

Zeitschrift: Berichte des Geobotanischen Institutes der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel

Herausgeber: Geobotanisches Institut der Eidg. Techn. Hochschule, Stiftung Rübel

Band: 39 (1968)

Artikel: Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmensdorf und des Katzenses

Autor: Klötzli, Frank

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-377664>

Nutzungsbedingungen

Die ETH-Bibliothek ist die Anbieterin der digitalisierten Zeitschriften auf E-Periodica. Sie besitzt keine Urheberrechte an den Zeitschriften und ist nicht verantwortlich für deren Inhalte. Die Rechte liegen in der Regel bei den Herausgebern beziehungsweise den externen Rechteinhabern. Das Veröffentlichen von Bildern in Print- und Online-Publikationen sowie auf Social Media-Kanälen oder Webseiten ist nur mit vorheriger Genehmigung der Rechteinhaber erlaubt. [Mehr erfahren](#)

Conditions d'utilisation

L'ETH Library est le fournisseur des revues numérisées. Elle ne détient aucun droit d'auteur sur les revues et n'est pas responsable de leur contenu. En règle générale, les droits sont détenus par les éditeurs ou les détenteurs de droits externes. La reproduction d'images dans des publications imprimées ou en ligne ainsi que sur des canaux de médias sociaux ou des sites web n'est autorisée qu'avec l'accord préalable des détenteurs des droits. [En savoir plus](#)

Terms of use

The ETH Library is the provider of the digitised journals. It does not own any copyrights to the journals and is not responsible for their content. The rights usually lie with the publishers or the external rights holders. Publishing images in print and online publications, as well as on social media channels or websites, is only permitted with the prior consent of the rights holders. [Find out more](#)

Download PDF: 12.01.2026

ETH-Bibliothek Zürich, E-Periodica, <https://www.e-periodica.ch>

Zur Ökologie schweizerischer Bruchwälder unter besonderer Berücksichtigung des Waldreservates Moos bei Birmensdorf und des Katzenses

VON FRANK KLÖTZLI

1. Einleitung

Seit rund 20 Jahren wird das Waldreservat Moos bei Birmensdorf regelmässig soziologisch und waldbaulich untersucht (vgl. LAMPRECHT 1951 mit Vegetationskarte, FEHR 1961). 1965 wurde das Gebiet erneut pflanzensoziologisch kartiert, wobei keine Verschiebung der Grenzen der Vegetationseinheiten festgestellt werden konnte. Indessen war es wünschbar, die Standortverhältnisse, die namentlich auf den Torfböden im Bruchwaldteil noch ungenügend bekannt waren, aufzuhellen. Es schien angezeigt, insbesondere die Standortunterschiede zwischen dem von der Schwarzerle beherrschten Teil des Reservates und dem mit der Föhre und der Fichte aufgeforsteten hochmoorähnlichen Teil herauszuarbeiten.

In der Folge wurden die Untersuchungen auch auf andere Bruchwälder des nördlichen Schweizer Mittellandes ausgedehnt. Dem Stickstofffaktor wurde besonderes Augenmerk gegeben. Denn der pflanzenverfügbare Stickstoff stellt in Ionenform 50–60% der von der Pflanze aufgenommenen Ionenmenge und ist mithin ein vegetationsbestimmender Faktor. Deshalb waren die Stickstoffverhältnisse schon in Laubwaldgesellschaften der Nordschweiz (z.B. ELLENBERG 1964, HELLER 1969) und im Grünland (GIGON 1968, LEÓN 1968, WILLIAMS 1968) im Jahresgang näher beleuchtet worden, freilich nur in wenigen Fällen auf ausgesprochenen Torfböden. Diese organischen Nassböden und die auf ihnen stockenden Bruchwälder oder Moore haben eine spezielle Nährstoffdynamik (vgl. OVINGTON und MADGWICK 1959), die im folgenden näher beleuchtet wird.

Für die zahlreichen, mit unermüdlichem Einsatz ausgeführten Bodenanalysen bin ich Frau M. SIEGL, Geobotanisches Institut der ETH, zu grossem Dank verpflichtet. Die Analysen für die «zweimaligen Untersuchungen» wurden unter Leitung der Herren Dr. E. FREI und Dr. P. BACHMANN (Eidg. Landwirtschaftliche Versuchsanstalt, Zürich-Reckenholz) von Fr. A. LANDOLT ausgeführt. Verschiedene Schreibarbeiten erledigten Fr. E. BRÄM und Fr. D. WEBER. Ihnen allen gebührt mein herzlicher Dank.

Bei statistischen Problemen unterstützte mich in sehr verdankenswerter Weise Herr Prof. Dr. A. KÄLIN, Genf. Schliesslich möchte ich auch den Herren Prof. Dr. E. LANDOLT, Zürich, Prof. Dr. H. ELLENBERG, Göttingen, Dir. Dr. H. KUNTZE, Staatliche Moorversuchs-Station Bremen, für die fruchtbaren Diskussionen und Anregungen danken.

Abkürzungsverzeichnis

N_{tot}	Stickstoffgehalt in %
$\text{NO}_3'_{\text{mom}}, \text{NH}_4'_{\text{mom}}$	in der frischen Bodenprobe vorhandenes Nitrat- bzw. Ammonium-Ion. $N_{\text{mom}} = \text{NO}_3'_{\text{mom}} + \text{NH}_4'_{\text{mom}}$
$\text{NO}_3'_{\text{ak}}, \text{NH}_4'_{\text{ak}}$	in 6 Wochen ausgebrütetes Nitrat- bzw. Ammonium-Ion (unter Abzug des Wertes in der Frischprobe) $N_{\text{ak}} = \text{NO}_3'_{\text{ak}} + \text{NH}_4'_{\text{ak}}$
FK	Werte nach 6 Wochen Bebrütung in der Feuchtkammer
FL	Werte nach 6 Wochen Bebrütung im Freiland
$\Sigma N_{\text{ak}}/\text{a. J.}$	Jahresangebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff pro Ar und Jahr
KUK	Kationenumtauschkapazität (T-Wert)
H	hydrolytische Azidität (γ_1 -Wert)
$\text{Ca}\ddot{\text{a}}, \text{Mg}\ddot{\text{a}}, \text{K}\ddot{\text{a}}, \text{Na}\ddot{\text{a}}$	austauschbares Kalzium-, Magnesium-, Kalium- bzw. Natrium-Ion (Summe = S-Wert)
V%	Basensättigungsgrad
$\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}, \text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$	laktatlösliches Phosphat und Kali (DL = doppellaktatlöslich)
Humus %	durch nasse Verbrennung bestimmter Humusgehalt in %
TB	trockener Boden
Signaturen in den Bodenprofilen nach F. RICHARD (1961)	

Benützte Floren

- BINZ, A., und A. BECHERER, 1964: Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz. 11. Aufl. Basel (Schwabe & Co.), 392 S.
 BERTSCH, K., 1959: Moosflora von Südwestdeutschland. 2. Aufl. Stuttgart (Ulmer), 234 S.

2. Untersuchte Bruch- und Moorwälder und ihre Zusammensetzung

2.1 Standort und Gesellschaftsaufbau

Bruchwälder nehmen eine ganz spezielle standörtliche Stellung ein: ungleich den meisten anderen Waldgesellschaften stocken sie auf Torf- oder zumindest auf Anmoorböden, die einen Grossteil des Jahres, vor allem im Frühling, überschwemmt sind oder dann doch einen durchschnittlich hohen Wasserspiegel aufweisen, der nur geringe Schwankungen zeigt (< 1 m) (Einzelheiten bei McVEAN 1953, ELLENBERG 1963, S. 362, 365).

Soziologisch kann nach dem Anteil und der Kombination differenzierender soziologischer Gruppen, ökologisch nach Wasser- und Nährstoffhaushalt zwischen Erlenbruchwäldern, Birkenbruchwäldern sowie Übergangsmoorwäldern unterschieden werden (soziologisch-systematische Angaben s. Tab. 1; kritische Bemerkungen über Charakterarten der Birkenbruchwälder s. OBERDORFER

Tab.1. Soziologische Zusammensetzung der untersuchten Bruch- und Moorswälder

			Alnion			Betulion						
Charakterarten nach BODEUX (1955)	Gruppe nach KLÖTZLI (1967)	Lauf-Nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	
		Assoziation	CeA		SB	Lyc.-Bet.				U'gänge		
		Subassoziation	be	sph	hyl	typ	typ	typ	maj	zu SP		
		Probeflächen-Nr.	5	7	6	2	8	9	3	1	4	
		Lage im Gelände										
		Meereshöhe	m	560	435	435	590	435	540	595	600	560
		Flächengrösse	a	2	1	2	2	2	5	2	4	2
		B, Baum- ob.	Höhe m	20	6	>20	20	25	15	25	15	20
		schicht unt.	Höhe m	8		6	10	6	8	10	6	7
		S, Strauch- schicht	Höhe m	3	3	2	3	2	3	3	1	3
		K, Kraut- schicht	Höhe cm	40- 80	100	50- 100	50- 80	30- 50	20- 50	20- 50	20- 50	40- 60
		B, Kronenschluss	%	80	50	60	60	75	60	65	50	50
		S, Deckungsprozent		1	50	20	50	5	10	10	20	20
K, Deckungsprozent		80	100	80	65	80	30	50	80	60		
M, Deckungsprozent		<1	5	20	30	5	10	60	90	95		
	CeAsy, FSa	<i>Iris pseudacorus</i>	1									
a	CeA	<i>Carex elongata</i>	5									
	FSa	<i>Scutellaria galericulata</i>		+								
A		<i>Lycopus europaeus</i>		+								
	CeA	<i>Filipendula ulmaria</i>		+ ^o								
	FSa	<i>Acrocladium cuspidatum</i>	+	2								
a	SBrn	<i>Dryopteris thelypteris</i>		4								
A	Aion	<i>Solanum dulcamara</i>			+							
		<i>Galium palustre</i>	+	1	+							
		<i>Lythrum salicaria</i>			+							
		<i>Climacium dendroides</i>			+							
		<i>Mnium affine</i>	+									
		<i>Rhamnus cathartica</i> $\frac{B}{S K}$			$\frac{+}{+ }$	$\frac{+}{+ }$						
	CeA, FSa	<i>Valeriana dioeca</i>				+						
	SBrn	<i>Carex elata</i>	1	4	1							
	SP	<i>Carex appropinquata</i>			+							
	Aion	<i>Alnus glutinosa</i> $\frac{B}{S K}$	$\frac{5}{+ }$	$\frac{3}{1 }$								
bet	Aion, Bion	<i>Quercus robur</i> $\frac{B}{S K}$	$\frac{1}{-}$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{2}{+}$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{1}{+}$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{+}{+ }$	
		<i>Sorbus aucuparia</i> $\frac{B}{S K}$	$\frac{1}{+ }$		$\frac{+}{+ }$	$\frac{+}{2 }$	$\frac{1}{1 }$	$\frac{+}{2 }$	$\frac{+}{+ }$	$\frac{2}{2 }$	$\frac{1}{1 }$	
		<i>Lysimachia vulgaris</i>	(+)	1	+							
		<i>Phragmites communis</i>		2	1							
		<i>Rubus idaeus</i>			1	+	+	(+)				
		<i>Eurhynchium striatum</i>	+		+	+						
		<i>Rubus fruticosus</i> coll.			2	+	2	(+)	(+)			

Fortsetzung Tab. 1

				<i>Alnion</i>			<i>Betulion</i>					
		Lauf-Nr. Assoziation Subassoziation		1 CeA be	2 sph	3 SB hyl	4 Lyc.-Bet. typ	5 typ	6 typ	7 maj	8 U'gänge zu SP	9
bet	Aion	<i>Frangula alnus</i>	$\frac{B}{S K}$	$\overline{+ }$	$\overline{+ }$	$\overline{2 1}$	$\overline{2 }$	$\overline{1 1}$	$\overline{2 1}$	$\overline{2 }$	$\overline{2 }$	$\overline{1 -}$
A	Bion	<i>Salix cinerea</i>	$\frac{B}{S K}$		$\frac{2}{3 }$		$\overline{+ }$					
A	SP	<i>Salix aurita</i>	$\frac{B}{S K}$	$\overline{+ }$								
		<i>Dryopteris spinulosa</i>		1		1		+	1			1
		<i>Menyanthes trifoliata</i>			+							
		<i>Lotus uliginosus</i>				+						
bet	(CeA)	<i>Betula pubescens</i>	$\frac{B}{S K}$	$\frac{2}{}$		$\frac{3}{}$	$\frac{2}{1 }$	$\frac{3}{1 }$	$\frac{3}{1 }$	$\frac{2}{}$	$\frac{2}{1 }$	$\frac{2}{2 }$
	(CeA)	<i>Molinia coerulea</i>		(+)	(+)	4	2	2	3	1	+	1
	CeA be	<i>Sphagnum palustre</i>			2	2	(+)			2		
	Bion	<i>Sphagnum acutifolium</i>			2	1		+		1		
	SB, SP	<i>Polytrichum commune</i>				2		1			1	2
		<i>Picea abies</i>	$\frac{B}{S K}$			+	$\frac{2}{1 }$	+	$\frac{1}{2 1}$	2	$\frac{1}{2 }$	$\frac{2}{1 }$
	SB	<i>Pinus silvestris</i>	$\frac{B}{S K}$			+		3	1	2	3	3
	Bion	<i>Calluna vulgaris</i>						+			$\overline{+ }$	1
	SP	<i>Vaccinium vitis-idaea</i>						+		1	1	
		<i>Hylocomium splendens</i>			1		1	1	2	1	3	2
		<i>Dicranum undulatum</i>						+			2	1
		<i>Aulacomnium palustre</i>									+	
		<i>Dicranodontium longirostre</i>							+		+	1
	CeA be	<i>Agrostis canina</i>			1				(+)			
	SB, Bion	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>			1			+				1
	SB	<i>Polytrichum formosum</i>					1	2	1		+	
	Bion	<i>Dicranum scoparium</i>			+		2			1		
		<i>Anthoxanthum odoratum</i>			+							
		<i>Festuca rubra fallax</i>			+							
		<i>Scleropodium purum</i>			1		+	+	1	+		1
		<i>Hypnum cupressiforme</i>									1	+
	SBat	<i>Pleurozium schreberi</i>						2		2	3	3
	Bion	<i>Leucobryum glaucum</i>			+			+	1	+	2	+
	Bion	<i>Vaccinium myrtillus</i>					2	4	1	4	4	4
	SP	<i>Vaccinium uliginosum</i>									2	
		<i>Polytrichum strictum</i>					2				+	
Δ	SP	<i>Sphagnum magellanicum</i>										3
	(SBn)	<i>Sphagnum angustifolium</i>										1
Δ	(Bion)	<i>Oxycoccus quadripetalus</i>									+	

Ferner wurden notiert:

Zu Aufnahme

1: *Corylus avellana* S +, *Prunus padus* S (+), K +, *Fraxinus excelsior* K +, *Oxalis acetosella* +, *Eurhynchium swartzii* 1, *Thuidium delicatulum* 1, *Lophocolea heterophylla* (+).

2: *Cladium mariscus* +, *Comarum palustre* 1.

3: *Luzula pilosa* +, *Pyrola rotundifolia* 1, *Moehringia trinervia* +, *Viola riviniana* –.

4: *Fagus sylvatica* S +, *Abies alba* S +, *Carex fusca* 1.

6: *Mnium cuspidatum* 1.

7: *Majanthemum bifolium* (+), *Pteridium aquilinum* +.

8: *Polytrichum* cf. *juniperinum* 2.

9: *Corylus avellana* S 1, *Luzula pilosa* +, *L. multiflora* +, *Galeopsis tetrahit* +, *Oxalis acetosella* +, *Circaea lutetiana* +°, *Orthodicranum montanum* +, *Thuidium tamariscinum* 1, *Lophocolea heterophylla* 1, *L. minor* +.

	Koordinaten	Lokalität	Gemeinde
1	676.710/245.670	Moos	Birmensdorf
2	679.820/254.100	Katzensee	Regensdorf
3	679.700/254.200	Katzensee	Regensdorf
4	681.260/233.560	Chrutzelen	Rifferswil
5	679.770/254.100	Katzensee	Regensdorf
6	700.120/246.680	Torfriet	Pfäffikon
7	681.410/233.370	Chrutzelen	Rifferswil
8	682.200/232.120	Hagenholz	Kappel
9	676.740/245.620	Moos	Birmensdorf

Legende:

zu Krautschicht: — = mittlere Höhe

zu Holzgewächse: $\frac{B}{S|K}$, B = Baumschicht,

S = Strauchschicht, K = Krautschicht

zu Lage im Gelände:

— flache Mulden — schwach gewölbt
 — Seeufer — eben

zu Gesellschaft (Assoziation, Subassoziation):

(nach OBERDORFER 1957, GÖRS 1961 u.a.)

CeA *Carici elongatae-Alnetum*

— be — *betuletosum*

— sph — *sphagnetosum*

SB *Salici-Betuletum*

— hyl — *hylocomietosum*

LycBet *Lycopodio-Betuletum*

— typ — *typicum*

— maj — *majanthemetosum*

U'gänge Übergänge von *Lycopodio-Betuletum*

zu SP zu *Sphagno-Pinetum*

zu Charakterarten nach BODEUX (1955) und ELLENBERG (1963, S. 366 f., 378):

A = *Alnion*

a = *Carici elongatae-Alnetum*

bet = Differentialarten des *Car.-Aln. betul.*

Δ = Differentialarten des Übergangsmoorwaldes gegen *Lycopodio-Betuletum*

(nach PASSARGE und HOFMANN 1968)

Comaro-Irido-Alnetum, *Molinia*-Ausbildung

Sphagno-Alnetum, *Menyanthes*-Ausbildung

cf. *Sphagno-Alnetum*, typ. Ausbildung

z. T. *Athyrium*-Ausbildung

Myrtillo-Sphagno-Betuletum, typ. Ausbildung

Majanthemo-Sphagno-Betuletum, typ. Ausbildung

z. T. *Majanthemo-Pleurozio-Betuletum*, typ. und *Sphagnum*-Ausbildung

(Centro-) *Uliginosi-Pinetum*

z. T. *Pleurozio-Uliginosi-Pinetum*, *Sphagnum*-Ausbildung

zu Gruppe nach KLÖTZLI (1967):

CeA = *Carici elongatae-Alnetum*

CeAsy = — *symphytetosum*

CeAbe = — *betuletosum* (inkl. *sphagnetosum*)

SB = *Salici-Betuletum*

SBrn = —, reiche und nasse Ausbildungen

SBat = —, arme und trockene Ausbildungen

FSa = *Frangulo-Salicetum* (meist Initialstadien des *Carici-Alnetum*)

Aion = *Alnion*

Bion = *Betulion pubescentis* mit dem *Lycopodio-Betuletum*

SP = *Sphagno-Pinetum*

et al. 1967*). Die Schwarzerle stellt bestimmte Ansprüche an die Nährstoffzusammensetzung in Oberboden und Grundwasser (vgl. McVEAN 1953, ELLENBERG 1963, S. 365, 375), die indessen auch von den klimatischen Bedingungen abhängen. In erster Linie aber bestimmen die mittleren Grundwasserverhältnisse, die Basensättigung im gesamten wurzeldurchzogenen Profil und die durchschnittlich etwas höhern Nährstoffgehalte (N_{tot} , P_2O_5 sowie K_2O) die schwarzerlenfähigen und flachmoorartigen Standorte einerseits und die eigentlichen Moorwald- bzw. Übergangs- und Hochmoor-Standorte andererseits (vgl. McVEAN 1953, S. 451; ELLENBERG 1963, S. 441). Soziologisch ist den Moorwäldern im Gegensatz zu den Bruchwäldern eine Gruppe von Pflanzenarten der Hochmoore eigen. Eine Zwischenstellung zwischen den Birken-(Föhren-)Bruchwäldern i. e. S. (ohne Hochmoorsphagnen) und den Erlen-Bruchwäldern nimmt der Weiden-Birken-Bruchwald aus dem *Alnion glutinosae* ein (vgl. Tab. 1 und Abb. 10).

Bruchwaldstandorte finden sich meist in der Verlandungszone von Stillwassern, in flachen Geländemulden (s. namentlich HUECK 1931) oder im Lagg der Hochmoore. Übergangsmoorwälder wachsen eher am Randgehänge der Hochmoore und je nach den klimatischen Verhältnissen auch auf schwach entwässerten Hochmoorflächen; sie sind soziologisch z. T. schwer von echten Hochmoorwäldern zu trennen (über Soziologie und Ökologie von Birkenbrüchern s. z. B. auch bei PFEIFFER 1951, KRISAI 1961, PASSARGE 1961, MATUSZKIEWICZ 1963, PASSARGE und HOFMANN 1968).

Die *Alnion*-Gesellschaften, namentlich das *Carici-Alnetum*, stocken auf Unterwasser-Torfböden, und zwar dem Bruchwald-Fen, das *Lycopodio-Betuletum* und auch die Übergangsmoorwälder (z. B. *Sphagno-Pinetum*; nach der neuen Einteilung von NEUHÄUSL 1969: *Vaccinio uliginosi-Pinetum*) dagegen auf semiterrestrischen Torfböden, dem Bruchwald-Carr (KUBIËNA 1953 sowie Abb. 4, 5, 6).

In den Torfböden der Bruchwälder herrschen ganz allgemein andere Nähr- und Mineralstoffverhältnisse als in Mineralböden. Meist liegen unter einem Horizont aus Bruchwaldtorf die Horizonte der vorangegangenen Sukzession, also Radizellen (Seggen-) und Phragmites-Torf, darunter eine Gytjtja oder ein Sapropel. (Ausführliche Angaben über die Sukzession in englischen Erlenbruchwäldern [= *Osmundo-Alnetum*] der Norfolk Broads s. bei LAMBERT 1951.) Mithin sind die Nährstoffgehalte im Profil in starkem Masse von früheren Sukzessionsstadien der Bruchwälder abhängig (Einzelheiten s. Abschnitt 3.2.3, 3.3.2).

* PFADENHAUER (1969) gibt für seine Erlenbruchwälder nur *Carex elongata* als Charakterart an; im übrigen sind fast alle seine Differentialarten bei uns auch in nassen Erlen-Eschenwäldern.

Der Erlenbruchwaldtorf wächst kaum über den mittleren Grundwasserstand hinaus, weil er sich an der Luft zersetzt (vgl. ELLENBERG 1963, S. 374). Nur bei der tektonischen Senkung des Geländes können sich mächtigere Schichten von Erlenbruchwaldtorf anhäufen. Unter stark sauren Bedingungen baut sich meist ein A₀-Horizont (bzw. trockener Birkenbruchwaldtorf) auf, oder es kann sich ein Hochmoor auf ehemaligem Erlenbruch entwickeln. In verstärktem Masse besteht diese Möglichkeit infolge natürlicher oder künstlicher Absenkung des (See-) Wasserspiegels, wie es z.B. am Katzenssee geschehen ist. Überhaupt konnten sich die Birkenbruchwälder in der Nordschweiz nur auf diese Weise oder auf entwässertem Hochmoortorf einstellen, weil das Grund- oder Seewasser überall basenreich genug für das Wachstum der Schwarzerle ist, so dass auf nassen Böden die Birke verdrängt wird. Nasse Birkenbrücher gibt es deshalb in der Nordschweiz nicht (vgl. ELLENBERG 1963, S. 375 ff.).

2.2 Verbreitung (vgl. Abb.1)

Grössere Flächen (> 1 ha) von Bruchwäldern finden sich in der Nordschweiz nur am Katzenssee bei Zürich, in der Chrutzelen bei Rifferswil, auf der Risi am Ausfluss des Aabaches aus dem Hallwilersee und im Torfriet bei Pfäffikon

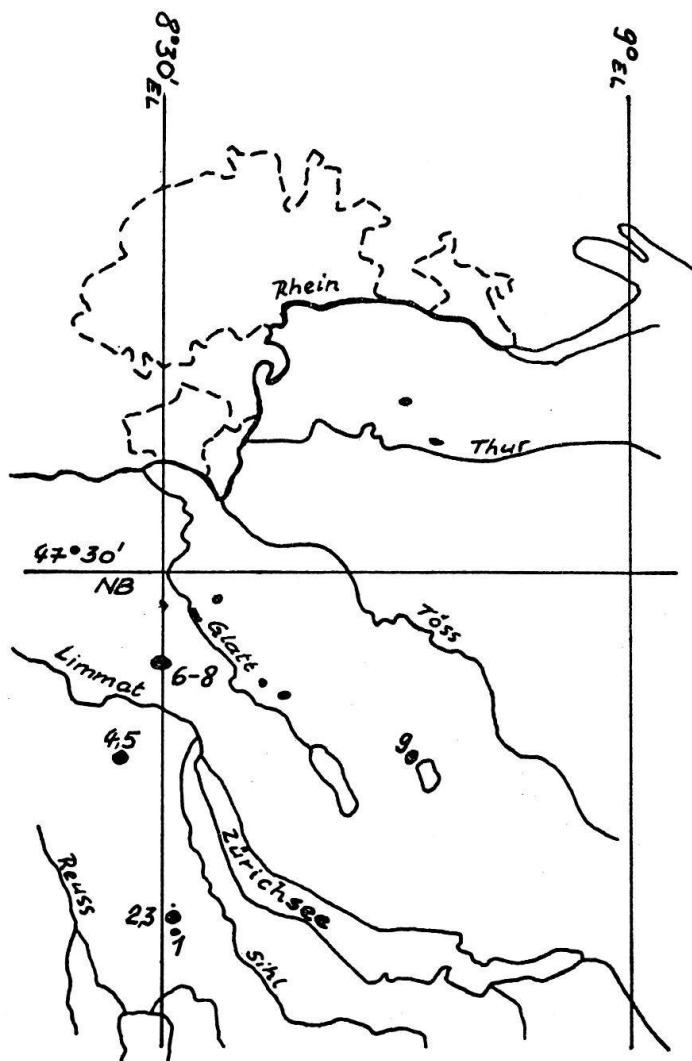


Abb.1. Lage der Untersuchungsflächen in der Nordschweiz.

Das Untersuchungsgebiet

- 1 Hagenholz
- 2, 3 Chrutzelen, Rifferswil
- 4, 5 Moos, Birmensdorf
- 6-8 Katzenssee, Zürich-Regensdorf
- 9 Torfriet, Pfäffikon ZH

ZH. Kleinere Bestände sind ungleich häufiger und liegen im ganzen Mittelland und der Ajoie unregelmässig verteilt in vielen mit Glazialton oder Lehm ausgekleideten Mulden in grösseren Waldkomplexen, an (Klein-) Seeufern und im Bereich alter Flussläufe (vgl. z. B. Moos bei Birmensdorf, Bonfol, Toteisseen bei Andelfingen*, Glattaltläufe, Mettmehaslisee). Inmitten des (Intensiv-) Grünlandes sind die Bruchwälder verschwunden, und die Standorte werden dort durch die entsprechenden waldfreien Ersatzgesellschaften (z. B. *Magnocaricion*) eingenommen. Meist aber wurden solche Mulden drainiert oder mit Fremdboden überführt. Die drainierten Flächen tragen heute fruchtbares Kulturland. Denn Bruchwaldstandorte haben schon von Natur aus ein recht hohes Nährstoffkapital und ergeben lockere Böden. Wie alte Karten zeigen, wurde die Kultivierung dieser Standorte daher schon früh an die Hand genommen, z. B. im Gebiet des Knonauer Amtes, auf dem Lindenberg, in der Drumlinlandschaft zwischen Rapperswil und Winterthur. Ursprünglich waren weite Flächen, auch im übrigen Würm- oder Rissmoränenbereich, in Tal- und Plateaulagen, von Bruchwäldern, vorzüglich Erlenbrüchern, eingenommen. Gut entwickelte Sphagno-Pineten u. ä. (Übergangs- und Hochmoorwälder; vgl. auch KRISAI 1961, *Vaccinio-Pinetum*) sind im Schweizer Mittelland sehr selten (z. B. Chlepfimoos, KLÖTZLI 1967). Ungleich häufiger sind dagegen die Sphagno-Mugeten (s. z. B. KUOCH 1954, J. L. RICHARD 1961, KRISAI 1961), die Höhengvikariante der montanen bis subalpinen Stufe.

Bei den Untersuchungsflächen wurden zwei Lycopodio-Betuleten mit einbezogen, die Übergangscharakter zum *Sphagno-Pinetum* zeigen und sich ökologisch deutlich differenzieren. Im folgenden sind sie kurz «*Sphagno-Pinetum*» genannt.

3. Ökologische Untersuchungen

3.1 Methoden

3.1.1 Periodische Untersuchungen

Periodische Untersuchungen wurden alle 6 Wochen vom 15. April bis 30. November durchgeführt.

3.1.1.1 Pflanzenverfügbarer Stickstoff

Nach den Ausführungen bei ZÖTTL (1958, 1960)** gibt der im Zeitpunkt der Entnahme vorhandene pflanzenverfügbare Stickstoff (s. z. B. BOGNER 1966) noch keine genügende Auskunft über den Stickstoffhaushalt und die Stickstoff-Mineralisationsfähigkeit eines Standorts. (Über Mineralisierungsverluste, Netto-Mineralisation s. bei ZÖTTL 1958, 1960cI,

* In Bearbeitung durch Dr. A. SCHÄFLI, Frauenfeld.

** Weitere Einzelheiten s. bei ELLENBERG 1964, RUNGE 1965, KOVÁCS 1965, GIGON 1968, dort Lit.

RUNGE 1965, YERLY im Druck.) Deshalb wird das Jahresangebot an mineralisiertem Stickstoff seit HESSELMAN (1917), in modernisierter Form seit ZÖTTL 1958, nach dem Brutversuch in der Feuchtkammer* und seit ELLENBERG 1964 (vgl. auch PRAAG und MANIL 1965) im Freiland bestimmt.

Durch ein 4-mm-Sieb gebrachte Bodenproben von ca. 10 Entnahmestellen einer Untersuchungsfläche wurden während 6 Wochen a) bei 25 °C/95% Luftfeuchtigkeit, b) im Entnahmehorizont in perforierten Plastikbechern bebrütet (ausführliche Kritik, namentlich des Siebvorganges bei RUNGE 1965, ferner GIGON 1968; s. auch ZÖTTL 1960, EHRHARDT 1961, LOSSAINT und ROUBERT 1964; Temperatureinfluss bei ALEXANDER 1961, S. 253f., 275, EHRHARDT 1961, BÜCKING 1968). Der Nitratstickstoff ($\text{NO}_3\text{--N}$)- bzw. Ammoniumstickstoff ($\text{NH}_4\text{--N}$)-Gehalt wurde nach BALKS und REEKERS bzw. nach CONWAY ermittelt (ausführlich s. bei STEUBING 1965). Nach ANTONIETTI (1968, Mineralböden!) sind Werte nur dann als einwandfrei zu betrachten, wenn $> 0,35 \text{ mg N}/100 \text{ cm}^3$ Boden vorliegt (= rund 15 g Torf, also $\gtrsim 2,5 \text{ mg N}/100 \text{ g Torf}$). In Torfböden dürfte der Wert tiefer liegen.

3.1.1.2/3 *Bodenreaktion und Wassergehalt*

An derselben Probe, die für die N-Analyse bzw. die Bebrütung verwendet wurde, wurden jeweils der pH-Wert in wässriger Suspension mit der Glaselektrode (Batterie-pH-Meter Metrohm) und nach Trocknung bei 105 °C der Wassergehalt bestimmt (ausführlich s. ELLENBERG 1958, S. 643–647, STEUBING 1965; an Torfböden: SEGEBERG 1964; pH-Differenz zwischen frischem und getrocknetem Torf s. SJÖRS 1961, HOLMEN 1964).

3.1.1.4 *Wasserspiegel* (meist Grundwasser, Definition s. DIN 4059)

Der (Grund-) Wasserstand unter ausgesuchten Probeflächen wurde in Zementröhrenschächten wöchentlich bis 14tägig kontrolliert (Unterlagen von OKUTOMI 1965 Mskr.). Die Grundwasserganglinien wurden nach der bei KLÖTZLI (1969) ausführlich beschriebenen Dauerlinienmethode ausgewertet.

3.1.2 *Zweimalige Untersuchungen (Frühling und Herbst)*

Die zweimaligen Untersuchungen erfolgten an Bodenmischproben der 9 Probeflächen, die am 1.6. und am 30.11. entnommen worden waren. (Die Arbeitsvorschriften der unter 3.1.2 erwähnten Methoden können bei der Eidg. Landw. Versuchsanstalt erfragt werden.)

3.1.2.1 *Die Kationen-Umtauschkapazität des Bodens* (modifiziert nach MELICH; nach Eidg. Landw. Versuchsanstalt Zürich-Oerlikon, A.C.-Methode UK, n.p.; vgl. auch FIEDLER 1965)

3.1.2.1.1 *Bestimmung des KUK-Wertes*

Prinzip: Der Boden wird mit Barium-Triäthanolaminlösung perkoliert. Den bariumgesättigten Boden behandelt man ein zweites Mal mit einer Kalziumlösung und berechnet die Kationenumtauschkapazität nach der Menge des vom Boden weggetauschten Bariums.

* Der Zeitpunkt der Entnahme der Bodenprobe während der Vegetationsperiode spielt dann freilich keine sehr grosse Rolle (ZÖTTL 1958, 1960).

3.1.2.1.2 *Bestimmung der hydrolytischen Azidität H; austauschbare Wasserstoffionen* (A.C.-Methode HA (2), n.p.)

Prinzip: Im Perkolat I der KUK-Bestimmung (Methode UK) titriert man das nicht verbrauchte Triäthanolamin aus.

3.1.2.1.3 *Bestimmung des austauschbaren Kalziums und Magnesiums* (A.C.-Methode Ca/Mg, n.p.)

Prinzip: Die Bestimmung erfolgt im Perkolat I (siehe Methode 3.1.2.1.1) komplexometrisch mit Komplexon III und Calgoncarbonsäure (Ca^{++}) bzw. $\text{NH}_3/\text{NH}_4^+$ -Puffer (pH 10) gegen Eriochromschwarz B.

3.1.2.1.4 *Bestimmung des austauschbaren Kaliums und Natriums* (A.C.-Methode K/Na, n.p.)

Prinzip: Beide Ionen werden flammenphotometrisch bestimmt (Test mit 0,2 mval Standard-K-Lösung).

3.1.2.2 *Laktatlösliche Phosphorsäure und Kali im Boden* ($\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$, $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$; nach EGNÉR-RIEHM, A.C.-Methode, PK (1), n.p.)

Prinzip: Zur Bestimmung des leichtlöslichen Phosphors und Kalis wird als Extraktionsmittel Kalziumlaktatlösung verwendet. Das Boden-Lösungsverhältnis beträgt 1:50. Phosphat wird mit Sulfaminsäure unter Zusatz von Ascorbin-Säure kolorimetrisch bestimmt (700 m μ), Kali flammphotometrisch.

3.1.2.3 *Bestimmung von Gesamt-Stickstoff* (N_{tot} , nach Eidg. Landw. Versuchsanstalt Zürich-Oerlikon, A.C.-Methode N, n.p.; KJELDAHL-Verfahren)

Prinzip: Die organische Substanz wird mit konzentrierter Schwefelsäure zerstört. Der Stickstoff bleibt dabei in Form von NH_3 an die Schwefelsäure gebunden. Mit Hilfe von Katalysatoren (Se) lässt sich der Vorgang beschleunigen und quantitativ gestalten. Der Ammoniak wird mit einem Laugenüberschuss ausgetrieben und in überschüssiger Schwefelsäure bekannter Menge und Normalität aufgefangen. Nach Titration der unverbrauchten Säurevorlage lässt sich der N-Gehalt der Probe errechnen.

3.1.2.4 *Kohlenstoffbestimmung durch nasse Verbrennung* (nach Eidg. Landw. Versuchsanstalt Zürich-Oerlikon, Methode C, n.p.)

Prinzip: Der organisch gebundene Kohlenstoff wird durch ein konzentriertes Kaliumbichromat-Schwefelsäuregemisch in der Hitze völlig abgebaut. Das dabei entstehende CO_2 -Gas wird quantitativ in Kalilauge absorbiert und gewogen. $\% \text{ Humus} = \% \text{C} \cdot 1,725$.

3.2 *Ergebnisse*

3.2.1 *Periodische Untersuchungen* (s. Abb. 3a-i, Tab. 2, 3)

3.2.1.1 *Pflanzenverfügbare Stickstoff*

Innerhalb der untersuchten Bruchwälder gab es keine bedeutenden Unterschiede in der pro Vegetationsperiode im Freiland mineralisierten Stickstoffmenge, dagegen wohl in der Feuchtkammer.

Tab.2. Verlauf der Stickstoff-Mineralisation

Probe- fläche	Gesellschaft	Grösse N _{mom} NO'₃-N NH₄-N	Verlauf NO'₃-N NH₄-N		Grösse N _{ak} NO'₃-N NH₄-N	Verlauf NO'₃-N NH₄-N		pH	H₂O %
5	<i>Carici-Alnetum betuletum</i>	0-7	S	N	0-11 (17-25)	0-1 (0-10)	S H	g	ss 70-93
7	<i>Carici-Alnetum sphagnetosum</i>	<1	—	S	0-16 t: 1-38 3-23	-3--10 (-3--10)	S	sch Δ 0,25	100
6	<i>Salici-Betuletum hylocomietosum</i>	0-2	S	H	2-6 (1-11)	0-13 (3-15)	F (S) F (n)	g Δ 0,25 h	ss 76-99
2	<i>Lycopodio-Betuletum typic. Molinia-Fazies</i>	1-2	S	F	1-5 (5-11)	3-7 (9-13)	S (H)	g Δ 0,25 h	ss 71-84
8	<i>Lycopodio-Betuletum typicum</i>	0-1	S	(S)	-1-4 (2-6)	-4-8 (10-18)	F, S (F, H)	g	ss 47-83
9	<i>Lycopodio-Betuletum typicum</i>	1-2	S	S, H	2-3 (5-9)	5-11 (3-17)	(S, H) (S)	g s	ss 78-100
3	<i>Lycopodio-Betuletum majanthemetosum</i>	0-1	S	S	0-3 (2-6)	2-9 (8-21)	S F, h	g Δ 0,25 s	ss 59-86
1	<i>Sphagno-Pinetum</i> , Über- gang zu <i>Lyc.-Betuletum</i>	0-1	S	H	0-3 (2-7)	0-11 (7-32)	S S	g Δ 0,25	ss 57-87
4	<i>Sphagno-Pinetum</i> , Über- gang zu <i>Lyc.-Betuletum</i>	0-1	S	F	1-7 (3-9)	6-8 (10-15)	S S	g	ss 46-72

N: alle Werte in mg/100 g TB

N_{mom} = Gehalt an N in Frischprobe

N_{ak} = Gehalt an N in bebrüteter Probe,

in Klammern = Gehalt an N in bebrüteter Probe,

6 Wochen Feucht-kammer

H₂O % = Wassergehaltsschwankungen in % der Sättigung

Verlauf (N, pH, H₂O):

F = Maximum im Frühling

S = Maximum im Sommer

H = Maximum im Herbst

t s = Minimum im Sommer

(ss = Spätsommer)

h = Minimum im Herbst

N = Maximum in Nässezeit

n = Minimum in Nässezeit

() = nur angedeutet, — stark betont

g = gleichmässig

sch = schwankend

Δ = Schwankung

t = Bestimmung an wasserärmeren

Proben (40% max. Wassergehalts)

Nur bei den Birkenbruchwäldern erreichen die Freilandwerte nennenswerte Anteile der in der Feuchtkammer ermittelten optimalen Werte (durchschnittlich 25–50%). Denn dort trocknet der lockere Oberboden im Sommer zeitweise aus. In den Erlenbruchwäldern dagegen wird oft stark denitrifiziert, so dass ein relativ niedriger Anteil herauskommt (0–25%).

Höhere Nitratmengen wurden nur in abgetrockneten Proben des *Carici-Alnetum sphagnetosum* (Seeufer-Erlenbruchwald, Probefläche 7) erhalten (s. Abb. 3b, bis 38 mg NO_3^- -N/100 g TB*; über die Auswirkung des Trocknens von Nassböden s. z.B. MEYER 1957, BÜCKING 1968; ausführliche Angaben über Denitrifikationsvorgänge und N-Immobilisierung s. dort und Abschnitt 3.3.1.1, ferner bei ALEXANDER 1961, S. 293ff., 303).

3.2.1.1.1 *Momentan verfügbarer Stickstoff* (N_{mom} in der Frischprobe)

Die NO_3^- -N-Gehalte der Frischproben sind ganz allgemein sehr niedrig, nämlich zwischen 0 und 2 mg N/100 g TB, also unterhalb der Unsicherheitsgrenze (s. Abschnitt 3.1.1.1). Nur in wärmeren und trockenen Perioden im Hochsommer können im Erlenbruch Werte bis 7 mg/100 g TB auftreten. Andere Beträge zeigen die NH_4^+ -Werte; mit Ausnahme tieferer Werte im Sommer sind sie im Frühjahr (Vernalisation, ausführlich bei YERLY, im Druck), meist aber im Herbst, ziemlich hoch, in allen Gesellschaften > 5 mg/100 g TB, am höchsten im *Carici-Alnetum sphagnetosum* (13 mg/100 g TB).

3.2.1.1.2 *Angereicherter verfügbarer Stickstoff* (N_{ak} in den bebrüteten Proben)

Ist der Boden nicht wassergesättigt, dann werden schon im Frühjahr beträchtliche Mengen Stickstoff, namentlich NH_4^+ -N, akkumuliert. Höchstwerte für NO_3^- -N und NH_4^+ -N wurden allgemein von Juli bis September gemessen: Im *Carici-Alnetum* NO_3^- -N bis 16 mg im Freiland, bis 25 mg in der Feuchtkammer, bei optimaler Feuchte bis 38 mg (Sommer), NH_4^+ -N um 10 mg (Herbst); im *Lycopodio-Betuletum* und *Sphagno-Pinetum* NH_4^+ -N um 10–15 mg (Herbst), bis 32 mg in der Feuchtkammer, NO_3^- -N um 5 mg, bis 11 mg in der Feuchtkammer (Sommer).

Die Summenwerte für $\text{N}_{\text{ak}}^{**}$ in der ganzen Vegetationsperiode bzw. -jahr sind für alle Pflanzengesellschaften fast gleich, immerhin sind die Werte für das *Sphagno-Pinetum* durchschnittlich am höchsten (um 45 mg N/100 g TB). Ein Maximalwert (54 mg) wurde im *Lycopodio-Betuletum* bestimmt. Die Werte für Alneten und Betuleten liegen sonst um 30 mg, aber ein Minimalwert wurde erwartungsgemäss im ständig nassen *Carici-Alnetum sphagnetosum* ermittelt.

* TB = trockener Boden

** Summe der akkumulierten Stickstoffmengen und Zuschlag von 10% für Wintermonate.

In der Feuchtkammer wurden durchwegs Werte um 100–120 mg/100 g TB erreicht.

3.2.1.2 Bodenreaktion

Die Bodenreaktion liegt auf fast allen untersuchten Flächen im Bereich von pH 3,2 bis 3,8, im Erlenbruchwald bis pH 4,5 und schwankt nur wenig, nämlich durchschnittlich um ca. 0,25 pH-Einheiten, maximal um $\pm 0,25$ Einheiten. Eine leichte Depression ist auf allen Probeflächen im Spätsommer (Trockenzeit) festzustellen. Im *Carici-Alnetum sphagnetosum* ist die Bodenreaktion stark vom Wasserstand abhängig.

3.2.1.3 Wassergehalt

In den meisten Bruchwäldern sind die Böden immer feucht, im *Carici-Alnetum sphagnetosum* auch im Sommer oft wassergesättigt. Nur im trockenen Birkenbruchwald (*Lycopodio-Betuletum*) kann der Boden (A₀-Horizont) an der Oberfläche zeitweise stärker austrocknen.

3.2.1.4 Wasserspiegel (Abb. 2)

Der Grundwassergang ist unter allen untersuchten Gesellschaften sehr regelmäßig mit einem Tiefstand im Sommer oder Frühherbst. Entsprechend zeigt die Dauerlinie nur eine ganz geringe Gesamtschwankung an, ca. 30–50 cm,

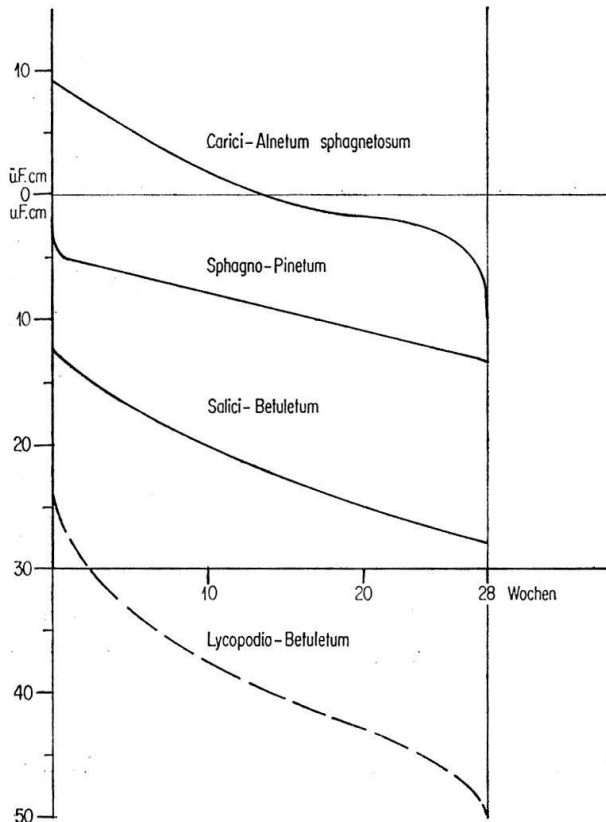


Abb. 2. Grundwasser-Überschreitungs-Dauerlinien einiger Bruchwald-Gesellschaften.

die grösste Schwankung bei durchschnittlich tiefstem Stand. Alle Dauerlinien sind gerade bis schwach konkav oder mässig sigmoid, d.h. dass der Wasserspiegel keine bevorzugte Höhe hat und auf extreme Witterungen nur schwach reagiert. Mithin unterscheiden sich die Gesellschaften nur durch die mittlere Lage des Grund- oder Moorwasserspiegels, und zwar in folgender Reihenfolge von oben nach unten:

Carici-Alnetum (sphagnetosum, betuletosum)

Sphagno-Pinetum

Salici-Betuletum, Lycopodio-Betuletum

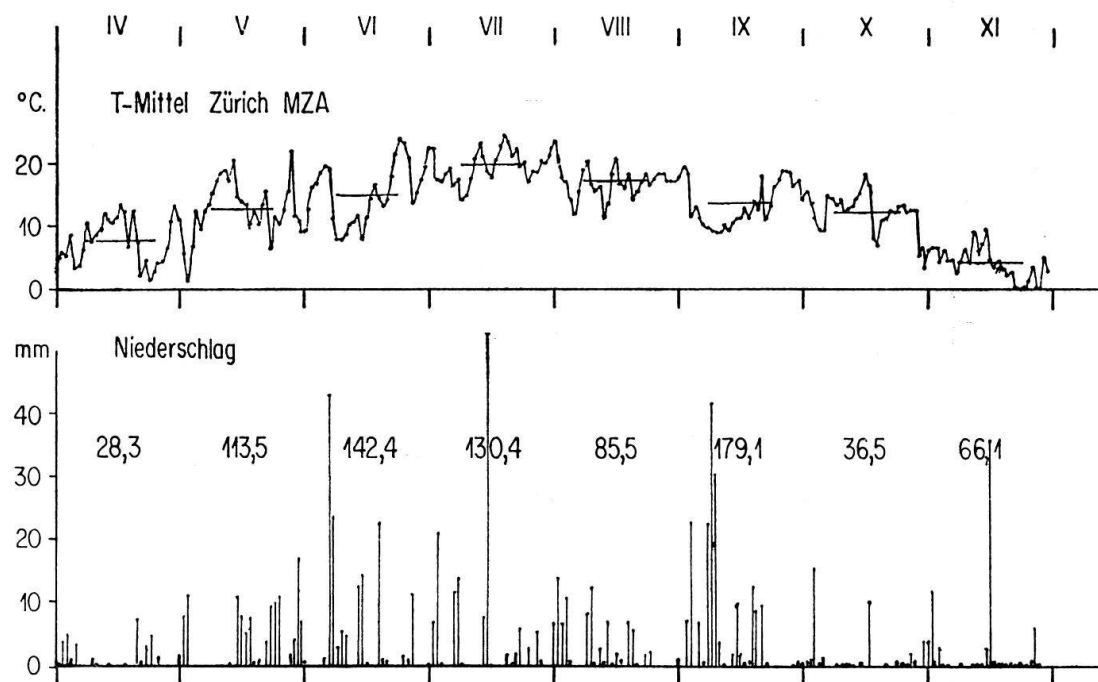


Abb. 3. Temperatur- und Niederschlagsverhältnisse 1967.

3.2.2 Zweimalige Untersuchungen (Vergleich der Werte am Anfang und Ende der Vegetationsperiode, s. Abb. 3a-i, Tab. 3)

Aus technischen Gründen konnten nur für 9 Probeflächen eingehende Torfanalysen gemacht werden. Die Werte der meisten chemischen Faktoren der *Alnion*-Oberböden (mineralisierter Stickstoff pro Ar und Jahr = $N_{ak}/a.J.$, Gesamtstickstoff = N_{tot} , laktatlösliches Phosphat und Kali = P_2O_{5L}/K_2O_L , hydrolytische Azidität = H , austauschbares Kalzium = Ca_a , Basensättigungsgrad = $V\%$) liessen sich gegen das *Betulion* (mit und ohne «*Sphagno-Pinetum*») mit dem U-Test nach MANN und WHITNEY gesichert abtrennen.

Frühlings- und Herbstwerte aller Bodenanalysen sind nach dem WILCOXON-Test (auch hier Beispiele bei STÖCKER 1967b) signifikant verschieden für P_2O_{5L}/K_2O_L , $V\%$ und Kationenumtauschkapazität = KUK (=T-Wert).

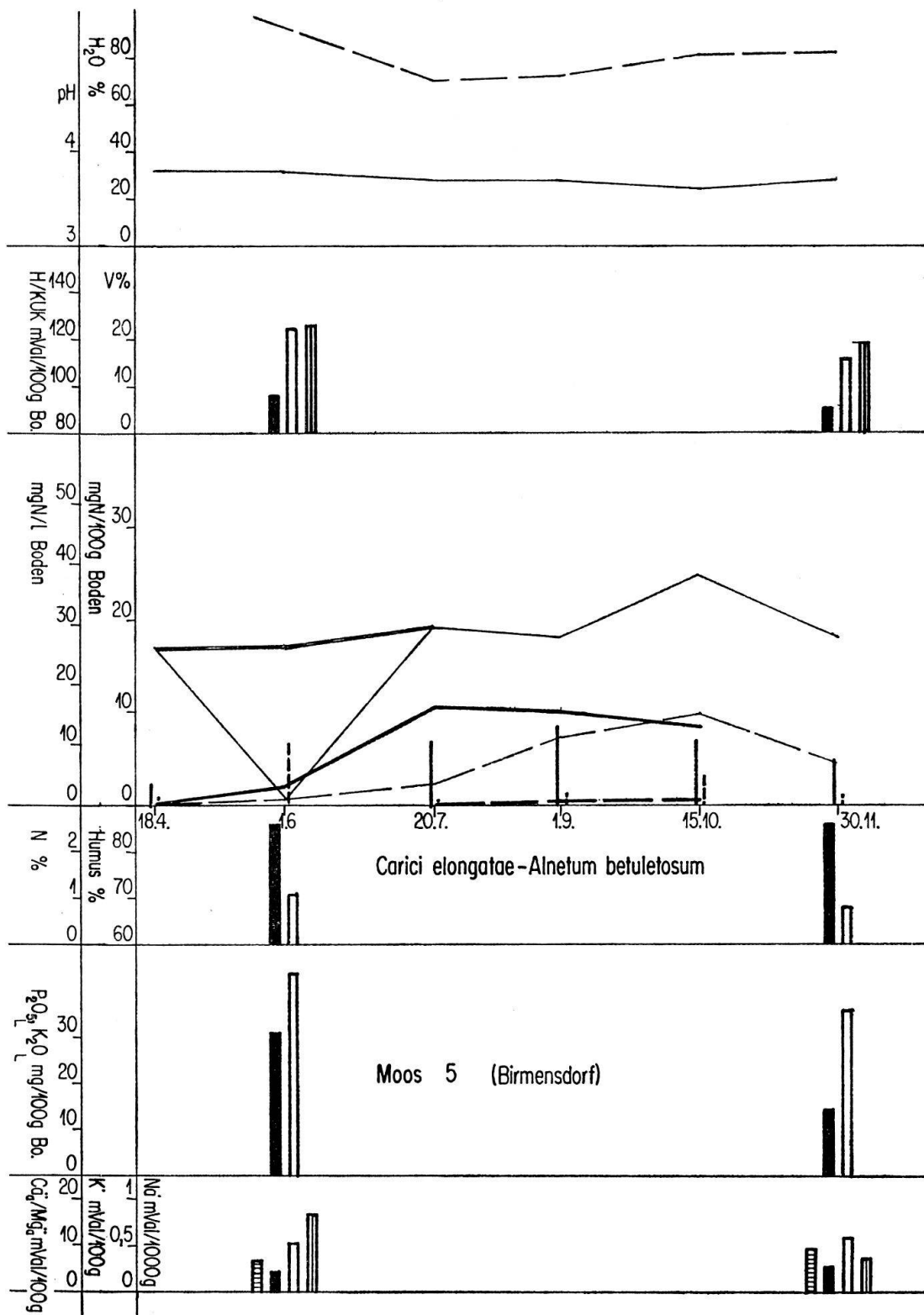


Abb.3a-i. Jahresschwankungen einiger chemischer Faktoren auf den Untersuchungsflächen.

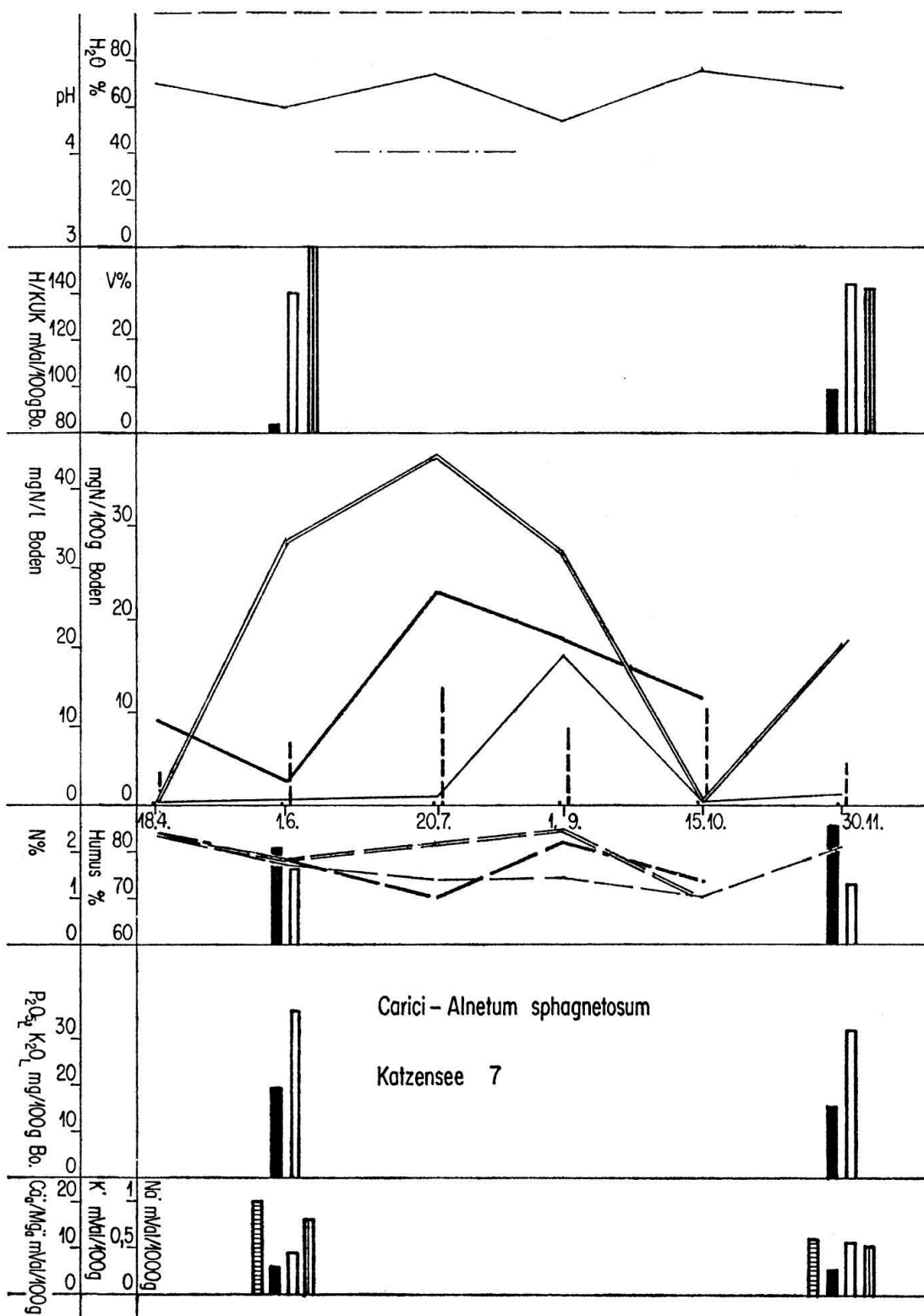


Abb. 3b

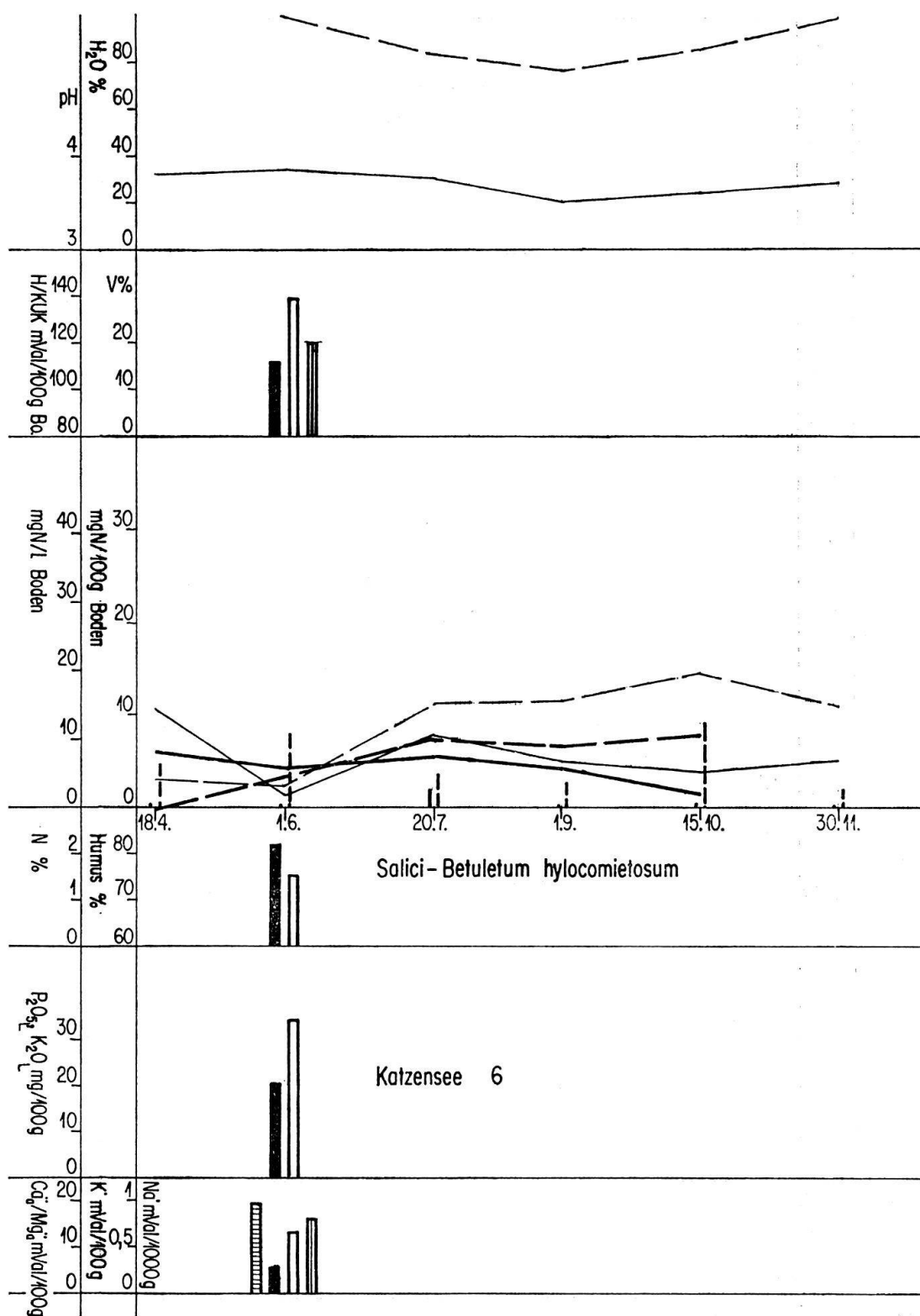


Abb. 3c

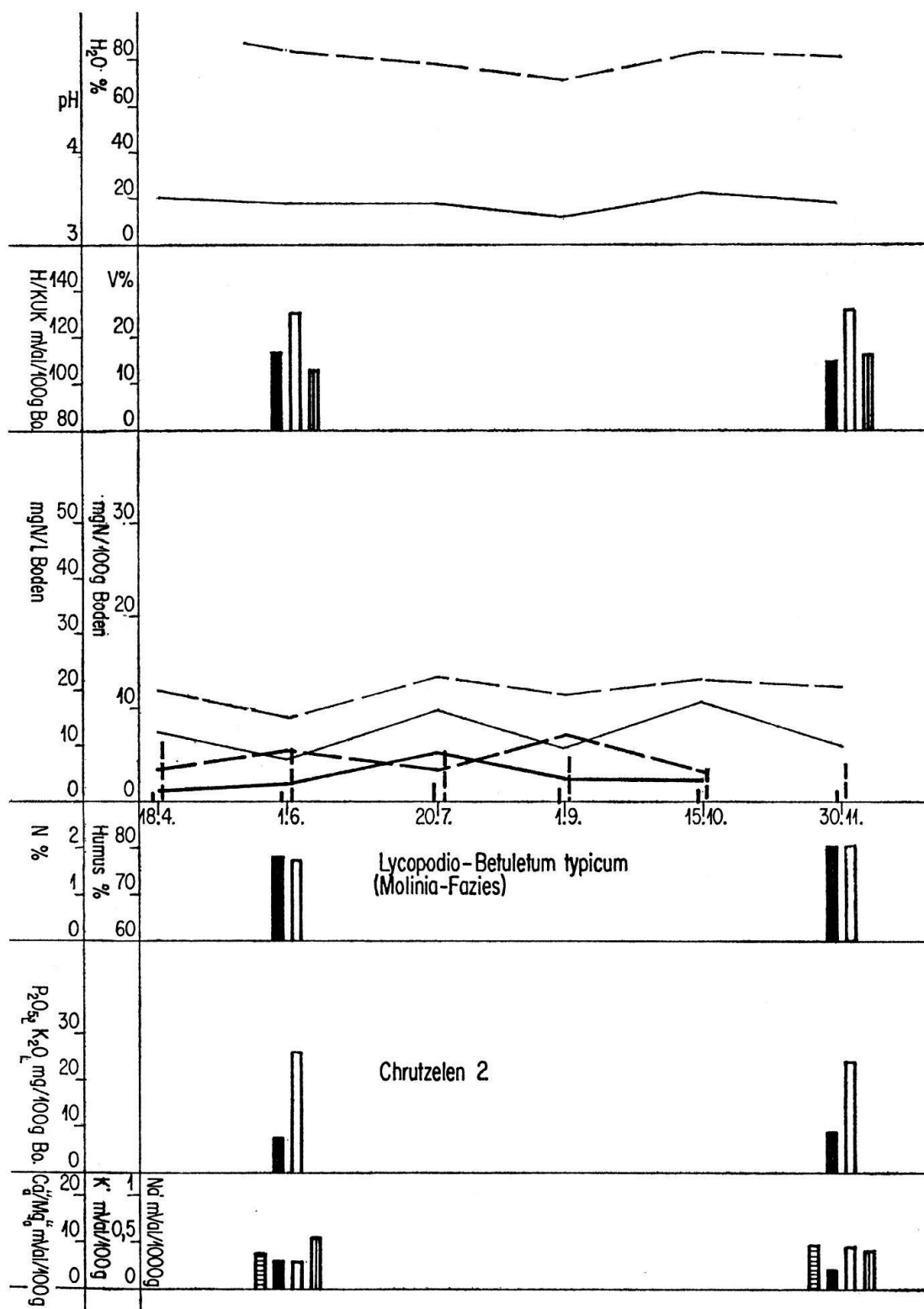


Abb. 3d

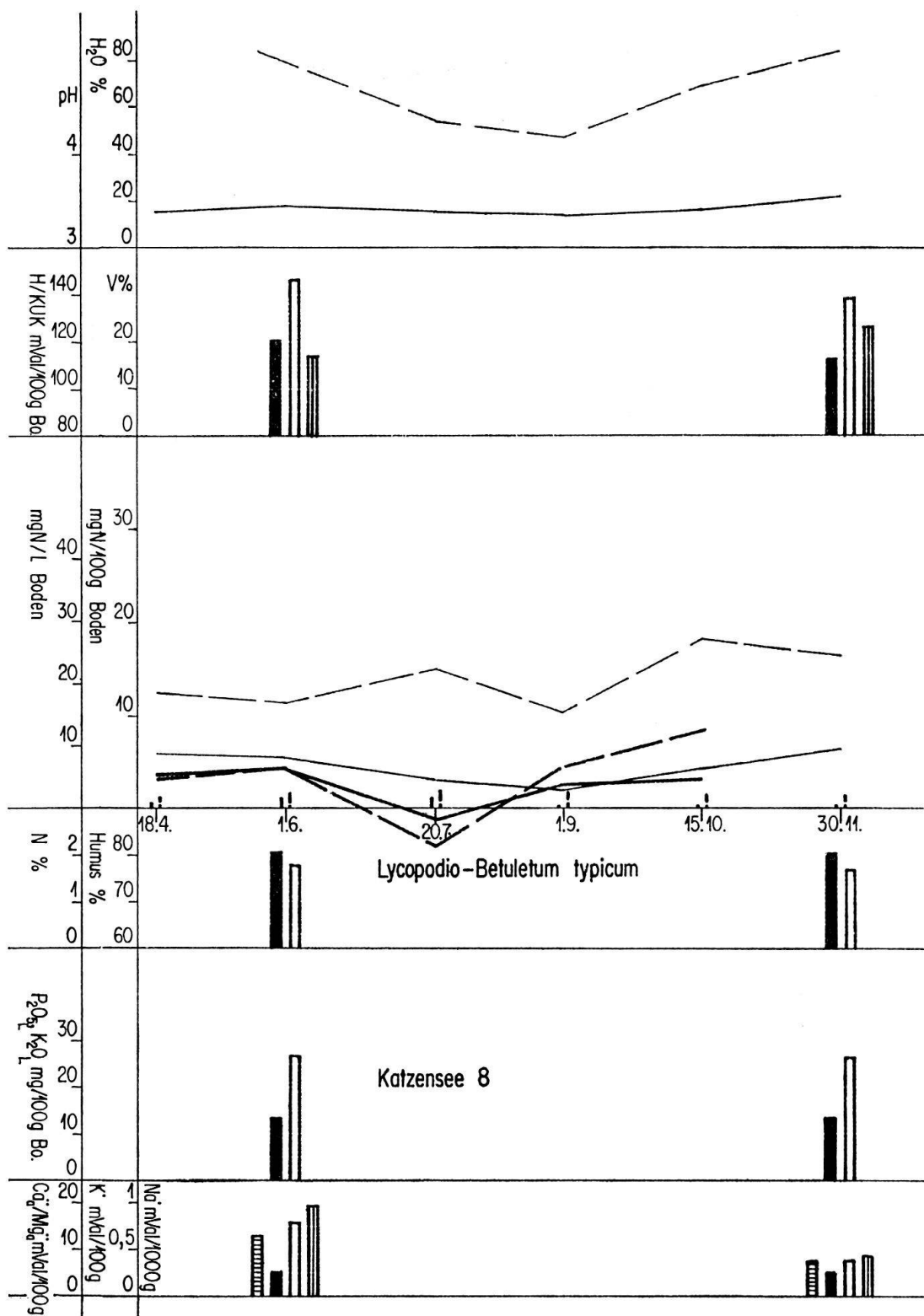


Abb. 3e

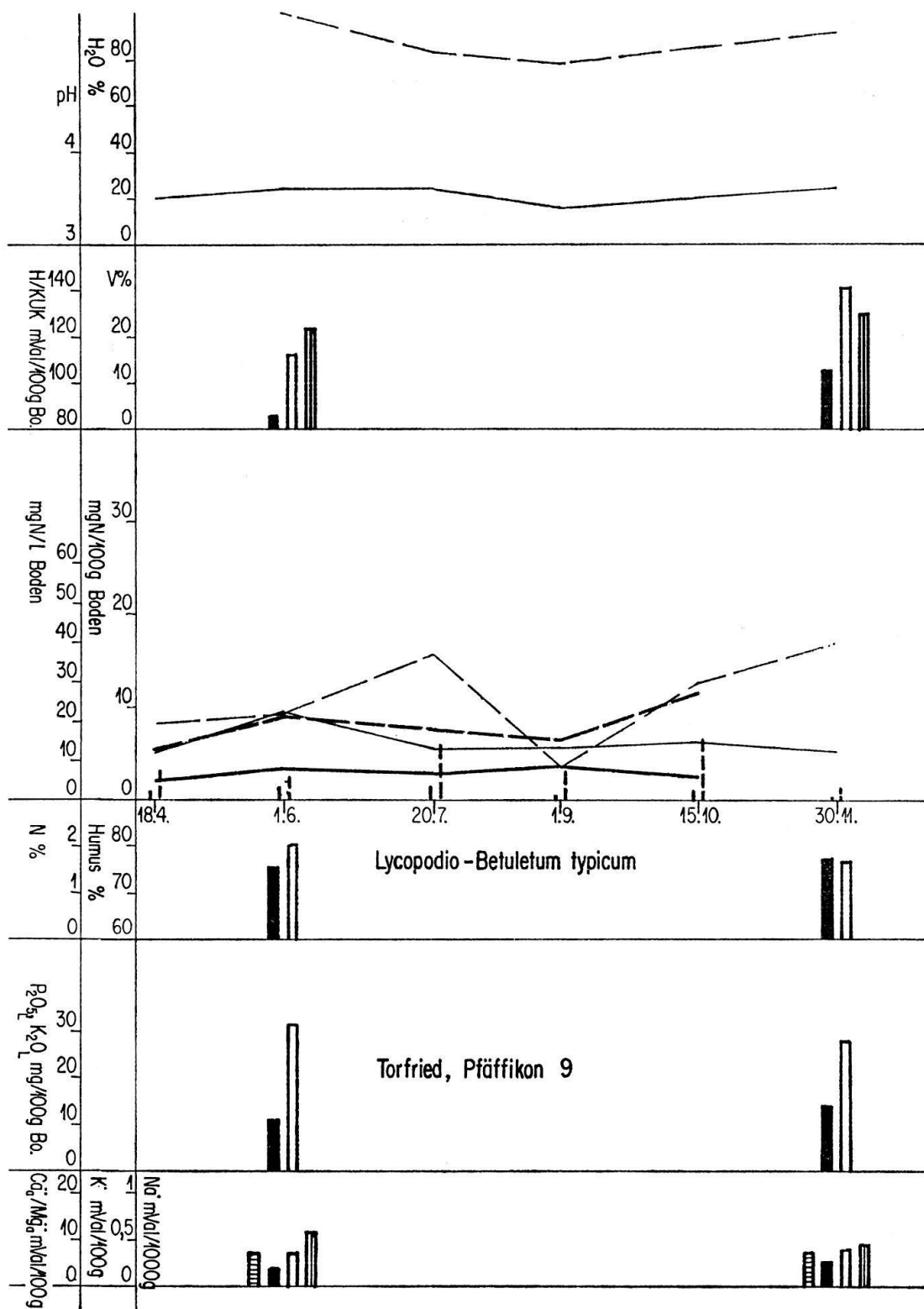


Abb. 3f

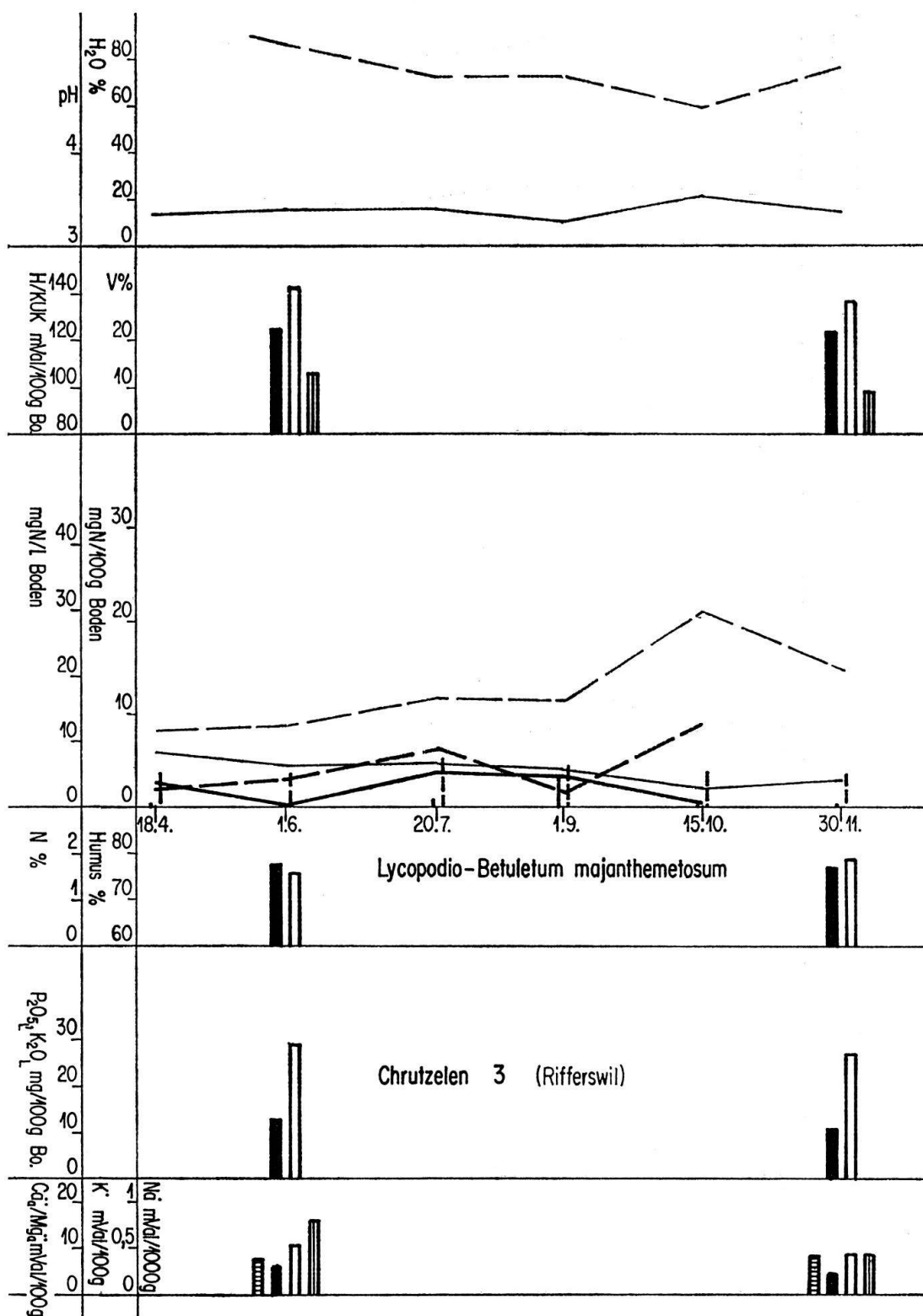


Abb. 3g

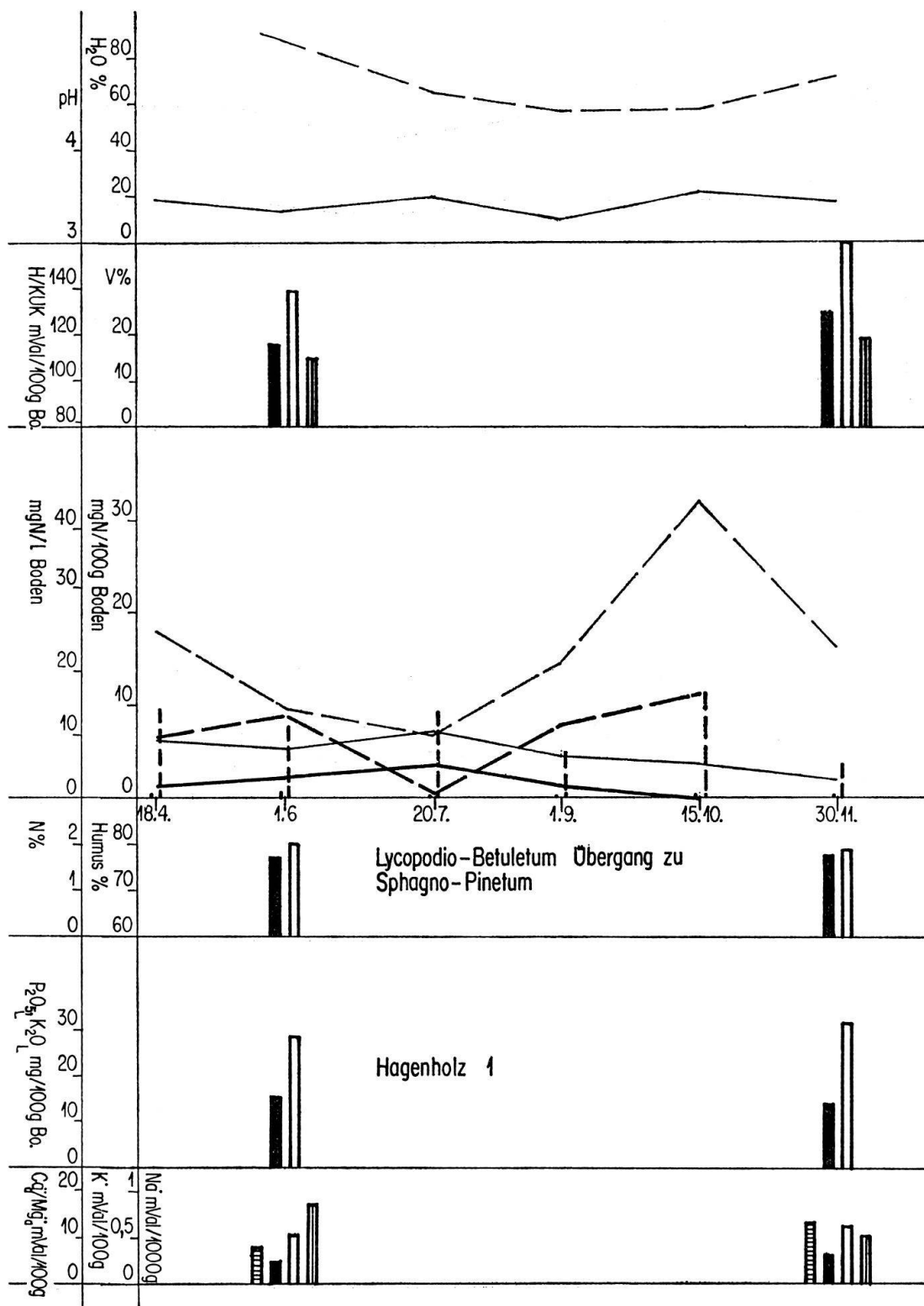


Abb. 3h

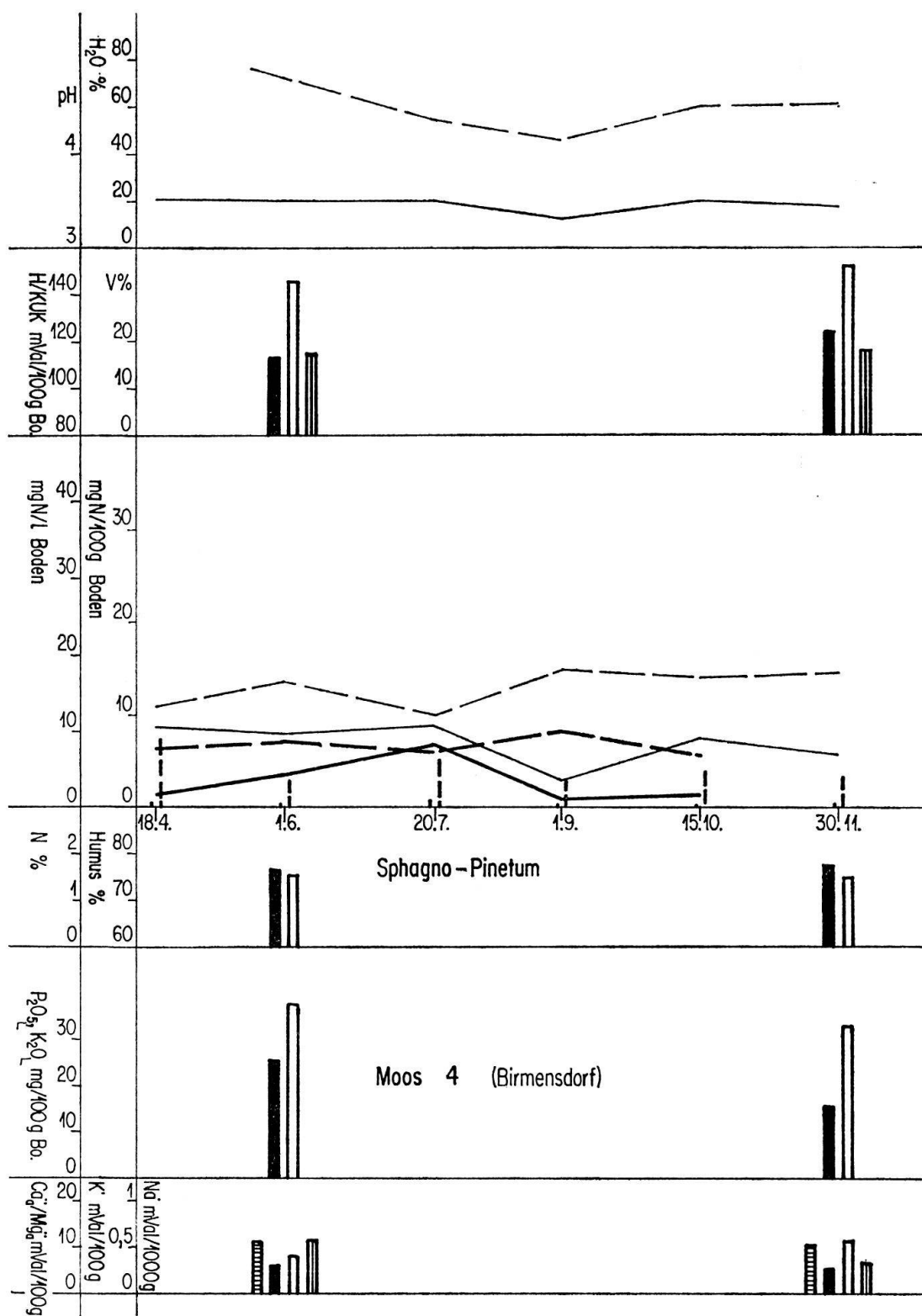


Abb. 3i

Legende zu Jahresschwankungen

— pH	■ N _{tot} %
--- H ₂ O in % der Sättigung	□ Humus %
■ H mVal/100 g Boden	■ P ₂ O _{5L} mg/100g Boden
□ KUK mVal/100g Boden	□ K ₂ O _L mg/100g Boden
▨ V %	▨ Ca _a mVal/100g Boden
└ NO ₃ _{mom} Frischwert mgN/100g B.	■ Mg _a mVal/100g Boden
└ NH ₄ _{mom} 5–15cm u.F.	□ K _a mVal/100g Boden
— NO ₃ _{ak} Freiland mgN/100g B.	▨ Na _a mVal/1000g Boden
--- NH ₄ _{ak} 6 Wochen	
— NO ₃ _{ak} Feuchtkammer mgN/100g B.	
--- NH ₄ _{ak} 6 Wochen	
▬ abgetrockneter Boden	

Für Humus % sind die Unterschiede in den *Betulion*-Gesellschaften mit mehr als 10 % Unsicherheit behaftet.

Insbesondere in den Alneten sind die Herbstwerte für N_{tot}, Humus %, P₂O_{5L}/K₂O_L und V % fast durchwegs tiefer, sofern sich aus den relativ wenigen Messwerten überhaupt eine Aussage machen lässt. Umgekehrt sind im *Lycopodio-Betuletum*, aber vor allem im *Sphagno-Pinetum*, einige Faktoren im Herbst höher (N_{tot}, H, KUK). Im *Sphagno-Pinetum* und im *Lycopodio-Betuletum* ist aber auch die Basensättigung im Herbst höher. Eine Tendenz zu tieferen Herbstwerten besteht auf fast allen Probeflächen für die Summe der austauschbaren Metallkationen (S-Wert).

3.2.2.1 Hydrolytische Azidität H, Kationenumtauschkapazität KUK

(= T-Wert), Basensättigungsgrad V %

Die Frühjahrswerte für H und KUK sind nur im *Sphagno-Pinetum* tiefer als am Ende der Vegetationsperiode. In den übrigen Gesellschaften sind die Verhältnisse unregelmässig. KUK ist indessen im Frühjahr etwas höher. Die höchsten H-Werte erscheinen im *Sphagno-Pinetum* und *Lycopodio-Betuletum*, die tiefsten in beiden Ausbildungen der Carici-Alneten, während die KUK-Werte nicht gruppiert werden können. Umgekehrt ist der Basensättigungsgrad in den Alneten höher als in den Betuleten (20–40 % gegenüber um 15 %).

3.2.2.2 Austauschbare Metallkationen

(Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺; zusammen = S-Wert)

Neben allgemeiner Grundtendenz zu tieferen Herbstwerten verhalten sich die entstandenen Metallkationen, einzeln für sich betrachtet, doch recht unregelmässig, so namentlich auch im *Lycopodio-Betuletum*. Nur die Na_a-Werte sind im Herbst auf allen Standorten tiefer.

Tab.3. Chemische Zusammensetzung der Bruchwald-Böden

Probe- fläche	Gesellschaft		N _{ak} mg N/ 100 g B	VP kg N/ 1 B.	N _{ak} kg N/ a. J.		N _{tot} (+ %	C(+ %	C/N	Humus
5	<i>Carici-Alnetum</i>	FL	31	47,8	0,9	F	2,60	41,3	15,9	70,6
	<i>betuletosum</i> (ohne T)	FK	134	206,5	1,4	H	2,56	39,6	15,5	67,8
7	<i>Carici-Alnetum</i>	FL	34	40,5	0,7	F	2,56	44,7	17,5	77,0
	<i>sphagnetosum</i>	FK	—21	—24,8		T	2,35	42,4	18	73,5
	(T in 15 cm u. F.)		79*	43,2*	1,2	H	2,06	42,4	20,6	73,2
6	<i>Salici-Betuletum</i>	FL	45	61,6	1,1	F	2,19	43,6	20	75,3
	<i>hylocomietosum</i>					T	2,28	44,3	19,4	76,4
	(T in 15 cm u. F.)	FK	87	119	1,9	H	—	—	—	—
	z. Vgl. basenreiches Torfmoor									91,8
	nach FREI und JUHASZ					T				85,2
	1963 (<i>Salici-Betuletum</i>)									
	(T in 15–40 cm u. F.)									
2	<i>Lycopodio-Betuletum</i>	FL	33	55,4	1,0	F	1,84	44,9	24,4	77,6
	<i>typicum</i>					T	1,79	47,8	26,7	82,3
	<i>Molinia</i> -Fazies	FK	105	176	1,7	H	1,97	46,5	23,6	80,2
	(T in 35 cm u. F.)									
8	<i>Lycopodio-Betuletum</i>	FL	28	42	0,8	F	2,10	45,3	21,6	78,2
	<i>typicum</i>					T	1,94	44,4	22,8	76,7
	(T in 20 u. 30 cm u. F.)						2,26	44,1	18,2	70,9
		FK	110	165	1,3	H	2,05	44,6	21,8	77,0
9	<i>Lycopodio-Betuletum</i>	FL	54	128,5	2,3	F	1,56	47,9	30,7	82,6
	<i>typicum</i>					T	1,56	42,5	27,3	73,4
	(T in 25 cm u. F.)	FK	106	252	3,9	H	1,78	44,7	25	77,2
3	<i>Lycopodio-Betuletum</i>	FL	31	44	0,8	F	1,76	43,8	25	75,7
	<i>majanthemetosum</i>					T	1,67	49,0	29,3	84,7
	(T in 25 cm u. F.)	FK	103	146	1,3	H	1,73	45,9	26,5	79,2
Mittel	<i>Lycopodio-Betuletum</i>	FL	~35	61	1,1	F	1,8	45,5	25,3	78,5
						T	1,8	45,9	25,5	79,3
		FK	~105	184	1,9	H	1,9	45,4	24,0	78,4
1	Übergang zu	FL	42	61	1,1	F	1,65	46,2	28	79,8
	<i>Sphagno-Pinetum</i>					T	1,33	49,2	37	85,0
	(T in 30 cm u. F.)	FK	127	185	1,9	H	1,79	45,3	25,3	78,2
4	Übergang zu	FL	48	58,5	1,1	F	1,70	43,6	25,7	75,4
	<i>Sphagno-Pinetum</i>					T	1,68	46,1	27,4	79,5
	(T in 25 cm u. F.)	FK	122	149	1,8	H	1,76	43,6	24,8	75,2

VP = Vegetationsperiode

Fl = Freiland

Fk = Feuchtkammer

F = Frühlingswert

H = Herbstwert

T = Tiefenprobe

* = abgetrocknete Proben

(40% Sätt.)

(+ = Mittelwerte

° = im Cg-Horizont

H₂O = Wassergehalt in 1 l Boden

Sätt. bei Sättigung

N_{tot}%

C %

C/N

Humus %

H₂O Sätt.

d

d = scheinbare Dichte

} Mittelwerte

P ₂ O ₅ _L mg/ 100 g B	K ₂ O _L mg/ 100 g B	H mval/ 100 g B	Ca ⁺⁺ _a	Mg ⁺⁺ _a mval/100 gB	K ⁺ _a	Na ⁺ _a mval/ 1000 g B	KUK (T) mval/ 100 g B	V % T-H in % von T	H ₂ O Sätt. g/l	d g/l
31,1	44,3	95,8	8,4°	4,6	0,52	0,83	124,5	23	851	154
14,8	36,0	90,2	8,6°	5,2	0,58	0,44	112,0	19,5		
19,5	36,3	83,2	20,2	5,8	0,49	0,82	139,5	40,4	819	118
15,7	28,7	87,0	18,8	6,0	0,32	0,67	123,5	29,6	879	91
15,2	32,0	98,9	11,6	5,4	0,58	0,52	133,3	25,8		
20,5	34,2	111,5	19,4	5,6	0,68	0,80	138,7	19,9	877	137
21,7	29,7	100,3	11,8	2,4	0,37	0,90	142,4	29,5	814	130
—	—	—	—	—	—	—	—	—	—	—
		115	17	2,1	0,35	0,28	134,4	14		
		45	46	3	0,06	0,18	93,7	52		
7,6	25,7	113,8	7,4	5,8	0,30	0,56	130,4	12,7	721	168
3,3	15,6	83,5	8,6	1,8	0,19	0,68	102,9	18,9	788	142
8,8	24,3	110,2	9,4	4,2	0,47	0,42	130,7	15,7		
13,5	26,6	121,1	13,2	5,0	0,82	0,99	146,7	17,5	588	150
8,0	20,7	97,2	6,2	3,6	0,18	0,40	118,4	17,9	811	180
5,4	18,1	87,5	6,4	4,0	0,23	0,51	103,7	15,7		
13,5	26,6	113,0	7,6	5,0	0,40	0,43	138,7	18,3		
11,2	31,1	86,9	7,4	3,8	0,39	0,61	112,0	22,4	633	238
4,7	18,8	81,8	9,4	4,2	0,22	0,46	96,5	15,2	775	191
14,2	28,0	105,8	7,4	5,4	0,42	0,46	130,7	24,5		
12,7	29,0	124,5	7,8	5,8	0,52	0,78	142,5	12,7	674	142
5,4	18,8	91,5	5,0	2,2	0,21	0,59	139,5	34,4	853	180
10,3	26,6	123,8	8,4	4,4	0,45	0,43	135,7	8,8		
11,3	28,1	111,6	8,9	5,1	0,51	0,73	132,9	16,3	654	175
5,4	18,5	88,5	7,3	2,9	0,20	0,53	114,3	23,4	807	174
11,7	26,4	113,2	8,2	4,8	0,44	0,43	133,9	15,9		
15,2	28,3	117,9	7,8	5,0	0,56	0,84	138,7	15	641	146
4,7	15,5	92,0	5,0	2,1	0,13	0,44	104,0	11,5	663	167
14,2	31,6	129,6	13,6	5,8	0,65	0,52	160,0	19		
25,3	37,4	113,4	11,2	6,0	0,42	0,59	136,0	16,6	695	122
22,8	32,5	119,0	5,6	5,4	0,32	0,64	146,9	19	872	145
15,6	32,7	124,0	10,2	5,2	0,58	0,36	152,0	18,4		

N_{VP} = mineralisierter Stickstoff pro Vegetationsperiode
N_{ak} = kg N/a.J. = mineralisierter Stickstoff pro Are und Jahr
1. Zahl: 0–15 cm (aufgerundete Werte), 2. Zahl: 0–25 cm

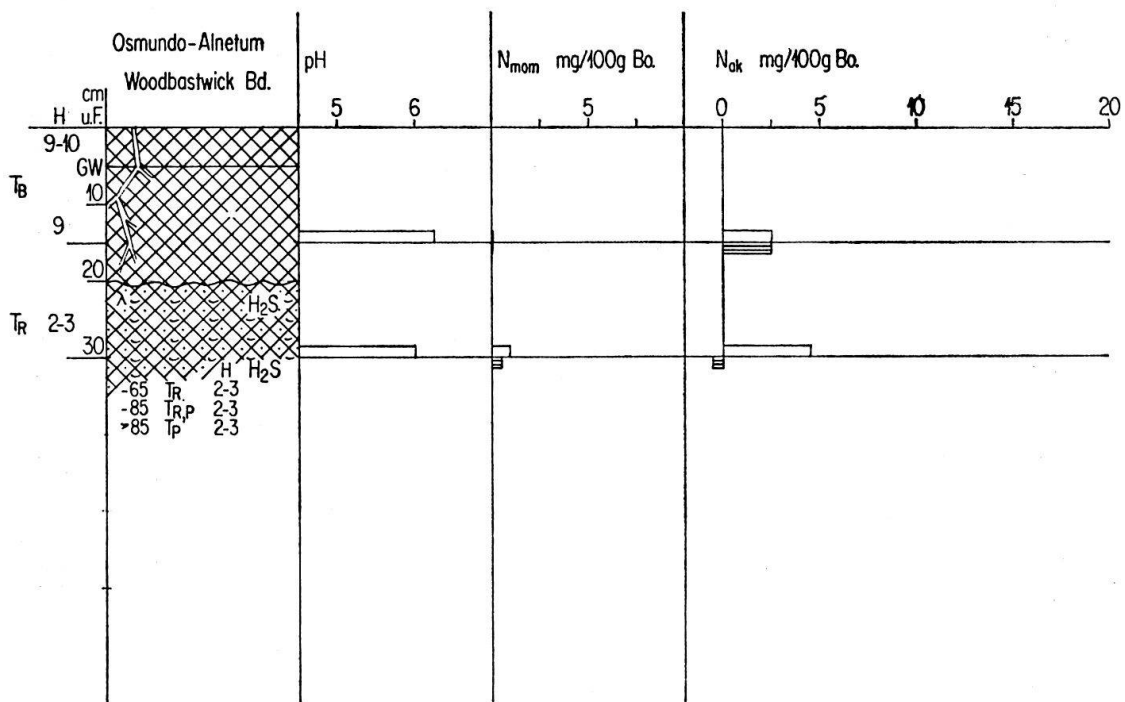
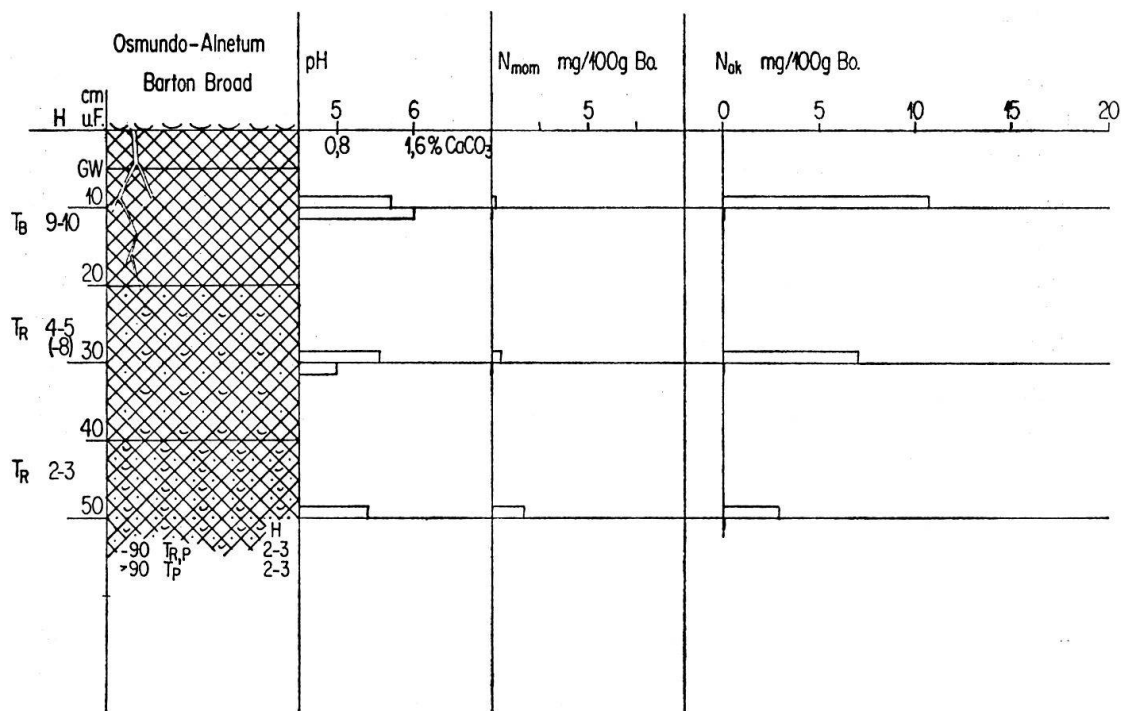


Abb. 4. Torfprofile zweier Erlenbruchwälder der Norfolk Broad.

Abb. 4–6:

Legende zu Profilen

Horizonte:

A ₀	Rohhumus	s. sehr
T _B	Bruchwaldtorf	z. ziemlich
T _R	Radizellentorf	k. krümelig
T _P	Phragmitestorf	p. pastig
T _S	Sphagnumtorf	l. locker
(BK)	(Brandknollen)	b. breiig
GW	Grundwasser	d. dicht
H	Humifizierungsgrad	
	nach von Post	

Vergleiche auch Legende auf Seite 79 und Seite 113

Maximalwerte für Ca⁺⁺ zeigen sich in den *Alnion*-Gesellschaften, während die übrigen Werte keine verbindliche Aussage erlauben.

3.2.2.3 Laktatlösliches Phosphat und Kali (P₂O_{5L} und K₂O_L)

Im allgemeinen sind die K₂O_L-Werte im Herbst deutlich tiefer, während die P₂O_{5L}-Werte im Herbst meist nur geringfügig tiefer liegen. Für P₂O_{5L} zeigen auch hier die *Alnion*-Gesellschaften, aber ebenso das *SphagnoPinetum*, die höchsten Werte (20–30 mg/100 g TB; *Lycopodio-Betuletum* 8–15 mg).

Eine zwingende Aussage erlauben die K₂O_L-Werte nicht; sie unterscheiden sich in den einzelnen Gesellschaften kaum.

3.2.2.4 Gesamtstickstoff (N_{tot})

Im *Lycopodio-Betuletum* und im *Sphagno-Pinetum* sind die Herbstwerte meist höher (vgl. Zonierung!), im *Carici-Alnetum* dagegen eher tiefer.

Die totalen Stickstoffgehalte aller Torfböden sind nur wenig verschieden. Immerhin haben erwartungsgemäss die *Alnion*-Gesellschaften die höchsten N_{tot}-Gehalte, um ca. 45 (–25) % des Wertes höher als die übrigen Bruchwälder.

3.2.2.5 Humusgehalt (Humus %) und C/N-Verhältnis

2/3 der Herbstwerte für Humus % liegen unter den Frühlingswerten, deutlich vor allem bei den *Alnion*-Gesellschaften (Mittelwerte! Sicherung für alle Gesellschaften mit WILCOXON-Test nicht möglich, s.o.). Das C/N-Verhältnis bleibt dagegen mehr oder weniger konstant.

Der Humusgehalt aller untersuchten Torfböden schwankt zwischen 70 bis 80%, das C/N-Verhältnis zwischen 15–20% für die *Alnion*- und zwischen 24–30% für die übrigen Gesellschaften.

Abb.5b-i. Torfprofile und Nährstoffverhältnisse in den Böden der untersuchten Bruchwälder

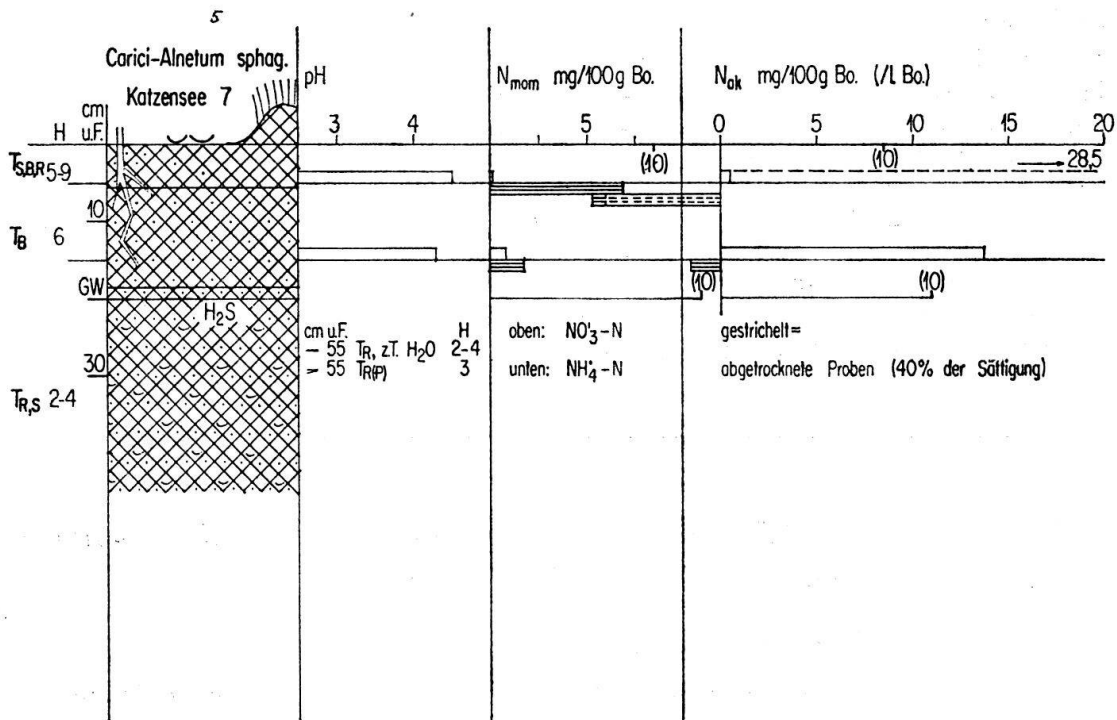


Abb. 5b 1

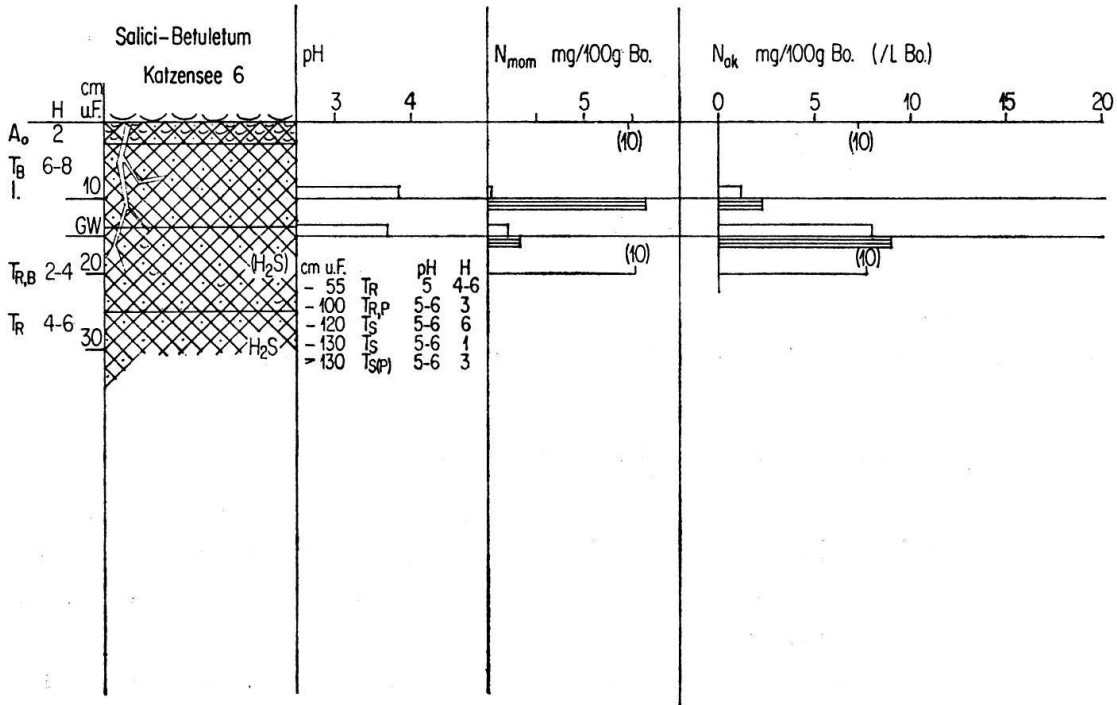


Abb. 5c 1

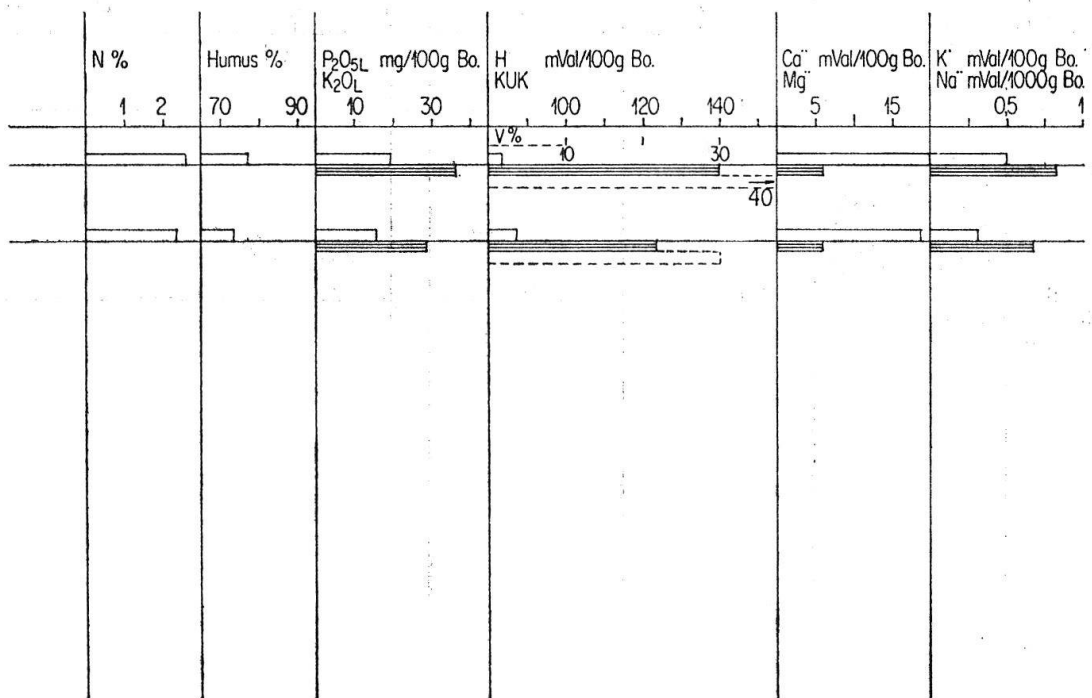


Abb. 5b 2

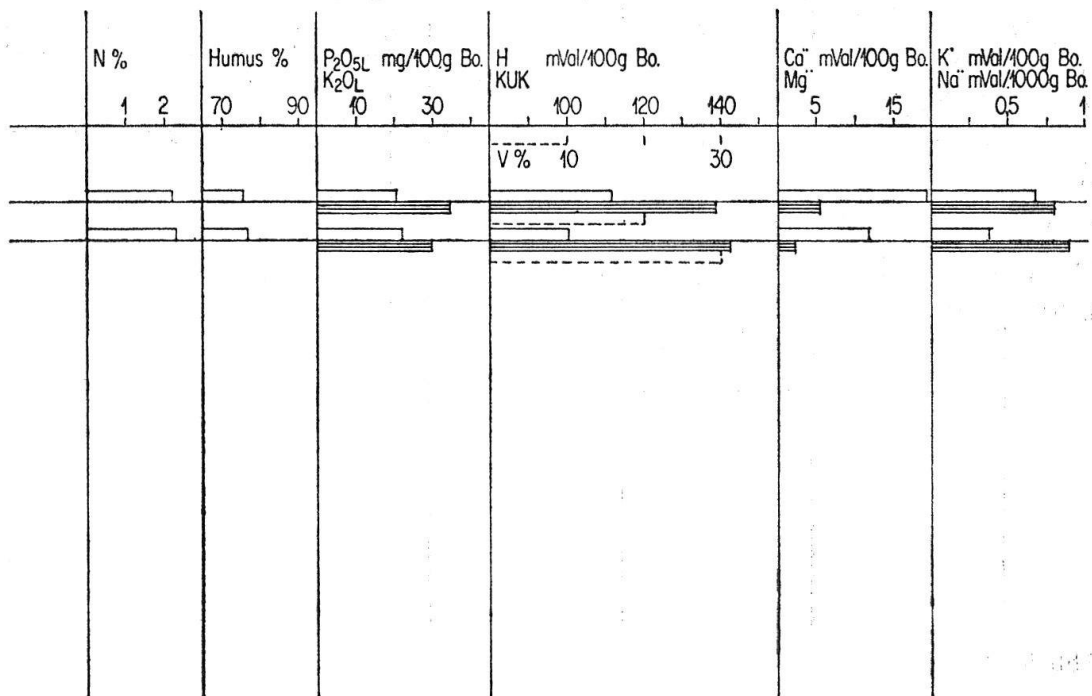


Abb. 5c 2

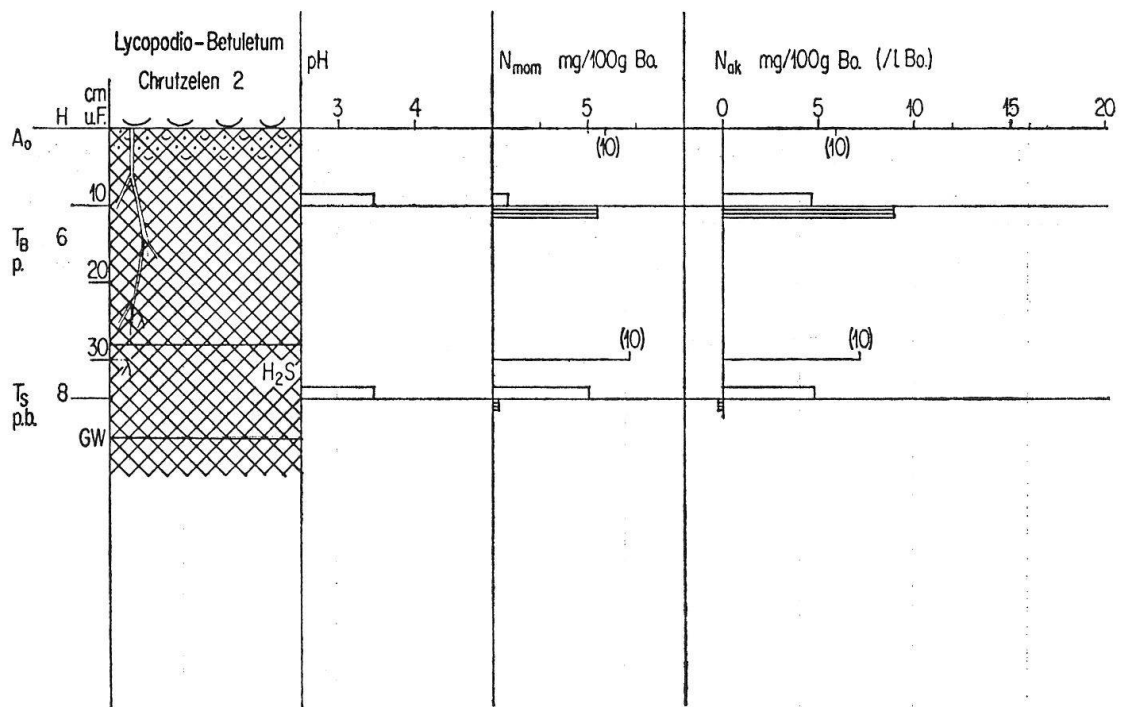


Abb. 5d 1

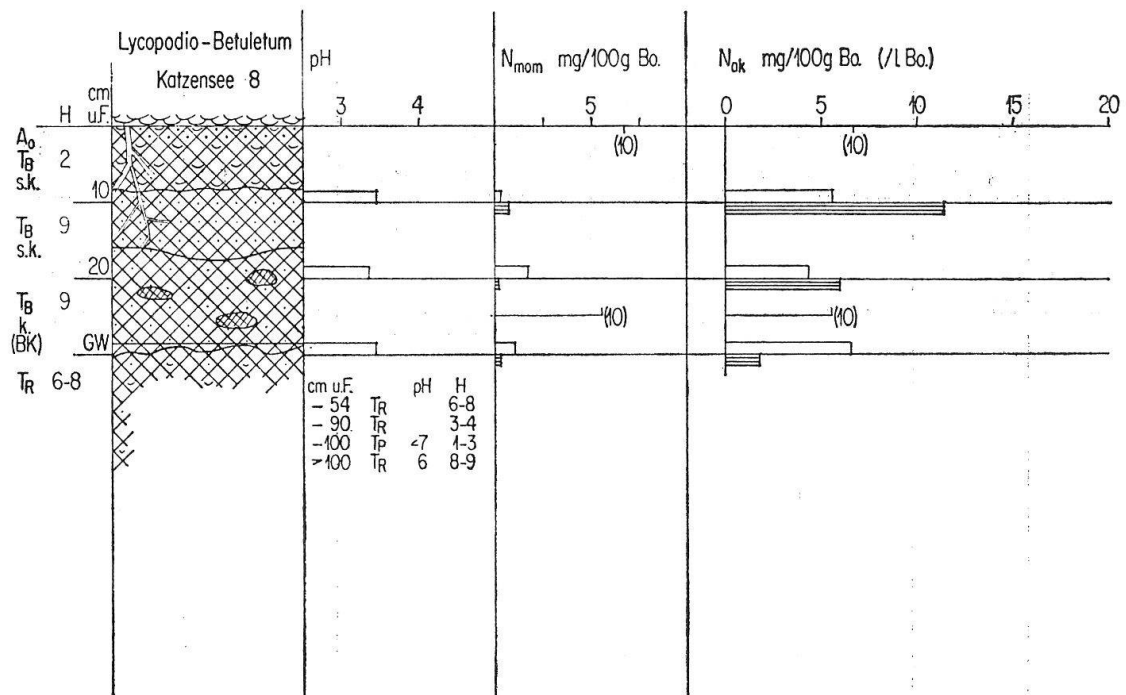


Abb. 5e 1

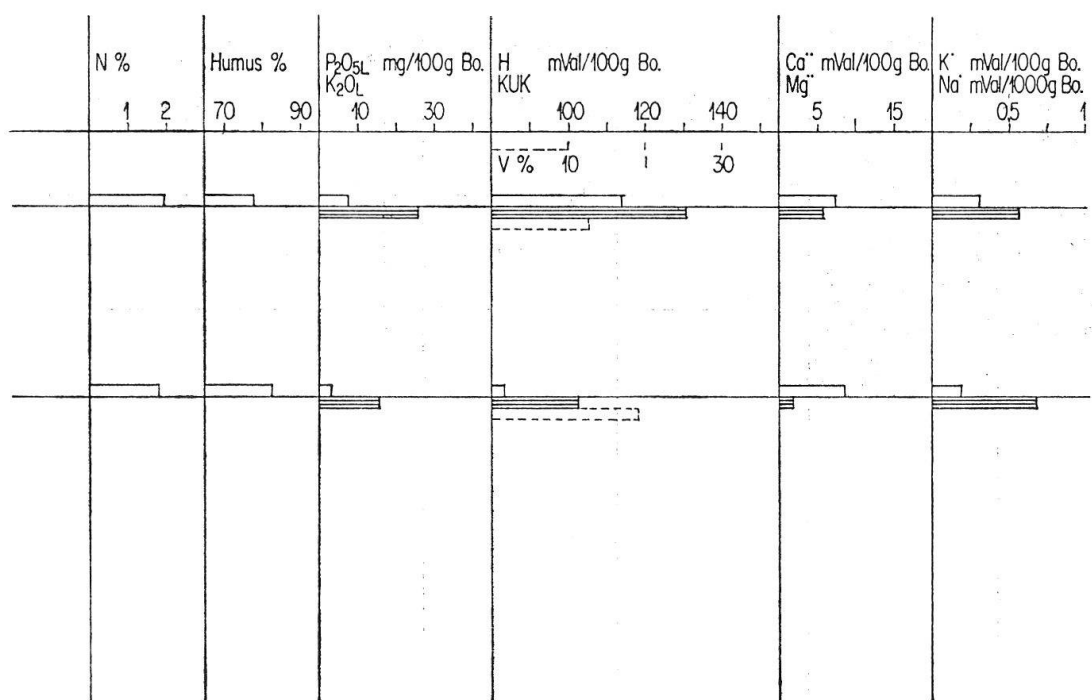


Abb. 5d 2

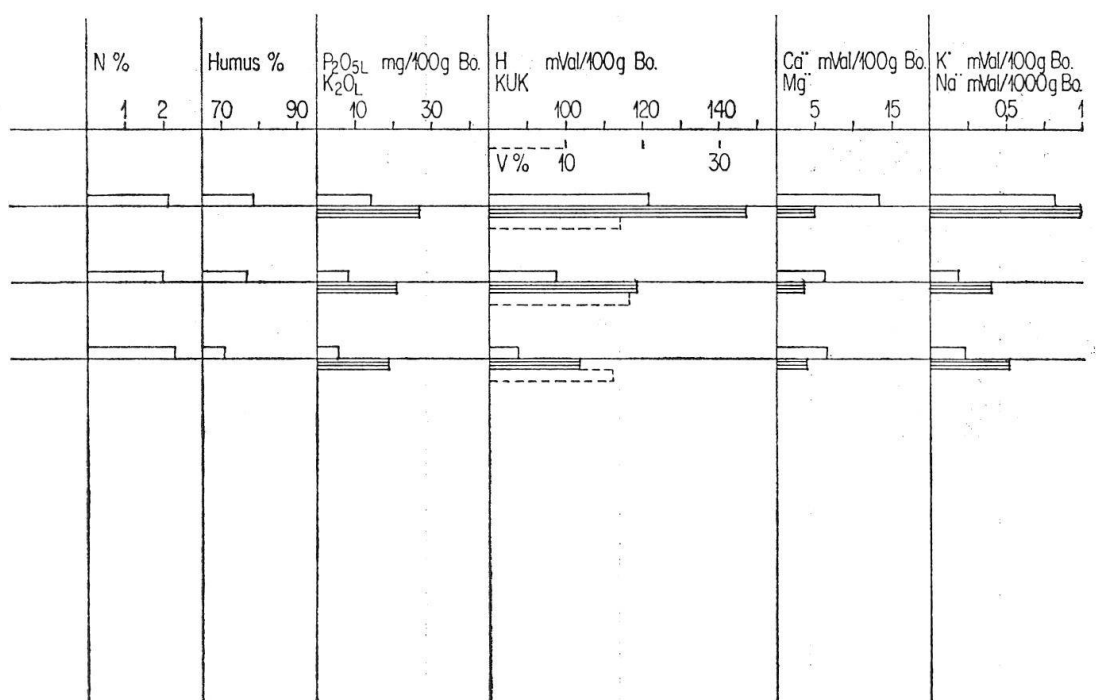


Abb. 5e 2

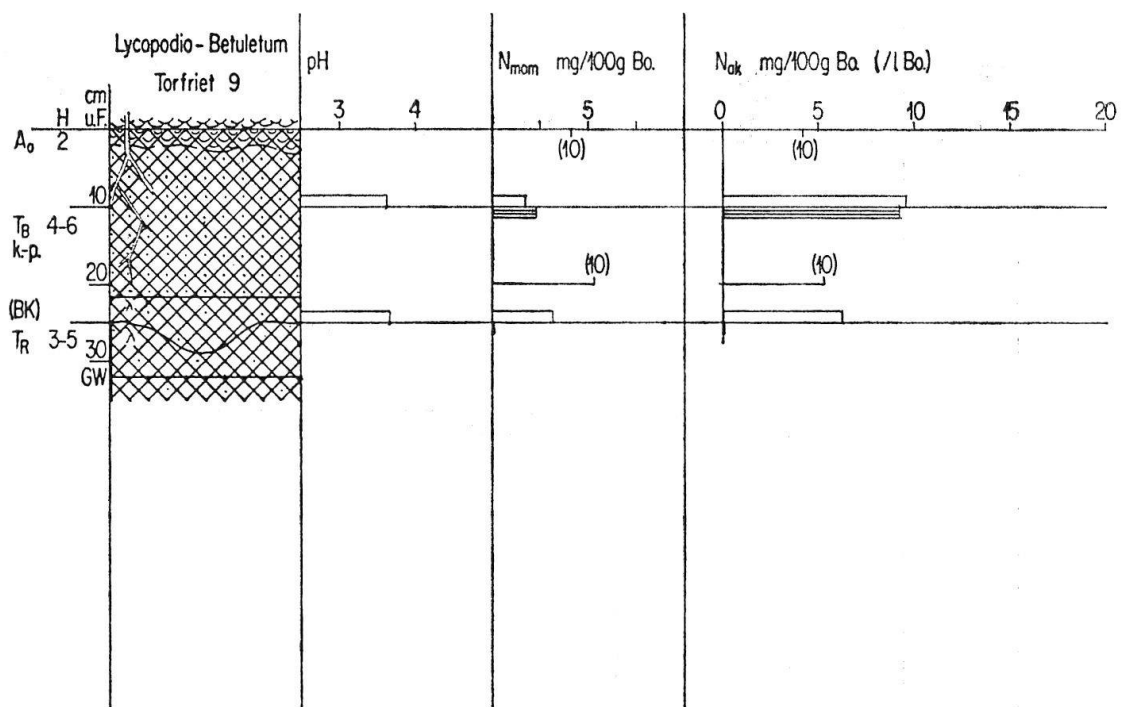


Abb. 5f 1

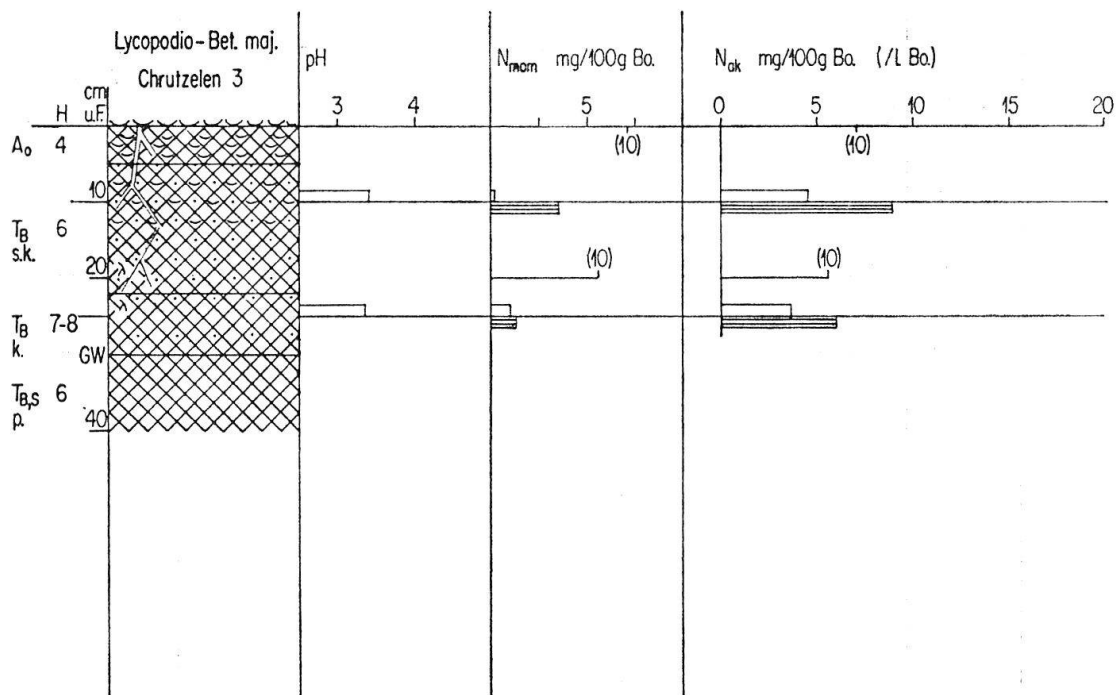


Abb. 5g 1

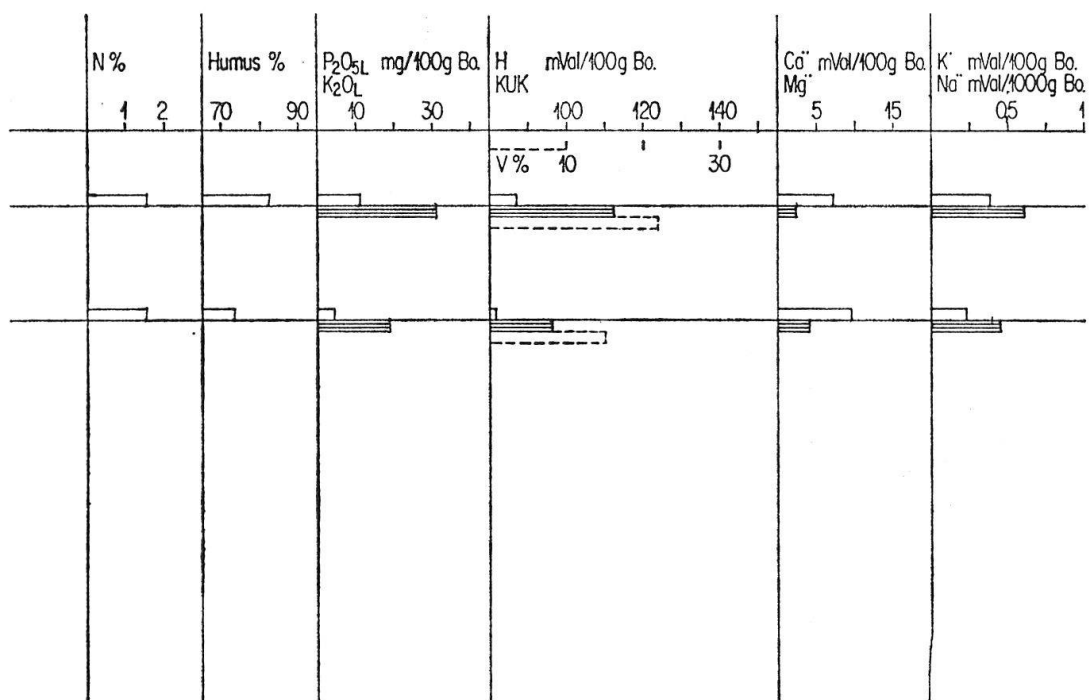


Abb. 5f 2

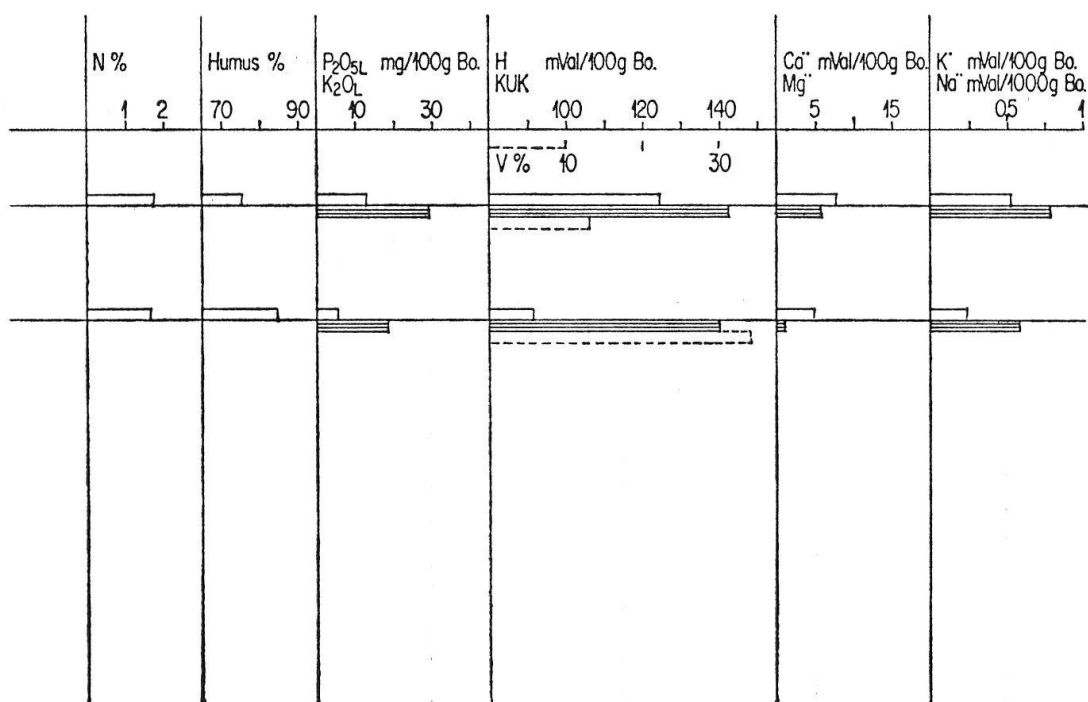


Abb. 5g 2

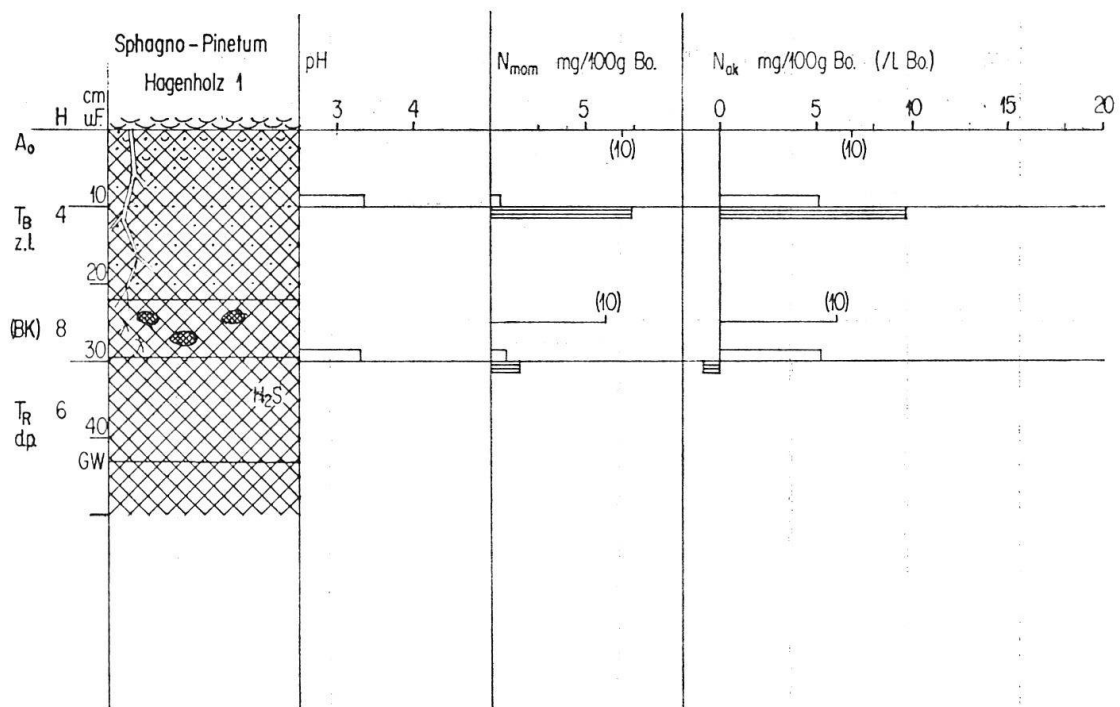


Abb. 5h 1

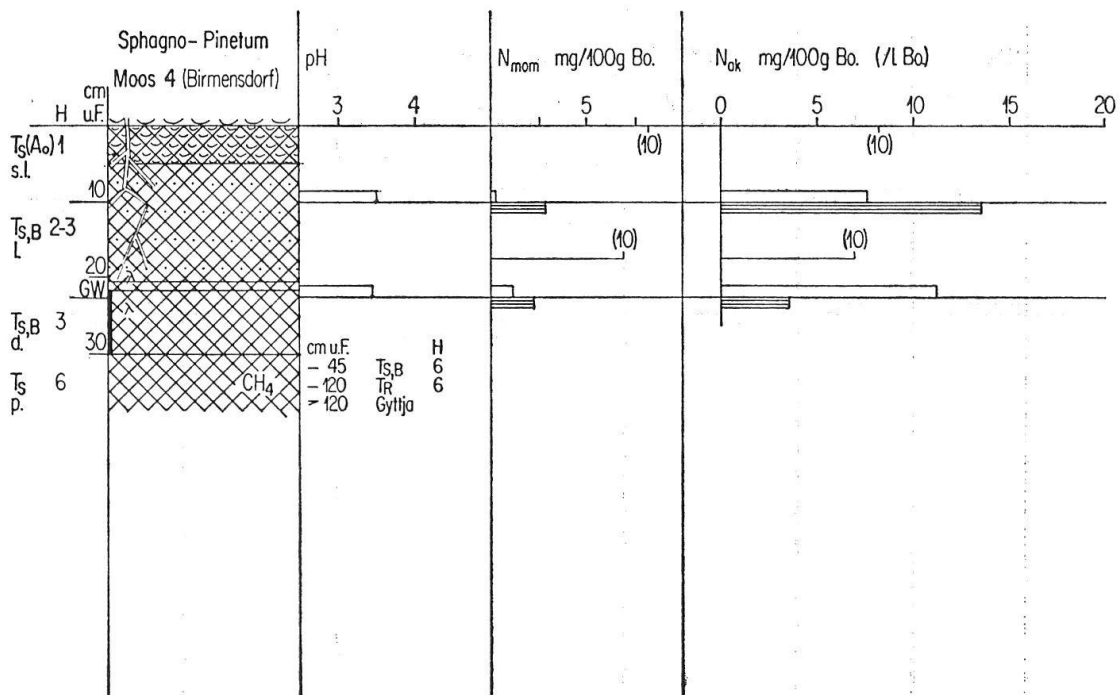


Abb. 5i 1

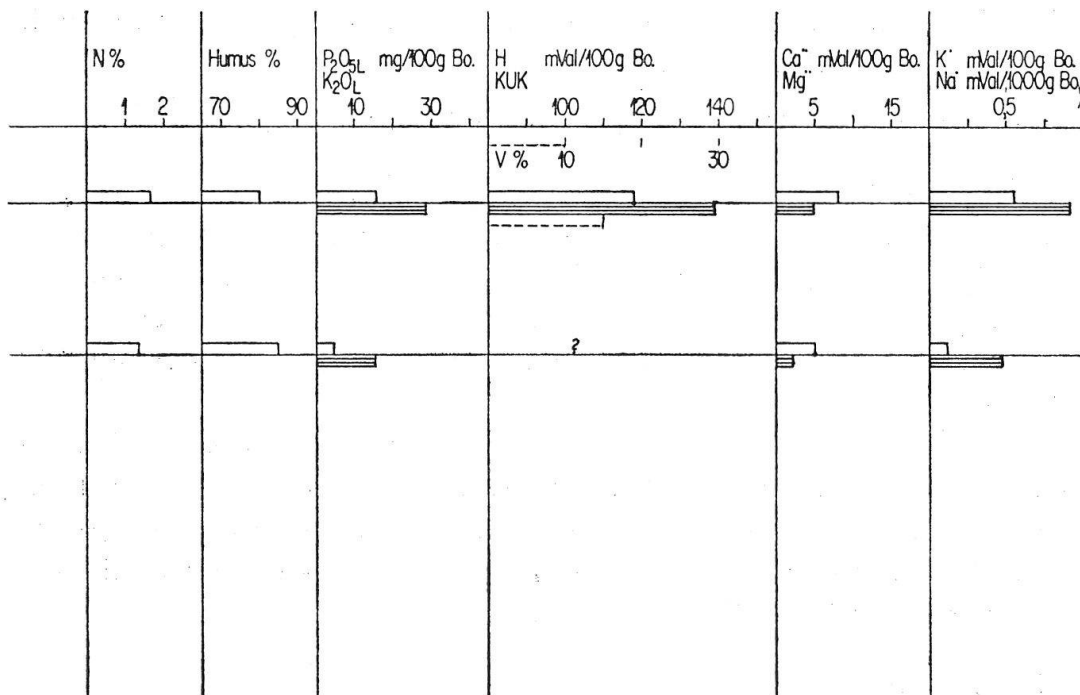


Abb. 5h 2

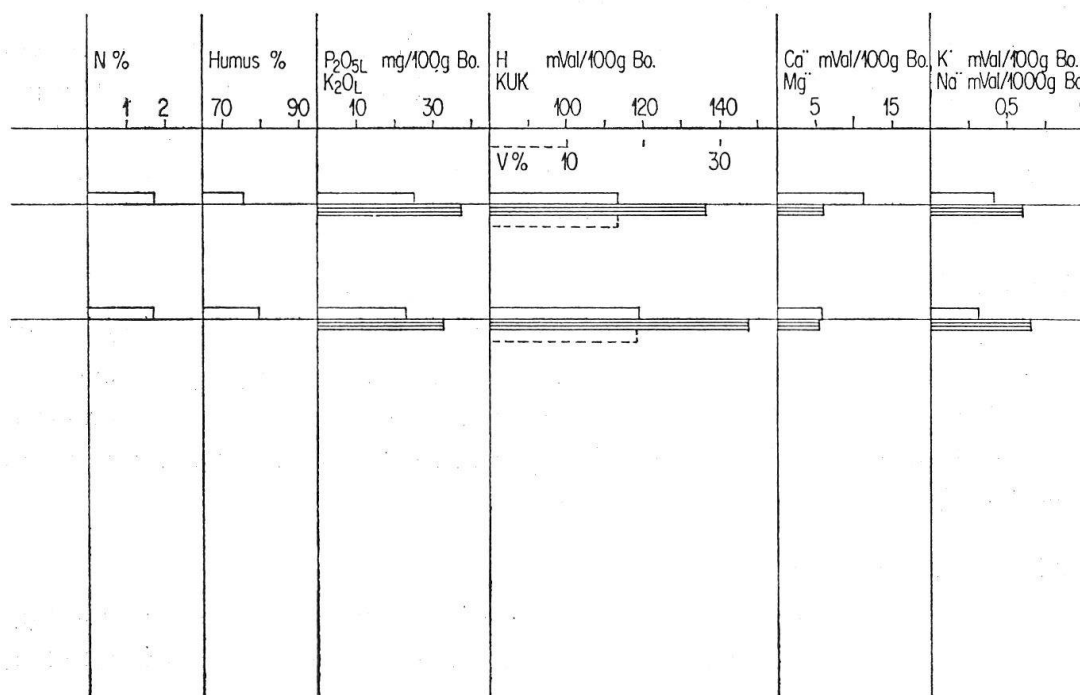


Abb. 5i 2

Die Werte für Humus % unterscheiden sich nur wenig, die niedrigsten finden sich in den *Alnion*-Gesellschaften.

3.2.3 Vergleich der Messwerte im Bodenprofil (s. Abb. 4, 5)

3.2.3.1 Pflanzenverfügbarer Stickstoff (N_{mom} und N_{ak})

Auf allen Standorten sind die unterhalb 20 (–30) cm Tiefe gemessenen $\text{NO}_3^- - N_{\text{mom}}$ -Werte grösser, die $\text{NH}_4^+ - N_{\text{mom}}$ -Werte kleiner als die Werte aus dem Hauptwurzelschicht. (Dies gilt auch für das *Osmundo-Alnetum* der Norfolk-Broads = «swamp carr» und «semi swamp carr» bei LAMBERT 1951; s. Abb. 4).

Die $\text{NO}_3^- - N_{\text{ak}}$ -Werte der Feuchtkammer sind in 20–30 cm Tiefe selten kleiner (z. B. in sehr nassen *Osmundo-Alneten*) als weiter oben im Profil, dagegen oft gleich gross oder sogar wesentlich, bis $1\frac{1}{2}$ mal, grösser. Umgekehrt akkumuliert in dieser Tiefe kaum $\text{NH}_4^+ - N$, sondern, wie aus der Bilanz ersichtlich ist, wird $\text{NH}_4^+ - N_{\text{mom}}$ nitrifiziert.

3.2.3.2 Bodenreaktion

Der pH-Wert nimmt auf allen Standorten nach unten meist schwach ab (–0,25 pH) oder bleibt mehr oder weniger auf gleicher Höhe.

3.2.3.3 Austauschkapazität (H, KUK)

H und KUK nehmen nach unten meist stärker oder schwächer ab, in einzelnen Fällen bleiben die Werte fast konstant. Nur Ca^{2+} kann unterhalb des Hauptwurzelschichtes in einzelnen *Lycopodio-Betuleten* höhere Werte erreichen. Die Abnahme von H ist indessen durchschnittlich stärker, so dass die Basensättigung V % nach unten in der Regel eher zunimmt.

3.2.3.4 Laktatlösliches Phosphat und Kali ($\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$, $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$)

Auch $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}/\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$ nehmen nach unten auf allen Standorten ab: $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ oft unter die Hälfte des Oberflächenwertes, $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$ auf etwa $\frac{2}{3}$ – $\frac{3}{4}$ (Ausnahme: *Salici-Betuletum* KS 6). Ganz extrem sind die Verhältnisse in den *Sphagno-Pineten*. Hier zeigt sich entweder fast gar keine Abnahme oder dann auf $\frac{1}{3}$ bzw. fast die Hälfte des Oberflächenwertes.

3.2.3.5 Gesamtstickstoff (N_{tot})

N_{tot} zeigt eine unregelmässige Tendenz. Vielfach nimmt der Wert geringfügig ab, aber namentlich in den *Betuleten* lässt sich keine Veränderung feststellen, oder dann ist sie nicht wesentlich.

3.2.3.6 Humusgehalt und C/N-Verhältnis

Der Humusgehalt nimmt vor allem im *Sphagno-Pinetum*, aber ebenso in

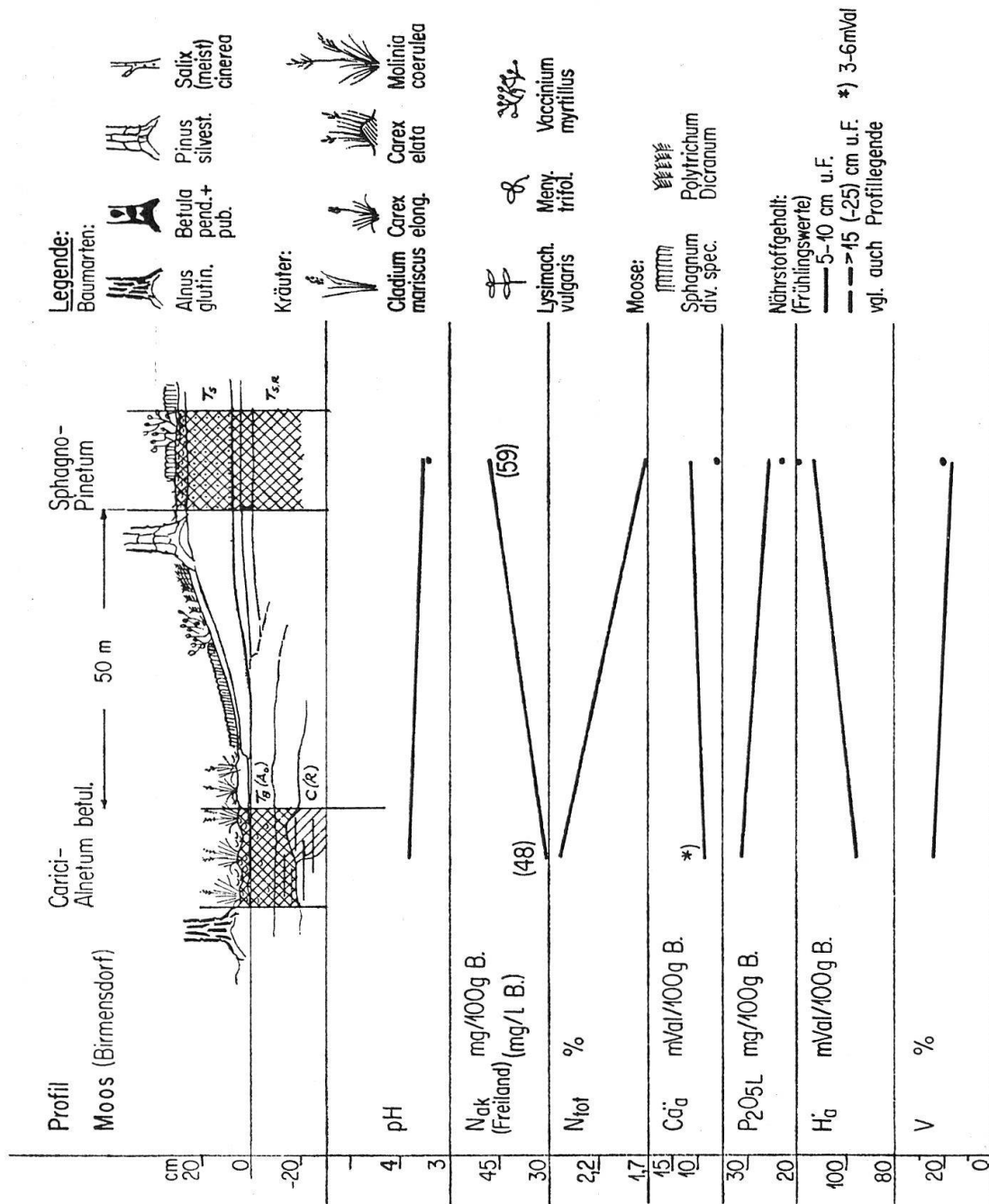


Abb. 6a. Zonierung der Bruchwaldgesellschaften und ihre Nährstoffverhältnisse am Katzenssee. (• : 25 cm u. F.).

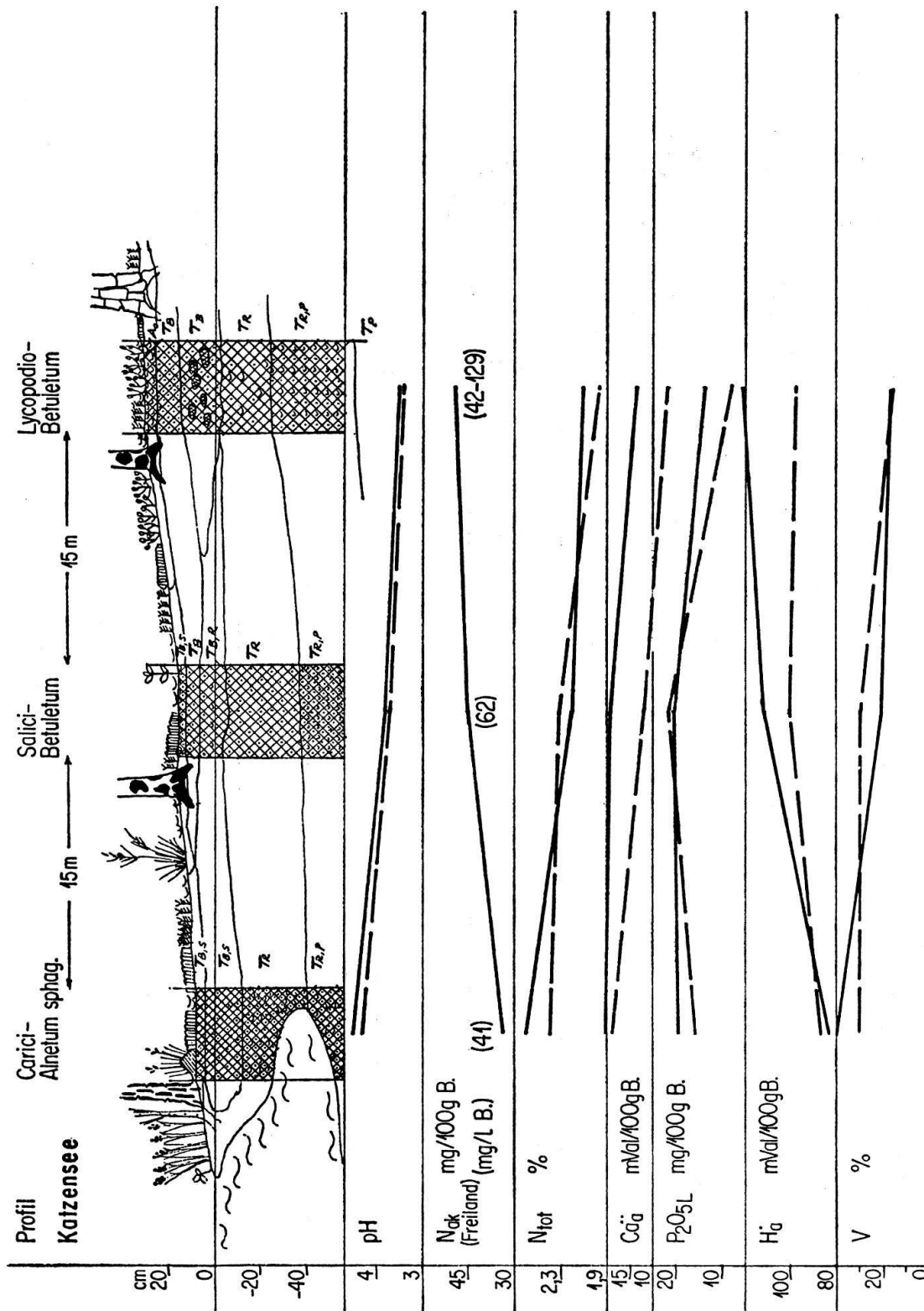


Abb. 6b. Zonierung der Bruchwaldgesellschaften und ihre Nährstoffverhältnisse im Moos.

einigen *Lycopodio-Betuleten* und im *Salici-Betuletum* um wenige Prozente zu.

Auch das C/N-Verhältnis nimmt im allgemeinen zu; in den *Alnion*-Gesellschaften bleibt es konstant.

3.2.4 Vergleich der Messwerte in der Zonierung (Abb. 6)

Das *Salici-Betuletum* wird im folgenden nicht mehr angeführt. Es nimmt eine eindeutige Zwischenstellung zwischen *Carici-Alnetum* und *Lycopodio-Betuletum* ein. Die untenstehenden Aussagen beziehen sich auf vergleichbare Messwerte aus derselben Zonierung.

3.2.4.1 Jahresangebot an Stickstoff

Vom nassen Erlenbruchwald zu Föhren- und Birkenbruchwäldern nimmt das Jahresangebot an pflanzenverfügbarem Stickstoff (ΣN_{ak}) um das 1 ½fache zu.

3.2.4.2 Bodenreaktion

Der pH-Wert des Oberbodens vermindert sich mooreinwärts um eine halbe bis eine ganze Einheit, auch in 20–30 cm Tiefe.

3.2.4.3 Austauschkapazität

H erhöht sich vom Erlen- zum (Föhren-) und Birkenbruchwald um 10–20 mval (= 10–20 %); im Oberboden gar um fast 40 mval, umgekehrt nimmt die Basensättigung ab.

Die KUK zeigt keine allgemeine Grundtendenz.

3.2.4.4 Austauschbare Metallkationen

Im Katzensseegebiet (Abb. 6b) nimmt Ca^{2+} vom Erlen- zum Birkenbruchwald um ca. 12 mval auf 7 mval ab in tieferen Horizonten, im Oberboden nur um ca. die Hälfte dieser Differenz von 20 auf 13 mval. Dagegen ist im Oberboden des *Sphagno-Pinetum* vom Moos sogar etwas mehr Ca^{2+} vorhanden als im Anmoor-Humus des *Carici-Alnetum*, ja sogar doppelt so viel wie im tonigen Unterboden.

3.2.4.5 Laktatlösliches Phosphat und Kali

Vom Erlen- zum Birkenbruchwald und Moorwald senkt sich die Menge an laktatlöslichem P_2O_5 um 20–50 %, am stärksten in ca. 25 cm Tiefe im Katzensseegebiet.

3.2.4.6 Gesamtstickstoff

N_{tot} wird vom Erlenbruch mooreinwärts um ca. 20–40 % des Wertes reduziert, im Moos z. B. von 2,6 auf 1,7 %, im Katzensseegebiet von 2,6 auf 2,1 %.

3.3 Diskussion

3.3.1 Jahresschwankungen

Die Schwankungen von N_{ak} , H_2O und in den Erlenbruchwäldern auch pH zeigen eine Periodizität, die, in ähnlicher Weise auch auf anderen Standorten gemessen, jahreszeitabhängig ist und deren Verlauf auf verschiedenen Standorten oft parallel geht.

3.3.1.1 Pflanzenverfügbare Stickstoff

Qualität und Quantität des durch die Bakterien mineralisierten Stickstoffs, ausgedrückt durch N_{ak} , ist abhängig von Humusgehalt, C/N-Verhältnis (Vorbehalte bei ZÖTTL 1960c, II; s. Abschnitt 3.3.5.2), Temperatur, Feuchtigkeit und Durchlüftung des Bodens sowie von der Art der Laubstreu, lokal von der Nähe und physiologischen Aktivität der Baumwurzeln (z. B. durch Ausscheidung von Aminosäuren; ausführliche Darstellung bei HARMSSEN und VAN SCHREVEN (Lit.!) 1955, MEYER 1957, ZÖTTL 1958, 1960a, c, ALEXANDER 1961, S. 248f., 272f., 293f., 442f., SCHEFFER und ULRICH 1961, S. 214f., RUNGE 1965, GIGON 1968, BÜCKING 1968, YERLY im Druck, SUKACHEV und DYLLIS 1964, S. 358, 367, 378, Adsorption von Mikroorganismen durch Bodenpartikel, S. 411ff., Einzelheiten über die Nitrifikationsfähigkeit verschiedener Standorte, S. 512, Wirkung von Bränden).

Gefördert durch relative Trockenheit und Wärme zeigt demnach die Kurve von $NO_3^- - N_{ak}$ in nicht zu nassen Sommern ein deutliches Maximum (vgl. auch KOVÁCS 1964, ELLENBERG 1964 für Laubwälder), was im Gegensatz zu den Angaben von ALEXANDER (1961, S. 275) sowie von BOLLEN und LU (1968, für *Alnus rubra*) steht. Dagegen erscheinen die Maxima von $NH_4^+ - N_{ak}$ meist im Frühling oder Herbst, weil in diesen Jahreszeiten der Wasserspiegel in den Bruchwäldern zu hoch ansteht. Die N-Mineralisation kann dann wegen schlechter Durchlüftung (aber noch ausreichender Wärme) nur bis zur NH_4^+ -Stufe gehen (vgl. ZÖTTL 1958). Im Spätherbst ist die Wärme nicht mehr genügend, so dass während der kalten Jahreszeit kaum mehr $NH_4^+ - N$ gebildet wird (Einzelheiten s. bei SUKACHEV und DYLLIS 1964, S. 512). Während des Winters häufen sich indessen Eiweissabbauprodukte an, die in der ersten warmen Frühjahrsperiode schnell zu NH_4^+ abgebaut werden, so dass auch im Frühling hohe $NH_4^+ - N$ -Werte gemessen werden können («Vernalisation», ausführlich bei YERLY, im Druck, dort weitere Lit., EHRHARDT 1961, vgl. auch SUKACHEV und DYLLIS 1964, S. 399, maximale Bakterienzahl im April; vgl. Abb. 3).

Am meisten $NO_3^- - N$ akkumuliert in den Erlenbruchwäldern, aber nur falls die oberste Humusschicht oberflächlich abtrocknet, eine Tatsache, die auch

für andere Waldgesellschaften feuchter, nährstoffreicher Standorte (ELLENBERG 1964, ANTONIETTI 1968) oder für Röhrichte (MEYER 1957, KLÖTZLI in Bearbeitung) gilt. Sind dieselben Horizonte dicht und wassergesättigt, dann wird denitrifiziert (vgl. Abb. 3a, b, 6b).

BÜCKING (1968) fand bereits bei 80–90 % Wassergehalt (bezogen auf Wassersättigung) keine Nettomineralisierung mehr (Erlenbruchwald). Unsere Bruchwaldtorfe sind poröser durch den hohen Anteil der Seggenblattreste und mineralisieren deshalb noch bei rund 90 % der Sättigung (vgl. Abb. 3b; nach ALEXANDER 1961, S. 253f., 303f., ist optimale Ammonifikation bei 50 bis 75 % zu erwarten). Immerhin kann auch unter vermindertem Sauerstoffdruck noch nitrifiziert werden (vgl. MEYERHOF 1916, MEVIUS 1928 zit. n. MEYER 1957; Einzelheiten über die Herabsetzung der Nitrifikation durch NH_4 -Festlegung s. SCHEFFER und ULRICH 1961, S. 214).

Maximal konnte in sechs Wochen bis 25 mg $\text{NO}_3\text{—N}$ /100 g TB (BÜCKING 10–30 mg; BOLLEN und LU 1968 für *Alnus rubra*, max. 27 mg in F-Lage) akkumulieren. Durch die Oxydation des NH_4 zu NO_3 wird im übrigen das pH erniedrigt und damit die Erhältlichkeit verschiedener austauschbarer Kationen erhöht (ALEXANDER 1961, S. 279). Zudem ist die Wüchsigkeit verschiedener Baumarten bei gemischter Stickstoffernährung besser (für Fichte und Zuchtpappeln s. EVERS 1963/1964; für Waldpflanzen s. BOGNER 1966). Bei überwiegender NH_4 -Ernährung bildet die Schwarzerle kaum Rhizothamnien («Wurzelknollen») aus, weil die Kohlenhydrate und organischen Säuren, auf die die Aktinomyzeten angewiesen sind, zur NH_4 -Bindung verbraucht werden (EVERS 1964; vgl. auch ZAVITKOVSKI und NEWTON 1968: Förderung der Nodulation durch hohes N_{tot}).

In den Birkenbruchwäldern, durchschnittlich etwas saureren Standorten, trocknen die obersten Bodenschichten jeden Sommer genügend aus (vgl. auch PEARSALL 1938, S. 201), um eine beträchtliche N-Akkumulation (meist in Form von $\text{NH}_4\text{—N}$) zu gewährleisten, die höher ist als in den Erlenbruchwäldern. Das in den Birkenbruchwäldern oft vorherrschende *Vaccinium myrtillus* und auch *Calluna* wachsen im allgemeinen bei NH_4 -Ernährung besser (MARTHALER 1939).

Erstaunlich sind auch die hohen Werte in den Sphagno-Pineten. Indessen hat auch YERLY (im Druck) im sommerlich austrocknenden Oberboden des *Sphagno-Trichophoretum* Nitrifikation festgestellt; in der gleichen Jahreszeit fand er dagegen in der *Sphagnum*-Wachstumszone noch beträchtliche Mengen $\text{NH}_4\text{—N}_{\text{ak}}$ und in grösserer Tiefe (–150 cm) unterhalb der Erikazeen-Wurzelszone viel freies NH_4 , das in diesen Böden durch das Profil durchgewaschen wird (vgl. Abschnitt 3.2.3.1, 3.3.2.1).

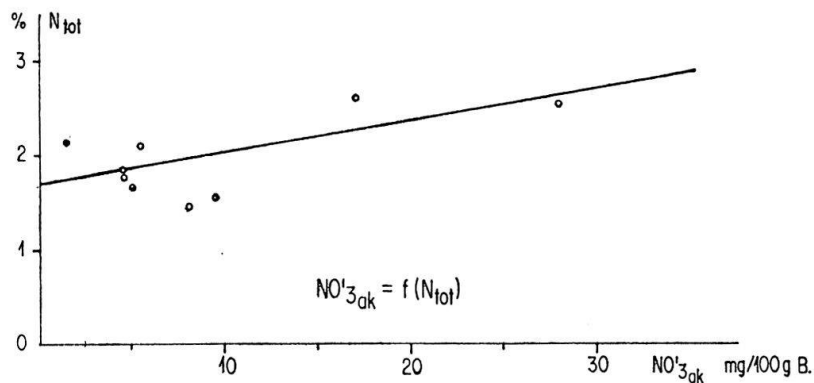


Abb. 7. Korrelation zwischen N_{tot} und NO'_3_{ak} (6 Wochen Feuchtkammer; Proben vom 1.6.1967).

$$r = 0,664 \quad (P = 0,05)$$

$$y = 1,7 + 0,03x$$

Zwischen Gesamtstickstoffgehalt (N_{tot}) und Mineralisationsfähigkeit (N_{ak}) besteht normalerweise ein direkter Zusammenhang, sofern man die gleiche Torfart (z. B. Birken- oder Erlen-Bruchwald-Torf) bei gleicher Bodenfeuchte berücksichtigt (vgl. ZÖTTL 1960c, ALEXANDER 1961, S. 253f., BÜCKING 1968). Bei höherem N_{tot} bzw. engerem C/N-Verhältnis wird also entsprechend mehr mineralisiert (Einzelheiten bei ZÖTTL 1960c, II). In unsern Böden findet sich allerdings nur zwischen N_{tot} und NO'_3_{ak} eine deutliche Korrelation, die für alle untersuchten Torfarten gilt (Abb. 7). Zwischen N_{tot} und $(\text{NH}_4 + \text{NO}_3)_{\text{ak}}$, bzw. $(\text{NH}_4 + \text{NO}_3)_{\text{mom}}$, ausgedrückt in mg/100 g TB und in mg/l TB, wurde keine Korrelation festgestellt.

Zu beachten ist indessen, dass die mikrobielle Angreifbarkeit der organischen Substanz grösstenteils abhängig ist vom Anteil des Dauerhumus (vgl. SCHEFFER und ULRICH 1960) bzw. vom Anteil des leicht zersetzbaren Aminostickstoffs, der z. B. in Rohhumus und Moder über 50% ausmachen kann (vgl. SPRINGER und KLEE 1958, zit. n. ZÖTTL 1960c). Entsprechend ist die Mineralisationsrate in Mull bei hohem Dauerhumusgehalt oft recht bescheiden.

Entsprechend der in der Vegetationsperiode mineralisierten N-Menge, ist N_{tot} im Herbst tiefer als im Frühjahr, und zwar vor allem bei *Alnion*-Gesellschaften; denn während des Winters wird der bei der Streuzersetzung freiwerdende Stickstoff den obersten Torfschichten zugeführt.

3.3.1.2 Bodenreaktion

Die pH-Schwankungen sind, verglichen mit denen in Laubwäldern und Trockenwiesen, sehr gering. Nur in den vorübergehend trockenfallenden Erlenbruchwäldern ist die Bodenreaktion merklich gegen den sauren Bereich verschoben, was in Übereinstimmung mit BUCHWALD (1951, s. auch ELLENBERG

1939, LAATSCH 1954) durch den vorübergehend ausgeschalteten direkten Einfluss des basenreichen Grundwassers ist. Die erhöhte CO₂-Produktion der Pflanzen und Mikroorganismen im trockenen Oberboden dürfte in diesen pH-Bereichen keine Rolle mehr spielen. Im Herbst ist der pH-Anstieg trotz des basenreichen Grundwassers recht gering, weil die sauren Humusstoffe des (*Sphagnum*-) Bruchwald-Torfs stark gegen Alkalien puffern, bei zunehmender Streuzersetzung Säuren frei werden und die Mikroorganismen im vernässten Oberboden saure Abbauprodukte bilden (vgl. ELLENBERG 1958; s. auch KOVÁCS 1964, YAMATA 1968).

In den Birkenbruchwäldern ist das ganze Jahr über kaum eine wesentliche Schwankung des pH-Wertes zu bemerken. Möglicherweise wird eine physiologisch bedingte stärkere Erniedrigung des pH-Wertes aufgehoben durch fortwährende leichte Auswaschung von Basen aus der sich nur schwach zersetzenden Laubstreu bzw. der obersten Torf- oder Rohhumusschicht (L-Lage). Auf armen Moorböden werden die austauschbaren Metallkationen oft in der Pflanze angereichert (für K⁺ s. z. B. MALMER und SJÖRS 1955). Mithin bedingt die Laubstreu eine ganz oberflächliche Anreicherung von Basen und Erhöhung des pH-Wertes. Namentlich aber unter herbstlichen Bedingungen treten Vorgänge auf, die eine Erhöhung des pH-Wertes vermuten liessen. Nach dem Laubfall wird nämlich rasch eine ziemliche Menge von Basen frei; zudem wird die bei der Laubzersetzung freiwerdende Apfel- und Zitronensäure schnell abgebaut (SJÖRS 1959, NYKVIST 1963). Indessen werden die Neutralisierungsvorgänge weitgehend durch die sauren Humusstoffe blockiert, so dass auch in dieser Jahreszeit der pH-Wert nahezu stabil bleibt (Mineralisierung von Birkenstreu vgl. MIKOLA 1960; vgl. auch die hohen H-Werte im Birkenbruch und Abschnitt 3.2.2.1).

Die pH-Schwankungen der «Sphagno-Pineten» sind ähnlich denjenigen der eigentlichen Birkenbruchwälder, somit sehr ausgeglichen und mithin ganz verschieden von denen der Hochmoore, die eine deutliche Depression im Hochsommer haben (vgl. GAUGER und ZIEGENSPECK 1930).

3.3.1.3 *Wasserspiegel*

Ähnlich wie in sommernassen Flach- und Zwischenmooren sind die Grundwasserschwankungen sehr gering (vgl. LEÓN 1968, KLÖTZLI 1969, für Moorbüschwälder FABJANOWSKI und ZARZYCKI 1967). Die Dauerlinien (Abb. 2) ähneln den entsprechenden *Magnocaricion*- oder *Eriophorion*-Gesellschaften, die sich nach dem Schlag der Bruchwälder einstellen, liegen aber etwa 20–30 cm tiefer. Auch in den trockensten Birkenbruchwäldern fällt der Grundwasserspiegel selten unter 50 cm (in der trockensten Ausbildung kann bereits die Buche Fuss fassen!). PUUSTIÄRVI (1956) gibt für seine untersuchten Bruchwälder

nur wenige Werte an; 19 cm u. F. für «*Vaccinium myrtillus*-Carr» entspricht indessen einem Höchststand in unserem Birkenbruchwald. FABJANOWSKI und ZARZYCKI (1967) vermitteln Dauerlinien von Erlenbruchwäldern (mit Nadelholz, Typus «inundational-transient», muck gley soil) bzw. Föhren-Moorwäldern («stagnating-swamped»), die analog den unsern verlaufen.

Diese Bruchwälder können also ganzjährig Grundwasser (i. w. S.) nutzen, zumal in extremen Trockenzeiten, bei tiefstem Grundwasserstand, der kapillare Wasseraufstieg in diesen Torfböden bis 80 cm über dem Wasserspiegel noch sehr beträchtlich ist (vgl. KUNTZE 1965).

Der sommerliche Tiefstand des Grundwassers ist, ausserhalb der Seengebiete, in erster Linie durch die stärkere Evapotranspiration bedingt und, in der Nähe von Seen, von der Seespiegelschwankung abhängig (vgl. KAUSCH 1957).

Im *Sphagno-Pinetum* ist die oberflächliche Durchlüftung im Hauptwurzelhorizont auch bei hohem Moorwasserspiegel noch gewährleistet, weil das Makroporenvolumen im undrainierten Hochmoor und in hochmoorähnlichen Böden, verglichen mit den Flachmooren, hoch ist (KUNTZE 1965, YERLY im Druck; vgl. auch ELLENBERG 1963, S. 379, über O₂-Verhältnisse in Brüchern und den O₂-Verbrauch von Humus).

3.3.1.4 Mineralstoffe und Austauschkapazität

Verschiedene Mineralstoffe, wie P₂O_{5L} und K₂O_L, sind im Herbst in den oberen Horizonten der *Alnion*-Gesellschaften in geringerer Konzentration vorhanden, weil sie von den Beständen während der Vegetationsperiode aufgenommen wurden oder vielleicht auch, weil sie in verschiedenen Jahreszeiten in anderer weniger löslicher Form vorliegen. So erhöht z. B. NH₄⁺ die Pflanzenverfügbarkeit von Phosphat (SCHEFFER und ULRICH 1960, S. 220; über die Umsetzung von Phosphat im Boden und den Begriff des Phosphat-Nährstoffvorrats s. ULRICH 1961, S. 33, 67, 70). Auch verschiedene austauschbare Metallkationen sind im Herbst in geringerer Menge vorhanden, und zwar nicht nur in den *Alnion*-Gesellschaften (vgl. z. B. BURD und MARTIN 1924, Abnahme der Werte für Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, K⁺, Na⁺, ferner PO₄^{'''} und NO₃⁺ im Herbst; BOLLEN und LU 1968, Abnahme der KUK während der Vegetationsperiode).

In diesen wird aber namentlich Ca stark aufgenommen, derart, dass der Oberboden an Ca verarmen kann (vgl. BOLLEN und LU 1968, YAMAYA 1968). Im humusreichen Boden wird freilich in erster Linie die Aufnahme der Alkalikationen begünstigt; indessen hat diese Konzentrationsänderung weitere zur Folge. Denn die Kationenverhältnisse werden durch das Donnan-Gleichgewicht bestimmt, welches qualitative Aussagen über die Verteilung der Ionen zwischen der Bodenlösung und dem umtauschenden Bodenkomplex zulässt (s. SCHEFFER und ULRICH 1960, S. 212; Beeinflussung der Mineralstoffernährung durch organisch gebundene Nährstoffe s. S. 211).

Im Verlauf des Winterhalbjahres wird die neue Streuschicht so weit zersetzt, dass im Frühjahr wieder ein etwas höheres Mineralstoffkapital im Oberboden vorhanden ist. Nach MATTSON und KOUTLER-ANDERSSON (s. vor allem 1944) wird die Streue schon im Winter und Frühjahr weitgehend entbast, wobei die F-Lage der Rohhumusschicht (mittlere schwach zersetzte Schicht) als Basenfilter wirkt und eine stärkere Auswaschung verhindert (vgl. VIRO 1955 und RODIN und BAZILEVICH 1967, S. 147f., starke Abnahme von K, P, N in der Streue). Bei der Abnahme der einzelnen Elemente sind viel grössere Unterschiede festzustellen als bei der Abnahme der organischen Substanz in Streue verschiedener Baumarten (VIRO 1955; Aufnahme und Abgabe von Mineralstoffen s. auch RODIN und BAZILEVICH 1967, S. 144f.).

In den Birkenbruchwäldern können einerseits bei tiefen Grundwasserständen doch verschiedene Kationen langsam durchgewaschen werden; andererseits wird das vorjährige Laub wegen der Basenarmut des Substrats (vgl. auch STÖCKER 1967a) erst im Verlaufe der neuen Vegetationsperiode stärker zersetzt, und zwar derart, dass die Herbstwerte verschiedener Nährstoffe sich von den Frühlingswerten nicht wesentlich unterscheiden (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+) oder höher liegen (N_{tot} ; vgl. auch die langsame Zersetzung vorjähriger Laubstreu bei LINDGREN 1968). Denn nach LAATSCH (1954, S. 119ff.) wird die Streuzersetzung auch durch Antibiotika gehemmt, z.B. durch die phenolischen Glykoside der Zwergsträucher (*Vaccinium*). (Über die Temperaturabhängigkeit der Streuzersetzung s. z.B. MIKOLA 1960).

Durch das Grundwasser können kaum wesentliche Mengen an austauschbaren Metallkationen, z.B. Ca^{++} , zugeführt werden, weil der Wasserspiegel den Oberboden nie erreicht und der Unterboden dieser Bruchwälder bis in rund 1 m Tiefe sehr arm an Mineralstoffen ist.

3.3.1.5 Humusgehalt

Die Bestimmung der Humusgehalte im Frühling und Herbst lassen vermuten, dass allgemein eine Grundtendenz zu tieferen Herbstwerten besteht. Dies würde bedeuten, dass der oberste Humushorizont in der Vegetationsperiode um ca. 1–2% mineralisiert wird (vgl. Humus-Mineralisierung aus Humus-Begleitstoffen, Umsatz im sogenannten Nährhumus bei SÜCHTING 1950, SCHEFFER und ULRICH 1960, S. 187, Grenzen der Humusanreicherung S. 181; vgl. auch die Mineralisierung von Humus im B_h -Horizont von schwedischen Podsolen bei TAMM und HOLMEN 1967).

Entsprechend diesen Veränderungen im Humus- und Gesamtstickstoff-Gehalt kann sich auch das C/N-Verhältnis gegen Ende der Vegetationsperiode verengen (vgl. auch Abschnitt 3.3.5.1), seltener erweitern (vgl. z.B. BOLLEN und LU 1968, Verengung des C/N-Verhältnisses in *Alnus rubra*-Wäldern).

3.3.2 Verteilung im Profil

Die Durchwurzelung aller Torfprofile ist sehr oberflächlich und reicht für alle Baumarten nur bis (15–) 20–30 cm u. F. Mithin liegen die Wurzeln, insbesondere der Schwarzerle und meist auch der Birken, nur in den Horizonten, die in der Vegetationsperiode besser durchlüftet werden (vgl. MÖRNSJÖ 1969, S. 119).

3.3.2.1 Pflanzenverfügbare und Gesamtstickstoff

Ungleich den Profiluntersuchungen an Mineralerdböden (s. AALTONEN 1926, ZÖTTL 1958, ELLENBERG 1964, RUNGE 1965 usw.), lässt sich eine deutliche Akkumulation von Stickstoff (sowie auch von N_{mom}) bis unterhalb 30 cm, auf einzelnen Probestellen auch bei hohem Grundwasserstand bis ca. 50 cm, feststellen. Es ist also nicht nur eine N-Anreicherung (inkl. NO_3^- !) im oberen Bereich des momentan durch das Grundwasser erfassten Horizontes bemerkbar (vgl. LEÓN 1968, ELLENBERG 1968), sondern es ist zu vermuten, dass in allen Torfhorizonten, beim Brutversuch und bei tieferliegendem Grundwasser, N akkumuliert und ausserhalb des Hauptwurzelschichtes auch jederzeit frei verfügbar ist (vgl. auch YERLY im Druck).

In ähnlicher Tiefe wie im vorliegenden Fall liess sich N- und vor allem NO_3^- -Akkumulation auf Mineralböden nur selten nachweisen, z. B. auf den tiefgründigen reichen insubrischen Braunerden unter *Quercus-Fraxinetum* (ANTONIETTI 1968). Immerhin gibt RUNGE (1965) an, dass auf Torfanmoor unterhalb 20 cm noch eine beträchtliche Nitrifikation stattfindet und dass der Gehalt an pflanzenverfügbarem N langsam nach unten abnimmt.

BÜCKING (1968) mass auch die Mineralisierung in Oberflächenproben und fand im Vergleich dazu eine starke Abnahme an N_{ak} , derart, dass in 25 cm u. F. nur noch etwa die Hälfte des Oberflächenwerts gemessen werden konnte (auf Volumen berechnet). Dasselbe gilt für die Rohhumusböden, die ZÖTTL (1960c) untersucht hat: Höchste Mineralisationswerte ergaben sich in der obersten Humusschicht (L-Schicht).

In unsern Proben akkumuliert bemerkenswerterweise namentlich NH_4^+ -N in den oberen Schichten, NO_3^- -N in den tieferen, und zwar so viel, dass in Tiefen um 30 cm gesamthaft mehr N akkumuliert wird als in 10 cm u. F., dies obwohl die pH- und Nährstoffverhältnisse (N_{tot}) sich nur unwesentlich verändern (Oberflächenproben wurden keine genommen; vgl. Abschnitte 3.2.3.1, 3.3.4.1 und Abb. 4, 5b usw.).

Diese N-Akkumulation, die aus technischen Gründen nur anhand von Feuchtkammerwerten (aber ohne Änderung der Bodenfeuchte) nachgewiesen werden konnte, dürfte im ungestörten Profil viel kleinere Werte annehmen. Die Ursache für die Nitrifikationsfähigkeit dieser Torfproben lässt sich pedogenetisch erklären: In 30 cm Tiefe trifft man meist auf Radizellentorf, also Ablagerungsprodukte von Pflanzengesellschaften, z. B. *Magnocaricion*, in denen nach LEÓN (1968) in trockenen Perioden, auch bei tiefem pH, ziemlich intensiv NO_3^- -N akkumuliert wird (vgl. Kovács 1968a, Brutversuch, 28 Tage,

60 % der Sättigung, 13 mg NO_3^- -N/100 g TB). Im natürlich gelagerten ungestörten Boden kann auch unterhalb des Wurzelbereichs kein NO_3^- akkumulieren, weil dieses Ion in Torfböden im Gegensatz zu bewachsenen Mineralböden ziemlich stark durchgewaschen wird (SCHEFFER und ULRICH 1960, S. 214; ELLENBERG 1964, dort Lit.).

In Übereinstimmung mit den Messungen von HOLMEN (1964) an Torfprofilen unter *Ledo-Pinetum* (vgl. auch MALMSTRÖM 1952) verändert sich der Gehalt an Gesamtstickstoff im oberen Teil des Profils kaum: Der nicht mineralisierte und von den Pflanzen aufgebrauchte Stickstoff bleibt in der Regel im Boden fixiert, wie übrigens auch die Untersuchungen von VIRO (1953) gezeigt haben, und zwar wird Stickstoff im entstehenden Humus festgelegt, so dass die N_{tot} -Gehalte im Humus (oft) höher sind als in der Streue (s. z. B. SÜCHTING 1950; RODIN und BASILEVICH 1967, S. 145 f.; Beispiel: Birke, Laub 2,4–2,9 %, Streue 1,5–1,6 %, Humus 2,1–2,2 %; vgl. auch OVINGTON und MADGWICK 1959).

3.3.2.2 Bodenreaktion

Normalerweise nimmt im humiden Klima der pH-Wert von oben nach unten zu im Profil (vgl. z. B. ELLENBERG 1958, FREI und JUHASZ 1963, HOLMEN 1964 u. a.). In den grundwasserbeeinflussten Torfhorizonten wird der pH-Wert vom Grundwasser mitgeprägt, das allerdings bei uns in der Regel sehr basenreich ist, so dass auch im unteren Profiltail unserer Torfböden der pH-Wert zunimmt. Ausserhalb des Grundwasserbereiches hängt der pH-Wert von den pedogenetischen Verhältnissen ab, die zur Bildung des betreffenden Torfes geführt haben. So wird der pH-Wert im *Sphagnum*- (Misch-) Torf eines Bruchwaldes durch die Sphagnen modifiziert, indem auch basenreiches Seewasser (Überschwemmungswasser) durch deren Ionenaustauschfähigkeit entbast wird. Beispielsweise liegt der pH-Wert in *Sphagnum palustre* des *Carici-Alnetum sphagnetosum* am Katzenssee selbst bei Überschwemmungen (Mittelwasserlinie ca. 5 m entfernt) noch zwischen pH 4 und 4,5 (Seewasser pH 7,2–7,5).

Der pH-Wert des obersten Horizontes, namentlich der *trockenen* Birkenbrücher, wird durch die frische Laubstreu im Herbst kurzfristig erhöht (vgl. Abschnitt 3.3.1.2, NYKVIST 1963, dort weitere Lit., SJÖRS 1959), weil in diesem Falle die Birken mit ihren Nebenwurzeln Basen aus Tiefen bis 50 cm ausnützen und im Laub speichern (GORHAM 1953a; vgl. auch MATTSON und KOUTLER-ANDERSSON 1944, Untersuchungen vor allem für Mineralböden).

3.3.2.3 Austauschkapazität und Mineralstoffgehalt

In allen untersuchten Torfprofilen sind die untersten Schichten aus den oben angeführten Gründen meist basenreicher, zeigen also höhere V-Werte (vgl. insbesondere FREI und JUHASZ 1963, Torfmoor, entsprechend einem *Salici-Betuletum*). Der H-Wert nimmt deshalb wie auch bei den von HOLMEN (1964) angeführten Beispielen von oben nach unten ab, und zwar in einem Masse, das ungefähr der relativen Zunahme der Basen entspricht. Denn bei all diesen

Überlegungen ist zu berücksichtigen, dass der Gehalt an austauschbaren Kationen, gesamthaft gesehen, meist abnimmt. Immerhin ist die relative Basenzunahme verständlich, da die den Bruchwäldern syngenetisch vorangegangenen Grosseggennieder und Röhrichte in basenreichem Wasser aufwuchsen (vgl. auch SJÖRS 1948, 1950, MALMER und SJÖRS 1955, ELLENBERG 1963 usw.). Im einzelnen verändert sich entsprechend der Gehalt von Ca^{2+} in den Birkenbruchwäldern mit zunehmender Tiefe viel stärker als im Erlenbruchwald.

Im *Sphagno-Pinetum* ist wie im offenen Hochmoor der Ca^{2+} -Wert sehr gering im ganzen Profil (vgl. HOLMEN 1964). MÖRNSJÖ (1968) gibt die Analyse eines Hochmoorprofils aus Südschweden, wo der totale Ca-Gehalt vom Erlenbruchwaldtorf zum Hochmoortorf um maximal das 20fache, von rund 1 auf 20 mval Ca/100 g TB, abnimmt.

Auch der Gehalt an $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ nimmt in den Birkenbrüchern in den unteren Profilschichten zu (vgl. HOLMEN 1964, dort indessen andere $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ -Bestimmungsmethode). Ausserhalb des Wurzelbereiches kann sich $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ einesteils anreichern, andernteils wird es in gewissen Torfen auch durchgewaschen. DAIBER (1960) hat z.B. in einem Hochmoor festgestellt, dass eine starke Humus- und Phosphatverlagerung in neu gelegte Drainrohre erfolgte (Bildung von Humussolen und Chelatierung).

3.3.2.4 Humusgehalt

Im *Sphagno-Pinetum* verändert sich entsprechend der geringen Humifizierung der Humusgehalt nicht wesentlich. Die Bruchwaldtorfe dagegen, namentlich die der Birkenbruchwälder, sind durchschnittlich schon stark vererdet (H 7–9). Dies erklärt die Zunahme des Humusprozents in tieferen Horizonten, wenn dem Bruchwald sphagnumreiche Gesellschaften vorangegangen sind, so dass heute unter dem Bruchwaldtorf viel weniger stark humifizierte Torfe anstehen. Gemäss der verringerten Humifizierung in diesen Unterböden nimmt auch das C/N-Verhältnis nach unten zu. Im obersten Horizont (A_{00}) wird es durch das C/N-Verhältnis des Fallaubs mitbestimmt. Denn die Geschwindigkeit der Streuzersetzung hängt u.a. vom C/N-Verhältnis ab (LAATSCH 1954, S. 119f.). Das günstigere Verhältnis des Erlenbruchwaldtorfs ergibt sich schon aus der Zufuhr des Erlenfallaubs: Schwarzerle (C/N = 15 (12), Birke 50 (32) nach LAATSCH 1954, S. 143 (SCHEFFER und ULRICH 1960). (Vgl. dagegen die folgenden Werte: *Sphagnum*-Hochmoortorf C/N = 70 nach SCHEFFER und ULRICH 1960; *Mercuriali-Tilietum*, A_1 -Horizont, C/N = 7 nach KOVÁCS 1968b.) Ganz andere Verhältnisse herrschen in den Brandhorizonten der Birkenbruchwälder, wo infolge der stärkeren Humifizierung niederere Humusgehalte und günstigere C/N-Verhältnisse angetroffen werden (s. z.B. Probe-fläche Katzenssee 8). Entsprechend wird auch ziemlich stark nitrifiziert.

3.3.3 Verteilung in der Zonierung

Die Verteilung der Mineralstoffe und die Werte für die Bodenreaktion im Profil stimmen nicht in allen Punkten überein mit den Verhältnissen in der Zonierung der Bruch- und Moorwaldgesellschaften, vom Erlen- zum Birkenbruchwald oder zum Übergangsmoorwald. In dieser Reihenfolge haben sich die Gesellschaften wohl entwickelt, aber Nährstoffzufuhr und Abfuhr haben einige der ursprünglich vorhandenen Eigenschaften einzelner Horizonte verändert. Immerhin nimmt in der Sukzession (oder Zonierung) einerseits pH, V%, aber auch N_{tot} , Ca_{a} , oft auch $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ und $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$ ab und andererseits H und N_{ak} /a. J. zu. Dies gilt für den Oberboden als auch für Torfhorizonte zwischen 20 und 30 cm u. F.

Dies steht grösstenteils in Übereinstimmung mit den Angaben von HOLMEN (1964) über die Verhältnisse im Jägarmossen, einem Moor- und Bruchwaldkomplex nördlich von Stockholm. Ähnliche Verhältnisse beschreiben auch GODWIN und TURNER 1933 aus dem Profil einer Verlandungszone im Calthorpe-Broad (Norfolk) in England. PEARSALL (1938) gibt aus dem Lake District (See: Derwentwater) das Schema einer Verlandungszone vom Röhricht zum Erlenbruchwald, wo bei einer Zunahme der Bodenreaktion von pH 5,5 auf unter 4 das Redoxpotential, als Mass für die Sauerstoffversorgung, von 0 auf gegen 400 mV steigt (Korrektur des Potentials auf pH 5).

Die N-Mineralisation ist im Untersuchungsgebiet in erster Linie vom mittleren Grundwasserstand in der Vegetationsperiode bzw. von der Durchlüftung des Hauptwurzelschichtes abhängig. Mithin lässt sich erstaunlicherweise das grösste Jahresangebot an mineralisiertem Stickstoff in den am meisten «oligotrophen» Gesellschaften, dem *Lycopodio-Betuletum* und dem *Sphagno-Pinetum*, nachweisen.

Auch die Hochmoore sind ja, profilumfassend gesehen, nicht so stickstoffarm, wie YERLY (im Druck) zeigen konnte. Einzig die Erikazeen-Wurzelzone ist sehr arm an $\text{NH}_4\text{—N}$. Die Schichten unterhalb des Moorwasserspiegels enthalten relativ viel $\text{NH}_4\text{—N}$, das z. T. aus den oberen Moorschichten durchgewaschen wurde (vgl. auch *Sphagno-Pinetum* und BURGEFF 1961). In der oberen *Sphagnum*-Wachstumszone werden die Moose nicht nur durch den Stickstoff des Pollenniederschlags und des Regens gedüngt, sondern sie erhalten $\text{NH}_4\text{—N}$ auch durch kapillaren Aufstieg des N-haltigen Moorwassers (vgl. BURGEFF 1961 und RUDOLPH und BREHM 1965).

3.3.4 Qualitativer Vergleich der Messwerte

3.3.4.1 Pflanzenverfügbare Stickstoff

Bemerkenswert sind die in den Birkenbruchwäldern ermittelten Werte der

NO_3^- -N-Akkumulation bei tiefem pH (meist um 3,5). Normalerweise akkumuliert bei pH-Werten unter 4,5 (– 5,2) kaum mehr NO_3^- , wie z. B. AALTONEN (1926), SCHÖNHAR (1955), ZÖTTL (1958, 1960c I), JENSEN (1959), ELLENBERG (1964) und LEÓN (1968) beobachtet haben. Auch ALEXANDER (1961, S. 273f.) gibt an, dass die NO_3^- -Anreicherung bei tiefem pH wohl möglich, aber zu vernachlässigen ist; denn an der Nitrifikation beteiligen sich alle möglichen Gruppen von Bakterien, säure- und basentolerante, aerobe und anaerobe, so dass auch in sehr saurer Umwelt eine Gruppe aktiv ist (ALEXANDER 1961, S. 253, 272; vgl. dagegen SUKACHEV und DYLLIS 1964, S. 423, 511).

Immerhin bestätigt schon PEARSALL (1938) das Vorkommen von NO_3^- in Erlenbruchwaldtorfen bei pH-Werten $> 3,8$ und einem Redoxpotential von $E_5 > 340$ mV, also oxydativen Verhältnissen, und BOLLEN und LU (1968) fanden auch in *Alnus rubra*-Beständen eine intensive Nitrifikation bei pH 3,6 (vor allem in der F-Lage). Ferner stellt ROMELL (1953) bei der Untersuchung von A_0 -Horizonten nordamerikanischer Podsole fest, dass stärkere Nitrifikation bei pH 2,9 (wohl KCl) stattfinden kann, und HOLMEN (1964) war zunächst überrascht (mündl. Mitt.), auf seinen sauren Torfböden gutes Wachstum von *Urtica dioeca* sehen zu können, einer Pflanze, die nach BOGNER (1966) auf einseitige NH_4^+ -Ernährung empfindlich reagiert (vgl. auch RUNGE mdl., NO_3^- -Akkumulation im Rohhumus von Luzulo-Fageten bei pH 2,9, ferner Angaben bei BÜCKING 1968). ANTONIETTI (1968) fand wohl, dass meist nur noch wenig NO_3^- -N gebildet wird bei pH (H_2O) $< 4,5$; aber auf einzelnen Probeflächen (insubrische Braunerde) konnte auch er eine intensivere Nitrifikation nachweisen.

Schliesslich gilt diese Erscheinung nicht nur für Waldgesellschaften: YERLY (im Druck) ermittelte im Oberboden des *Sphagno-Trichophoretum* bei pH-Werten um 3,5 höhere Mengen (relativ zu NH_4^+ -N) von NO_3^- -N bei grösserer sommerlicher Trockenheit.

Wie sich erstmals MORAVEC und NOIRFALISE mündlich ausgedrückt haben, würden alle diese Angaben darauf hindeuten, dass Nitrifikation nicht in erster Linie durch tiefes pH verhindert wird, sondern dass sehr wahrscheinlich austauschbares Al^{+++} als Nitrifikationsgift wirkt. Diese Annahme muss freilich noch durch genaue Experimente bestätigt werden.

Schliesslich hätte auch ein zweiter Faktorenkomplex keine merkbare Nitrifikation in unsern Birkenbruchwaldtorfen erwarten lassen: Nach ZÖTTL (1960c, II; graph. Darstellung; Proben von Rohhumus und Moder) wird normalerweise nur nitrifiziert, wenn im Humus 2,2% N_{tot} vorliegt und das C/N-Verhältnis enger als 25 ist. Die Werte für unsere Böden sind indessen tiefer für N_{tot} und in einigen Fällen weiter für das C/N-Verhältnis.

3.3.4.2 Kalzium und Kalziumkarbonat

Austauschbares Kalzium (Ca^{2+}) ist in den Erlenbruchwäldern in etwas größerer Menge vorhanden als in den Birkenbruchwäldern (ab 20 mval/100 g TB). Aber erst in den reichsten Erlenbruchwäldern (vgl. auch *Osmundo-Alnetum*, Abb. 4) konnte auch Karbonat, und zwar bis gegen 2% CaCO_3 , nachgewiesen werden.

3.3.5 Quantitativer Vergleich der Messwerte

Wie schon unter 3.3.3 ausgeführt wurde, unterscheiden sich die Standorte der Bruch- und Moorwald-Gesellschaften in der Quantität verschiedener Faktoren (N_{tot} , H usw.). Aufschlussreich ist der Vergleich mit Messungen derselben Werte aus Hoch- und Flachmooren, Laubwäldern und anderen Moorwäldern (Abb. 10).

3.3.5.1 Pflanzenverfügbare und Gesamtstickstoff

Auch in den extrem sauren Bruchwäldern wird bis 11 mg NO_3^- -N/100 g TB (= \approx 600 cc) in 6 Wochen beim Brutversuch im Labor akkumuliert (vgl. NEUHÄUSL 1960, azidophile Buchen- und Eichenwälder, rund 4,5 NH_4^+ -N/100 g TB*, in 28 Tagen [*Mercurialis-Asperula*-Buchenwald rd. 11 mg N], kein NO_3^- -N; Kovács 1965, 1968b, arme Eichen- und Buchenwälder, 0,2–1,4 mg NO_3^- -N/100 g TB in 28 Tagen [reichere Wälder 2,3–6,2, Lindenwälder 35 bis 60 mg NO_3^- -N]; SCHÖNHAR 1955, azidophile Buchenwälder, 0–2 mg N/1 TB).

Werden die Werte für das Jahresangebot an mineralisiertem Stickstoff in die Volumeneinheit umgerechnet, so kann man das Angebot in den obersten Bodenhorizonten (meist 0–25 cm u. F.) pro Flächeneinheit bestimmen.

Die Beträge für die Bruch- und Moorwälder lassen im Vergleich mit denen der Laubwälder erkennen, dass sie überdurchschnittlich gut mit pflanzenverfügbarem Stickstoff versorgt sind (vgl. Tab. 4).

In Übereinstimmung mit den Angaben von RUNGE (1965) über den Erlenbruch (0–5 cm: \approx 80 mg/100 g J. \approx 0,4 kg/a. J.) sind die Werte für unser *Carici-Alnetum sphagnetosum* und *betuletosum* etwa gleich hoch wie für (Buchen-) Laubwald-Gesellschaften (beide für 0–15 cm u. F. gerechnet) (s. Tab. 2, 3, Abb. 3a, b).

Im Extremfall erreicht die Stickstoffakkumulation in trockenen Sommerperioden, namentlich im Erlenbruchwald (s. Abb. 3b), so hohe Werte wie in Glatthaferwiesen (vgl. WILLIAMS 1968). Es ist deshalb nicht erstaunlich, dass schon in sehr früher Zeit Bruchwaldstandorte (und die Standorte der Erlen-Eschenwälder) drainiert und intensiv kultiviert wurden, denn auch die frei

* bei 60% der Wassersättigung, 25–30 °C

vorhandenen Stickstoff-Vorräte N_{mom} sind durchschnittlich höher als in Laubwäldern.

In unsern Bruchwäldern werden pro Jahr ca. 2% des total vorhandenen Stickstoffs mineralisiert (Mineralisationsgrad vgl. z.B. BÜCKING 1968; niedriger N_{tot} -Wert im Herbst, vgl. auch BOLLEN und LU 1968). Ähnliche Werte zeigen sich auch in andern Böden: In ackerfähigen Böden wird nach NÖMMIK (1963, vgl. auch LAATSCH 1954) 1–2%, nach ALEXANDER (1961, S. 253f.) 2–4% des Gesamtstickstoffs während eines Vegetationsjahres umgesetzt. Für mitteleuropäische Waldgesellschaften werden Werte von 0,3% (SÜCHTING 1950, Fichtenwald) und 0,9–3,2% (BÜCKING 1968) angegeben, wobei 5–10% des Gesamtstickstoffs relativ leicht zersetzbar bzw. mineralisierbar sind.

Tab.4. Vgl. von N_{ak} /a.J. in verschiedenen Gesellschaften

Pflanzengesellschaft	N_{ak} kg/a.J.	Autor
Bruchwälder	0,8–2,3	
Laubwälder	1,0	ELLENBERG (1964)
» , ärmerer Standorte	0,3–0,4	ANTONIETTI (1968)
» , reicherer Standorte	0,6–0,9	»
Fichtenforst	0,8	ZÖTTL (1960b)
Halbtrockenrasen	0,2–0,3	GIGON (1968, dort
Glatthaferwiesen	0,6–1,0	» weitere Angaben)

Vgl. dazu die Zusammenstellung bei ZÖTTL 1965, ferner AALTONEN (1926), Föhren- und Fichtenwälder, A_0 -Horizont, Brutversuch 2 Monate, 100–300 mg N/kg TB bei H_2O -Gehalt von 41–60%. Bindung von Luftstickstoff bei *Alnus rubra* im ersten Jahr rund 1 kg/a.J., also \pm entsprechend Nitrifikation (nach ZAVITKOVSKI und NEWTON 1968).

Für den Gesamtstickstoff sind die Werte, wie zu erwarten war, in den *Alnion*-Gesellschaften am höchsten. Absolut gesehen, ist der Unterschied natürlich geringfügig, nämlich um 1%, aber auf den niederen Wert bezogen, bestehen Unterschiede von bis über 50%.

Damit entsprechen unsere Werte denen für Flachmoor- und Bruchwaldtorf, wie sie z.B. die folgenden Autoren angegeben haben: von POST und GRANLUND (1926, um 1,5–2%), BRENNER (1930, eutropher *Carex*-Torf, 1,3 bis 2,4%), KIVINEN (1933, verschiedene *Carex*-Torfe, 2,2–2,7%), GORHAM (1953c, um 2%), HEIKURAINEN (1953, eutrophe Kiefernmoore, Finnland, 1,6–2,1%), MALMER und SJÖRS (1955, Flachmoore um 1,5–2,5%; Schlenkenstandorte bis 3,5%), SJÖRS (1961, reichere Flachmoore um 1,5–3 [–5] %), SCAMONI (1965, S. 35, 111, Erlenbruchwälder und Grosseggensümpfe um 2,5%, Birkenbruchwälder um 1,3–1,8%). Unsere Prozentsätze stehen an der unteren Grenze der Werte von BADEN (1961, 2,5–4%) und von HOLMEN (1964, um 2% bzw.

2,3–3,6% N_{tot} , dort weitere Lit.) und hängen bei uns nur zu einem geringeren Masse vom Humifizierungsgrad ab (vgl. MALMSTRÖM 1952).

Beim aeroben Abbau von Hochmoortorfen steigt nach SCHEFFER und ULRICH (1960, S. 171) der Gesamtstickstoff von 1 auf 1,7%, gleichzeitig verengt sich das C/N-Verhältnis von 50 auf 35.

Die durchschnittlichen Werte für die «Sphagno-Pineten» sind nicht wesentlich niedriger als für die Birkenbruchwälder i. e. S. Mithin stehen sie noch rund $1\frac{1}{2}$ so hoch wie für die Hochmoore (Lit. s. o.) und schwedischen Angaben für das *Ledo-Pinetum* (um 1%) und entsprechen damit in der Grössenordnung den Durchschnittswerten für Waldhumus von 1,5–3% (vgl. AALTONEN 1926, GORHAM 1953a, SJÖRS 1961, FREI und JUHASZ 1963, 1967).

Unsere C/N-Verhältnisse stimmen im grossen und ganzen überein mit denen von SCAMONI (1965, Alneten 16–21, Betuleten 25–29). Mittlere Werte finden sich in den am stärksten vererdeten Oberhorizonten der trockensten Birkenbruchwälder, die, wie am Katzenssee, schon buchenfähig sind (vgl. SCAMONI 1965, S. 35, Übergänge zum *Frangulo-Fagetum*).

Der kritische Wert von 30 wird nirgends erreicht oder überschritten. Bei einem weiteren C/N-Verhältnis als 30 wird die Stickstoff-Versorgung kritisch, denn dann wird der mineralisierte Stickstoff hauptsächlich von den Mikroorganismen verbraucht (WITTICH 1952, «N-Sperre», ALEXANDER 1961, S. 265). Nach SCHEFFER und ULRICH (1960, S. 163f., 216) wäre es freilich besser, im C/N-Verhältnis nur die abbaubaren Anteile zu berücksichtigen (C_b/N_b). Unter dieser Voraussetzung wäre bei einem Wert von 10–20 Stickstoff-Mineralisation möglich, bei einem weiteren Verhältnis wird NH_3 für das Zell-Eiweiss der Mikroorganismen verwendet (vgl. auch ZÖTTL 1960c II, S. 203: Mikrobielle Angreifbarkeit überlagert die Bedeutung des C/N-Verhältnisses für Nachlieferung von mineralisiertem Stickstoff).

3.3.5.3 Laktatlösliches Phosphat und Kali

Wenn man die quantitativen Angaben von HOFFMANN und STEINFATT (1962) über die Versorgung von Niedermoorböden mit P_2O_{5L} und K_2O_L (Bestimmung nach der Doppellaktat-Methode; vgl. BADEN 1961, 1963) zugrunde legt, so sind nur unsere *Alnion*-Gesellschaften sowie ein *Sphagno-Pinetum* (!) fast «normal» mit P_2O_{5L} versorgt (20–30 mg P_2O_{5L} /100 g TB), alle Probeflächen sind dagegen mit K_2O_L unterdotiert (< 70). Die Werte für das *Ledo-Pinetum* bei HOLMEN liegen freilich noch rund 25–50% tiefer als die tiefsten Werte für das *Lycopodio-Betuletum*. Bei den Angaben von MÜCKENHAUSEN (1959) zeigen sich keine wesentlichen Unterschiede im P_2O_{5L} - z. T. auch im K_2O_L -Gehalt von Hoch- und Niedermoor, wobei auch hier die oberen Torfhorizonte

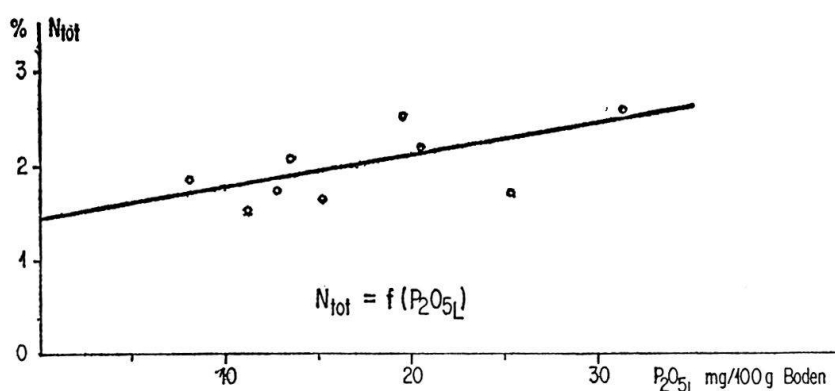


Abb. 8. Korrelation zwischen P_2O_{5L} und N_{tot} .

$r = 0,585$ ($P = 0,07$)

$$y = 1,46 + 0,03x$$

reicher sind (vgl. auch BADEN 1963, Bruchwaldtorf P_2O_{5DL} , 1,2–2,1 mg/100 g TB, K_2O_{DL} 5–15 mg/100 g TB).

Indessen lassen sich viele Literaturwerte nicht gut zum Vergleich heranziehen, weil sie mit ganz abweichenden Methoden gewonnen wurden (vgl. Bemerkungen von SJÖRS 1961).

Nach ALEXANDER (1961, S. 266) ist die Immobilisierung und Mineralisierung von Stickstoff auch mit dem löslichen Anteil an Phosphat korreliert, wobei nach meinen bisherigen Untersuchungen der Anteil an laktatlöslichem Phosphat rund $1/100$ des Gesamtstickstoff-Anteils im Humus ist und N_{tot} und P_2O_{5L} gut korreliert sind (Abb. 8). Wenn man annäherungsweise die beiden Nährstoffwerte für P_2O_{5L} und N_{tot} miteinander vergleichen oder ihre Gesamtwirkung abschätzen will, dann muss, wie Korrelationsuntersuchungen gezeigt haben, der Wert für P_2O_{5L} mit dem hundertfachen Gewicht eingesetzt werden. Der Gesamtwert $N_{tot} + P_2O_{5L} \cdot 100$ wurde Nährstoffeinheit bezeichnet und ist in Abbildung 10 verwendet worden.

3.3.5.4 Austauschkapazität und Basensättigung

Im wesentlichen entsprechen die Werte für die Austauschkapazität, namentlich die S-Werte, denen für «ärmeres Flachmoor» nach MALMER und SJÖRS (1955), die KUK-Werte (= T-Wert) auch dem *Ledo-Pinetum* von HOLMEN (1964) und dem *Sphagnum*-Torf von GORHAM (1953c; 80–140 mval/100 g TB). Aus Finnland liegen Werte in ähnlicher Grösse vor, z.B. für Föhrenmoor ($T_{HCl} = 91$), für «*Vaccinium myrtillus*-Carr» (128), für «*Carex*-Wald-Torf» (121, nach PUUSTJÄRVI 1956) (vgl. dagegen T-Werte von > 150 für A_0 von Fichtenwäldern des Harzes bei GENSSLER 1959).

Zwischen Kationenumtauschkapazität und Nitrifikation besteht kein direkter Zusammenhang (vgl. ALEXANDER 1961, S. 279). Dagegen lässt sich eine

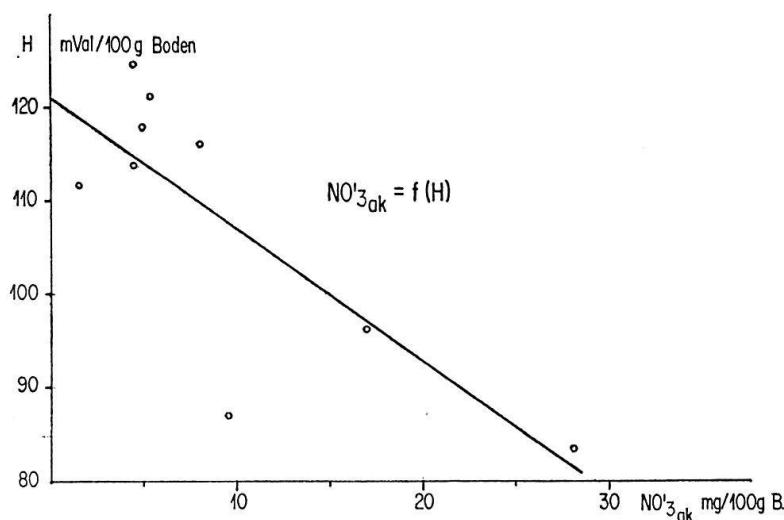


Abb. 9. Korrelation zwischen H (hydrolytische Azidität) und $\text{NO}'_{3_{ak}}$ (6 Wochen Feuchtkammer; Proben vom 1.6.1967).

$r = -0,784$ ($P = 0,02$)

$$y = 121 - 1,44x$$

umgekehrte Proportionalität zwischen hydrolytischer Azidität und Nitrifikationsfähigkeit herleiten (Abb. 9).

Die H-Werte sind bei allen untersuchten Standorten durchschnittlich höher (> 100 mval) als die Angaben bei z. B. GORHAM 1953c, MALMER und SJÖRS 1955 und SJÖRS 1961). Ein direkter Vergleich ist allerdings wiederum aus methodischen Gründen nicht gegeben.

Verglichen mit den Humushorizonten der Mineralböden der Umgebung (FREI und JUHASZ 1963, 1967, Parabraunerden um 60 %, saure Braunerden um 30–50 %) unserer untersuchten Brücher ist der Basensättigungsgrad (V %) sehr niedrig, wobei die höchste Prozentzahl im *Carici-Alnetum sphagnetosum* vorliegt (vgl. GORHAM 1953c, *Alnion*, 54–63 %). Auch HOLMEN (1964) gibt für sein *Ledo-Pinetum* einen Wert in der gleichen Grössenordnung an (21 %), wie er für unsere übrigen Bruch- und Moorwälder gilt (13–23 %, Frühlingswerte, Oberboden; FREI und JUHASZ 1963, 14 %, Torfmoor entsprechend *Salici-Betuletum*; vgl. dazu GORHAM 1953c, Hochmoor 16 %; FREI und JUHASZ 1963, entbastete Parabraunerde 11 % im A₁; STÖCKER 1967a, Karpatenbirken-Fichtenwald, Harz, 6,5–8 %).

Die Ca^{++} -Konzentration ist nach SJÖRS (1948, 1961, dort weitere Literatur, s. auch KOTILAINEN 1927, DU RIETZ 1949), neben H^+ , K^+ und Mg^{++} , ein gutes Mass zur Einteilung der Moore. Nach dieser liegen unsere Werte für die *Alnion*-Gesellschaften im Bereich der «armen Flachmoore» (14–41 mval/100 g TB; FREI und JUHASZ 1963, Torfmoor, 17 mval; vgl. dazu: GORHAM 1953c, *Alnion*, S [meist Ca^{++}] = 27–38; McVEAN 1953, 1. *Molinia-Myrica*-Moor mit *Alnus*,

rund 4 mval, Glen Nevis, Schottland, 2. Erlenwald auf Nassgley, 5–13 mval Gesamt-Ca, Conway Valley, Wales; MÖRNSJÖ 1968, Carr-Torf, rund 20 mval Gesamt-Ca; PUUSTJÄRVI, *Carex*-Waldtorf, 38 mval; HEIKURAINEN 1953, eutrophe Kiefernmoore, 1,1–1,7 % CaO, entsprechend rund 40–65 mval Gesamt-Ca; BADEN 1963, Bruchwaldtorf, 1,3–2,2 % CaO, entsprechend 50–90 mval Gesamt-Ca; BADEN 1961, Niedermoor, 4 % CaO!). Die übrigen Messwerte unserer Bruchwälder finden sich dagegen alle im Bereich der Ca⁺⁺-Konzentration von Hochmooren (< 14 mval/100 g TB; vgl. dazu: GORHAM 1953c, Hochmoor, S = 10–18 mval; PUUSTJÄRVI 1956, *Sphagnum*-Waldtorf, 8 mval; VON POST 1926, Hochmoore, 0,2–0,5 % CaO, entsprechend rund 10–20 mval Gesamt-Ca; BADEN 1961, Hochmoor, 0,35 % CaO).

Diese niederen Werte sind verständlich: Denn wie im Hochmoor liegen die in den Birkenbruchwäldern gemessenen Werte grösstenteils in Horizonten oberhalb des Bereiches der Moor- oder Grundwasserschwankungen, erhalten also ihre Mineralstoffe vorwiegend durch Niederschlag und Laubfall. Dieselbe Aussage gilt allgemein für die Summe der entstandenen Metallkationen (S-Wert).

Vergleichsweise gibt BUCHWALD (1951; s. auch PASSARGE 1956) Werte an für den CaO-Gehalt des Grundwassers in verschiedenen Bruchwäldern. So fand er im «*Molinia*-Erlenbruch» (\approx *Carici-Alnetum*¹ *spagnetosum*) 12 mg CaO/l (\cong ¼ mval/l) bei einem pH von 3,4 und im Birkenbruchwald nur 2,5 mg CaO/l. (Dabei ist zu berücksichtigen, dass im Torf natürlich wesentlich mehr Mineralstoffe gebunden vorliegen, als den Konzentrationen im Grundwasser entspricht; vgl. z. B. MALMER und SJÖRS 1955, MALMER 1962).

Auch bei den Alneten sind nach Tabelle 3 und Abbildung 6a ziemlich kalkarme Böden zu beobachten (vgl. auch IZDEBSKI und MALICKI 1968, Polen). Bemerkenswert sind aber doch die ungewöhnlich tiefen Werte im *Carici-Alnetum betuletosum* des Moores Birmensdorf (3–6 mval). Eine nachhaltige Ca-Zufuhr ist indessen aus der Umgebung zu erwarten, da der Bruchwald in einer Mulde liegt und von nährstoffreichen Standorten eingerahmt wird (*Stellario-Carpinetum stachyetosum*); zudem kann das Nährstoff- und Mineralstoffkapital bei Erlenwäldern im Umlauf sein, mithin in der pflanzlichen Masse oder in der Streuschicht und nicht im Boden vorliegen (vgl. z. B. YAMAYA 1968, Einzelheiten über den intensiven Nährstoffzyklus bei *Alnus inokumae*; BOLLEN und LU 1968, intensive Ca-Aufnahme). Immerhin kann *Alnus glutinosa* vermöge ihrer N-Assimilation auch in ganz nährstoffarmem Milieu leben, wobei NO₃ bis pH 3,3 aufgenommen werden kann (ALEXANDER 1961, S. 326f., symbiontische N-Fixierung; vgl. auch die Angaben von McVEAN, Lit. zit.). Der Erlen-Bruchwaldtorf ist nur in den reichsten Ausbildungen kalkdurchmischt (vgl. EICKE-JENNE 1960, 0,8 % CaCO₃; *Osmundo-Alnetum*, Heron's Carr um 1 % CaCO₃, s. Abb. 4). Andererseits geben PANKOW und PULZ (1965)

für ihren Birkenbruchwald erstaunlicherweise 2,8% CaO (entsprechend rund 120 mval Gesamt-Ca) an.

Einzeln betrachtet, zeigen die Werte für die übrigen austauschbaren Kationen keine deutliche Standortsabhängigkeit (vgl. auch die Profile bei MÖRNSJÖ 1968, mit Angabe der Totalgehalte an Ca, Mg, K, Na usw.).

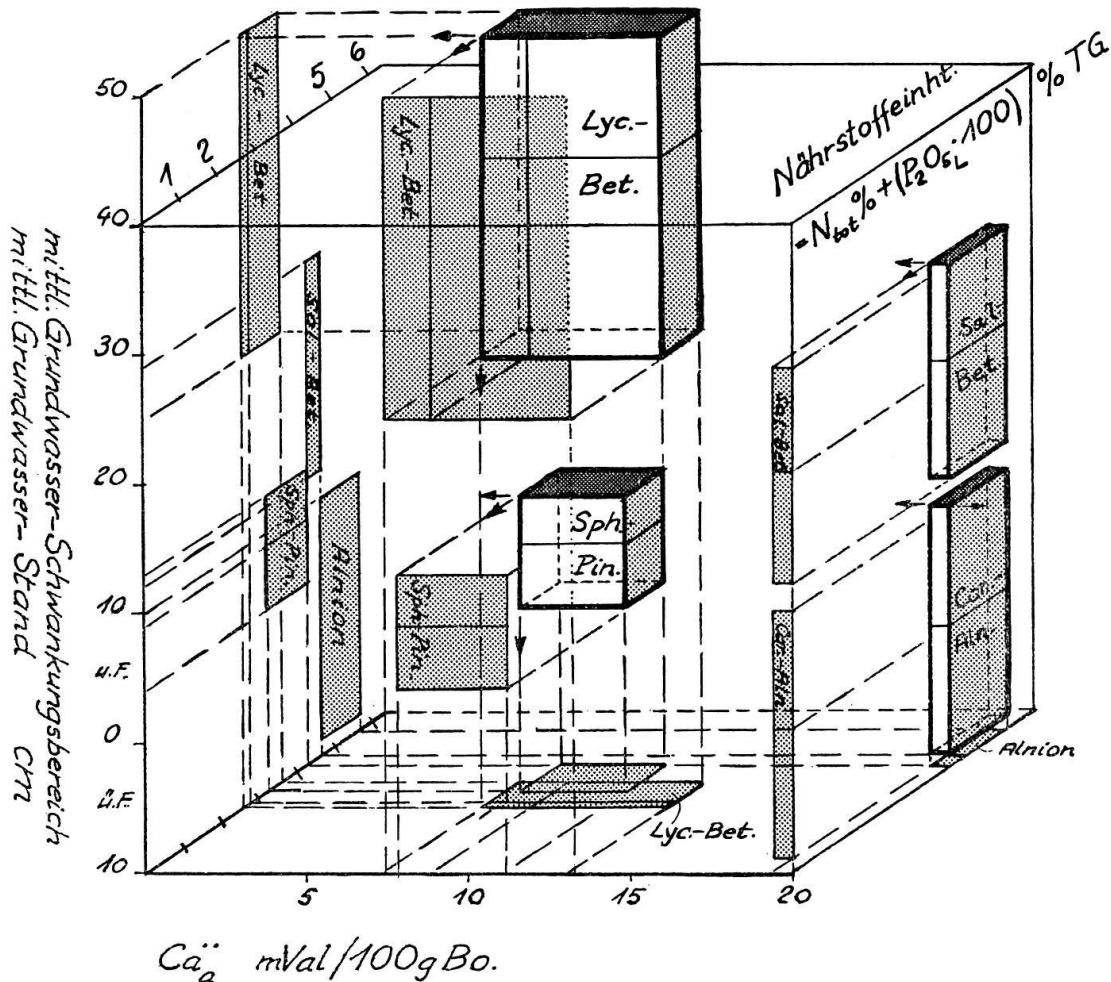


Abb.10. Ökologische Grenzen der Bruchwälder hinsichtlich Grundwasserstand, Ca^{2+} , N_{tot} und $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ -Gehalt des Substrats.

Der mittlere Grundwasserstand ist auf den Prismen angegeben, beim *Lycopodio-Betuletum* auch der mittlere Ca^{2+} -Gehalt. Beziehung zwischen Grundwasserstand, Schwankung und Nährstoffeinheit: «Alnion» = Bereich aller *Alnion*-Gesellschaften, vorzüglich der Alneten, die allerdings auch auf etwas nährstoffärmeren Böden vorkommen können, aber: «Salici-Betuletum» = engerer Bereich des *Salici-Betuletum*, das auch auf etwas nährstoffreicheren Böden erscheinen kann. Abkürzungen siehe bei Tabelle 1 (S. 60).

4. Schlussfolgerungen

In erster Linie werden die Bruchwaldstandorte durch ihre Grundwasser- und Mineralstoffverhältnisse geprägt (Abb.10). Zwar unterscheiden sie sich z.B. im Stickstoffhaushalt absolut gesehen nicht wesentlich. Aber die Unter-

schiede in ihrer Austauschkapazität, namentlich für Ca^{++} und H^+ , mithin der Basensättigungsgrad, scheidet z. B. die Birkenbruchwälder von den Erlenbruchwäldern, den eher oligotrophen vom eutrophen Flügel. Die Kombination all dieser chemischen Faktoren, wie auch C/N, Ca^{++} , N_{ak} , N_{tot} , V% usw. ist entscheidend und charakterisiert im Verein mit dem Wasserhaushalt den Standort und nicht das scheinbar wesentliche Hervortreten eines einzelnen Maximalwertes (vgl. relativ hoher Ca^{++} -Wert im *Sphagno-Pinetum* vom Moos).

Die Standorte der Bruch- und Moorwälder sind, wie sich dies auch für die Flachmoore gezeigt hat, oft unterschätzte Nährstoffreservoirs und in vielen Fällen besser mit Nährstoffen versorgt als viele Laubwaldstandorte (vgl. BÜCKING 1968: Neben dem *Melico-Fagetum* ist das *Carici-Alnetum* am besten mit mineralisiertem Stickstoff versorgt). Einmal handelt es sich, mit Ausnahme der meisten Erlenbruchwälder, um tiefgründige Torflager, zum anderen sind die Torfe befähigt, die Nährstoffe in grösseren Mengen (austauschbar) zu absorbieren. In nicht vom Grundwasser erfassten Horizonten ist die Durchlüftung vermöge der lockeren Struktur der Torfe so gut, dass auch bei tiefen pH-Werten in recht hohem Masse nitrifiziert werden kann.

Mithin ist das Wasser ein die Produktivität begrenzender Faktor. Bei günstigerem Wasserhaushalt kann namentlich auf Erlenbruchwald-Standorten eine hohe Produktivität erreicht werden, wobei sich dann meist die Esche beigesellt (vgl. McVEAN 1953, Einzelheiten über *Alnus*-Verjüngung; ELLENBERG 1963, S. 363). Auf trockeneren Birkenbruchwald-Standorten dürfte wohl auch das Auswaschen von Nährstoffen aus dem Hauptwurzelhorizont eine Rolle spielen. Denn im Unterboden können sie von den Birken und den extrem flachwurzeln den anderen Baumarten nicht mehr genutzt werden.

Zusammenfassung

1. Soziologie

Die nordschweizerischen Birken- und Erlenbruchwälder lassen sich am besten durch die unterschiedliche Kombination ihrer soziologischen Gruppen fassen. Den Birkenbruchwäldern (*Lycopodio-Betuletum*) eigen sind Säurezeiger weiter Verbreitung, die Erlenbruchwälder (*Carici elongatae-Alnetum*) beherbergen ausgesprochene Nässezeiger einschliesslich Röhrichtpflanzen. Die aus der Literatur bekannten Charakterarten können nur in wenigen Fällen übernommen werden oder sind sehr selten. Eine Zwischenstellung nimmt der Weiden-Birkenbruchwald (*Salici-Betuletum*) ein, der neben einigen Säurezeigern auch noch Nässezeiger zeigt und ins *Alnion glutinosae* zu stellen ist. Durch einige Hochmoorpflanzen unterscheidet sich der Föhren-Übergangsmoorwald (*Sphagno-Pinetum*) von den Birkenbruchwäldern (s. Tab. 1).

2. Allgemeine Standortsfaktoren

Ökologisch unterscheiden sich die Bruch- und Moorwald-Gesellschaften durch die quantitative Kombination der folgenden *entscheidenden Standortsfaktoren*: Grundwasserstand und Schwankungen, Gesamtstickstoff (N_{tot}) in Kombination mit laktatlöslichem Phosphat ($\text{P}_2\text{O}_5_{\text{L}}$), austauschbares Kalzium ($\text{Ca}^{++}_{\text{a}}$) und hydrolytische Azidität (H) bzw. Basen-

sättigungsgrad (V%). Die Erlenbruchwälder nehmen den nährstoff- und Ca^{++}a -reicheren Flügel ein: Ihre Oberböden enthalten durchschnittlich 45% des Wertes mehr N_{tot} , ihre Humus % sind etwas niedriger (70–80% gegenüber 75 bis über 80%) und ihr C/N-Verhältnis ist etwas günstiger (15–20 gegenüber 24–30 bei den Birkenbruchwäldern). In den obligotropheren Gesellschaften können indessen auch höhere Werte des einen oder andern chemischen Faktors vorkommen. Meist entsprechen die Konzentrationen, z. B. für Ca^{++}a , denen für armes Flachmoor im Sinne von Du Rietz (s. Tab. 3, Abb. 10).

Im Jahresangebot an *pflanzenverfügbarem Stickstoff* ($\Sigma \text{N}_{\text{ak}}$) bestehen zwischen den einzelnen Gesellschaften keine grossen Unterschiede. N_{ak} liegt grössenordnungsmässig etwa gleich hoch wie auf Laubwaldstandorten. Maximalwerte wurden im *Sphagno-Pinetum* und im *Lycopodio-Betuletum* gemessen (0–15 cm u. F.: 0,8–2,3 kg/a. Jahr) (s. Tab. 2).

Gleich gelagerte Verhältnisse zeigen sich in der Zonierung von Bruchwaldkomplexen, z. B. in der Verlandungszone des Katzenses bei Zürich oder im Moorwald des Mooses bei Birmensdorf ZH. Vom nährstoffreicheren zum nährstoffärmeren Flügel nimmt einerseits N_{tot} (um 20–40% des Wertes in Erlenbruchwäldern), $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ (um 20–50% des Wertes), Ca^{++}a (um rund 30%), pH (um eine Einheit) und V% (um rund 20%), aber auch $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$ ab, andererseits H (bis 40%), aber indessen auch $\Sigma \text{N}_{\text{ak}}$ bis 50% zu (s. Abb. 6a, b).

Zwischen $\text{NO}'_3\text{—N}_{\text{ak}}$ (6 Wochen Feuchtkammer) und N_{tot} bzw. H sowie zwischen N_{tot} und $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ besteht eine deutliche Korrelation (Abb. 7–9).

3. *Jahresschwankungen von N_{ak} , pH und Grundwasser* (Abb. 3)

Die Jahresschwankungen des Stickstoffgehaltes in der Frischprobe (N_{mom}) und in der bebrüteten Probe (N_{ak}) verlaufen ähnlich wie bei andern Waldgesellschaften, d. h. sie weisen ein Maximum an N_{mom} und N_{ak} im Sommer auf. Maxima an Nitratstickstoff ($\text{NO}'_3\text{—N}$) erscheinen im Sommer, an Ammoniumstickstoff ($\text{NH}'_4\text{—N}$) eher im Frühling und Herbst bei grösserer Nässe, aber ausreichender Wärme. $\text{NO}'_3\text{—N}$ (ak und mom) erhält die höchsten Beträge in sommertrockenen Erlenbruchwäldern, aber auch in Birkenbruchwäldern wird im Sommer nitrifiziert. Bemerkenswert sind die Nitrifikationswerte bei tiefem pH (3,5). pH-Schwankungen sind nur geringfügig verzeichnet worden (maximal $\pm 0,25$ Einheiten) und sind z. T. von den Grundwasserschwankungen abhängig. Durch die starke Pufferung der Torfe bleiben sie trotz des Einflusses von basischem Überschwemmungswasser stark sauer. Im Oberboden der Birkenbruchwälder halten sich Basenauswaschung und Basenzufuhr durch den Laubfall die Waage.

Die Grundwasserschwankungen verlaufen ruhig, und die Gesamtschwankung ist meist kleiner als 50 cm. Alle Dauerlinien sind fast gestreckt, derart, dass sich bei ähnlicher Bodenart (Torfart) die Gesellschaften nur durch den mittleren Grundwasserstand im Wasserhaushalt unterscheiden. Alle Standorte sind ganzjährig nass bis feucht; die Erlenbruchwälder sind vom Herbst bis zum Frühjahr überschwemmt (Abb. 2).

4. *Vergleich von Frühjahrs- und Herbstanalysen der Nähr- und Mineralstoffe*

In den Erlenbruchwäldern sind die Herbstwerte deutlich bis geringfügig tiefer für N_{tot} , V% sowie für $\text{P}_2\text{O}_{5\text{L}}$ und $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$, ferner für den Humusgehalt (Humus %). In den Birkenbruchwäldern und vor allem in den Föhren-Moorwäldern sind die Herbstwerte höher für V% sowie für H und die Kationenumtauschkapazität (KUK oder T-Wert). Auf allen Standorten sind die Herbstwerte für Na^+a und $\text{K}_2\text{O}_{\text{L}}$ niedriger. Für die andern Mineralstoffe besteht keine deutliche Abnahme während der Vegetationsperiode: Die von der Pflanze verbrauchten Mengen werden durch die sich langsam zersetzende Streue wieder freigesetzt. Dies gilt insbesondere für die Birkenbruchwälder, deren Hauptwurzelhorizont vom Grundwasser nur sehr schwach direkt beeinflusst wird, aber vermutlich doch so, dass ein durch die Holzproduktion bedingter Nähr- und Mineralstoffverlust durch das Grundwasser nahezu ausgeglichen wird (Tab. 3, Abb. 3).

5. *Nähr- und Mineralstoffverhältnisse im Bodenprofil* (Abb. 4, 5)

Eigenartigerweise nehmen die $\text{NO}'_3\text{—N}_{\text{ak}}$ -Werte bis in rund 70 (– 50) cm Tiefe deutlich

zu, und zwar in allen Bruchwäldern. Sogar absolut gesehen sind sie meist höher als die $\text{NH}_4\text{—N}_{\text{ak}}$ -Werte im gleichen Horizont. Diese Fähigkeit zur Nitrifikation dürfte pedogenetische Ursachen haben, sind doch auch die den meisten Bruchwäldern in der Sukzession vorangegangenen Grosseggrieder befähigt, hohe Nitrifikationswerte zu erzielen.

Die pH-Werte nehmen nach unten oft zuerst schwach ab, dann stärker zu, sobald die entsprechenden Horizonte ständig vom Grundwasser beeinflusst werden, es sei denn, der Horizont bestehe aus Sphagnumtorf. Allgemein nehmen von oben nach unten H-, S- und T-Wert schwächer, $\text{P}_2\text{O}_5\text{L}/\text{K}_2\text{O}_\text{L}$ stärker ab, während N_{tot} mehr oder weniger konstant bleibt. In einzelnen Birkenbruchwäldern kann in 30 cm Tiefe ein etwas höherer Ca^{++}a -Gehalt festgestellt werden.

6. Schluss

Die Böden der Birkenbruchwälder und Föhren-Moorwälder sind im Profil gesehen wesentlich nähr- und mineralstoffreicher als gemeinhin von oligotrophen Waldgesellschaften angenommen wird. Produktionsbeschränkender Faktor ist indessen der relativ hohe Wasserspiegel, der die volle Nutzung dieses Nährstoffkapitals verunmöglicht.

Summary

The Ecology of Swiss Carr Forests

1. Sociology

Sociologically alder swamps and carrs, birch carrs and pine bog forests are best characterized by their different combinations of indicator groups and not by character species. The herb layer in birch carrs (*Lycopodio-Betuletum*) is dominated by acidity indicators, in alder carrs and swamps (*Carici elongatae-Alnetum*) by typical humidity indicators and reed plants. Character species as proposed by literature are mostly very rare or cannot be applied for our conditions. An intermediate position between alder and birch carrs, sociologically as well as ecologically, is held by the willow-birch carr (*Salici-Betuletum*). Finally some plants of raised bogs are typical for the pine bog forest (*Sphagno-Pinetum*); see table 1.

2. Habitat

These different carr forests s.l. are distinguished ecologically by the quantitative combination of the following decisive habitat factors: Ground water level and fluctuations, total nitrogen (N_{tot}) in combination with lactate-soluble Phosphate ($\text{P}_2\text{O}_5\text{L}$), exchangeable Calcium (Ca^{++}a) and hydrolytic acidity (H), resp. Base saturation (V%). Alder carrs grow on peat soils richer in nutrients (N, P) and Ca^{++}a : Their top soil layers contain approx. 45% (of the value of the birch carrs) more N_{tot} , their humus content (humus % determined by wet ignition) is somewhat lower (70–80% vs. 75–80%) and their C/N ratio is better (15–20 vs. 24–30). In the more oligotroph birch carrs or bog forests it is however possible to get higher values for one or the other nutrient factor (see table 3, fig. 10).

The yearly offer on plant available nitrogen ($\Sigma \text{N}_{\text{ak}}$) does not vary greatly among the different habitat types and shows a value which is on the same level as for deciduous forests. Maximum values were measured in the *Sphagno-Pinetum* and in some of the *Lycopodio-Betuleta* (0–15 cm soil depth: 0.8–2.3 kg/a. year) (see table 2).

Between $\text{NO}_3\text{—N}_{\text{ak}}$ (6 weeks incubation chamber) and N_{tot} resp. H, furthermore between N_{tot} and $\text{P}_2\text{O}_5\text{L}$ there is a clear correlation (fig. 7–9).

In different carr forest complexes the chemical conditions are shown to change the same way along a humidity gradient. The values for the following chemical factors fall from the more eutroph-wet to the oligotroph-drier part of a carr forest complex: N_{tot} (20–40% of the values in alder carr), $\text{P}_2\text{O}_5\text{L}$ (20–50% of the values), Ca^{++}a (30%), pH (one unit around 3 and 4) and V% (20%) but also $\text{K}_2\text{O}_\text{L}$. On the other hand H (–40%) and also N_{ak} (–50%) augment (see fig. 6a, b).

3. Seasonal fluctuations of N_{ak} , pH and ground water (fig. 3)

The seasonal fluctuations of the plant-available nitrogen content in the fresh soil sample (N_{mom}) and in the incubated soil sample (N_{ak}) are similar to those in other forest associations, i.e. they show a maximum of N_{ak} and N_{mom} in summer. Maxima of nitrate (NO_3-N) occur in summer, of ammonia (NH_4-N) rather more frequently in spring and autumn, when the topsoils are more wet, but when medium temperature is still sufficiently high. NO_3 (ak and mom) gets its highest values in alder carrs drying out superficially in summer. However even in birch carrs with their very acid peat (pH below 3,5) nitrification is quite obvious.

pH-fluctuations are very minute, maximum $\pm 0,25$ units (between pH 3 and 4) and are partly dependent on the ground water fluctuations. Due to the very high buffering capacity of these acid peats they remain acid even under the influence of slightly alkaline lake water (alder swamp, station KS 7). In the top soil of birch carrs the leaching out and return of bases by litter fall are in equilibrium.

Ground water fluctuations are only slight and the amplitude is mostly under 50 cm. All ground water duration lines (for explanation see KLÖTZLI 1969) are nearly straight, i.e. on the same peat type these carr forests differ only by the medium ground water level in their water regime. All habitats are moist to humid the whole year over, from autumn to spring alder carrs and swamps are flooded (fig. 2).

4. Comparison of the nutrient contents of peat samples taken in spring and autumn

In alder carrs the autumn values for N_{tot} , V% and also for $P_2O_5_L$ and Humus % are evidently lower. In birch carrs and especially bog forests the autumn values are higher for V% and also for H and KUK (cation exchange capacity). On all habitats the autumn values for K_2O_L and Na_a are lower. For all the other nutrients there is no clear decrease during the vegetation periode: Nutrients taken up by vegetation are replaced by slowly decomposing litter, conditions typical for birch carrs, where the root zone is only weakly influenced by ground water but probably just enough to assure a certain addition of nutrients stored in wood production (table 3, fig. 3).

5. Nutrients in the soil profile (fig. 4, 5)

It is most remarkable that the NO_3-N_{ak} -values (by incubation) augment down to a depth of 30 (– 50) cm in all investigated carr forests in Switzerland and England. These nitrate values are even higher than the NH_4-N_{ak} -values in the same soil horizon. This nitrification capacity most likely has pedogenetic reasons: Sedge swamps (*Caricetum elatae*) preceding the carr forest are capable to nitrify intensely in dryer months.

pH-values firstly fall, then rise continuously the moment horizons are influenced by ground water, except in sphagnum peat. Generally H-, S- (exchangable bases) and KUK-values decrease slightly, $P_2O_5_L/K_2O_L$ strongly down the profile, whereas N_{tot} remains more or less constant. In some birch carrs there is a somewhat higher Ca_a -content in about 30 cm depth.

6. Conclusions

Peat soils under birch carrs and pine bog forests are higher doted in nutrients and minerals then would be expected of so-called oligotroph forest habitats. However productivity is limited by the relatively high ground water level which prevents full utilisation of that nutrient capital.

Literatur

- AALTONEN, V. T., 1926: Über die Umsetzung der Stickstoffverbindungen im Waldboden. Comm. Inst. Forest. Fenn. 10, 615.
ALEXANDER, M., 1961: Introduction to soil microbiology. New York u. London (John Wiley & Sons), 472 S.

- ANTONIETTI, A., 1968: Le associazioni forestali dell'orizzonte submontano del Cantone Ticino su substrati pedogenetici ricchi di carbonati. Mitt. Eidg. Anst. forstl. Vers. wes. 44, 83–226.
- BADEN, W., 1961: Beurteilung und Düngung von Moor und Anmoor. Landw. Schr. R. Boden u. Pfl. 10, Bochum (Ruhr-Stickstoff A.G.). 105 S.
- 1963: Zur Problematik der Bodenuntersuchung auf Moor- und Anmoorgrünland. In: Stand u. Leistung agrikulturchem. u. agrarbiol. Forsch. X, Landw. Forsch. Sh. 17, 92 bis 103.
- BOGNER, W., 1966: Experimentelle Prüfung von Waldbodenpflanzen auf ihre Ansprüche an die Form der Stickstoffernährung. Diss. Bot. Inst. Landw. Hochsch. Hohenheim, 131 S.
- BOLLEN, W. B., u. K. C. LU, 1968: Nitrogen transformation in soils beneath red alder and conifers. In: J. M. TRAPPE et al. (Edit.), Biology of alder. Portland, Oregon (Pac. NW For. + Range Exp. Stat., For. Serv., US Dept. Agric.), S. 141–148.
- BRENNER, W., 1930: Beiträge zur edaphischen Ökologie der Vegetation Finnlands. Acta Bot. Fenn. 7, 1–97.
- BUCHWALD, K., 1951: Bruchwaldgesellschaften im Grossen und Kleinen Moor, Forstamt Dann Dorf (Drömling). Angew. Pfl. soz. (Stolz./W.) 2, 46 S.
- BÜCKING, W., 1968: Nitrifikation als Standortsfaktor von Waldgesellschaften. Staatsex. arb. Univ. Freiburg i. Br., Bot. Inst. II. Mskr. 73 S.
- BURD, D. S., u. J. C. MARTIN, 1924: Secular and seasonal changes in the soil solution. Soil Sci. 18, 151–167.
- BURGEFF, H., 1961: Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Erikazeen-Pilz-Symbiose. Stuttgart (Fischer), 197 S.
- DAIBER, K., 1960: Verlagerung von Bodenbestandteilen unter einem Gebirgshochmoor. Z. Pfl. Ernähr. Düng. Bodenk. 89 (124), 55–61.
- Deutsche Normen DIN 4049, Blatt 1, 1954. Berlin.
- DU RIETZ, G. E., 1949: Huvudenheter och huvudgränser i svensk myrvegetation. Sv. bot. tidskr. 43, 275–316.
- EHRHARDT, F., 1961: Untersuchungen über den Einfluss des Klimas auf die Stickstoffnachlieferung von Waldhumus in verschiedenen Höhenlagen der Tiroler Alpen. (Diss. Staatswirts. Fak. Univ. München.) Forstw. Cbl. 80, 193–215.
- EICKE-JENNE, J., 1960: Sukzessionsstudien in der Vegetation des Ammersees in Oberbayern. Bot. Jb. 79, 447–520.
- Eidg. Landwirtsch. Versuchsanstalt Zürich-Oerlikon, 1960–63: A.C. Methode UK, – HA (2), – Ca/Mg, – K/Na, – PK (1), – N. Methode C. Mskr.
- ELLENBERG, H., 1939: Über Zusammensetzung, Standort und Stoffproduktion bodenfeuchter Eichen- und Buchen-Mischwaldgesellschaften Nordwestdeutschlands. Mitt. florist.-soz. Arb. gem. Niedersachsen 5, 3–135.
- 1958: Bodenreaktion (einschliesslich Kalkfrage). Hdb. Pfl. physiol. 4, 638–708. Berlin, Göttingen, Heidelberg (Springer).
- 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In: H. WALTER: Einführung in die Phytologie IV/2. Stuttgart (Ulmer). 943 S.
- 1964: Stickstoff als Standortsfaktor. Ber. dtsch. bot. Ges. 77, 82–92.
- 1968: Zur Stickstoffernährung ungedüngter und gedüngter Wiesen, ein Nachwort zu den Dissertationen von R. LEÓN und J. T. WILLIAMS. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich, 41, 194–200.
- EVERS, F. H., 1963/1964: Die Wirkung von Ammonium- und Nitratstickstoff auf Wachstum und Mineralhaushalt von *Picea* und *Populus*. I. Das Wachstum bei abgestufter Azidität und verschiedener Ca^{++} -Konzentration im Nährmedium. Z. Bot. 51, 61–79.
- 1964: Die Bedeutung der Stickstoffform für Wachstum und Ernährung der Pflanzen, insbesondere der Waldbäume. Mitt. Ver. forstl. Standortskde. Forstpfl. Züchtg 14, 19 bis 37.

- FABJANOWSKI, J., u. K. ZARZYCKI, 1967: The groundwater in forest communities of Chief Forest Blizyn, Świętokrzyskie Mts., Central Poland. *Acta agr. silv., ser. silv.* 7, 3–41.
- FEHR, R., 1961: Erste Ergebnisse aus dem Waldreservat «Moos» bei Birmensdorf. *Schweiz. Z. Forstwes.* 112, 72–74.
- FIEDLER, H. J., 1965: Die Untersuchung der Böden. Bd. 2: Die Untersuchung der chemischen Bodeneigenschaften im Laboratorium. Die Ermittlung der mineralogischen Zusammensetzung. Dresden und Leipzig (Th. Steinkopff). 256 S.
- FREI, E., u. P. JUHASZ, 1963: Beitrag zur Methodik der Bodenkartierung und der Auswertung von Bodenkarten unter Schweizer Verhältnissen. *Schweiz. Landw. Jb.* 2, 249 bis 307.
- 1967: Eigenschaften und Vorkommen der sauren Braunerde in der Schweiz. Die Bodenkarte Landiswil-Rüderswil, Emmental, BE. *Schweiz. landw. Forsch.* 6, 371–393.
- GAUGER, W., u. H. ZIEGENSPECK, 1930: Untersuchungen über ein klimatisch bedingtes jahresperiodisches Schwanken der Bodenreaktion im lebenden Hochmoor. *Bot. Arch.* 30, 109–166.
- GENSSLER, H., 1959 (zit. n. STÖCKER 1967a): Veränderung von Boden und Vegetation nach generationsweisem Fichtenanbau. Diss. Univ. Göttingen, Hann. Münden.
- GIGON, A., 1968: Stickstoff- und Wasserversorgung von Trespen-Halbtrockenrasen (*Mesobromion*) im Jura bei Basel. *Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich*, 38, 28–85.
- GODWIN, H., u. J. S. TURNER, 1933: Soil acidity in relation to vegetational succession in Calthorpe Broad, Norfolk. *J. Ecol.* 21, 235–262.
- GORHAM, E., 1953a: The development of the humus layer in some woodlands of the English Lake District. *J. Ecol.* 41, 123–152.
- 1953b: A note on the acidity and base status of raised and blanket bogs. *J. Ecol.* 41, 153–156.
- 1953c: Chemical studies on the soils and vegetation of waterlogged habitats in the English Lake District. *J. Ecol.* 41, 345–360.
- HARMSSEN, G. W., u. D. A. VAN SCHREVEN, 1955: Mineralisation of organic nitrogen in soil. *Adv. Agron.* 7, 299.
- HEIKURAINEN, L., 1953: Die kiefern bewachsenen eutrophen Moore Nordfinnlands. Eine Moortypenstudie aus dem Gebiet des Kivalo-Höhenzuges. *Ann. Bot. Soc. «Vanamo»* 26, 189 S.
- HELLER, H., 1969: Lebensbedingungen und Abfolge der Flussauenvegetation in der Schweiz. *Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers. wes.* 45.
- HESSSELMAN, H., 1917: Studier öfver salpeterbildningen i naturliger jordmånar och dess betydelse i växtekologiskt avseende (Studien über die Nitratabbildung in natürlichen Böden und ihre Bedeutung in pflanzenökologischer Hinsicht). *Medd. Stat. Skogförs. anst.* 13–14, 297–528.
- HOFFMANN, W., u. K. STEINFATT, 1962/63: Untersuchungen über pflanzenaufnehmbare Nährstoffe und Grenzzahlen in Niedermoorböden. *Z. Acker- u. Pfl. bau* 116, 88–108.
- HOLMEN, H., 1964: Forest ecological studies on drained peat land in the province of Uppland, Sweden. *Stud. forest. suec.* 16, 236 S.
- HUECK, K., 1931: Erläuterung zur vegetationskundlichen Karte des Endmoränengebiets von Chorin (Uckermark). *Beitr. Naturdenkmalpfl.* 14, 105–214.
- IZDEBSKI, K., u. J. MALICKI, 1968: Genetical and biological types of humus in the forest soils of Roztocze. *Ann. Univ. Mariae Curie Skłodowska, Lublin*, 23, Sectio C, 109–129.
- JENSEN, H. L., 1959: Die Mikrobiologie des Bodens. In: *Hdb. Pfl. physiol.* 9, 707–751. Berlin, Göttingen, Heidelberg (Springer).
- KAUSCH, W., 1957: Die Transpiration als Ursache täglicher Grundwasserschwankungen. *Ber. dtsch. bot. Ges.* 70, 436–444.

- KIVINEN, E., 1933: Suokasvien ja niiden kasvualustan kasvinravin to aine suhtaista. (Untersuchungen über den Gehalt an Pflanzennährstoffen in Moorpflanzen und an ihrem Standort.) Acta Agr. Fenn. 27, 1–140.
- KLÖTZLI, F., 1967: Die heutigen und neolithischen Waldgesellschaften der Umgebung des Burgäschisees, mit einer Übersicht über nordschweizerische Bruchwälder. Acta Bern. 2 (4), 105–123.
- 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr. geobot. Landesaufn. 52.
- in Bearbeitung: Zur biogenen Beeinflussung des Schilfröhrichts.
- KOTILAINEN, M. J., 1927: Untersuchungen über die Beziehungen zwischen der Pflanzendecke der Moore und der Beschaffenheit, besonders der Reaktion des Torfbodens. Eine Pflanzenökologische Studie mit Rücksicht auf die praktische Bewertung der Ergebnisse. Wiss. Veröff. Finn. Moorkulturver. 7, 1–219.
- KOVÁCS, M., 1964: Zöologische und experimentell-ökologische Untersuchungen in der Umgebung von Paráds. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 10, 175–211.
- 1965: Anwendung von bodenbiologischen Methoden in pflanzengeographischen Forschungen. I. Untersuchung der Nitratproduktion in den Waldböden des Mátragebirges. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 11, 361–382.
- 1968a: Nitrification capacity of the soils of marshy and hay meadows. Acta agron. Acad. Sci. Hung. 17, 25–36.
- 1968b: Die *Acerion pseudoplatani*-Wälder (*Mercuriali-Tilietum* und *Phyllitido-Aceretum*) des Mátra-Gebirges. Acta Bot. Acad. Sci. Hung. 14, 331–350.
- KRISAI, R., 1961: Das Filzmoos bei Tarsdorf in Oberösterreich. Phytion 9, 217–251.
- KUBIĚNA, W. L., 1953: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. Stuttgart (Enke), 392 S.
- KUNTZE, H., 1965: Physikalische Untersuchungsmethoden für Moor- und Anmoorböden. Landw. Forsch. 18, 178–191.
- KUOCH, R., 1954: Wälder der Schweizer Alpen im Verbreitungsgebiet der Weisstanne. Mitt. Schweiz. Anst. forstl. Vers. wes. 30, 133–260.
- LAATSCH, W., 1954: Dynamik der mitteleuropäischen Mineralböden. 3. Aufl. Dresden und Leipzig (Th. Steinkopff). 277 S.
- LAMBERT, J. M., 1951: Alluvial stratigraphy and vegetational succession in the region of the Bure Valley Broad. III. Classification, status and distribution of communities. J. Ecol. 39, 149–170.
- LAMPRECHT, H., 1951: Das Waldreservat «Moos» bei Birmensdorf. Schweiz. Z. Forstwes. 102, 443–447.
- LEÓN, R. J. C., 1968: L'écologie des prairies non fertilisées à *Molinia*, spécialement le facteur azote, aux alentours de Zürich. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich, 41, 2–67.
- LINDGREN, L., 1968: Disappearance of leaf litter in beech forest ecosystems. IBP-Comm. 4, Dpt. Plant Ecol., Univ. Lund, Mskr. 5 S.
- LOSSAINT, P., u. R. M. ROUBERT, 1964: La minéralisation d'azote organique dans quelques humus forestiers acides. Ann. Inst. Pasteur 107, 178–187.
- MALMER, N., 1962: Studies on mire vegetation in the archaean area of southwestern Götaland (South Sweden). I. Vegetation and habitat conditions on the Åkhult mire. Op. Bot. (Lund) 7: 1, 322 S.
- u. H. SJÖRS, 1955: Some determinations of elementary constituents in mire plants and peat. Bot. Not. (Lund) 108, 46–80.
- MALMSTRÖM, C., 1952: Svenska gödslingsförsök för belysande av de näringsekologiska villkoren för skogsväxt på torvmark. Comm. Inst. Forest. Fenn. 40, 17, 1–27.
- MARTHALER, H., 1939: Die Stickstoffernährung der Hochmoorpflanzen. Jb. wiss. Bot. 88, 723–758.

- MATTSON, S., u. E. KOUTLER-ANDERSSON, 1941–1954: The acid-base conditions in vegetation, litter and humus. Kungl. Lantbrukshögsk. Ann. 9–21.
- MATUSZKIEWICZ, W., 1963: Zur systematischen Auffassung der oligotrophen Bruchwald-Gesellschaften im Osten der Pommerschen Seenplatte. Mitt. flor.-soziol. Arb.gem. NF 10, 149–155.
- McVEAN, D. N., 1953: Biological flora of the British Isles. L. C. (Ed. 11), No. 1738. *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. (*A. rotundifolia* Stokes). J. Ecol. 41, 447–466.
- MEYER, F., 1957: Über Wasser- und Stickstoff-Haushalt der Röhrichte und Wiesen im Elballuvium bei Hamburg. Mitt. Staatsinst. Allg. Bot. Hamburg 11, 137–203.
- MIKOLA, P., 1960: Comparative experiment on decomposition rates of forest litter in Southern and Northern Finland. Oikos 11, 161–166.
- MÖRNSJÖ, T., 1968: Stratigraphical and chemical studies on two peatlands in Scania, South Sweden. Bot. Not. 121, 343–360.
- 1969: Studies on vegetation and development of a peatland in Scania, South Sweden. Op. Bot. 24, 187 S.
- MÜCKENHAUSEN, E., 1959: Die wichtigsten Böden der Bundesrepublik Deutschland, dargestellt an 60 farbigen Bodenprofilen. 2. Aufl. Frankfurt a. M. (Commentator), 146 S.
- NEUHÄUSL, R., 1960: Die Waldvegetationstypen des Eisengebirges (Železné hory). Rozpr. ČSAV, F. mat.-přir. 70 (2), 77 S. (Tschech., dtsh. Zussf.)
- 1969: Systematisch-soziologische Stellung der baumreichen Hochmoorgesellschaften Europas. Vegetatio 18, 104–121.
- NÖMMIK, H., 1963: Markens kväve – dess förekomstssätt och biologiska tillgänglighet. Grundförbättring 1963 (1), 61–69.
- NYKVIST, N., 1963: Leaching and decomposition of water-soluble organic substances from different types of leaf and needle litter. Stud. forest. suec. 3, 315.
- OBERDORFER, E. et al., 1967: Systematische Übersicht über die Pflanzengesellschaften Westdeutschlands. Schr. R. Veget. kde 2, 7–62.
- OKUTOMI, K., 1965: Soziologische und ökologische Untersuchungen im Katzensseegebiet. Mskr. Geobotan. Inst. ETH.
- OVINGTON, J. D., u. H. A. L. MADGWICK, 1959: The growth and composition of natural stands of Birch. 1. Dry matter production. 2. The uptake of mineral nutrients. Plant and Soil 10, 273–283, 389–400.
- PANKOW, H., u. R. PULZ, 1965: Die Vegetation des Naturschutzgebietes «Sabelsee». Natur Meckl. Stralsund-Greifswald 3, 161–183.
- PASSARGE, H., 1956: Die Wälder von Magdeburgerforst (NW-Fläming). Wiss. Abh. DAL 18, 112 S.
- 1961: Beobachtungen über Pflanzengesellschaften der Moore im Bezirk Gdansk (Danzig). Feddes Rep. Bh. 139, 233–250.
- u. G. HOFMANN, 1968: Pflanzengesellschaften des nordostdeutschen Flachlandes. II. Pflanzensoziol. (Jena) 16, 298 S.
- PEARSALL, W. H., 1938: The soil complex in relation to plant-communities. I. Oxidation-reduction potential in soils. II. Characteristic woodland soils. III. Moorlands and bogs. J. Ecol. 26, 180–193, 194–209, 298–315.
- PFADENHAUER, J., 1969: Edellaubholzreiche Wälder im Jungmoränengebiet des Bayerischen Alpenvorlandes und in den Bayerischen Alpen. Diss. Bot. 3, Lehre (Cramer), 213 S., 34 Tab.
- PFEIFFER, H., 1951: Vergleichend-ökologische und soziologische Beobachtungen am montanen Birkenbruch des Chiemgaus. Phytion 3, 242–251.
- VON POST, L., 1926: Einige Aufgaben der regionalen Moorforschung. Sver. geol. undersök., ser. C 337, Årsb. 19, 41 S.
- u. E. GRANLUND, 1926: Södra Sveriges torvtillgångar. Sver. geol. undersök. ser. C 335 (zit. n. HOLMEN 1964).

- VON PRAAG, H., u. G. MANIL, 1965: Observations in situ sur les variations des teneurs en azote minéral dans les sols bruns acides. *Ann. Inst. Pasteur, suppl.* 109, 256–271.
- PUUSTJÄRVI, V., 1956: On the cation exchange capacity of peats and on the factors of influence upon its formation. *Acta Agric. Scand.* 6, 410–449.
- RICHARD, F., 1961: Signaturen für morphologische Bodenaufnahmen. EAFV, ETH, Zürich. Mskr. 4 S.
- RODIN, L. E., u. N. I. BAZILEVICH, 1967: Production and mineral cycling in terrestrial vegetation. Edinburg u. London (Oliver D. Boyd). Transl. Scripta Tech. Ltd. 288 S.
- ROMELL, L. G., 1953: Skogsmarkens och skogsproduktionens ekologi. *Medd. Stat. Skogsforsk. inst.* 42, 158–163.
- RUDOLPH, H., u. K. BREHM, 1965: Kationenaufnahme durch Ionenaustausch? Neue Gesichtspunkte zur Frage der Ernährungsphysiologie der Sphagnen. *Ber. dtsch. bot. Ges.* 78, 484–491.
- RUNGE, M., 1965: Untersuchungen über die Mineralstickstoff-Nachlieferung an nord-westdeutschen Waldstandorten. *Flora* 155, 353–386.
- SCAMONI, A., 1965: Vegetations- und standortskundliche Untersuchungen in mecklenburgischen Wald-Schutzgebieten. *Natur Meckl. Stralsund-Greifswald* 3, 15–142.
- SCHAEFFER, F., u. B. ULRICH, 1960: Humus und Humusdüngung. 1. Morphologie, Biologie, Chemie und Dynamik des Humus. In: *Lehrb. Agrik. chemie u. Bodenk.* 3, 2. Aufl., Stuttgart (F. Enke), 266 S.
- SCHÖNHAR, S., 1955: Untersuchungen über das mengenmässige Auftreten von Nitrat- und Ammoniakstickstoff in Böden verschiedener Waldstandorte. *Forstwiss. Cbl.* 74, 129–192.
- SEGEBERG, H., 1964: Zur pH-Wert-Bestimmung der humosen, anmoorigen und Moorböden. *Landw. Forsch.* 17, 157–165.
- SJÖRS, H., 1948: Myrvegetation i Bergslagen. *Acta phytogeogr. suec.* 21, 299 S. + Tab. + Karten.
- 1959: Changes in pH of leaf litter during a field experiment. *Oikos* 10, 225–232.
- 1961: Some chemical properties of the humus layer in Swedish natural soils. *Kungl. Skogshögsk. Skr.* 37, 51 S.
- STEUBING, L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Methoden und Geräte zur Bestimmung wichtiger Standortsfaktoren. Berlin u. Hamburg (Parey), 262 S.
- STÖCKER, G., 1967a: Der Karpatenbirken-Fichtenwald des Hochharzes. Eine vegetationskundlich-ökologische Studie. *Pflanzensoziol. (Jena)* 15, 123 S.
- 1967b: Anwendungsmöglichkeiten von parameterfreien Prüfverfahren bei geobotanischen und ökologischen Untersuchungen. *Flora, Abt. B.* 157, 112–148.
- SÜCHTING, H., 1950: Über die Stickstoffdynamik der Waldböden und die Stickstoffernährung des Waldbestandes. *Z. Pflernähr., Düng., Bodenk.* 48 (93), 1–37.
- SUKACHEV, V., u. N. DYLLIS, 1964: Fundamentals of Forest Biogeocoenology (aus d. Russ.: *Osnovy Lesnoi biogeotsenologii*). Edinburg und London (Oliver & Boyd) bzw. Moskau (Nauka), 672 S.
- TAMM, C. O., u. H. HOLMEN, 1967: Some remarks on soil organic matter turn-over in Swedish podzol profiles. *Medd. Norske Skogsfors. ves.* 23, 69–88.
- ULRICH, B., 1961: Die Wechselbeziehungen von Boden und Pflanze in physikalisch-chemischer Betrachtung. Stuttgart (F. Enke), 114 S.
- VIRO, P. J., 1953: Loss of nutrients and the natural nutrient balance of the soil in Finland. *Comm. Inst. Forest. Fenn.* 42, 1, 1–45 (–50).
- 1955: Investigations on forest litter. *Comm. Inst. Forest. Fenn.* 45, 6, 65 S.
- WILLIAMS, J. T., 1968: The nitrogen relations and other ecological investigations on wet fertilized meadows. *Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich* 41, 69–193.
- WITTICH, W., 1952 (zit. n. LAATSCH 1954): Der heutige Stand unseres Wissens vom Humus und neue Wege zur Lösung des Rohhumusproblems im Walde. *Schr. R. Forstl. Fak. Univ. Göttingen* 4, Frankfurt a. M.

- YAMAYA, K., 1968: On the influence of alder (*Alnus inokumae*) on soil properties in northern Japan. In: J.M. TRAPPE et al. (Ed.), Biology of alder. Portland, Oregon (Pac. NW For. and Range Exp. Stat., For. Serv., US Dept. Agric.), S. 197–207.
- YERLY, M., im Druck: Ecologie comparée des prairies marécageuses dans les préalpes de la Suisse occidentale. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftg Rübel, Zürich.
- ZAVITKOVSKI, J., u. M. NEWTON, 1968: Effect of organic and combined nitrogen on nodulation and nitrogen fixation in Red Alder. In: J.M. TRAPPE et al. (Ed.), Biology of Alder. Portland, Oregon (Pac. NW For. and Range Exp. Stat., For. Serv., US Dept. Agric.), S. 197–207.
- ZÖTTL, H., 1958: Die Bestimmung der Stickstoffmineralisierung im Waldhumus durch den Brutversuch. Z. Pfl. Ernährg. Düng. u. Bodenk. 81 (126), 35–50.
- 1960a: Methodische Untersuchungen zur Bestimmung der Mineralstickstoffnachlieferung des Waldbodens. Forstw. Cbl. 79, 72–90.
 - 1960b: Die Mineralstickstoffanlieferung in Fichten- und Kiefernbeständen Bayerns. Forstwiss. Cbl. 79, 221–236.
 - 1960c: Dynamik der Stickstoffmineralisation im organischen Waldbodenmaterial. I. Beziehungen zwischen Brutto- und Nettomineralisation. II. Einfluss des Stickstoffgehaltes auf die Mineralstickstoff-Nachlieferung. III. pH-Wert und Mineralstickstoff-Nachlieferung. Plant and Soil 13, 166–182, 183–206, 207–223.
 - 1965: Anhäufung und Umsetzung von Stickstoff im Waldboden. Ber. dtsh. bot. Ges. 78, 167–180.