandböden), zum anderen können die auftretenden Al-Konzentrationen einen toxischen Einfluß auf das Wurzelwachstum haben (Rorison, 1973; Grime und Hodgson, 1969). Die hier angegebenen pH-Werte und Al-Konzentrationen beziehen sich auf 1.3 m Bodentiefe und sagen nichts über die Verhältnisse im Oberboden aus. Hier dürften die pH Werte noch niedriger, bzw. die Al-Konzentrationen in der Bodenlösung noch höher sein und zu einer negativen Beeinflussung der Zuwachsleistung der Bestände führen.

6. Modellbildung

Im folgenden sollen die bisher einzeln diskutierten Elementvorräte und -Flüsse im Heide-Ökosystem einer integrierenden Betrachtung für jedes Element einzeln unterworfen werden. Dazu wird das in Kap. 1.1. vorgestellte Modell für den Elementhaushalt in einem Heideökosystem benutzt. Die Vorräte und Flüsse werden für jedes Element aufgezeigt und Besonderheiten diskutiert. Die Angaben der Vorräte erfolgen in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, die der Flüsse in $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$. Es gelten die Symbole aus Abb. 1.

6.1. Na-Modell

Das Modell für Na ist in Abb. 11 dargestellt.

Charakteristisch für Na sind die sehr geringen Vorräte in der organischen Masse. Diese sind ebenso wie der Elementtransport mit der Ionenaufnahme (F51) bzw. mit dem Streufall (F14) Größenordnungsmäßig vernachlässigbar. Dies zeigt deutlich ein Vergleich mit den Na-Flüssen in der gelösten Phase. Dementsprechend treten keine signifikanten Interaktionen mit den Kompartimenten "Bestand" und "Humus" auf. Die Differenz zwischen F13 und F35 in Höhe von $1.3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{a}^{-1}$ ist als Fehler bei der Messung der Kronentraufe auszulegen (Kap. 5.5.2.), eine Vorratsabnahme in dieser Höhe aus der Humusaufgabe ist nicht möglich.

Lediglich die Bilanz des Mineralbodens weist eine Vorratsabnahme auf, die aber möglicherweise auf den Einfluß des kurzen Meßzeitraums zurückzuführen ist (Kap. 5.6.3.1.), so daß man allgemein zu dem Schluß kommen kann: Das Ökosystem stellt für Na eine inerte Matrix dar.

6.2. K-Modell

Bei Betrachtung von Abb. 12 zeigt sich deutlich der starke Einfluß des Bestandes auf den K-Haushalt des Ökosystems. Der Elementtransport in der Kronentraufe übersteigt, bedingt durch die hohe Pflanzenauswaschung, den K-Transport in der Streu bei weitem und führt zu einem starken internen Umsatz dieses Elements.

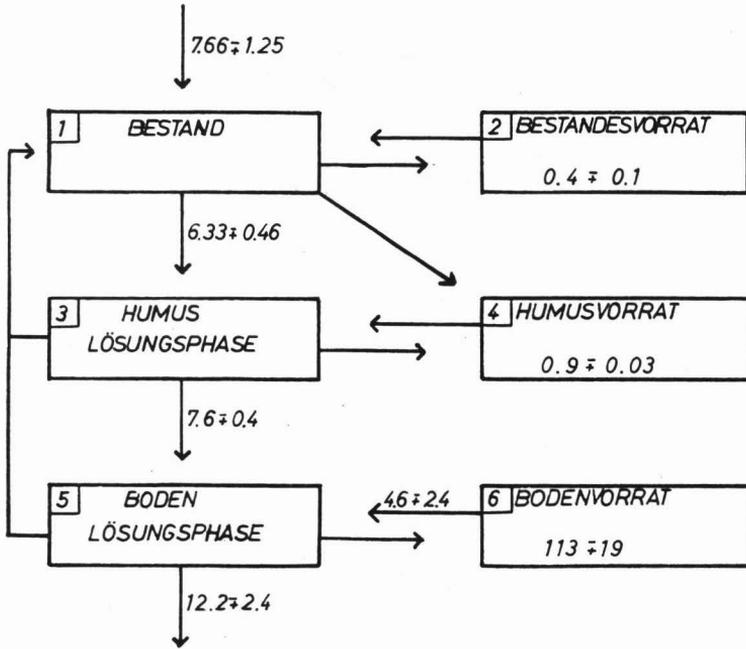
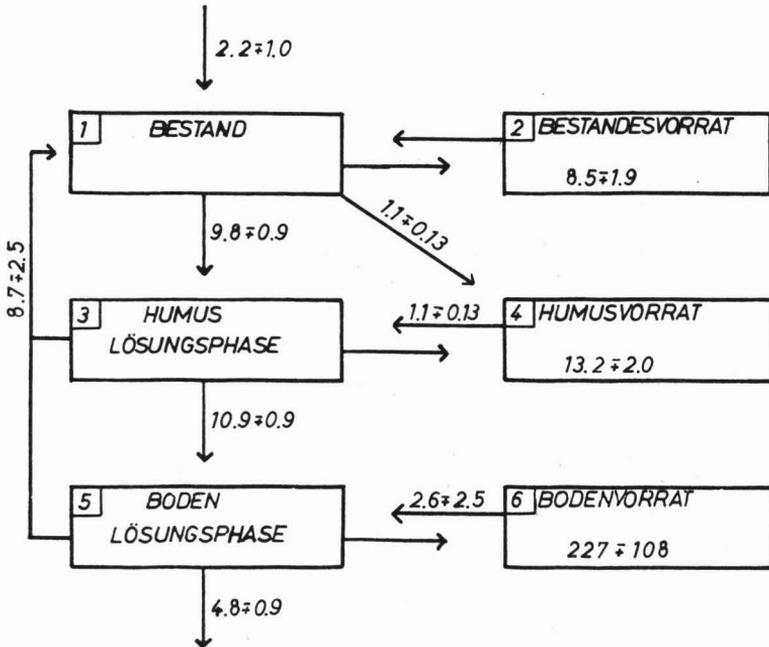


Abb. 12: K-Modell



Die für diesen internen Umsatz notwendige Ionenaufnahme liegt etwa in derselben Größenordnung wie der gesamte Vorrat im Kompartiment "Bestand".

Die Humusaufgabe wird in Bezug auf K als im Gleichgewicht befindlich angenommen, die bei den Messungen beobachtete K-Freisetzung aus der Humusschicht (Kap. 5.5.2) wird als durch die Versuchsanlage erzeugt angesehen.

Die Vorratsänderungen im Boden sind relativ gering und zudem mit einem großen Fehler behaftet, so daß auch hier, wie bei Na, eine zufällige Unausgeglichenheit der Bilanz für den Mineralboden nicht auszuschließen ist.

Zusammenfassend läßt sich festhalten, daß für K, im Gegensatz zu Na, große Wechselwirkungen mit dem Ökosystem, vor allem mit dem Pflanzenbestand bestehen, der interne Umsatz ist sehr groß.

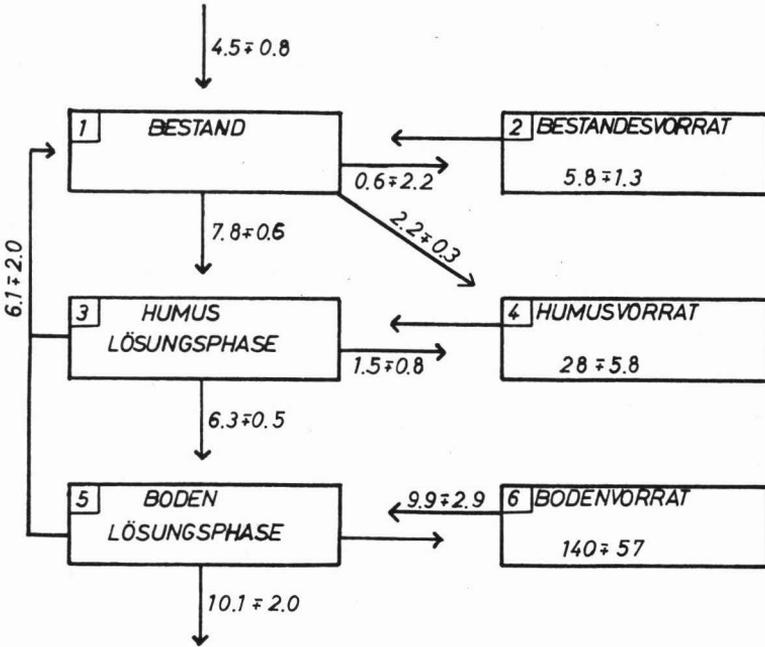
6.3. Ca-Modell

Das Modell für den Ca-Haushalt ist in Abb. 13 dargestellt. Für den Bestand ergibt sich eine rechnerische Speicherung von $0.62 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die allerdings auf zufällige Meßfehler zurückzuführen ist. Eine Speicherung im Bestand wurde in Kap. 5.2.1. als vernachlässigbar angenommen.

Wie bei K zeigt sich auch hier ein hoher interner Umsatz von Ca im Ökosystem, bedingt durch Pflanzenauswaschung. Der interne Umsatz liegt wiederum etwa in derselben Größenordnung wie der Vorrat im Kompartiment "Bestand". Für Ca müssen auch signifikante Interaktionen beim Passieren der Lösung durch die Humusschicht und den Mineralboden angenommen werden. Dabei wirkt die Humusschicht als Senke (Bildung von organischen Komplexen), der Mineralboden als Quelle (Austausch von Ca^{2+} gegen Al^{3+} , Kap. 5.6.3.). Die auftretenden Vorratsänderungen schließen durch ihre Größenordnung zufällige Einflüsse (wie bei K und Na) aus, für Ca bestehen somit Wechselwirkungen mit allen Kompartimenten.

Es ist anzunehmen, daß der Ca-Input mit dem Regen bereits wesentlich zur Ernährung der Pflanzen beiträgt, der Input in den Boden würde ohne Niederschlagsdeposition nur ca. $2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ betragen, die Ionenaufnahme von $6.15 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ müßte dann

Abb. 13: Ca-Modell

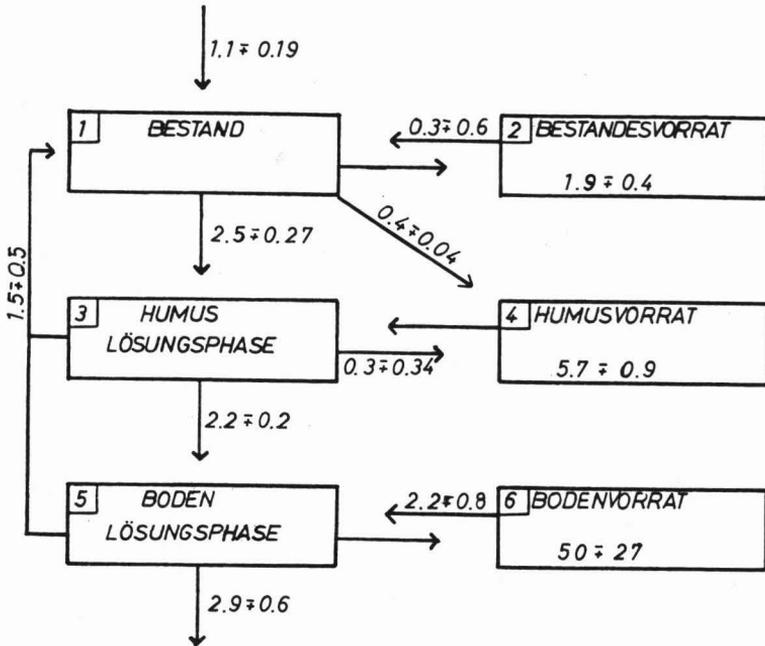


entweder eingeschränkt sein, oder die Freisetzung von Ca aus dem Boden erhöht werden.

6.4. Mg-Modell

Bei Mg ergibt sich zunächst eine Quellfunktion des Bestandes in Höhe von $0.24 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, die wiederum durch zufällige Meßfehler erklärt werden kann. Wie bei K und Ca liegt der interne Umsatz etwa in derselben Größenordnung wie der Vorrat im Kompartiment "Bestand". Es zeigt sich bei Mg ebenso wie bei Ca eine Quellfunktion des Mineralbodens, während der Auflagehumus eine Senke darstellt, so daß die oben genannten Ausführungen auch hier gelten. Wechselwirkungen zeigen sich mit allen 3 Kompartimenten des Modells. Die Höhe der durch Nieder-

Abb. 14: Mg-Modell

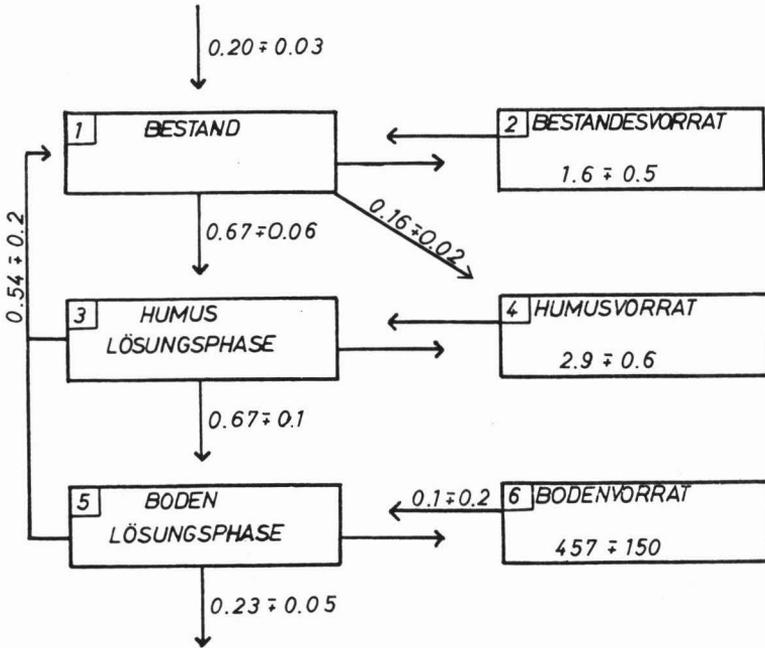


schlagsdeposition in das Ökosystem gelangende Mg-Menge ist im Vergleich zur Ionenaufnahme des Bestandes beträchtlich, vermutlich erfolgt die Pflanzenernährung auch für Mg weitgehend an der Luft.

6.5. Mn-Modell

Wie bei Mg ergibt sich auch bei Mn eine rechnerische Freisetzung aus dem Bestand, die als zufällig angenommen wird. Der interne Umsatz beträgt etwa 1/3 des Mn-Vorrats im Kompartiment "Bestand" und ist damit geringer als bei K, Ca und Mg. Der Auflagehumus wirkt als Senke für die mit der Streu transportierten Mn-Mengen, es zeigt sich jedoch kein Entzug aus der Lösungsphase wie bei Ca und Mg. Die Rückführung in den Mineralkreislauf durch Mineralisation

Abb.15: Mn-Modell

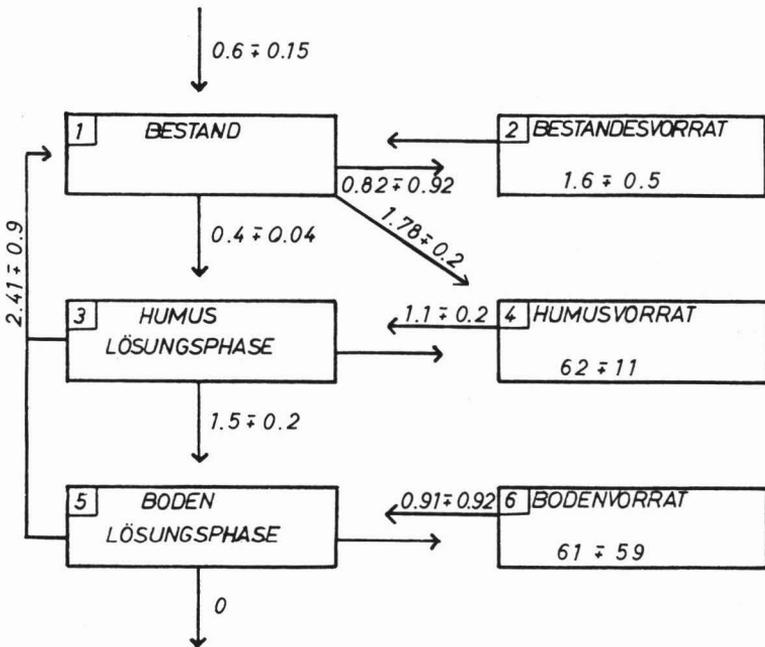


und Auswaschung im Auflagehumus unterbleibt bei Mn weitgehend. Die Vorratsänderungen im Mineralboden sind sehr gering und nicht signifikant von Null verschieden, es findet keine Freisetzung von Mn in größerem Umfang statt. Möglicherweise hat dieser Boden in früheren Versauerungsphasen seinen Vorrat an leichtlöslichen Mn-Oxiden verloren.

6.6. Fe-Modell

Für Fe zeigt sich eine Abnahme des Elementflusses in der Kronentraufe, der in Kap. 5.4.2.2. als zufällig interpretiert wurde. Eine Pflanzenauswaschung scheidet bei diesem Element aus. Signifikante Wechselwirkungen mit dem Mineralboden lassen sich nicht feststellen, wohl aber mit der Humusschicht. Hier findet eine Akkumulation von Fe statt. Die Rückführung in den

Abb. 16: Fe-Modell

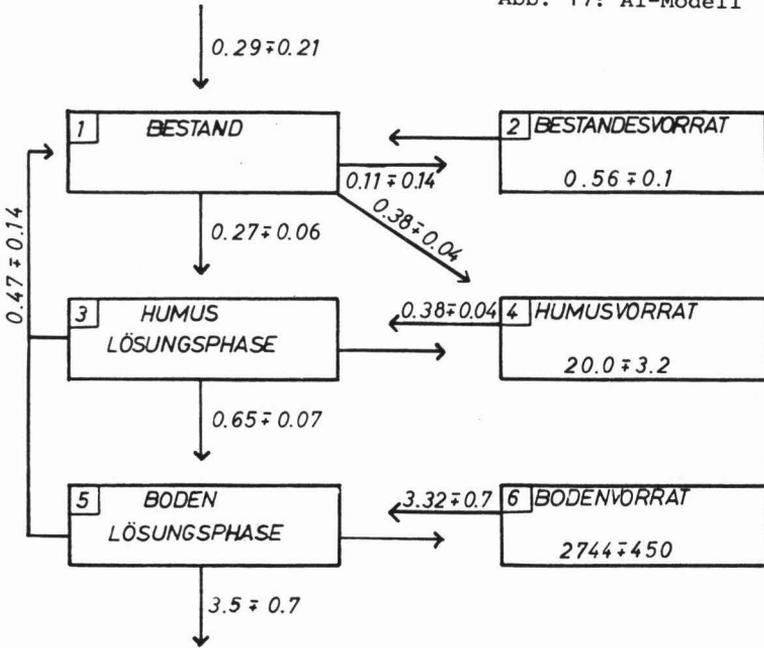


Elementkreislauf des in der Streu befindlichen Eisens ist zwar nicht vollständig unterbunden (wie bei Mn), doch ergibt sich eine "Nettoakkumulation" von $0.68 \pm 0.28 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$. Der interne Umsatz vollzieht sich bei diesem Element hauptsächlich über den Streufall. Dies unterscheidet Fe von den bisher betrachteten Elementen.

6.7. Al-Modell

Abb. 16 zeigt die Vorräte und Flüsse für Al. Die Wechselwirkungen mit dem Bestand sind als nicht signifikant anzusehen, bei der Bilanz für die Humusaufgabe wird wie bei K ein Gleichgewicht unterstellt, die gemessene Freisetzung von Al aus der Humusschicht wird als durch die Messung verursacht interpretiert.

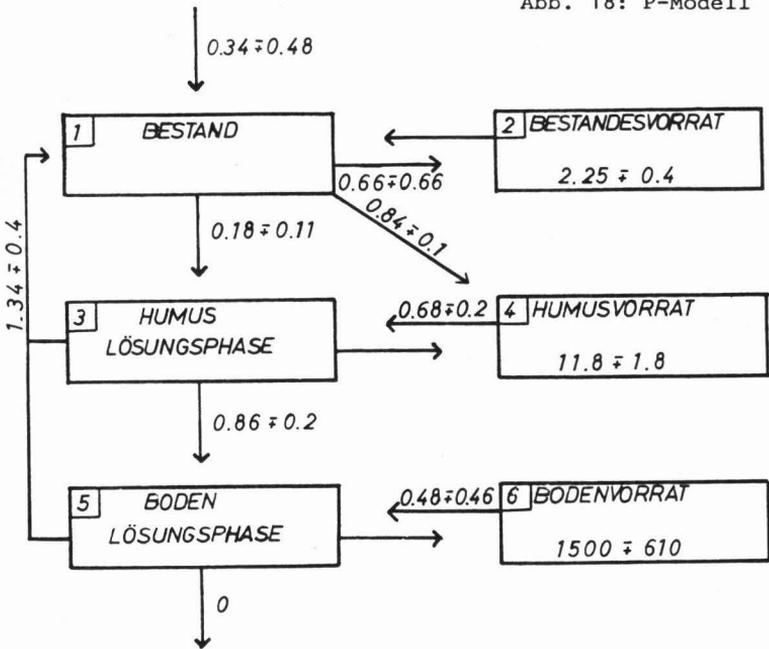
Abb. 17: Al-Modell



Der interne Umsatz im Ökosystem vollzieht sich wie bei Fe nur durch Streufall, eine Pflanzenauswaschung ist nicht festzustellen.

Die größten Interaktionen treten bei Al im Mineralboden auf. Wie in Kap. 5.6.3.1. ausgeführt, stellt die Reaktion von Al-Hydroxid mit H^+ den zentralen Vorgang bei der Abpufferung der durch saure Niederschläge bzw. ökosysteminterne Quellen erzeugten H^+ -Ionen dar. Dabei werden Al^{3+} -Ionen frei, die einerseits im Sickerwasser auftreten, andererseits für die Freisetzung von Ca^{2+} und Mg^{2+} verantwortlich sind. (durch Verdrängung von den Austauscheroberflächen).

6.8. P-Modell

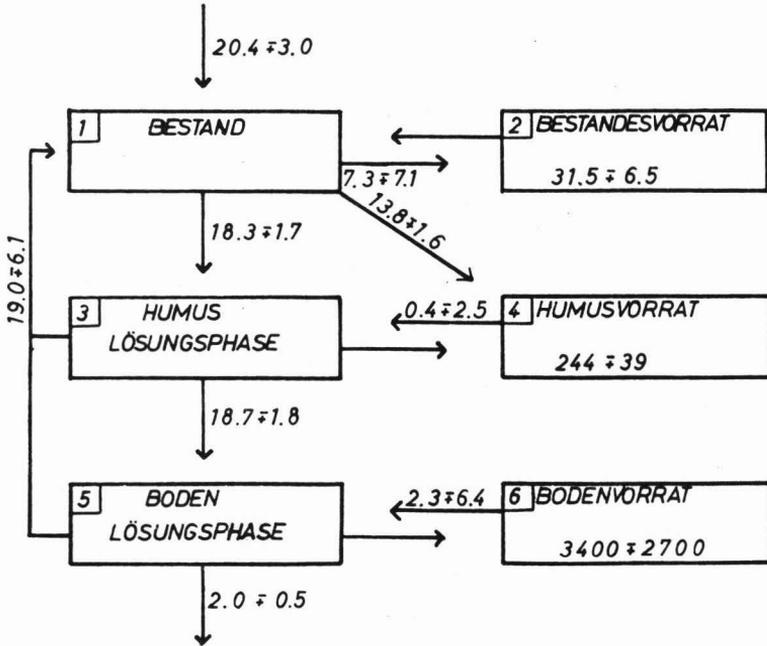


Auch für P zeigt sich keine signifikante Speicherung im Bestand, der Auflagehumus kann als im Gleichgewicht befindlich angesehen werden. Der interne Umsatz erfolgt nur durch Streufall, es findet keine Pflanzenauswaschung statt. Die Vorratsänderung im Boden ist minimal und mit einem großen Fehler behaftet, so daß für im Mineralboden vermutlich ein Gleichgewichtszustand vorliegt. Die gemessene Niederschlagsdeposition ist sehr gering, der Einfluß auf den P-Haushalt des Ökosystems ist vernachlässigbar.

6.9. N_{ges} -Modell

N als Makronährstoff hat für das Wachstum der Pflanzen, wie auch für die Stabilität des Ökosystems eine wichtige Bedeutung. Bei Betrachtung des N-Modells in Abb. 19 zeigt sich eine Speicherung von N in geringem Ausmaß im Bestand, eine wesentlich größere Akkumulation im Auflagehumus. Die Konsequenzen

Abb. 19: N_{ges} -Modell



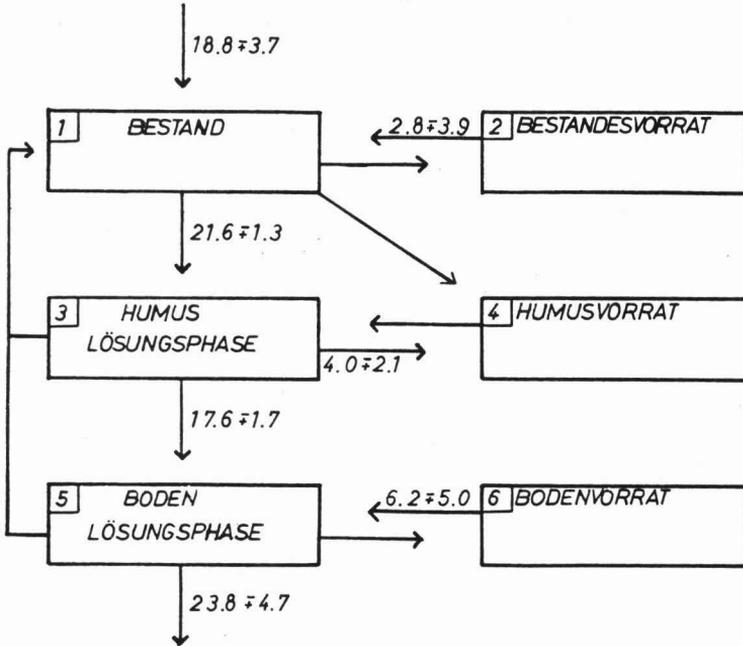
der Akkumulation von N im Auflagehumus für das Ökosystem bzw. die daraus resultierende Versauerung des Auflagehumus und des Mineralbodens sind bereits in Kap. 5.5.2.2. dargelegt worden. Abb. 19 zeigt deutlich die große Bedeutung der Niederschlagsdeposition für den N-Haushalt. Die Ionenaufnahme des Bestandes stimmt ungefähr mit der Input-Output-Differenz überein, so daß die N-Ernährung der Pflanzen praktisch aus der Luft erfolgt. Unter "natürlichen" Bedingungen, ohne die Deposition von Luftverunreinigungen, wäre ein Heideökosystem durch den Mangel an pflanzenaufnehmbaren Stickstoff gekennzeichnet und, wie die heutige Entwicklung der Heiden zeigt, auch stabiler. Als Grundlage eines Heideökosystems kann die Nährstoffarmut angesehen werden. Diese Grundlage wird durch die ständige Zufuhr von Nährelementen (insbesondere N, aber auch Ca und Mg) aus der

Atmosphäre unterhöhlt, es können auch andere Pflanzen in das Ökosystem eindringen, was ihnen ursprünglich wegen des N-Mangels nicht möglich war. In dem durch Depositionsprozesse erhöhten N-Angebot dürfte der Grund für die heute häufig zu beobachtenden Sukzessionen der Heideflächen liegen. Die hier angegebenen Depositionsrate von $20 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ gibt nur den Wert für die Niederschlagsdeposition wieder, mit einem weiteren N-Input durch Interception muß auf anderen Flächen gerechnet werden, so daß sich das Wachstumspotential der Standorte weiter erhöht. Eine besondere Beachtung muß dabei dem Elementinput von $\text{NO}_3\text{-N}$ zuteil werden. Vieles deutet darauf hin (Kap. 5.5.2.), daß *Calluna vulgaris* nicht in der Lage ist, $\text{NO}_3\text{-N}$ aufzunehmen (wegen fehlender Nitratreduktase), so daß der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Input nicht zum Wachstum der Heide beiträgt, wohl aber anderen Pflanzen zur Verfügung steht. In dieser Arbeit wurde zwar eine Umwandlung des $\text{NO}_3\text{-N}$ zu $\text{NH}_4\text{-N}$ im Auflagehumus beobachtet, dies schließt aber die Möglichkeit der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Aufnahme durch Pflanzen prinzipiell nicht aus. Der Zuwachs "Anderer Pflanzen" wurde hier vernachlässigt, weil er in der Bioelementbilanz eine untergeordnete Rolle spielt. Geht man aber davon aus, daß der $\text{NO}_3\text{-N}$ -Input von ca. $5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ Pflanzen mit einer ausreichenden Nitratreduktase-Aktivität zur Verfügung steht und unterstellt man einen mittleren N-Gehalt der produzierten organischen Substanz von ca. 10 mg/g , so ergibt dies ein Wachstumspotential von ca. $500 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$, an dem *Calluna vulgaris* nicht beteiligt wäre. Dieses Wachstumspotential kann sich ökologisch stark bemerkbar machen, wenn es sich um konkurrenzkräftige Arten handelt, die auf Dauer zu einer Unterdrückung des *Calluna*-Wachstums beitragen. Zur endgültigen Klärung dieser Frage wären weitere Versuche bezüglich der Form der N-Aufnahme für *Calluna vulgaris* notwendig.

Festzuhalten bleibt jedoch, daß die "Eutrophierung" der Heidestandorte durch Depositionsprozesse ein wichtiger Punkt zum Verständnis der Heideentwicklung darstellt. Überlegungen zur Heideerhaltung müssen sich also auf die Beeinflussung des N-Haushalts konzentrieren und die Herstellung des ursprünglichen N-Mangels zum Ziel haben, um konkurrenzkräftige Arten auszuschließen. Ob dies angesichts der heutigen Deposition von N, vor allem von $\text{NO}_3\text{-N}$, überhaupt möglich ist, muß bezweifelt werden.

6.10. S-Modell

Abb. 20: S-Modell



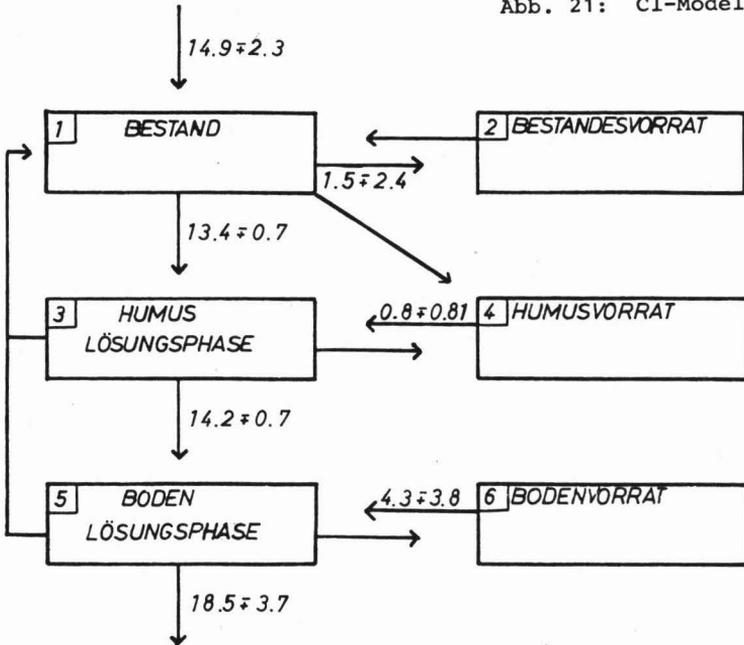
Für S liegen ebenso wie für Cl keine Analysendaten für die Vegetations- und Bodenproben vor, so daß keine Aussagen über die Höhe der Vorräte bzw. über die Flüsse F14 und F51 gemacht werden können. Betrachtet werden somit nur noch die Elementflüsse in wässriger Phase. Zunächst zeigt sich eine Senke für S im Auflagehumus, deren Ursache nicht endgültig geklärt werden konnte.

Eine Freisetzung von S aus sauren Böden wäre nur im Zuge einer pH-Wert-Änderung (Erhöhung bzw. starker Erniedrigung mit SO_4 -Freisetzung aus AlOHSO_4) zu erwarten, so daß die hier beobachtete Unausgeglichenheit der Bilanz für den Mineralboden durch den Einfluß der kurzen Meßperiode hervorgerufen ist. Eine Aufspeicherung von S im Mineralboden in Form von AlOHSO_4 , die von Ulrich et al. (1979a) beobachtet wurde, konnte hier nicht nachgewiesen werden.

Die rechnerische Freisetzung von $2.8 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{a}^{-1}$ aus dem Bestand ist nicht signifikant, entsteht aber vermutlich durch Absorptionsprozesse an den feuchten Vegetationsoberflächen (vergl. Kap. 5.4.2.3.).

6.11. Cl-Modell

Abb. 21: Cl-Modell



Bei Cl zeigt sich eine Abnahme des Elementflusses bei der Kronenpassage, die wie bei Na auf einen zufälligen Meßfehler zurückgeführt werden kann (vergl. 6.1.).

Signifikante Interaktionen ergeben sich nur für die Bilanz des Mineralbodens, wobei wiederum der Einfluß des kurzen Meßzeitraums eine Rolle spielt.

Aussagen über den internen Umsatz im Ökosystem lassen sich nicht machen, bei der gegebenen Größenordnung für die Elementflüsse in wässriger Phase dürfte dieser vernachlässigbar sein. Insgesamt kann man davon ausgehen, daß das Ökosystem für Cl eine inerte Matrix darstellt.

7. Zusammenfassende Betrachtungen der Elementflüsse

Aus den vorliegenden Ergebnissen geht die Bedeutung einer vollständigen und dynamischen Betrachtung des Elementhaushalts für das Verständnis eines Ökosystems klar hervor. Dies gilt besonders für die in bisherigen Untersuchungen über Heide-Ökosysteme wenig betrachteten Elementflüsse in wässriger Phase. So zeigen die Daten für die Niederschlagsdeposition deutlich den großen Einfluß dieses Elementflusses auf ein Ökosystem, dessen Grundlage der Mangel an mobilisierbaren Nährstoffen ist. Die Depositionen von Nährelementen in der aufgezeigten Höhe muß sich zwangsläufig auf die Stabilität des Ökosystems "Heide" auswirken, die Folgen zeigen sich in den Schwierigkeiten, Heideflächen in ihrem ursprünglichen Zustand zu bewahren.

An erster Stelle ist dabei der Stickstoff zu nennen, vor allem der N-Input in Form von $\text{NO}_3\text{-N}$, weiterhin die Elemente Ca und Mg. Für diese Elemente beträgt die jährliche Depositionsrate mehr als 60 % des Vorrats in der organischen Masse von *Calluna vulgaris*. Überlegungen zur Erhaltung der Heideflächen sind unter dem Aspekt der "Eutrophierung" zu sehen, wobei der Erfolg von Maßnahmen zum Nährstoffexport aus dem Ökosystem zu dessen Stabilisierung unter den gegebenen Depositionsbedingungen zweifelhaft erscheint.

Zur Beurteilung des internen Elementumsatzes im Ökosystem ist die Betrachtung des Elementtransports mit der sogenannten "Kronentraufe" von großer Bedeutung. Hier zeigt sich, daß der Transport mit dem Streufall für die einer Pflanzenauswaschung unterliegenden Elemente K, Ca, Mg und Mn von untergeordneter Bedeutung ist. Für die Elemente Al, Fe, P und N gilt diese Aussage nicht, der interne Umsatz vollzieht sich über den Elementtransport im Streufall, eine Pflanzenauswaschung wurde nicht festgestellt. Durch die hohe Niederschlagsdeposition liegt der Elementtransport von N in der Kronentraufe allerdings immer noch über dem im Streufall.

Versuche zur Bilanzierung der Humusschicht, die den Streufall als einzigen Elementinput ansehen (z.B. Versuche mit Nylonnetzen) und dabei die Elementmengen in der Kronentraufe, die

entweder aus der Atmosphäre oder aus dem pflanzlichen Gewebe kommen, vernachlässigen, müssen daher als mit großen Fehlern behaftet angesehen werden. Der Elementtransport in der Kronentraufe kann sich, wie schon erwähnt, durch die Interception von Aerosolen noch weiter erhöhen. Die Messung der an die Wasserflüsse gekoppelten Elementflüsse ist also zur Bilanzierung der Humusschicht unerlässlich.

Der Humusaufgabe kommt im Nährstoffhaushalt des betrachteten Ökosystems eine zentrale Bedeutung zu. Darauf wurde bereits bei der Diskussion der Elementvorräte (Kap. 3.2.3.) hingewiesen.

In der Humusaufgabe findet eine Akkumulation einer Reihe von Elementen statt (Ca, Mg, Mn, Fe, S, N). Für Ca, Mg und S erfolgt ein Entzug teilweise aus der dem Auflagehumus perkolierenden Lösung, für Mn und N zeigt sich eine deutliche Hemmung der Mineralisation. Die schwerwiegenden Konsequenzen der Akkumulation von N im Auflagehumus auf die ökosysteminterne H^+ -Ionenproduktion bzw. ökosysteminterne Versauerung des Mineralbodens mit der Ausbildung von Podsol-Profilen ist in den Kapiteln 5.5.2.2. und 5.6.2.3. dargelegt worden.

Die Auswirkungen der Deposition von Luftverunreinigungen und des damit gekoppelten Versauerungsdruckes sowie die Auswirkungen der ökosysteminternen H^+ -Ionenproduktion zeigen sich im Mineralboden. Dort findet der eigentliche Prozeß der Pufferung in der Freisetzung von Al^{3+} aus Aluminiumhydroxiden statt. Ein Teil der so entstandenen Al^{3+} -Ionen findet sich im Sickerwasser wieder, ein anderer Teil führt zur Freisetzung von Mg^{2+} und Ca^{2+} . Die Äquivalentmengen der freiwerdenden Kationen entsprechen etwa den im Boden gespeicherten (abgepufferten) H^+ -Ionen aus den sauren Niederschlägen bzw. aus ökosysteminternen Quellen.

8. Zusammenfassung

Die durchgeführten Untersuchungen sollten den Elementhaushalt eines in der Reifephase befindlichen Heide-Ökosystems (*Calluna vulgaris*) in Nordwestdeutschland beschreiben. Dazu werden die Elementvorräte und Elementflüsse im Ökosystem gemessen. Folgende Elemente werden betrachtet: H, Na, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Al, P, $\text{SO}_4\text{-S}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, N_{org} , Cl.

Die Erfassung der Vorräte (Inventur) erfolgte in 5 Kompartimenten.

1. "Calluna" (oberirdisch)
2. "Andere Pflanzen"
3. "Humusauflage"
4. "Wurzeln" (im Mineralboden)
5. "Mineralboden"

Die Ergebnisse der Inventur zeigen:

- Die Elementvorräte in der organischen Masse des Ökosystems sind als gering anzusehen.
- Der größte Teil der Elementvorräte in der organischen Masse befindet sich im Auflagehumus

Eine Akkumulation von organischer Masse und insbesondere N im Auflagehumus bringt auf sauren Böden durch die räumliche Trennung der protonenkonsumierenden (Mineralisation) und protonenerzeugenden ($\text{NH}_4\text{-Aufnahme}$ der Pflanzen) Prozesse eine ökosysteminterne Versauerung des Mineralbodens mit sich. Diese Prozesse stellen zusammen mit den im Zuge der Heidebewirtschaftung ausgelösten Versauerungsschüben durch Humusabbau die tiefere Ursache für die Ausbildung von Podsolprofilen auf armen degradierten Sandböden dar.

Zur Darstellung der Elementflüsse wird ein einfaches Kompartimentmodell verwendet, in das nur die Vorräte bzw. Vorratsänderungen der Kompartimente "Calluna", "Humusauflage" und "Mineralboden" eingehen. Vorratsänderungen in den Kompartimenten "Andere Pflanzen" und "Wurzeln" werden zunächst vernachlässigt.

Folgende Elementflüsse wurden gemessen:

1. Niederschlagsdeposition (Regenmesser)
2. Kronentraufe (Auffangrinnen)
3. Mineralisation (Trichterlysimeter)

4. Output mit dem Sickerwasser
 - Menge (Tensiometer + Simulation)
 - Konzentration (Keramische Kerzen und Platten)
5. Streufall (Streifänge)
6. Bruttozuwachs des Bestandes (Abernten von Grünteilen)

Ergebnisse der Flüßemessungen:

- Die Bedeutung der Niederschlagsdeposition für die Stabilität eines Heide-Ökosystems ist als besonders groß anzusehen. Dabei sind die Elemente $\text{NO}_3\text{-N}$, N_{ges} , Ca und Mg hervorzuheben. Überlegungen zur Heideerhaltung müssen sich auf diesen Punkt konzentrieren. Der Erfolg von Nährstoffexporten auf die Stabilität des Ökosystems muß bezweifelt werden.
- Eine Interception von Elementen aus der Atmosphäre durch den Bestand wurde nicht festgestellt. Dies kann durch die Lage der Fläche erklärt werden.
- Pflanzenauswaschung wurde für die Elemente K, Ca, Mg, Mn gefunden. Der interne Umsatz ist im Ökosystem generell sehr hoch und vollzieht sich bei den letztgenannten Elementen hauptsächlich durch Pflanzenauswaschung. Keine Pflanzenauswaschung konnte für N, P, Al, Fe, S, Na, Cl nachgewiesen werden.
- Der Auflagehumus spielt entsprechend den hohen Elementvorräten eine wichtige Rolle im Elementhaushalt des Ökosystems. Er wirkt als Senke für N, Ca, Mg, Fe, Mn und S.
- Der Nettozuwachs des Bestandes ist nicht signifikant von 0 verschieden, es findet keine Netto-Speicherung von Elementen im größeren Umfang statt.
- Die Bilanz für den Mineralboden zeigt Senken für H und Quellen vor allem für Al, Ca und Mg, in geringerem Ausmaß für K und Na. Die Äquivalentmengen der freigesetzten Kationen entsprechen etwa den aus sauren Niederschlägen und ökosysteminternen Prozessen entstehenden und im Mineralboden abgepufferten (gespeicherten) H-Ionenäquivalenten.

Literatur

- Aaron, J.R., 1964: Studies on the mineral nutrient status of heather. For Record 53. 1-24
- Allen, S.E., 1964: Chemical Aspekts of heather burning. J. appl. Ecol. 347-367
- Allen, S.E., Carlisle, A., White, E.J., Evans, L.C., 1968: The plant nutrient content of rain water. J. Ecol. 56. 467-504
- Allen, S.E., Evans, C.C., Grimshaw, H.M., 1969: The distribution of mineral nutrients in soil after heather burning. Oikos 20. 16-25
- Attiwill, P.M., 1966: The chemical composition of rain water in relation to cycling nutrients in mature eucalyptus forest. Plant and Soil, 24. 390-406
- Bannister, P., 1970: The annual course of drought and heat resistance in heath plants from an oceanic environment Flora 159. 105-123
- Bannister, P., 1971: The water relations of heath plants from open and shaded habitats. J. Ecol. 59. 51-64
- Bannister, P., 1978: Flowering and shoot extension in heath plants of different geographical origin. J. Ecol. 66. 117-131
- Barcley-Estrup, P., 1970: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. II.Changes in biomass and shoot produktion during the Calluna cycle. J. Ecol. 58. 243-249
- Barcley-Estrup, P., 1971: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. III. Microclimate in relation to the Calluna cycle. J. Ecol. 59. 143-166
- Barcley-Estrup, P., Gimingham, C.H., 1969: The description and interpretation of cyclical processes in a heath community. I. Vegetational change in relation to the Calluna cycle. J. Ecol. 57. 737-758
- Baum, U., 1975: Stickstoff-Mineralisation und Stickstoff-Fraktionen von Humusformen unterschiedlicher Wald-Ökosysteme. Göttinger Bodenkdl. Ber. 38. 1-96

- Bellamy, D.J., Holland, P.J., 1966: Determination of the net annual aerial production of *Calluna vulgaris* in northern England. *Oikos* 17. 272-275
- Benecke, P., 1979: Der Wasserumsatz eines Buchen- und eines Fichtenwaldökosystems im Hochsolling (Methoden und Ergebnisse). Habilitationsarbeit Univ. Göttingen
- Beyer, H., 1969: Versuche zur Erhaltung von Heideflächen durch Heidschnucken im Naturschutzgebiet "Heiliges Moor". *Natur und Heimat* 28. 145-148
- Bohn, H.C., 1972: Soil Adsorption of Air pollutants. *J. Environ. Quality* Vol 1 No. 4. 372-377
- Braun, R.L., Wilson, M.J.G., 1970: The removal of atmospheric sulphur by building stones. *Atmospheric Environment* 4. 371-378
- Braun-Blanquet, J., 1964: *Pflanzensoziologie*, Springer Verlag 865 S.
- Buchwald, K., 1940: Die nordwestdeutschen Heiden, ihre Erforschungsgeschichte, Pflanzengesellschaften und deren Lebensbedingungen. Inaug. Diss. Heidelberg
- Carlisle, A., Brown, H.H.F., White, E.J., 1967: The nutrient content of tree stemflow and ground flora litter and leachates in a sessile oak (*Quercus petraea*) woodland. *J. Ecol.* 55. 615-627
- Chapman, S.B., 1967: Nutrient budget for a dry heath ecosystem in the south of England. *J. Ecol.* 55. 677-689
- Chapman, S.B., 1970: The nutrient content of the soil and root system of a dry heath ecosystem. *J. Ecol.* 58. 445-452
- Chapman, S.B., Hibble, J., Rafarel, C.R., 1975a: Net aerial production by *Calluna vulgaris* on a lowland heath in Britain. *J. Ecol.* 63. 233-250
- Chapman, S.B., Hibble, J., Rafarel, C.R., 1975b: Litter accumulation under *Calluna vulgaris* on a lowland heathland in Britain. *J. Ecol.* 63. 259-271
- Chapman, S.B., Webb, N.R., 1978: The productivity of *Calluna* heathland in southern England. In: O.W. Heal and D.F. Perkins (Editors), *Production Ecology of Some British Moors and Montane Grasslands*. Springer Verlag Berlin 247-262

- Clarkson, D.T., 1969: Metabolic aspects of aluminium toxicity and some possible mechanisms for resistance.
In: Ecological Aspects of the Mineral Nutrition of Plants, Hrsg. I.H. Rorison. 381-397, Blackwell, Oxford
- Cole, D.W. 1958: Alundum tension lysimeters. Soil Sci. 85. 293-296
- Coppins, B.J., Shimwell, D.W., 1971: Cryptogam complement and biomass in dry calluna heath of different age. Oikos 22. 204-209
- Cormack, E., Gimingham, C.H., 1964: Litter production by *Calluna vulgaris* (L.) Hull. J. Ecol. 52. 285-297
- Crisp, D.T., 1966: Input and output of minerals from an area of Pennine moorland: The importance of precipitation, drainage, peat erosion and animals. J.appl. Ecol. 3, 327-348
- Eaton, J.S., Likens, G.E., Borman, F.H., 1973: Throughfall and stemflow in a northern hardwood forest. J. Ecol. 61. 495-508
- Eichelsdorfer, D., Rosupuco, A., 1957: Methoden der Eisenbestimmung in Trink- und Betriebswasser. Jahrbuch "Vom Wasser" 24. 82-96
- Eder, W., 1980: Quantifizierung von Standortfaktoren als Grundlage für eine leistungsbezogene Standortkartierung insbesondere auf Buntsandsteinstandorten der Pfalz. Diss. Univ. Göttingen
- Ellenberg, H., 1978: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. Ulmer, Stuttgart
- Erikson, E., 1952: Composition of atmospheric precipitation. II. Sulfur, chloride, iodine compounds. Tellus 4. 28-30
- Evans, C.C., Allen, S.E., 1971: Nutrient losses in smoke produced during heather burning. Oikos 22. 149-154
- Fassbender, H.W., 1973: Simultane P-Bestimmung im N-Kjeldahl Aufschluß von Bodenproben. Die Phosphorsäure 30. 44-53
- Fassbender, H.W., 1977: Modellversuch mit jungen Fichten zur Erfassung des internen Nährstoffumsatzes. Oecol. Plant. 12. 263-272
- Fassbender, H.W., Matzner, E., 1977: Zur Bildung von basischen Aluminiumsulfaten im Boden. Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Gesellschaft. 25. 175-182

- Forrest, G.I., 1971: Structure and production of north Pennine blanket bog vegetation. *J. Ecol.* 59. 453-479
- Forrest, G.I., Smith, R.A.H., 1975: The productivity of a range of blanket bog vegetation types in the northern Pennines. *J. Ecol.* 63: 173-202
- German, P., 1974: Wasserhaushalt und Elektrolyttransport in einem Wald- und Wiesenboden. *Mitt. des Arb.-Kreises Wald und Wasser.* Essen
- Gimingham, C.H., 1960: Biological flora of the British Isles: *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *J. Ecol.* 48. 455-483
- Gimingham, C.H., 1961: North European heath communities: a "network of variation". *J. Ecol.* 49. 665-694
- Gimingham, C.H., 1964: Dwarf-shrub-heaths. In: J.H. Burnett (Editor), *The Vegetation of Scotland.* Oliver and Boyd, Edinburgh. 232-287
- Gimingham, C.H., 1969: The interpretation of variation in north European dwarf shrub communities. *Vegetatio* 17. 89-108
- Gimingham, C.H., 1972: *Ecology of Heathlands.* Chapman and Hall, London, 266 S.
- Gimingham, C.H., 1975: *An Introduction to Heathland Ecology.* Oliver and Boyd, Edinburgh, 124 S.
- Gimingham, C.H., Miller, G.R., 1968: Measurement of the primary production of dwarf shrub heaths. In: *Methods for the measurement of primary production of grassland.* I.B.P. Handbook No. 6 (Ed. Milner, C. and Hughes, R.E.) 43-51. Oxford and Edinburgh
- Gimingham, C.H., Chapman, S.B., Webb, N.R., 1979: European Heathlands. In: *Ecosystems of the world 9 A* (Ed. Specht, R.L.) Amsterdam, Oxford, New York
- Gore, A.J.P., 1968: The supply of six elements by rain to an upland peat area. *J. Ecol.* 56. 483-496
- Gore, A.J.P., Olson, J.S., 1967: Preliminary models for accumulation of organic matter in an *Eriophorum/Calluna* ecosystem. *Aquilo Ser. Bot.* 6. 297-313
- Gorham, E., 1958: The influence and importance of daily weather conditions in the supply of chloride, sulphate and other ions to fresh water from atmospheric precipitation. *Phil. Trans. R.Soc.B.* 241. 147-178

- Grace, J., Woolhouse, H.W., 1976: A physiological and mathematical study of growth and productivity of a Calluna-Sphagnum community. *J.appl.Ecol.*11. 368-381
- Grant, S.A., Hunter, R.F., 1966: The effects of frequency and season of clipping on the morphology, productivity and chemical composition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *New Phytol.* 65. 125-133
- Grant, S.A., Hunter, R.F., 1968: Interactions of grazing and burning on heather moors and their implications in heather management. *J. Brit. Grassl. Soc.* 23. 285-293
- Grether, C., 1965: Die Bestimmung von Sulfat mit potentiometrischer Titration. *Application Bulletin Nr. A 38d*, Methrom Herisau, Schweiz
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., 1969: An investigation of the ecological significance of lime chlorosis by means of large-scale comparative experiments. In: *Ecological Aspects of the Mineral Nutrition of Plants*, Hrsg. I.H. Rorison, 67-69, Blackwell, Oxford
- Grubb, P.J., Green, H.E., Merrifield, R.C.J., 1969: The ecology of chalk heath: its relevance to the calcicole-calcifuge and soil acidification problems. *J.Ecol.*57. 175-212
- Grubb, P.J., Suter, M.B., 1971: The mechanism of acidification of soil by *Calluna* and *Ulex* and the significance for conservation. In: *Scientific measurement of plant and animal communities*. *Brit.Ecol.Soc.Symp.* Nr.11. 115-132
- Guderian, R., 1977: Air pollution. Phytotoxicity of acidic gases and its significance in air pollution control. *Ecological Studies* 22, 127 S., Springer Verlag, Berlin
- Hansen, K., 1969: Edaphic conditions of Danish heath vegetation and the response to burning-off. *Bot.Tidssk.*64. 121-140
- Harrison, L.M., 1970: The phytosociology of certain English heathland communities. *J.Ecol.*58. 573-589
- Heal, O.W. and Perkins, D.F., 1976: I.B.P. studies on montane grassland and moorlands. *Philos.Trans.R.Soc., B*, 274. 295-314

- Hetsch, W., Beese, F., Ulrich, B., 1979: Die Beeinflussung der Bodenlösung durch Unterdruckklysimeterkerzen aus Ni-Sintermetall und Keramik - ein Labortest. Z.Pflanzenernähr.Bodenkd.127. 49-56
- Holz, F., 1971: Die automatische Bestimmung des Stickstoffs als Indophenolgrün in Boden und Pflanzen. Landw.Forsch.26, Sonderheft 1, 177-191
- Holz, F., Kremers, H., 1973: Automatische photometrische Simultanbestimmung von Sulfat und Nitrat im Trink- und Dränwasser. Landw.Forsch.28, Sonderheft 1, 189-201
- Hussein, M.H., 1973: Field and experimental studies on the water relations of calluna vulgaris with special reference to the effect of wind. Ph.D.Thesis, Univers.Aberdeen
- Johnson, N.M., Likens, G.E., Bormann, F.H., and Pierce, R.S., 1968: Rate of chemical weathering of silicate minerals in New Hampshire. Geochimica et Cosmochimica Acta 32. 531-545
- Jones, L.H., 1961: Aluminium uptake and toxicity in plants. Plant and soil 13. 297-310
- Johnsson, B., 1976: Soil Acidification by atmospheric pollution and forest growth. Proc. 1st Int. Symposium on Acid Precipitation and the Forest Ecosystem, USDA Forest Service Gen.Tech.Rep. NE-23. 837-842
- Kanngießer, F., 1906: Über Alter und Dickenwachstum von Calluna vulgaris. Naturwiss.Z.Forst- und Landwirtschaft 1
- Keller, Th., Schwager, H., Yee-Meiler, D., 1976: Der Nachweis winterlicher SO₂ Immissionen an jungen Fichten. Eur.J.For.Path.6. 244-249
- Kenworthy, I.B., 1963: Temperatures in heather burning. Nature 200. 1226 S.
- Köppen, W., 1923: Die Klimate der Erde. Bornträger, Berlin, 369 S.
- Krausch, H.D., 1969: Über die Bezeichnung "Heide" und ihre Verwendung in der Vegetationskunde. Mitt.Florist.-Soziol. Arbeitsgem.14. 435-457
- Kremser, W. und Otto, H.J., 1973: Grundlagen für die langfristige, regionale waldbauliche Planung in den niedersächsischen Landesforsten. Aus dem Walde 20

- Kühn, H., Weller, H., 1977: 6-jährige Untersuchungen über Schwefelzufuhr durch Niederschläge und Schwefelverluste durch Auswaschung (in Lysimetern). Z.Pflanzenernaehr. Bodenk.140. 431-440
- Lache, D.W., 1976: Umweltbedingungen von Binnendünen und Heidegesellschaften im Nordwesten Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 11. 96 S.
- Likens, G.E., Bormann, R.S., Pierce, R.S., Eaton, J.S. and Johnson, N.M., 1977: Biogeochemistry of a forest ecosystem. Springer Verlag 146 S.
- Lötschert, W., 1962: Entstehung und Erhaltung der nordwestdeutschen Heide. Natur u. Museum 92. 286-293
- Lötschert, W., 1970: Heidelandschaft. Naturschutz- und Naturparke 58. 14-17
- Madwick, H.A.J., Ovington, J.D., 1959: The chemical composition of precipitation in adjacent forest and open plots. Forestry 32. 1-22
- Marrs, R.H., Proctor, J., 1978: Chemical and ecological studies of heathland plants and soils of the Lizard Cornwall. J.Ecol.66. 417-432
- Marrs, R.H., 1978: Seasonal changes and multivariate studies of the mineral element status of several members of the ericaceae. J.Ecol.66. 533-545
- Mayer, R., 1971: Bioelement-Transport im Niederschlagswasser und in der Bodenlösung eines Wald-Ökosystems. Göttinger Bodenkundl.Ber.19, 1-119
- Mayer, R., 1972a: Bioelementflüsse im Wurzelraum saurer Waldböden. Messungen und Ergebnisse. Mitt.Dtsch.Bodenkd. Ges.16. 136-145
- Mayer, R., 1972b: Untersuchungen über die Freisetzung der Bioelemente aus der organischen Substanz der Humusaufgabe in einem Buchenbestand. Z. Pflanzenernähr.u.Bodenkd.131. 261-273
- Mayer, R., Ulrich, B., 1974: Conclusions on the filtering action of forests from ecosystem analysis. Oecol.Plant.9. 157-168

- Mecklenburg, R.A., Tuckey jr., H.B., Morgan, J.V., 1966:
A mechanism for the leaching of calcium from foliage.
Plant.Physiol.41. 610-613
- Miller, G.R., 1964: The management of heather moors.
In: Symposium on Land use in the Scottish Highlands.
Adv.Sci.21. 163-169
- Miller, G.R., Miles, J., 1970: Regeneration of heather (*Calluna vulgaris*) at different ages and seasons in north east Scotland. J.appl.Ecol.7. 51-60
- Miller, G.R., Watson, A., 1978: Heather productivity and its relevance to the regulation of red grouse populations.
In: O.W. Heal and D.F. Perkins (Editors). Production Ecology of Some British Moors and Montane Grasslands. Springer Verlag, Berlin 277-285
- Mina, V.N., 1965: Leaching of certain substances by precipitation from woody plants and its importance in the biological cycle. Soviet Soil Science 6. 609-617
- Moore, N.W., 1962: The heaths of Dorset and their conservation. J. Ecol. 50. 369-391
- Muhle, O., 1974: Zur Ökologie und Erhaltung von Heidegesellschaften. Allg.Forst- u.Jagdztg.145. 232-239
- Muhle, O., Röhrig, E., 1979: Untersuchungen über die Wirkungen von Brand, Mahd und Beweidung auf die Entwicklung von Heide-Gesellschaften. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Univ.Göttingen und der Nieders.Forstl.Vers.-anstalt. Band 61. 72 S.
- Nair, V.D., 1978: Aluminium spezies in soil solution. Göttinger Bodenkundl.Ber.52. 1-122
- Nair, V.D., Prenzel, J., 1978: Calculations of equilibrium concentrations of mono- and polynuclear hydroxyaluminium species at different pH and total aluminium concentrations. Z.Pflanzenernähr.Bodenkd.141. 741-751
- Nye, P.H., 1961: Organic matter and nutrient cycles under moist tropical forest. Plant and soil 13, 333-346
- OECD, 1977: The OECD programme on longe range transport of air pollutants. OECD Paris
- Pavlow, M., 1972: Bioelementinventur von Buchen- und Fichtenbeständen im Solling. Göttinger Bodenkundl.Ber.25. 174 S.

- Perkin-Elmer, 1968: Analytische Methoden der Atom-Absorptions-Spektometrie, lose Blattsammlung
- Van der Ploeg, R.R., Benecke, P., 1974: Simulation of one-dimensional moisture transfer in unsaturated, layered, field soils. In: Data analysis and data synthesis of forest ecosystems. B.Ulrich et al. eds. Göttinger Bodenk.l.Ber.30: 150-169
- Van der Ploeg, R.R., Beese, F., 1977: Modell calculations for the extraktion of soil water by ceramic cups and plates. Soil Sci.Soc.Amer.Journal 41. 466-470
- Preising, E., 1949: Nordo Callunetea. Zur Systematik der Zwergstrauch-Heiden und Magertriften Europas. Mitt.Flor.Soz. Arbeitsgem.1. 12-25
- Preising, E., 1955: Das Calluneto Genistetum Nordwestdeutschlands und seine Stellung innerhalb der Heiden Mitteleuropas. Mitt.Flor.Soz.Arbeitsgem.5. 259-261
- Prenzel, J., 1977: Simulationsmodelle von Waldökosystemen. Wie wird der Teilprozeß Mineralstoffaufnahme gesteuert? Verh.Ges.f.Ökologie, Göttingen 1976, 43-47, Elsevier Verl.
- Prenzel, J., 1979: Mass flow to the root system and mineral uptake of a beech stand calculated from 3-year field data. Plant and Soil 51, 39-49
- Renger, M., Strebel, O., Giesel, W., 1974: Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. Z.f.Kulturtechnik und Flurbereinigung 15. 353-366
- Robertson, R.A., 1958: Heather management. Scot.Agric.37. 126-129
- Robertson, R.A., Davies, G.E., 1965: Quantities of plant nutrients in heather ecosystems. J.appl.Ecol.2. 211-219
- Rorison, I.H., 1973: The effects of extreme soil acidity on the nutrient uptake and physiology of plants. In: H.Dost ed. Acid Sulphate Soils I. 223-254, Wageningen
- Rorison, I.H., 1980: The effects of soil acidity on nutrient availability and plant response. In:Hutchinson ,T.C. and Havas,M. ed.: Effects of Acid Precipitation on Terrestrial Ecosystems, Toronto, Canada, Plenum Publ.Corp

- Sachs, R., 1972: Statistische Auswertungsmethoden. Springer Verlag 3. Aufl.
- Scheffer, F., Schachtschabel, P., 1976: Lehrbuch der Bodenkunde. Enke Verlag Stuttgart, 9. Auflage
- Schwela, D., 1977: Die trockene Deposition von gasförmigen Luftverunreinigungen. Schriftenreihe der Landesanstalt für Immissionsschutz, H. 42. 46-85
- Severson, R.C., Grigal, D.F., 1976: Soil solution concentrations: Effekt of extraction time using ceramic cups under constant tension. Water Res.Bull.12,No.6. 1161-1170
- Slinn, W.G.N., 1976: Some approximations for the wet and dry removals of particles and gases from the atmosphere. USDA Forest Service General Technical Report NE-23. 857-894
- Smidt, J.T.M., 1966: The inland-heath communities of the neatherlands. Wentia 15. 142-162
- Smith, W.G., 1902: The origin and development of heather moorland. Sott.Geogr.mag.18. 587-597
- Steinhardt, U., 1973: Input of chemical elements from the atmosphere. A tabular review of literature. Gött.Bodenkd. Berichte 29. 93-132
- Steinhardt, U., 1979: Untersuchungen über den Wasser- und Nährstoffhaushalt eines andinen Wolkenwaldes in Venezuela. Göttinger Bodenkd.Ber.56. 182 S.
- Tamm, C.O., 1951: Removal of plant nutrients from tree crowns by rain. Physiologia Plantarum 4. 184-188
- Tamm, C.O., 1976: Acid Precipitation: Biological effects in soil and on forest vegetation. Ambio 5. 235-238
- Thomas, B., 1956: Heather (*Calluna vulgaris*) as food for live stock. Herb.Abstr.26. 1-7
- Thomas, B., Eskritt, J.R., Trinder, N., 1945: Minor elements of common heather (*Calluna vulgaris*). Emp.J.Exp.Agric.13. 93-99
- Toepfer, A., 1973: Naturschutzgebiet Lüneburger Heide. Naturschutz- und Naturparke 42-44
- Tuckey, H.B., Morgan, I.V., 1962: The occurrence of leaching from aboveground plant parts and the nature of the material leached. Proc. 16th Int. Horticultural Congr., Brussels 4. 153-160

- Tuckey, jr. H.B., 1970: The leaching of substances from plants. Am.Rev.Plant.Physiol.21. 305-324
- Tüxen, R., 1938: Von der nordwestdeutschen Heide. I. Entstehung der Heide. Natur und Volk 68. 253-263
- Tüxen, R., 1955: Das System der nordwestdeutschen Pflanzengesellschaften. Mitt.Flor.Soz.Arbeitsgem.5. 155-176
- Tüxen, R., 1967: Die Lüneburger Heide. Rotenburger Schriften 26. 3-52
- Tüxen, R., 1970: Die Anwendung des Feuers im Naturschutz. Ber.Naturhist.Ges.114. 99-104
- Tüxen, R., 1973: Zum Birkenanflug im Naturschutzpark Lüneburger Heide. Eine pflanzensoziologische Betrachtung. Mitt.Flor.Soz.Arbeitsgem.15/16. 203-209
- Tüxen, R., 1974: Über die Erhaltung der Heide. Naturschutz- und Naturparke 73. 6-10
- Tyler, G., Gullstrand, C., Holmquist, K.A., Kjellstrand, A.M., 1973: Primary production and distribution of organic matter and metal elements in two heath ecosystems. J.Ecol.61. 251-268
- Ulrich, B., 1966a: Selectivity and discrimination in ion uptake under field conditions. Int. Atomic Energy Agency Techn. Rep. Series No. 65. 121-127
- Ulrich, B., 1966b: Kationenaustausch-Gleichgewichte im Boden. Z. Pflanzenernähr., Düngung, Bodenkd. 113. 141-159
- Ulrich, B., 1968: Ausmaß und Selektivität der Nährelementaufnahme in Fichten- und Buchenbeständen. Allg.Forstztschr.23. 815
- Ulrich, B., 1969: Chemische Potentiale beim Transport von Bodenlösung durch das Solum. Z. Pflanzenernähr. u. Bodenkd. 123. 181-186
- Ulrich, B., Mayer, R., 1973: Systemanalyse des Bioelement-Haushalts von Wald-Ökosystemen. In: H.Ellenberg(Herausgeber). Ökosystemforschung, Springer Verlag, 165-174
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., Prenzel, J., 1973: Modelling of bioelement cycling in a beech forest of Solling district. Göttinger Bodenkundl.Ber.29 1-54
- Ulrich, B., 1975: Die Umweltbeeinflussung des Nährstoffhaushalts eines bodensauren Buchenwaldes. Forstw.Cbl.94. 280-287

- Ulrich, B., 1978: Beitrag zur Frage der Stickstoffdüngungsbedürftigkeit: Stickstoffzufuhr aus der Luft und Stickstoffumsatz im Boden. Landwirtsch. Forschung 31. 111-117
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., 1979a: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstl.Fak. der Univ. Göttingen und der Nieders.Forstl.Vers.Anstalt. Band 58
- Ulrich, B., Mayer, R., Khanna, P.K., 1979b: Fracht an chemischen Elementen in den Niederschlägen im Solling. Z. Pflanzenern. und Bodenkd. 142. 601-615
- Watanabe, F.S., Olsen, S.R., 1965: Test of an ascorbic acid method for determining phosphorous in water and NaHCO_3 extracts from soil. Soil Sci.Am.Proc.29. 677-678
- Watt, A.S., 1955: Brocken versus heather, a study in plant sociology. J.Ecol.43. 490-506
- Whittaker, E., 1961: Temperature in heath fires. J.Ecol.49. 709-715
- Whittaker, E., Gimingham, C.H., 1962: The effects of fire on regeneration of *Calluna vulgaris* (L.) Hull from seed. J.Ecol.50. 815-822
- Wolf, S., 1962: Die Mikrobestimmung von Chlorid durch automatische potentiometrische Titration. Application Bulletin Nr. A 10 d, Methrom AG., Herisau, Schweiz
- Woldstedt, P., 1954: Das Eiszeitalter. Enke Verlag, Stuttgart, 374 S.
- Wösthoff OHG, Apparatebau, 1959: Gasanalysen Meßanlage

