

Zeitschrift: Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg. Tech. Hochschule, Stiftung Rübel, in Zürich

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 60 (1977)

Artikel: Beschreibung exzentrischer Hochmoore mit Hilfe quantitativer Methoden

Autor: Wildi, Otto

DOI: <https://doi.org/10.5169/seals-308490>

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: 22.12.2025

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

**Beschreibung
exzentrischer Hochmoore mit Hilfe
quantitativer Methoden**

von OTTO WILDI

1977

INHALT

Vorwort	1
1. Einleitung	3
2. Problemstellung	6
2.1. Die Standortsbedingungen des exzentrischen Hochmoores	6
2.2. Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort	7
2.3. Erklärbarkeit des Phänomens Hochmoor	8
3. Grundlagen	10
3.1. Zur Verwendung einiger Begriffe	10
3.2. Konzept der Untersuchung	12
3.3. Die multivariate Betrachtungsweise in der Pflanzenökologie: Das Problem der Zufallskorrelationen und der Freiheits- grade	12
3.4. Die Gradientenanalyse	14
3.5. Die Organisation der Daten	15
4. Das Untersuchungsobjekt und die Methoden der Bestandesaufnahmen	17
4.1. Untersuchungsgebiet	17
4.1.1. Lage und Art der Untersuchungsflächen	17
4.1.2. Geologie und Topografie	19
4.1.3. Klima	19
4.1.4. Geschichte der Vegetation und bisherige Unter- suchungen in der Gegend von Rothenthurm	20
4.2. Versuchsanordnung	21
4.3. Methodik der Vegetationsaufnahmen	22
4.4. Torf- und Wasseranalysen	23
4.4.1. Probeentnahme	23
4.4.2. pH, Zersetzunggrad	23
4.4.3. Aschengehalt	23
4.4.4. Austauschbare Kationen	23
4.4.5. Kationenumtauschkapazität (KUK), Basensättigung	24
4.4.6. Dichte	24
4.4.7. Torfmächtigkeit und Neigung der Oberfläche	24
4.4.8. Wasserentnahme, Analysen	24

4.5. Grundwassermessungen	25
4.5.1. Zur Vergleichbarkeit von Dauerlinien	25
4.5.2. Dauermessungen 1973/1974	26
4.5.3. Rückschluss auf sämtliche Probeflächen	28
5. Klassifikation und Ordination der Vegetation	31
5.1. Vorgehen bei der Klassifikation der Aufnahmen	31
5.1.1. Anordnung auf Grund der Gruppierungsanalyse	31
5.1.2. Faktorenanalyse (Q-Technik), Klassifikation auf Grund von 3 Faktoren	35
5.1.3. Diskriminanzanalyse auf sechs Faktorenladungen als Variablen	38
5.1.4. Die Hauptgradienten	41
5.2. Anordnung der Arten	44
5.2.1. Anordnung der Arten auf Grund der Gruppierungsanalyse	44
5.2.2. Anordnung der Arten auf Grund der Faktorenanalyse (R-Technik)	45
5.3. Die Vegetation im Rahmen der mitteleuropäischen Hochmoore	49
5.3.1. Vergleich der Aufnahmen mit denjenigen von KAULE (1974a), NEUHAEUSL (1972) und GIES (1971)	49
5.3.2. Vergleich mit den Zwischenmooren des schweizerischen Mittellandes	50
6. Strukturelle Untersuchung der Standortsmessungen	53
6.1. Vergleich der Wassermessungen	53
6.2. Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung einzelner Standortsfaktoren	54
6.2.1. pH in wässriger Lösung und pH in KCl	54
6.2.2. Humosität des Torfes und Aschengehalt	54
6.3. Einfache und multiple Korrelationen zwischen den Kationengehalten von Wasser und Torf	55
6.4. Beurteilung der Messungen auf Grund der Absolutwerte der Faktorenladungen	59
7. Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort	63
7.1. Klassifikationsunabhängige Analyse	63
7.1.1. Trendanalyse in den Hauptgradienten	63
7.1.2. Topografische Trends	71

7.1.3. Ordination der Standorte mit Hilfe der Faktorenwerte einer Faktorenanalyse ohne Rotation (R-Technik)	74
7.1.4. Kanonische Korrelation	74
7.1.5. Korrelationen zwischen der indirekten Ordination der Vegetation und den Standortsmessungen	76
7.1.6. Diversität und Standort	78
7.2. Analyse auf Grund der Klassifikation der Vegetation	79
7.2.1. Mittelwerte und Standardabweichungen der Standortmessungen der Vegetationseinheiten, Vergleich mit den Messungen von MALMER (1962) und GIES (1971)	79
7.2.2. Direkte Ordinationen	87
7.2.3. Diskriminanzanalytische Trennbarkeit der Einheiten, die F-Werte der Einzelmessungen	87
7.2.4. Ökologische Charakterisierung der extremen Einheiten: Heidemoor, Hochmoor, Schlenke, Rülle, Oberrand, Unterrand, Flachmoor	92
7.3. Die Bedeutung der Standortsmessungen für die Erklärbarkeit der Vegetation: Vergleich der Resultate aus dem klassifikatorischen und dem klassifikations-unabhängigen Ansatz	93
7.4. Ökologische Bedeutung der Arten	95
7.4.1. Bestimmung der ökologischen Ansprüche, Charakterisierung einiger "Artengruppen"	95
7.4.2. Vergleich mit den Zeigerwerten nach ELLENBERG (1974)	100
7.4.3. Zusammenhang zwischen Stetigkeit und Kommunalität	102
8. Diskussion offener Probleme im Zusammenhang mit der Analyse von Vegetation und Standort	104
8.1. Klassifizierbarkeit der Vegetation	104
8.1.1. Einfluss der Versuchsanordnung	104
8.1.2. Anteil der Zufallsvarianz in der Vegetation: das Faktorenproblem	105
8.1.3. Klassengrenzen, "Stabilität" der Einheiten	107
8.2. Korrelation von Vegetation und Standort	108
8.2.1. Der Einfluss der Versuchsanordnung auf die Korrelationen	108
8.2.2. Vergleich zwischen Vegetation und Standort: Interpretation einiger Diskrepanzen	108
8.3. Überlegungen zur Auswahl der Standortsmessungen	109

9. Allgemeine Diskussion und Interpretation der Resultate	111
9.1. Diskussion der Auswertung der Daten	111
9.1.1. Vegetationsanalyse	111
9.1.2. Standortsanalyse	112
9.1.3. Analyse beider Datensätze	113
9.2. Diskussion der Möglichkeit einer systemanalytischen Erklärbarkeit des exzentrischen Hochmoores	114
 Zusammenfassung	 117
 RÉSUMÉ	 119
 SUMMARY	 121
 LITERATUR	 123

VORWORT

Die vorliegende Arbeit entstand in den Jahren 1972 - 1976 am Geobotanischen Institut der ETH in Zürich. Sie ist das Produkt einer dreijährigen Untersuchung an Hochmooren in der Gegend von Rothenthurm. Ihre heutige Form und ihr Inhalt sind stark geprägt von den verschiedenen Beschäftigungen, denen ich in dieser Zeit zusätzlich nachging. Dazu gehören meine zahlreichen Vegetationskartierungen, die Mitarbeit an einem Projekt zur Erforschung des Schilfrückganges, Laborversuche mit verschiedenen chemischen Analysenmethoden, die Beschäftigung mit Fragen der Fernerkundung und in den letzten zwei Jahren die immer intensivere Auseinandersetzung mit statistischen und schliesslich systemanalytischen Methoden.

Mein erster Dank gilt Herrn Prof. Dr. E. Landolt, unter dessen Leitung die vorliegende Arbeit entstand, dem ich meinen Aufenthalt am Geobotanischen Institut verdanke und der meine Pläne materiell und durch wertvolle Ratschläge unterstützte. Weiter danke ich Herrn Prof. Dr. D. Steiner, der sich als Korreferent zur Verfügung stellte und die kritische Durchsicht der mathematischen Teile übernahm. Mein Dank geht auch an Herrn PD Dr. F. Klötzli, der die Anregung zu dieser Arbeit gab und der für die Auswahl des Untersuchungsobjektes verantwortlich zeichnet.

Herrn Prof. Dr. G. Kaule, Stuttgart, damals Weihenstephan, verdanke ich Diskussionen über allgemeine Probleme der Moorforschung und speziell eine Einführung in die Bayerischen Moore, die ich anlässlich einer Reise besichtigen konnte. Herrn Prof. Dr. R. Bach danke ich für eine lange Diskussion, die ich mit ihm über das Hochmoorproblem führen durfte. Viele Ideen entstanden im Verlaufe von Diskussionen mit Frau S. Züst, den Herren Ch. Roth, J. Burnand, M. Meyer und andern Institutsmitgliedern.

Gedankt sei auch den Mitarbeitern der limnologischen und der chemischen Abteilung der Eidg. Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz für ihre Hilfe bei den Wasseranalysen, insbesondere den Herren Dr. H. R. Hegi und E. Szabo. Ich danke auch Herrn Prof. Dr. H. Sticher für die Auskünfte bei bodenchemischen Problemen und für die Erlaubnis, das Atomabsorptionsspektrometer zu benützen. Mein Dank geht an alle Mitarbeiter

des Geobotanischen Institutes, besonders an Frau M. Siegl und Frau A. Hegi, die bei den umfangreichen Analysen mithalfen.

Den Zugang zur systemanalytischen Arbeitsweise verdanke ich Herrn W. Stahel und Herrn A. Fischlin, deren Anregungen in der Schlussdiskussion ihren Niederschlag gefunden haben.

Schliesslich danke ich meiner Mutter, Frau I. Wildi, die ihrem Hang zu allem Grünen entsprechend, die Durchsicht der über tausend Sphagnumproben übernommen hat.

1. Einleitung

Die mineralbodenwasserunabhängigen Moore, Ökosysteme mit extremsten Lebensbedingungen, sind seit langer Zeit beliebte Objekte für vegetationskundliche und neuerdings vermehrt auch ökologische Untersuchungen. "Als die wichtigste Grundlage zur ökophysiologischen Erforschung der Moore muss man die Entdeckung der ausschliesslich atmosphärischen Nährstoffnachlieferung in Hochmooren durch J.C. DAU (1823) ansehen" (GIES 1972). Ein wesentlicher Grund für das Aufkommen ökologischer Untersuchungen, insbesondere der Wassermessungen, liegt in der Entwicklung empfindlicher und rationeller Messmethoden, unter anderen der Flammenfotometrie.

Seit Beginn der sechziger Jahre mehren sich die Arbeiten, die neue soziologische Gliederungen der Vegetation vorschlagen: ALETSEE (1967), MOORE (1968), NEUHAEUSL (1972), für den Alpenraum KAULE (1974a). Dies, nachdem die Zahl der vegetationskundlichen Monografien längst ins Unüberblickbare gewachsen ist. Vermehrt werden auch ökologische Messungen zur Analyse von Moorkomplexen beigezogen (SJÖRS 1950, DU RIETZ 1954, JENSEN 1961, MALMER 1962, YERLY 1970, GIES 1972, KAULE 1974a, RYBNIČEK 1974, NEUHAEUSL 1975 und andere). Ein sehr umfassender Einblick in die Hochmoorökologie findet sich bei FIRBAS (1952). GIES (1972) gibt erstmals Angaben über den Verlauf der Konzentrationen von Moorwässern an verschiedenen Kationen während zweier Vegetationsperioden und verfolgt insbesondere die Abhängigkeit der Salzkonzentrationen vom Niederschlag. Seine zahlreichen Messungen zeigen eindrücklich, wie viele schwer erklärbare Messresultate auf das Konto zufälliger Streuungen gehen. VERRY (1975) erstellt eine Input-Output Bilanz mit Hilfe von Abflussmessungen über das ganze Jahr. Die heutigen Kenntnisse über die Mikrobiologie der Hochmoore sind fast ausschliesslich der Arbeitsgruppe um BURGEFF (1961) zu verdanken.

Es ist ein Anliegen dieser Arbeit, die Schwankungen der Standortsfaktoren in Funktion der Zeit zu untersuchen, vor allem aber die Variabilität der Momentanwerte aufzuzeigen. Letzteres kann einerseits durch eine sehr grosse Zahl von Messungen geschehen, anderseits durch die Erfassung absorbiertener Ionen, deren Konzentration als Produkt jahrhundertelangen Imports anzusehen ist (BACH, md1.).

Durch Probleme, die sich bei der Klassifikation des hier vorliegenden Vegetationskontinuums ergaben, drängte sich eine gradienten-analytische Untersuchungsmethode auf. Ein Einblick in die Auswertungsverfahren auf dem Gebiete der Fernerkundung zeigte mir, dass sich dieselben Methoden ebenso gut auf direkte ökologische Untersuchungen anwenden lassen, was bis heute auch schon sehr oft mit Erfolg geschehen ist.

Im Hinblick auf eine möglichst weitgehende Objektivierung der Untersuchungen ist ein weiteres Anliegen dieser Arbeit, multivariate Analysenmethoden an einem konkreten Beispiel anzuwenden, zu testen und zu vergleichen. Die meisten dieser Verfahren wurden in der ersten Hälfte unseres Jahrhunderts für die Analyse psychologischer Daten entwickelt. Als eigentlicher Begründer der multivariaten Statistik gilt Francis Galton, der 1889 erstmals eine zweidimensionale Normalverteilung praktisch anwandte. Wegen des grossen Rechenaufwandes brachte erst die Entwicklung automatischer Rechenanlagen die Möglichkeit einer Anwendung auf grosse Datenmengen. Letztere können denn auch nur durch zweckmässige Umformung und Darstellung einigermassen vollständig auf ihren Informationsgehalt untersucht werden.

Ursprünglich gab die Wahl des Auswertungskonzeptes - Klassifikation oder Ordination - unter Geobotanikern noch zu heftigen Diskussionen Anlass. So schrieb GREIG -SMITH (1964), S. 158: "The two approaches are, in theory, quite distinct and based on fundamentally different concepts of the nature of plant communities". Er stellt aber weiter unten fest: "In practice, the divergence is not so great as might appear". ORLÓCI (1975), S. 106 distanziert sich vom Problem, indem er anfügt "that ordinations and classifications should be thought of not as some preferential strategies, associated with rigid assumptions, but rather, as techniques which among other techniques of data analysis can help the user to accomplish certain objectives". Als Hilfsmittel werden denn auch alle in dieser Arbeit verwendeten Methoden verstanden.

Der systemanalytische Ansatz, der hier nur in der Schlussdiskussion kurz gestreift wird, erhebt in diesem Sinne höhere Ansprüche und geht davon aus, dass Methode und Untersuchungsobjekt gemeinsame Eigenschaften besitzen. "Dazu wird eine spezielle Art von Systemsimulation benutzt, deren Modellkonzept davon ausgeht, dass man jedes dieser Systeme als ein Gefüge von

Rückkopplungsschleifen darstellen kann" (NIEMEYER 1973). Die Entwicklung dieses Konzepts geht auf FORRESTER (1968) zurück.

Die Lektüre der vorliegenden Arbeit wird erleichtert durch minimale Kenntnisse in multivariater Statistik. Dem mit diesen Methoden nicht vertrauten Leser kann die Konsultation von UEBERLA (1971) und BAHRENBERG und GIESE (1975) empfohlen werden.

Die umfangreichen Rohdaten der Untersuchung sind hier nicht veröffentlicht, können jedoch von Interessenten beim Autor bezogen werden.

2. Problemstellung

2.1. Die Standortsbedingungen des exzentrischen Hochmoores

Untersuchungsobjekte der vorliegenden Arbeit sind exzentrische Hochmoore (EUROLA 1962, ALETSEE 1967). Diese werden aus praktischen Gründen unterteilt in "Oberrand", "Zentrum" und "Unterrand" (Abb. 1).

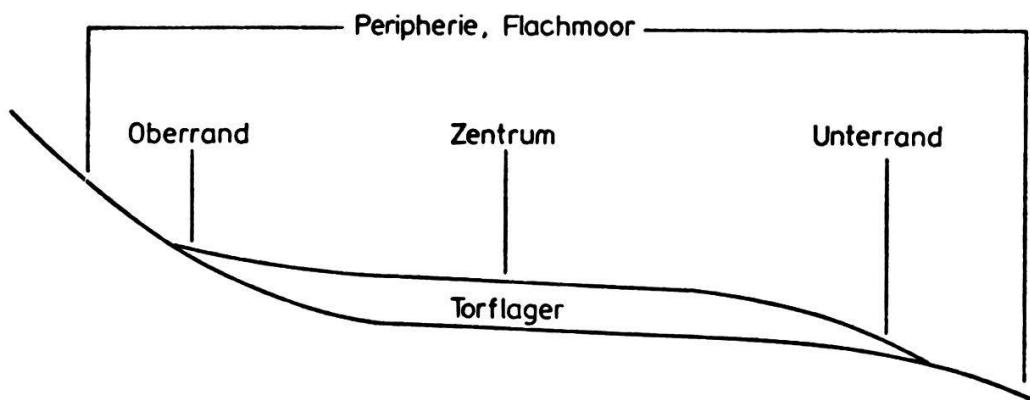


Abb. 1 Erläuterung zur Verwendung der Begriffe Zentrum, Oberrand, Unterrand, Flachmoor und Peripherie bei einem exzentrischen Hochmoor.

Der Oberrand umfasse die Einwaschungszone, die bereits erhebliche Torflager aufweist, aber noch bedeutende Mengen von Nährstoffen aus dem Flachmoor erhält. Das Zentrum sei sodann jener Teil, der sich von einem zentralen Hochmoor standörtlich und floristisch kaum unterscheiden lässt. Der Begriff Zentrum wird also nicht morphologisch verstanden, denn morphologisch gesehen besitzen exzentrische Hochmoore gar kein solches. Unterrand sei jene Zone, welche nur noch geringe Torflager aufweist, jedoch regelmäßig Wasser aus dem Hochmoor erhält.

Hochmoore entwickeln sich in Jahrhunderten bis Jahrtausenden auf einen Gleichgewichtszustand hin (Klimax). Es findet ein Prozess statt, der die Ve-

getation langsam von den Einflüssen des mineralischen Untergrundes ablöst (DU RIEZ, 1954). Wegen der Langsamkeit des Vorganges ist es ausserordentlich schwierig, zu entscheiden, ob die Entwicklung bei einem zu untersuchenden Objekt bereits abgeschlossen ist, ob das Torfwachstum also stagniert. Ebenso ist es schwierig herauszufinden, welche Standortsänderungen sich stark auf das Gleichgewicht auswirken. Diese Frage ist für die Abklärung der Ursachen der Hochmoorbildung von grosser Bedeutung. Insbesondere in Mitteleuropa sind praktisch alle Hochmoore durch menschliche Einflüsse zum Wachstumsstillstand, in einigen Fällen auch neu zur Wiederentwicklung gebracht worden.

Die Standortsbedingungen der Moorränder sind von besonderem Interesse. "Mit zunehmender Torfmächtigkeit und zunehmender Entfernung vom Moorrand schwächt sich der Einfluss des mineralischen Wassers ab, bis schliesslich ombrotrophe Bedingungen herrschen" (KAULE 1974a). Die Ränder von Hanghochmooren sind, wie das unter natürlichen Bedingungen nur selten der Fall ist, von seitlichen Zuflüssen geprägt und können dadurch zusätzliche Informationen liefern über die Funktion des Moorökosystems.

2.2. Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort

Die Frage, welche Kombination von Standortsfaktoren für welche Artengarnitur charakteristisch ist, verlangt eine rein deskriptive Untersuchung. Sie kann trotzdem nicht auf einfache Weise beantwortet werden. Das liegt unter anderem daran, dass sowohl der Standort wie auch die Vegetation nur mehrdimensional beschrieben werden können und die Zahl der dazu notwendigen Dimensionen ausserdem oft recht hoch ist. Man kann das Problem so lösen, indem man versucht, zwei oder mehr diskrete Vegetationstypen zu finden und repräsentative Stichproben zu untersuchen. Es liegt in der Natur der Vegetation, dass dabei auch innerhalb der Stichproben erhebliche Varianzen auftreten, denn in den meisten Fällen enthalten schon die vermeintlich homogenen Untersuchungsflächen Gradienten.

Hier wird deshalb von vornherein auf eine subjektive Auswahl von Typen verzichtet, was für die Analyse einige Erschwerungen bringt. Durch die Anwendung verschiedenster statistischer Methoden soll versucht werden, den Zusammenhang von Vegetation und Standort anhand nicht vorstrukturierter Daten (vgl. 3.3.) zu analysieren.

Ein weiteres Problem entsteht aus der Interaktion von Vegetation und Standort. Diese Wechselbeziehung ist "paralleler" Natur, läuft also synchron ab. Man kann, mit andern Worten, nicht entscheiden, ob die Vegetation, die den Standort verändert, oder der Standort, der über die Vegetation entscheidet, für die Entwicklung eines Oekosystems primär verantwortlich ist. Eine einfache Antwort auf diese Fragen kann deshalb von vornherein ausgeschlossen werden.

2.3. Erklärbarkeit des Phänomens Hochmoor

Auf dieser Stufe der Problemstellung geht es um das vollständige Verständnis für das untersuchte Oekosystem. Die Funktion desselben wird auf einige als gegeben betrachtete Erscheinungen zurückgeführt, die oft als primäre Ursachen bezeichnet werden. Sinnvollerweise reduziert man wohl die Ansprüche an das Ziel darauf, nur die wichtigsten Vorgänge verstehen zu wollen, die in der Regel deterministischer Natur sind (vgl. 9.2.). KRISAI (1973) schreibt z.B. zur Ursache der Hochmoorentstehung: "Durch die Tätigkeit der Gletscher sind jene Landschaftsformen entstanden, die zusammen mit einem geeigneten Klima das Entstehen von Hochmooren ermöglicht haben, nämlich flache, durch Moränen abgedämmte Wannen, die mit wasserstauendem Ton ausgekleidet sind". Davon abweichend bemerkt OVERBECK (1950), S. 41: "Wir haben bisher die Entstehung eines oligotrophen ombrogenen Moores so dargestellt, dass sie in der Entwicklung an eine mehr oder minder vollständige Reihe von eutrophen Flachmoorgesellschaften anschliesst, vermittelt durch das mesotrophe Uebergangsmoor. Schon hier sei aber bemerkt, dass dies bei uns keineswegs den häufigsten Fall ombrogener Moorbildungen darstellt. Mit dem grösseren Teil ihrer Fläche sind die Hochmoore Niedersachsens nicht auf wesentlichen Flachmoorunterlagen entstanden, beginnen vielmehr als Versumpfungshochmoore entweder auf Birken- und Kiefernwaldtorfen oder fast unmittelbar auf nährstoffarmem Mineralboden." Ob damit die wesentlichen primären Ursachen diskutiert werden, bleibe dahingestellt. Oft wird als höchstes Ziel der kausal-ökologischen Forschung das Auffinden einer "potentiellen Vegetation" betrachtet. Die Lösung solcher Probleme geschieht weitgehend über Analogieschlüsse. Höhere Anforderungen stellt folgende Auffassung: Ein Oekosystem wird dann verstanden, wenn seine Funktion und Entwicklung zu jedem

Zeitpunkt und im Hinblick auf jede mögliche natürliche oder künstliche Veränderung hinreichend genau vorausgesagt werden kann. Obgleich diese Forderung schwer oder nur teilweise erfüllbar erscheint, entspricht sie dennoch den Aufgaben, die auf die Umweltwissenschaften zukommen. Die vorliegende Untersuchung beschränkt sich auf die Diskussion einer möglichen Erklärbarkeit exzentrischer Hochmoore.

3. Grundlagen

3.1. Zur Verwendung einiger Begriffe

Während bei deskriptiv-ökologischer Arbeitsweise nur Vegetationstypen und Standortsfaktoren unterschieden werden, befriedigt eine solche Unterteilung bei der Frage nach der Ursache der Entstehung eines Ökosystems nicht mehr. Die begriffliche Umschreibung der Natur der Standortsfaktoren hängt in diesem Falle von der Art der Fragestellung ab. Ein erstes Kriterium ist das Verhalten eines Faktors im Laufe der Entwicklung des Ökosystems: Bleibt er mehr oder weniger gleich, spricht JENNY (1941), zit. in BRAUN-BLANQUET (1964), von "independent variable" und WALTER (1968) von einem sekundären Faktor. Faktoren, die direkt auf die Lebewesen einwirken, bezeichnet WALTER (1968) als primäre Faktoren, ELLENBERG (1968) als Umweltfaktoren.

Einige Begriffe sind ausschliesslich für den Vergleich zweier oder mehrerer Ökosysteme geschaffen worden. BACH (1950) definiert "entscheidende Standortsfaktoren" als jene, "welche am Standort der betreffenden Gesellschaft immer vorhanden sind und in denen sich die verschiedenen Gesellschaften voneinander unterscheiden". GIGON (1971) nimmt an, dass nicht alle "entscheidenden Standortsfaktoren" für Unterschiede verantwortlich sind und führt zusätzlich den Unterbegriff "verantwortliche Faktoren" ein. Wesentlich ist in diesem Zusammenhang, dass die "verantwortlichen Faktoren" je nach betrachtetem Pflanzengesellschaftspaar verschieden sind. Dieses Konzept, das sich für den Vergleich zweier Vegetationstypen bewährt hat, ist daher für komplexe und gradientenhaft ausgebildete Untersuchungsobjekte unzweckmässig.

Geht man bei der Untersuchung systemökologisch vor (vgl. 9.2.), so lassen sich unterschiedliche Vegetationstypen als verschiedene Gleichgewichtszustände ein und desselben Systems beschreiben. Sind die Unterschiede gross genug, so können sie auch auf verschiedene Systemstruktur zurückgeführt werden (das geschieht bei Systemsimulationen automatisch dadurch, dass irgendeine Systemkomponente gleich null wird). Damit nähert man sich der Begriffswelt der Physik. Als Experimentator muss man entscheiden, welche Faktoren (Elemente) konstant bleiben: Es sind oft die "independent variables" von JENNY (1941), zusätzlich aber Eigenschaften von Systemkomponenten wie

die Art einer Beziehung (linear oder nicht linear), die Ansprüche einer Pflanzenart an das Substrat bei sonst konstanten Bedingungen oder die Permeabilität einer bestimmten Bodenart. Alle andern Elemente sind dann notwendigerweise mehr oder weniger variabel. Ferner wird versucht herauszufinden, welches Element von welchem direkt beeinflusst wird. Ist das eine davon eine Pflanze, so ist das andere ein "primärer Faktor" nach WALTER (1968).

Auch der Begriff "Faktor" bedarf in diesem Zusammenhang einiger Erläuterungen. Bei deskriptiver Arbeitsweise handelt es sich einfach um eine meist messbare Grösse irgendeiner Art. Zweckmässigerweise verwendet man in der Systemökologie den Begriff Systemelement. Systemelemente sind zum Beispiel "levels" (FORRESTER 1968), also Mengen gleichartiger Materie- oder Energiekomponenten, ferner Materie- oder Energieflüsse sowie Beziehungen (Abhängigkeiten) und die schon diskutierten Konstanten.

In der Pflanzensoziologie und in der Statistik werden einige Begriffe in unterschiedlichem Sinne verwendet. Im folgenden wird erläutert, wie sie hier verstanden werden.

Jede Vegetationsaufnahme, aber auch jeder Standort, stellt eine Beobachtungseinheit dar. Artmächtigkeitswerte (vgl. 4.3.) für alle Pflanzenarten sind die Variablen, die die Aufnahmen charakterisieren. Die Variablen der Standorte sind die Werte der verschiedenen Arten von Standortsmessungen, hier gelegentlich auch Standortsgrössen genannt.

Gruppen sind die bei der Klassifikation gebildeten Populationen von Beobachtungseinheiten oder Variablen. Der Begriff Klasse wird wegen seiner Doppelbedeutung vermieden. Auch nicht diskrete Anhäufungen von Beobachtungseinheiten werden Gruppen genannt. Gruppen von Vegetationsaufnahmen heissen Einheiten oder Pflanzengesellschaften, ohne ihnen damit bereits einen bestimmten soziologischen Rang zuzuordnen. Als ökologische Ansprüche werden diejenigen Standortsbedingungen bezeichnet, unter denen Pflanzenarten oder Einheiten anzutreffen sind. Der Begriff impliziert keine einseitige Abhängigkeit.

Grössen, die sich direkt auf einen oder mehrere Standortsfaktoren zurückführen lassen, werden Symptome genannt.

Der Begriff Erklärbarkeit wird hier rein statistisch gebraucht: Zwei Grössen erklären einander gut, wenn mit grosser Wahrscheinlichkeit von der

einen auf die andere geschlossen werden kann. Die Korrelation ist ein Spezialfall davon: Sie bezieht sich hier nur auf die Grösse des Produktmomentkorrelationskoeffizienten zwischen zwei Vektoren.

3.2. Konzept der Untersuchung

Die Felduntersuchung, eine Bestandesaufnahme, soll gute Informationen über Vegetation und Standort liefern. Sie muss folgenden Kriterien möglichst vollständig genügen:

Alle vorhandenen Standorte sollen entsprechend ihrer Häufigkeit gleiche Chance haben, berücksichtigt zu werden. Die Sicherheit, welche Standortmessungen welchem Vegetationstyp zuzuordnen sind, muss möglichst hoch sein. Das Resultat soll auch Informationen über die Sicherheit enthalten, mit der gefundene Zusammenhänge reproduziert werden können.

Hinter der später gezeigten Versuchsanordnung stehen folgende Absichten: Der Umfang der Untersuchung wird durch Auswahl der interessierenden Flächen (Versuchs- oder Untersuchungsflächen genannt) durch den Experimentator subjektiv festgelegt. In diesen Flächen wird eine Stichprobenerhebung durchgeführt, hier in Form eines systematischen Stichprobennetzes. Zu jeder Stichprobe gehören die Daten von Vegetation und Standort. Auf diese Weise soll eine möglichst rohe Form der Daten erzielt sowie deren Reproduzierbarkeit maximiert werden.

Die Auswertung erfolgt in drei Schritten. Zunächst wird in der Vegetation nach Strukturen gesucht, mit Hilfe von Klassifikation und Ordination werden Gruppen und Gradienten identifiziert. Es folgt eine Untersuchung der Standortmessungen. Gefragt wird insbesondere nach Abhängigkeiten zwischen Standortfaktoren, aber auch nach der Zweckmässigkeit verschiedener Messmethoden. Dann wird der Zusammenhang von Vegetation und Standort untersucht.

3.3. Die multivariate Betrachtungsweise in der Pflanzenökologie: Das Problem der Zufallskorrelationen und der Freiheitsgrade

Sowohl Vegetationsaufnahmen wie auch ökologische Messungen stellen Beobachtungen im n-dimensionalen Raum dar, falls n Pflanzenarten, bzw. n verschiedene

Messungen vorliegen. Wird mit zufällig erzeugten Daten gearbeitet, so liegt eine n-dimensionale Zufallsverteilung vor. Ein wichtiges Ziel von Vegetationsanalysen besteht darin festzustellen, ob Korrelationsmatrizen von einer mit Zufall erklärbaren Struktur abweichen.

Zufallsverteilte Beobachtungen im n-dimensionalen Raum sind stets klassifizierbar. Es drängen sich für die zu bildenden Gruppen selten eindeutige Zentren auf, vielmehr führt jede Lösung, die die Ähnlichkeiten der Beobachtungen berücksichtigt, zu einer vertretbaren Unterteilung des Datensatzes. Entsprechend ist die Gruppengröße (im Fall der Vegetationsdaten die Zahl der gewählten Vegetationseinheiten) durch nichts zwingend festgelegt. Da sowohl die Variablen wie auch die Beobachtungseinheiten in gewohnter Weise korreliert sind, ist aus der Korrelationsmatrix normalerweise nicht ersichtlich, ob eine zufällige Datenstruktur vorliegt. Vegetationsaufnahmen, die annähernd zufallsverteilt sind, können den Beobachter zur Bildung allzuvieler Einheiten verleiten. Es ist daher notwendig, in einem Datensatz Diskontinuitäten (Lücken) aufzusuchen, die sich zur Bildung von Gruppengrenzen aufdrängen.

Ein spezielles Problem stellt die Zahl der Freiheitsgrade dar. Ist ihre Zahl auf der Seite der Variablen (Pflanzenarten, Standortsfaktoren) sehr gross und nähert sich der Zahl der Beobachtungen, so lässt sich, wenn nur wenige Variablen zur Klassifikation ausgesucht werden, annähernd jede Unterteilung der Daten begründen. Das heißt, dass jede Gruppierung von Beobachtungen statistisch problematisch wird, wenn das Verhältnis von Beobachtungseinheiten zu Variablen klein ist und sich 1 nähert. Dies ist jedoch bei Vegetationsaufnahmen meist der Fall, so dass bei einer Klassifikation derselben mit einer sehr schlechten Reproduzierbarkeit zu rechnen ist. Während diese Tatsache heute bei der Anwendung mathematisch-statistischer Methoden meist berücksichtigt wird, so wird doch oft übersehen, dass das Problem bei rein manueller Klassifikation und Interpretation in gleicher Masse existiert.

Eine kritische Untersuchung ökologischer Daten hat auf Grund des eben Gesagten folgende Ziele:

1. Es soll festgestellt werden, wie gross der Anteil der als zufällig interpretierbaren Varianz ist. Falls er sehr hoch ist, kann eine Klassifikation relativ willkürlich durchgeführt werden, es ergeben sich nur wenige zwingende Grenzen.

2. Es wird versucht, ein günstiges Verhältnis von Beobachtungseinheiten zu Variablen zu erzielen. Dies kann geschehen durch Zusammenfassen oder Weglassen sich sehr ähnlicher Variablen oder durch Suchen neuer Vektoren, die die alten Variablen bis zu einem gewissen Grad erklären. Beide Methoden haben zugleich das Ziel, nach den unter 2.3. diskutierten primären Ursachen zu suchen.

3. Nachdem die Verteilung der Beobachtungen und Variablen, auch als Struktur bezeichnet, bekannt ist, kann nach einer sinnvollen Gruppenbildung gesucht werden. "Hierbei handelt es sich darum, in einem Datenmaterial Gruppen von Personen erst aufzufinden und zu definieren, ob und inwiefern solche Gruppen existieren. Das ist das eigentliche Kernproblem, das noch nicht gültig gelöst ist" (ÜBERLA 1971, S. 318).

4. Sind die Zentren der Gruppen definiert, so müssen neue oder abseits liegende Beobachtungen den vorhandenen Gruppen zugeordnet werden (Diskriminanzproblem).

Einige der soeben aufgeführten Probleme stellen sich erneut, wenn mit zwei Sätzen von Beobachtungen (Vegetation und Standort) gearbeitet wird. Auch hier gibt es keine einfache Methode zur Feststellung der Uebereinstimmung zwischen den beiden Datensätzen. Verschiedene Möglichkeiten werden in dieser Arbeit angewendet und diskutiert.

3.4. Die Gradientenanalyse

Die Gradientenanalyse wurde aus dem Bestreben heraus entwickelt, den Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort darzustellen. Dass sie zunächst als Gegensatz zur klassifikatorischen Arbeitsweise betrachtet wurde, hat eher historische denn sachliche Gründe. Wesentliches zu den heute noch verwendeten Konzepten finden sich u.a. bei SOERENSON (1948), CURTIS and MACINTOSH (1951) und WHITTAKER (1954, 1956). GOODALL (1954a) definiert Ordination als "an arrangement of units in an uni- or multi-dimensional order". Er wendet auch bereits die Hauptkomponentenanalyse auf Vegetationsdaten an (GOODALL, 1954b). Mehrdimensional gehen BRAY and CURTIS (1957) vor, indem sie mit willkürlich festgelegten Achsen, welche sie durch je zwei Referenzbeobachtungen führen, ein dreidimensionales Ähnlichkeitsmodell herstellen:

"Given proximate interstand distances, the choice of reference stands is of crucial importance". Obwohl dieses Verfahren nicht streng standardisiert ist, führt es bei der Suche nach Vegetationszusammenhängen auch bei relativ ungünstiger Achsenwahl zu guten Ergebnissen. BRAY and CURTIS (1957) erleichtern die Interpretation der Ordination, indem sie das Vorkommen verschiedener Arten in dieselbe eintragen. Um die Bedeutung der Standortsfaktoren zu ergründen, werden Korrelationen zwischen denselben und den Achsen des Ordinationsmodells gerechnet. Messungen hoher Korrelation erklären die Vegetationsstruktur gut.

DAGNELIE (1960) untersucht die Nützlichkeit der Faktorenanalyse für Vegetationsdaten eingehend. Er kommt zur Schlussfolgerung: "L'analyse factorielle pourra utilement servir de guide au chercheur, tout en lui laissant une grande liberté d'interprétation et de décision". GREIG-SMITH (1964) diskutiert die bis dahin publizierten Ordinationsmethoden.

Eine Übersicht über die Gradientenanalyse gibt WHITTAKER (1967). Er unterscheidet eine "direct gradient analysis", die von einem bekannten Standortsgradienten ausgeht und die Zusammensetzung der Vegetation entlang dieses Gradienten untersucht, sowie eine "indirect gradient analysis", deren Ausgangspunkt ein Vegetationsgradient darstellt, welcher anschliessend mit Standortsfaktoren in Beziehung gebracht wird. Ferner stellt er fest, dass die Wisconsinordination (BRAY and CURTIS 1957) als Annäherung an die Faktorenanalyse betrachtet werden kann.

Da Faktorenanalysen bezüglich der Rechenzeit sehr aufwendig sind, wird verschiedenlich versucht, einfachere Methoden zu entwickeln, so z.B. bei ORLÓCI (1966), AUSTIN and ORLÓCI (1966). VAN DER MAAREL (1969) gibt ein Verfahren an, das ohne den Einsatz eines Computers eine gewisse Optimierung der Lage der Achsen ermöglicht.

3.5. Die Organisation der Daten

Für alle hier diskutierten Analysen wird von der folgenden Anordnung der Daten ausgegangen: Die Matrix der Vegetationsdaten sei $X_{m \times n}$. Die Aufnahmen sind spaltenweise angeordnet, so dass n der Zahl der Aufnahmen, m der Zahl der Arten entspricht. Diese Anordnung ist für Vegetationstabellen üblich.

Werden die Korrelationen zwischen den Variablen, also dem Vorkommen der Pflanzenarten berechnet, so erfolgt zweckmässigerweise vorgängig eine zeilenweise Standardisierung. Die Elemente der neuen Matrix $z_{m,n}$ berechnen sich als

$$z_{ij} = \frac{x_{ij} - \bar{x}_i}{s_{x_i}}$$

Zur Berechnung der Korrelationen zwischen den Vegetationsaufnahmen wird die Standardisierung sinngemäss spaltenweise durchgeführt, oder, was zum selben Resultat führt, die Matrix vorgängig transponiert $x_{m,n} \rightarrow x'_{n,m}$.

Die Matrix der Standortmessungen $T_{q,n}$ enthält bei gleicher Anzahl von Beobachtungen n die Daten von q verschiedenen Messerien.

4. Das Untersuchungsobjekt und die Methoden der Bestandesaufnahmen

4.1. Untersuchungsgebiet

4.1.1. Lage und Art der Untersuchungsflächen

Die Untersuchungsflächen befinden sich in der Gegend von Rothenthurm und Biberbrugg, in den Kantonen Schwyz und Zug (vgl. Landeskarte der Schweiz, Blatt 1132, Einsiedeln und Abb. 2). Das Gebiet war Ziel einer der Exkursionen

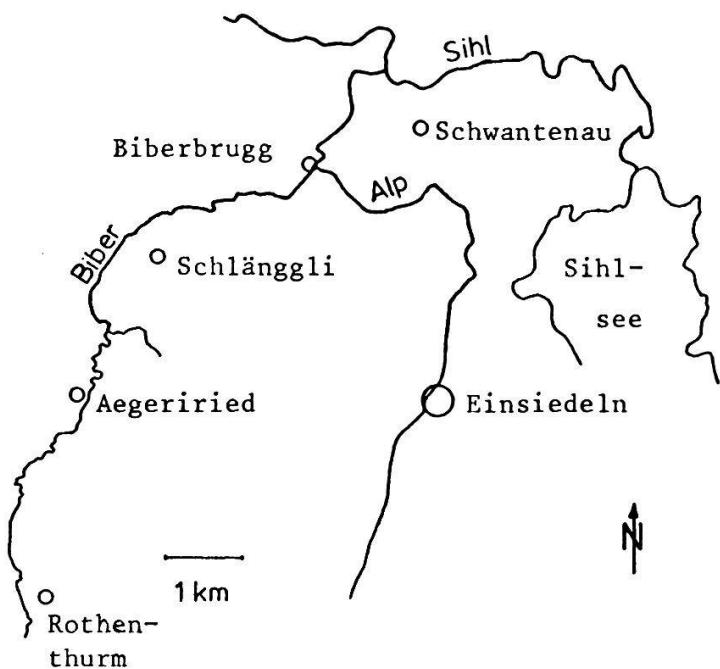


Abb. 2 Lage des Untersuchungsgebietes

der 13. Tagung der Ostalpin-Dinarischen Gesellschaft für Vegetationskunde 1972 (KLOETZLI, MEYER und ZUEST 1973). Die Probeflächen 101-116 (Abb. 3) liegen auf einem der Torflager, die noch das ehemalige Niveau des Hochmoores der Schwantau erreichen (Koord. 699200/224100, 880 m NN). Die Probeflächen

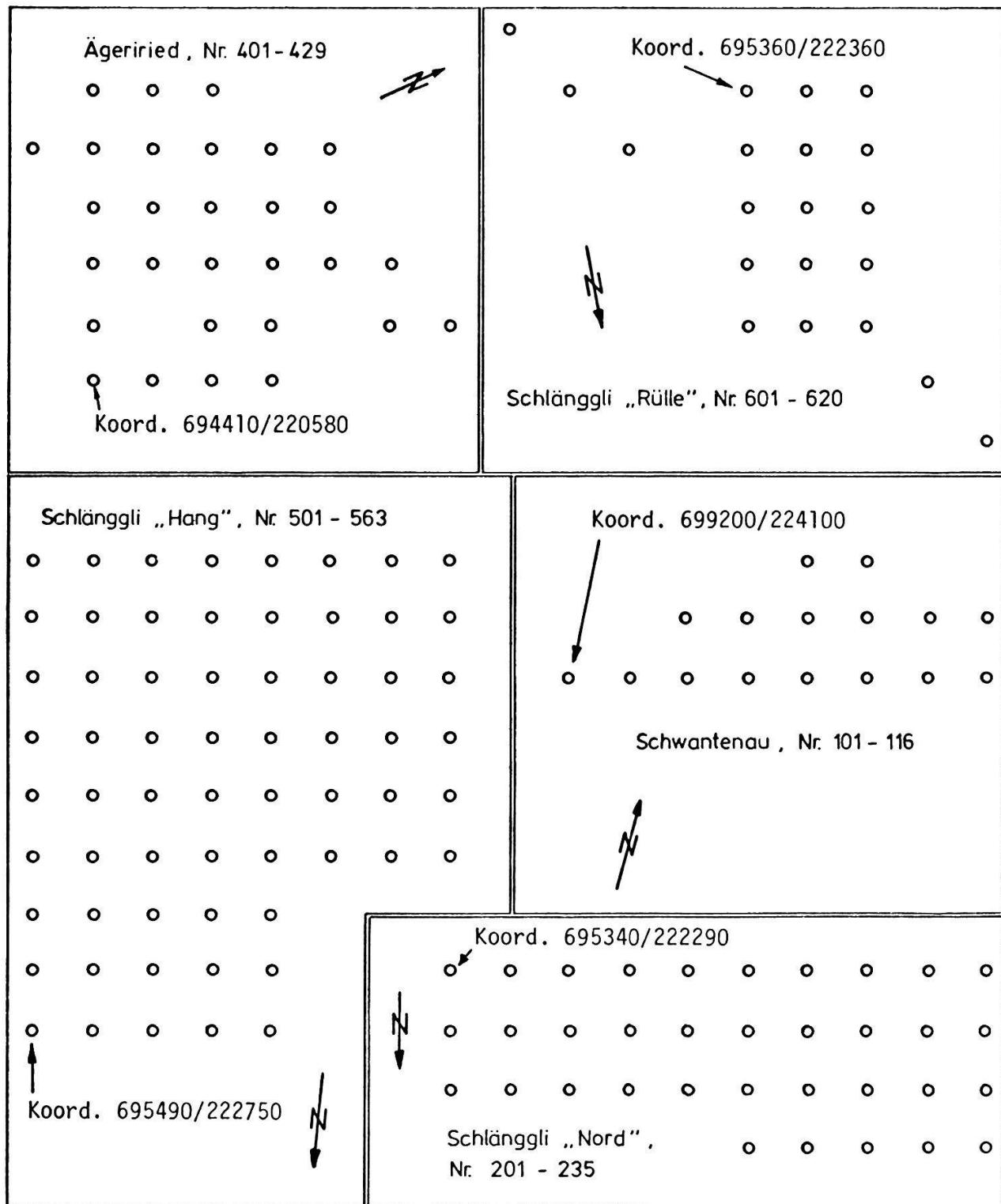


Abb. 3 Form und Lage der Versuchsflächen. Die Maschenweite beträgt 10 m. Die Schlenken und Bulten wurden entlang gerader Linien ausgewählt, sind hier nicht aufgezeichnet und befinden sich in der Gegend des Punktes mit den Koordinaten 695700/222325 (Landeskarte der Schweiz, Blatt 1132 Einsiedeln).

401-429 befinden sich im Aegeriried (Koord. 694450/220600, 900 m NN). Hier handelt es sich um einen etwa 50 m breiten, exzentrischen Moorkomplex, der sekundär waldfrei ist und regelmässig gemäht wird. Diese Versuchsfläche ist im Hinblick auf die Erfassung eines Mooroberrandes ausgewählt worden. Alle andern Untersuchungsflächen befinden sich in der Gegend des Schlänggli (Koord. 695500/222300, 890-920 m NN). Die Probeflächen 201-235 überdecken einen Oberrand mit einem sich innerhalb von zwanzig Metern auf zwei Meter Mächtigkeit entwickelnden Torfhorizont. Teile davon (Nr. 210-215, Abb. 3) sind von einem nahegelegenen Torfstich beeinflusst (Drainage). Die Probe- flächen 301-334 (Bulten und Schlenken) befinden sich an einem leicht geneigten Hang, der von einigen wenigen, stark verwachsenen Drainagegräben durchzogen ist. Eine typische Rülle, die sich in einem leicht abgetorften Tälchen gebildet hat, wird vom Netz mit den Punkten 601-620 überdeckt. Der Moorunter- rand wird durch die Punkte 501-563 repräsentiert. Diese Versuchsfläche be- findet sich am Rande der Hochebene des Schlänggli, am Uebergang zum stei- leren V-Tal der Biber.

4.1.2. Geologie und Topografie

"Das flache, nahezu gefällose 'tote Talstück' zwischen Rothenthurm und Biberbrugg wurde in augenfälliger Weise durch einen Arm des Reussgletschers geformt" (KLOETZLI, MEYER und ZUEST 1973). Die Rückzugsstadien des Würmgle- schers sind noch heute gut an einigen Endmoränen erkennbar. In den so ent- standenen, mit Glazialton abgedichteten Mulden bildeten sich die Initial- stadien der heutigen Zwischen- und Hochmoore. Letztere entstanden aber auch auf nahezu ebenen Unterlagen. Nach KLOETZLI, MEYER und ZUEST (1973) "erinnert vor allem die Gegend im Schlänggli an atlantische Deckenmoore (z.B. in Ir- land)".

4.1.3. Klima

Das Klima der Gegend zeichnet sich durch hohe Niederschläge aus, die lokal stark variieren. Abb. 4 zeigt das Klimadiagramm von Einsiedeln. Die Jahres-Niederschlagssumme beträgt hier um 1700 mm. Die Messstation Altmatt registriert gut 1850 mm. Bei den Grundwasserstandsmessungen in den Sommer-

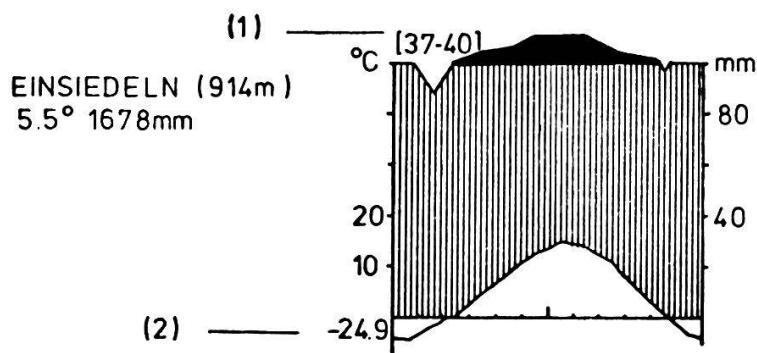


Abb. 4 Klimadiagramm von Einsiedeln. Obere Kurve: mittlere monatliche Niederschläge (schwarze Fläche: Massstab auf 1/10 reduziert). Untere Kurve: Verlauf des monatlichen Temperaturmittels. (1) Zahl der Beobachtungsjahre für Temperatur (links) und Niederschlag (rechts). (2) tiefste gemessene Temperatur. Weitere Erläuterungen bei WALTHER und LIETH (1960-1967).

monaten hat es sich gezeigt, dass zwischen Schlänggli und Schwantau, die nur vier Kilometer auseinanderliegen, bei Gewittern kurzfristig erhebliche Unterschiede in der Wasserversorgung auftreten können.

Das Gebiet ist in den Monaten November bis März meist mit einer Schneedecke versehen. Die eigentliche Vegetationsperiode umfasst höchstens die Monate Mai bis und mit September. Das Klima des offenen Talbodens ist rauh. Im Frühsommer sind Fröste, besonders bei Inversionslagen, sehr häufig und treten gelegentlich auch im Hochsommer auf. Bei Windstille werden tagsüber recht hohe Temperaturen erreicht. Der Talkessel ist Ost- und Westwinden gegenüber stark exponiert, dagegen ist der Einfluss des Föhns relativ gering.

4.1.4. Geschichte der Vegetation und bisherige Untersuchungen in der Gegend von Rothenthurm

Das Tal mag wohl ursprünglich fast vollständig bewaldet gewesen sein. Rodungen zur Holzgewinnung und erste landwirtschaftliche Nutzung, vor allem der steilen Talhänge, müssen schon weit zurückliegen. Die Siegfriedkarte von 1884 zeigt das Gebiet bezüglich Bewaldung praktisch im selben Zustand, wie es heute besteht. Im Lauf der Jahrhunderte wurden vielerorts die mächtigeren Torf-

lager abgebaut. Hand in Hand mit den Rodungen dürfte auch eine Vernässung und die Bildung sekundärer Hangmoore gegangen sein. FRUEH und SCHROETER (1904) fanden noch ausgedehnte, gut erhaltene Hochmoore. Eine weitere Erwähnung findet u.a. das Aegeriried bei JOSEPHY (1920). Aus den wenigen Angaben ist ersichtlich, dass sich der Zustand desselben bis heute kaum verändert hat. Luftaufnahmen aus dem Jahre 1944 zeigen, dass während des Zweiten Weltkrieges weite Flächen zum Gemüseanbau genutzt wurden. In einem nicht veröffentlichten Gutachten schreibt LUEDI (1945), dass die Zerstörung der Moore rasch fortschreite. Er erwähnt insbesondere den intensiven Torfabbau, der in den Kriegsjahren grössere Bedeutung hatte.

Beschreibungen von Bodenprofilen liegen vor in der Arbeit von MERZ, SPECK, RICHARD, MERZ und SCHULER (1960). Im Jahre 1965 fand der Diplomkurs des Institutes für Kulturtechnik der ETHZ in Rothenthurm statt (GRUBINGER, FRICKER und KREBS 1967). Es wurden unter anderem an verschiedenen Orten die Wasserleitfähigkeit (k-Wert) bestimmt. Die vegetationskundlichen Untersuchungen dieses Kurses fanden ihren Niederschlag im Vegetationsschlüssel von KLOETZLI, MEYER und ZUEST (1973), der die Vegetationstypen des ganzen Talbodens berücksichtigt. Es waren unter anderem die Schwierigkeiten, die bei der Zusammstellung dieses Schlüssels auftauchten, die zur vorliegenden Arbeit Anlass gaben.

4.2. Versuchsanordnung

Da die zu untersuchenden Gradienten im Gelände nicht ohne weiteres festzulegen waren, sollte die Versuchsanordnung eine Stichprobe aus der Gesamtheit der interessierenden Vegetationstypen liefern (Kap. 3.2.). In der ersten Phase wurden sechs grössere, geeignet erscheinende Untersuchungsflächen ausgewählt (vgl. 4.1.1.). Ueber jede wurde ein rechtwinkliges Netz von genau 10 m Maschenweite gelegt. Die Netzschnittpunkte dienten als Zentren der Probeflächen. Sie wurden mit senkrecht eingesetzten Grundwasserrohren versehen, deren Länge so bemessen war, dass sie den Tonhorizont nicht ganz erreichten. Für die Vegetations- und Standortserhebungen wurde jeweils ein Kreis mit dem Rohr als Zentrum und einem Radius von 60 cm berücksichtigt, was eine Probefläche von etwa einem Quadratmeter Grösse ergibt. Ausgangspunkt und Richtung der Netze wurden der Form der Fläche entsprechend so gewählt, dass die Probeentnahmen möglichst rationell durchgeführt werden konnten. Die Winkel wurden geschätzt.

Eine Ausnahme wurde bei den Schlenken- und Rüllenaufnahmen gemacht: Entlang geradliniger Transsektten wurden alle Schlenken und die dazwischenliegenden Bultflächen als Probeflächen genommen.

4.3. Methodik der Vegetationsaufnahmen

Die Aufnahmen erfolgten in den oben beschriebenen kreisrunden Flächen von einem Quadratmeter Grösse. Die Schlenken mussten, um auf das gewünschte Ausmass zu kommen, öfters vollumfänglich berücksichtigt werden. Die Schätzung der Artmächtigkeit erfolgte nach der Skala von BRAUN-BLANQUET (1964), die für die numerischen Auswertungsmethoden nach folgendem Schema transformiert wurde:

Artmächtigkeit nach BRAUN-BLANQUET	Bei den Berechnungen verwendeter Wert
leer	0
+	3
1	5
2	6
3	7
4	8
5	8

Diese Skala entstand rein subjektiv. Massgebend ist die Ueberlegung, dass der Zusammenhang zwischen der Häufigkeit einer Art innerhalb einer Probefläche und den Standortfaktoren vermutlich nicht linear ist. Niedrige Mächtigkeiten erhalten daher relativ hohes Gewicht, während angenommen wird, dass die Skala von BRAUN-BLANQUET bei den hohen Werten zu stark differenziert.

Alle Aufnahmen wurden in den Monaten Juli und August 1974 gemacht und im Mai und Juni 1975 ergänzt. Von allen Sphagnen wurden Proben gesammelt und im Labor bestimmt. Die Unterteilung der Torfmoose folgt den Auffassungen von KUHN und KAULE (1969) und DIXON (1954). Die Laubmoose, die nur unvollständig berücksichtigt sind, wurden vorwiegend nach AUGIER (1966) benannt. Die Flechten sind in den Aufnahmen nicht enthalten. Für die Bestimmung der Gefässpflanzen wurden die Schlüssel von HESS, LANDOLT, HIRZEL (1967-1972) und BINZ und BECHERER (1970) verwendet.

4.4. Torf- und Wasseranalysen

4.4.1. Probeentnahme

Alle Torfproben wurden am 3.9.1974 in einem etwa acht Stunden dauernden Arbeitsgang entnommen. Pro Probefläche wurde mit einem Kammerbohrer fünfmal eingestochen und eine Mischprobe hergestellt. Die Trocknung erfolgte im Ofen bei ca. 50 °C. Die zusammenhängenden Torfstücke wurden in Mörsern zerstampft.

4.4.2. pH, Zersetzunggrad

Teile der frischen Proben wurden mit Wasser, bzw. mit KCl-Lösung versetzt und die pH-Messung nach der bei STEUBING (1965) beschriebenen Methode mit einer Platin-Glaselektrode vorgenommen. Gleichzeitig wurde, im Sinne eines Methodentests, die "Humosität" nach der Skala von VON POST (OVERBECK und SCHNEIDER 1941) geschätzt.

4.4.3. Aschengehalt

Ein Gramm Torf pro Probe wurde bei 105 °C getrocknet, dann während einer Stunde bei 400 °C verglüht, die Asche gewogen und der Anteil derselben am Trockengewicht berechnet. Für die weiteren Berechnungen wurden die Daten logarithmisch transformiert (vgl. auch 6.2.2.).

4.4.4. Austauschbare Kationen

Es wurde nach der von STICHER et al. (1971) beschriebenen Methode gearbeitet. Die mit Ammoniumacetat extrahierten Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ und K^+ Ionen wurden flammenfotometrisch bestimmt. Im selben Extrakt wurde das Phosphat mit Hilfe von Molybdat-Schwefelsäure und Zn-II-chlorid als Molybdänblau nachgewiesen und fotometrisch gemessen.

Zur Bestimmung der hydrolytischen Azidität wurde ein Natriumacetatextrakt mit Natronlauge auf pH 7 zurücktitriert (STEUBING 1965).

4.4.5. Kationenumtauschkapazität (KUK), Basensättigung

Auf die separate Bestimmung dieser Größen wurde verzichtet. Die Umtauschkapazität ergibt sich als Summe aller Kationen, die Basensättigung als Anteil der Summe der Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ und K^+ Ionen an der Kationenumtauschkapazität. Da Ammoniumacetat nicht alle Kationen abzutauschen vermag, wird hier bewusst ein systematischer Fehler in Kauf genommen.

4.4.6. Dichte

Um die Vermutung, dass sich die scheinbare Dichte des Torfes gut aus dem Glühverlust schätzen lässt, zu prüfen, wurden aus dem ganzen Untersuchungsgebiet zwölf möglichst verschiedene Proben mit Stechzylindern ausgestochen, bei 105 °C getrocknet, das Trockengewicht und der Glühverlust bestimmt. Die Berechnungen werden nur als Hilfe zur Interpretation der übrigen Resultate verwendet.

4.4.7. Torfmächtigkeit und Neigung der Oberfläche

Die Mächtigkeit des organischen Horizontes wurde mit einem eigens dazu geschaffenen Kammerbohrer von 1.6 m Länge bestimmt. Für die wenigen Mächtigkeiten, die die maximale Messtiefe überschritten, wurden 2 m angenommen. Alle Daten wurden logarithmisch transformiert. Die maximale Neigung jeder Probeoberfläche wurde auf ca. 2 Altgrad genau bestimmt und zur weiteren Verarbeitung ebenfalls deren Logarithmus verwendet.

4.4.8. Wasserentnahme, Analysen

Vorversuche hatten gezeigt, dass durch das Einsetzen von Grundwasserrohren während einigen Wochen zusätzliche Abbauvorgänge stattfinden. Für die erste Probeentnahme wurde daher eine Wartefrist von sechs Wochen eingehalten. Sie erfolgte anfangs Juni 1974. Die zweite Entnahme, die vor allem über die Zuverlässigkeit der Messungen Aufschluss geben sollte, erfolgte anfangs September. Es wurden, um stets genügend grosse Proben zu erhalten, jeweils Tage kurz nach Niederschlägen ausgewählt, so dass die verwendeten Werte keinesfalls repräsentativ für die gesamte Periode seien.

sentativ sind für die gesamte Dauer der Vegetationsperiode. Die Messung der elektrischen Leitfähigkeit und des Grundwasserstandes erfolgte an Ort und Stelle. Die Wasserproben wurden nach der jeweils etwa fünf Stunden dauernden Entnahme sofort ins Labor genommen, der pH-Wert gemessen und die Wässer mit Hilfe von Membranfiltern gereinigt. Die Kationenkonzentration (Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+) wurde flammenfotometrisch bestimmt. Die chemische Abteilung der EAWAG stellte sich freundlicherweise zur Verfügung, einige Proben unabhängig davon zu analysieren, was eine grobe Abschätzung der Messfehler erlaubte.

Alle Konzentrationen zeigen eine extrem schiefe Verteilung und sind daher logarithmisch transformiert. Da zur Charakterisierung einer Vegetations-einheit der wahrscheinlichste Wert interessiert, werden auch bei der Mittel-wertsberechnung die Logarithmen verwendet. Dies entspricht dem geometrischen Mittel der Konzentrationen. Dasselbe gilt entsprechend für die pH-Werte.

4.5. Grundwassermessungen

4.5.1. Zur Vergleichbarkeit von Dauerlinien

Um die Grundwasserverhältnisse aller 183 Probeflächen bei erträglichem Aufwand möglichst gut zu erfassen, wird eine Methode verwendet, die zunächst einiger Erläuterungen bedarf.

Die Grundwasserverhältnisse ergeben ein gutes Mass für den Wasserhaus-halt nasser Streuwiesen und Moore (vgl. NIEMANN 1963, KLOETZLI 1969). Standorte mit gleichem Grundwassergang liefern jedoch der Pflanzendecke nur dann gleich-viel Wasser, wenn identische Bodenarten vorliegen: Der kapillare Aufstieg und das Speichervermögen der über dem Grundwasserspiegel liegenden Bodenhorizonte müssen gleich gross sein. Direkte Vergleiche von Grundwassermessungen sind also in der vorliegenden Arbeit streng genommen nur dann zulässig, wenn alle andern wichtigen Standortsfaktoren gleichzeitig berücksichtigt werden.

Regelmässige Wasserstandsablesungen liefern als erstes Ergebnis Gang-linien: die Grundwasserstände als Funktion der Zeit. "Aus der Ganglinie erhält man als Summenkurve der Ueber- beziehungsweise Unterschreitung der einzelnen Wasserstandsstufen (Stufen, die durch Diskretisierung der Messwerte entstehen) die Ueber- (Unter-)schreitungsdauerlinie des Grundwassers" (NIEMANN 1963).

Die Bildung der Dauerlinie entspricht einer Reduktion des Informationsgehaltes der Rohdaten mit dem Zweck, zu einer leichter überblickbaren Information zu gelangen. Die saisonalen Unterschiede bei Wasserstandsschwankungen gehen verloren. Da letztere stark vom Niederschlag abhängen (vgl. Abb. 5), ergibt sich als weitere Bedingung für die uneingeschränkte Vergleichbarkeit von Dauerlinien, dass nur solche aus Regionen mit gleichem oder ähnlichem Wetterregime sich direkt gegenüberstellen lassen. Auch die berücksichtigte Messperiode beeinflusst das Ergebnis wesentlich. Dauerlinien, die aus den Schwankungen des ganzen Jahres entstanden, sind zur Beurteilung des Standortes in der Regel ungeeignet. Für die Bildung einer bestimmten Pflanzengesellschaft dürfte der Einfluss des Wasserhaushaltes der Vegetationsperiode überwiegen. Die Wahl der besten Messperiode ist auch deswegen ein offenes Problem, weil die Vegetation zu keinem Zeitpunkt gleich empfindlich auf den Wasserstand reagiert.

Aus den obigen Ausführungen geht eindeutig hervor, dass nur aus langjährigen Untersuchungen stammende Dauerlinien direkt miteinander verglichen werden können. Diese Einschränkung gilt natürlich nicht, wenn die Ablesungen gleichzeitig erfolgten. Die in 4.5.3. beschriebene Methode soll es ermöglichen, trotz einer beschränkten Anzahl von Messungen den Verlauf der Dauerlinien aller 183 Probeflächen möglichst zuverlässig zu bestimmen.

4.5.2. Dauermessungen 1973/1974

Um für die Pflanzengesellschaften des Gebietes typische Ganglinien zu erhalten, wurden in den Jahren 1973 und 1974 als Vorversuch an 16 im Untersuchungsgebiet verteilten Grundwasserbrunnen regelmässige Ablesungen durchgeführt. Jede der total 32 Kurven basiert auf 20 Ablesungen in den Monaten Mai bis September. Die Dauerlinien sind grafisch ermittelt durch Unterteilung der Ganglinien in Klassen von 2.5 cm Breite. Abb. 5 gibt einige der typischeren Kurven wieder. Sehr klar ersichtlich ist der strenge Zusammenhang zwischen Ganglinie und Niederschlag. Bezüglich des häufigsten Wasserstandes verhalten sich die Dauerlinien der verschiedenen Gesellschaften in beiden Jahren etwa gleich. Ihre Form ist dagegen eher für das betreffende Jahr spezifisch.

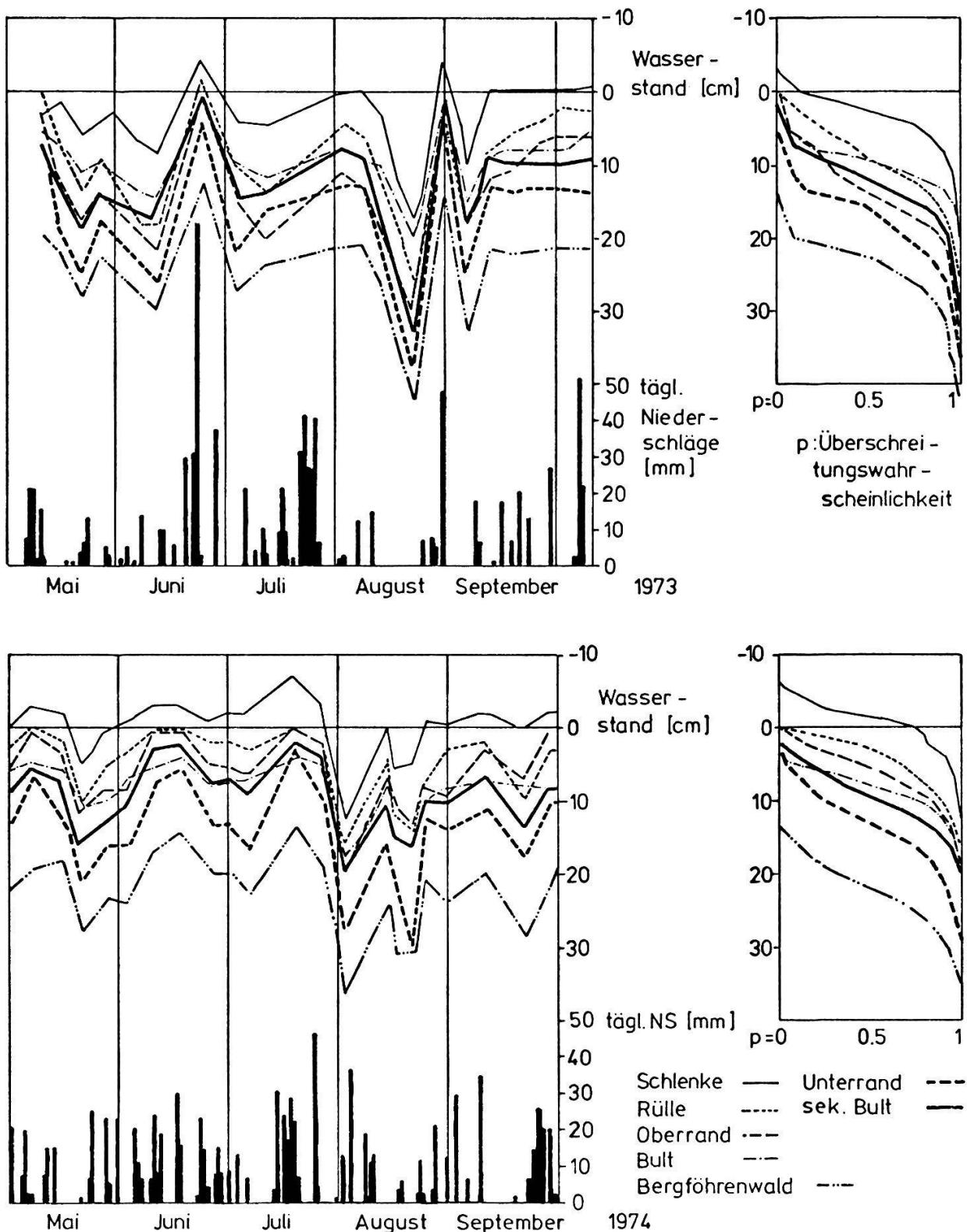


Abb. 5 Grundwasser Gang- und Dauerlinien typischer Standorte, gemessen in den Jahren 1973 (oben) und 1974 (unten). Wasserstände über der Bodenoberfläche sind negativ, darunterliegende positiv.

4.5.3. Rückschluss auf sämtliche Probeflächen

Grundlage für die Bestimmung der Dauerlinien der 183 Probeflächen bilden die Messungen an den 16 willkürlich im Untersuchungsgebiet verteilten Grundwasserbrunnen. An allen Probeflächen wurden zu vier verschiedenen Zeitpunkten die Wasserstände abgelesen. Zwei davon in ausgesprochenen Nässeperioden, einen bei mittleren Verhältnissen und einen an einem extrem trockenen Tag. Nimmt man an, dass alle Grundwasserschwankungen des Gebietes parallel verlaufen, was Abb. 5 bestätigt, so sind die Ueberschreitungswahrscheinlichkeiten y des Messstages, die sich aus den vorhandenen Dauerkurven ablesen lassen, eine Schätzung für alle Messpunkte des Gebietes. Mit Hilfe von y und dem gleichzeitig abgelesenen Wasserstand erhält man für jede Probefläche einen Stützpunkt für die Dauerlinie. Als Schätzung für y dient der Mittelwert

$$\bar{y} = 1/2 (\bar{y}(1973) + \bar{y}(1974)).$$

Somit sind von jedem der 183 Messpunkte 4 mutmassliche Stützstellen für seine Dauerlinie vorhanden. Im folgenden geht es darum, durch die 4 Punkte im Dauerlinienkoordinatensystem eine Kurve zu legen, die dem in Abb. 5 beobachteten Verlauf optimal entspricht. Betrachtet man die Dauerlinien genauer, so erkennt man, dass sie den Charakter lognormaler Summenkurven besitzen. Eine solche Kurvenanpassung kann zum Beispiel grafisch mit Hilfe des logarithmischen Wahrscheinlichkeitsnetzes vorgenommen werden (HENGST 1967, S. 109). Im vorliegenden Fall erfolgt sie rechnerisch. Die Ueberschreitungswahrscheinlichkeit y wird zunächst transformiert $y \rightarrow Q(y)$, so dass gilt

$$Q(y) = \int_y^{\infty} \frac{e^{-t^2/2}}{\sqrt{2}} dt \quad (1)$$

Damit kann eine symmetrische Summenkurve gestreckt werden. Die $Q(y)$ der wenigen vorkommenden y werden zweckmässigerweise einer Tabelle entnommen. Die Asymmetrie wird beseitigt durch die Transformation der Wasserstände $x \rightarrow \log(x)$. Eine entscheidende Frage ist diejenige des Ursprungs von x , da keine negativen x auftreten dürfen. Es ist sinnvoll, den Ursprung k auf das höchst denkbare Wasserniveau zu setzen. Dieses ist durch die Topografie

gegeben und liegt in der Regel knapp über der Bodenoberfläche. Bei Schlenken ist deren Tiefe massgebend. Die genaue Lage des Ursprungs beeinflusst die Form der Kurven bei mittleren und tiefen Wasserständen nur unbedeutend. Er liegt in der Regel 5 cm, bei nassen Gesellschaften ebener Lagen 15 cm, bei Schlenken 20 cm über der Bodenoberfläche. Anschliessend wird die Regression

$$\log(x + k) = z = a_0 + a_1 Q(y) \quad (2)$$

y = Ueberschreitungswahrscheinlichkeit

x = Tiefe des Wasserstandes

k = max. mögl. Wasserstand

gerechnet. Aus dem Schätzwert z für gegebenes $Q(y)$ wird wieder x berechnet. Als Mass für die Güte der Anpassung dient der Korrelationskoeffizient r der Regression (2). Die Anpassung gibt für alle in den ursprünglichen Grundwasserbrunnen gemessenen Kurven ein $r > 0.9$. Abb. 6 zeigt drei Beispiele für derart durchgeführte Kurvenanpassungen.

Für die weitere Verwendung der Grundwasserwerte dienen die Wasserstände bei

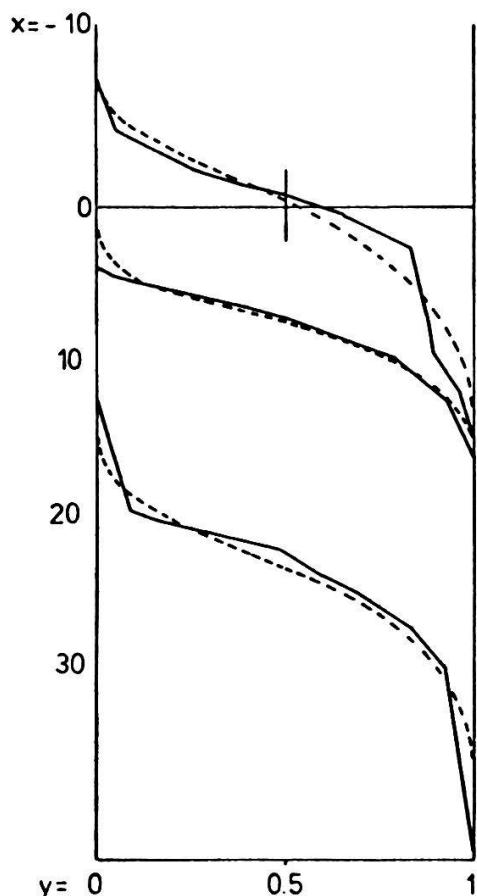
y_m , Zentralwert, häufigster Wasserstand

$y-3s$, Ueberschreitungswahrscheinlichkeit ≈ 0.998

$y+3s$, " " ≈ 0.002

Es muss betont werden, dass die Wahl der Grenzen für die Extremwerte stets subjektiv erfolgt. Unter Berücksichtigung der Messungenauigkeit und der geringen Anzahl von Ablesungen ergibt $y \pm 3s$ ein praktisch noch sinnvolles Mass für die zu erwartenden Gesamtschwankungen.

Die oben beschriebene Methode geht davon aus, dass Unregelmässigkeiten im Verlauf der Dauerlinien zum mindesten im Moor auf Zufälligkeiten zurückzuführen sind. Dem widerspricht teilweise MORRISON (1955), der einem dunklen Grenzhorizont in irischen Deckenmooren ausgleichende Wirkung auf den Wasserhaushalt zuschreibt.



Schlenke, Heidemoor (1974) $r=0.97$

$$x_{(0.5)} = -0.02 \text{ cm}$$

$$x_{(0.002)} = -8.83 \text{ cm}$$

$$x_{(0.998)} = 21.5 \text{ cm}$$

Hochmoorbuult (1974) $r=0.96$

$$x_{(0.5)} = 7.85 \text{ cm}$$

$$x_{(0.002)} = 1.58 \text{ cm}$$

$$x_{(0.998)} = 16.48 \text{ cm}$$

Bergföhrenmoorwald (1973) $r=0.98$

$$x_{(0.5)} = 23.5 \text{ cm}$$

$$x_{(0.002)} = 11.2 \text{ cm}$$

$$x_{(0.998)} = 41.5 \text{ cm}$$

Abb. 6 Drei Beispiele für Kurvenanpassungen an Grundwasserdauerlinien

x = Wasserstand, y = Ueberschreitungswahrscheinlichkeit.

Ausgezogene Linie: Grafisch ermittelte Dauerlinie

Unterbrochene Linie: Berechnete Kurvenanpassung.

Wasserstände über der Bodenoberfläche sind negativ, darunterliegende positiv.

5. Klassifikation und Ordination der Vegetationsdaten

Klassifikation und Ordination verfolgen dasselbe Ziel: die Vereinfachung der Datenstruktur. Wenngleich die Klassifikation eigentlich nur Gruppierungen aufzeigen soll, so wird doch in der Vegetationskunde meist versucht, innerhalb der Gruppen sowie zwischen denselben zu einer sinnvollen Anordnung der Aufnahmen zu kommen. Nach der in 3.4. gegebenen Definition liegt in diesem Fall eine eindimensionale Ordination vor. Da es in der Regel kaum möglich ist, eine einfache und sinnvolle lineare Anordnung zu finden, wird im folgenden versucht, die traditionelle Vegetationstabelle in Serien einzelner Gradienten aufzuteilen. Ferner wird die Ordination als Grundlage für die Klassifikation verwendet. Damit kommen sich die Resultate von Ordination und Klassifikation noch näher.

5.1. Vorgehen bei der Klassifikation der Aufnahmen

5.1.1. Anordnung auf Grund der Gruppierungsanalyse

Die hier verwendete "Nächster Nachbar-Methode" (single linkage cluster analysis, GOWER and ROSS 1969) kommt dem Bestreben, Gradienten aufzuspüren und darzustellen, in besonderer Weise entgegen. Das verwendete Programm wurde vom Autor, Herrn Dr. N. Kuhn, Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen, Birmenstorf, in verdankenswerter Weise zur Verfügung gestellt.

Prinzip: Ausgehend von den Orginaldaten $m \times n$ wird eine Unähnlichkeitsmatrix $n \times n$ von allen Aufnahmen (d.h. Beobachtungseinheiten) gerechnet. Als Unähnlichkeitsmass dient die Euklidsche Distanz

$$D_{(j,k)} = [\sum_h (X_{hj} - X_{hk})^2]^{1/2} \quad (h = 1, \dots, m) \quad m = \text{Anz. Arten.}$$

Die resultierende Distanzmatrix $n \times n$ hat $n-1$ Dimensionen. Von einem durch den Benutzer festgelegten Anfangspunkt (dessen Wahl hat keinen Einfluss auf das Endresultat) ausgehend, wird nun die ähnlichste Beobachtung gesucht, diese wieder mit der nächst ähnlichen verbunden, so dass eine Kette entsteht. Sind nur noch Beobachtungen vorhanden, die einem beliebigen Punkt der Kette näher liegen als dem momentan erreichten Endpunkt, so wird die irgendeiner Stelle

der Kette am nächsten stehende Beobachtungseinheit dem so entstehenden Aehnlichkeitsbaum in Form einer Verzweigung angeschlossen. Letzterer kann nun unterteilt werden, so dass Gruppen von Beobachtungen entstehen. Im vorliegenden Fall ist dies subjektiv geschehen. Da man annehmen kann, dass die hier entstandenen Aeste in den Daten vorhandene Gradienten beschreiben, ist zuerst der Ast A (Abb. 7) herausgeschrieben worden. Kurze Seitenäste, oft nur aus einer Einzelaufnahme bestehend, sind darin eingefügt worden. Die grösseren Seitenäste werden nun wiederum als separate Gradienten behandelt, vom Hauptast abgetrennt und in der Vegetationstabelle der Abb. 8 als selbständige Gruppen dargestellt.

Der Aehnlichkeitsbaum ist in Abb. 7 dargestellt. Jeder Aufnahme entspricht ein Symbol, das die durch eine später durchgeföhrte Analyse (5.1.3.) erhaltene Gruppenzugehörigkeit wiedergibt. Der Ast C, der den Uebergang vom Heidemoor zu den nassen Gesellschaften von Schlenken und Rüllen extrahiert, setzt sich deutlich von den restlichen Daten ab. Der horizontale Hauptgradient A und der diagonal verlaufende Nebengradient B zeigen an ihren Enden ähnliche Aufnahmen, konvergieren also. Diese Konvergenz ist aus der Analyse nicht direkt ersichtlich.

Der aufgeteilte Aehnlichkeitsbaum wird nun für die Herstellung einer Vegetationstabelle verwendet. Abb. 8 zeigt das Resultat. Die hier gewählte Anordnung der Arten beruht auf einer in 5.2.1. beschriebenen Analyse. Die einzelnen Gradienten sind durch senkrechte Linien voneinander abgegrenzt. Die darunterstehenden Nummern geben ungefähr die spätere Einheitszugehörigkeit (Kap.5.1.3.) wieder. Sehr deutliche Vegetationsgradienten beschreiben der erste (Einheiten 1-18) und der letzte (Einheiten 2,6,3,4 sowie 5-7) für die Tabelle verwendete Ast: Der erste umfasst den Uebergang vom Hochmoor über den Oberrand zum Flachmoor, der letzte denjenigen von der Bultvegetation zu Schlenken und Rüllen. Die restlichen Aeste weisen undeutlichere Tendenzen auf. Es ist notwendig, die oft etwas ungünstig liegenden Grenzen neu zu ziehen und einige der Aeste zusammenzulegen. Dies geschieht mit Hilfe der nun zu besprechenden Faktorenanalyse.

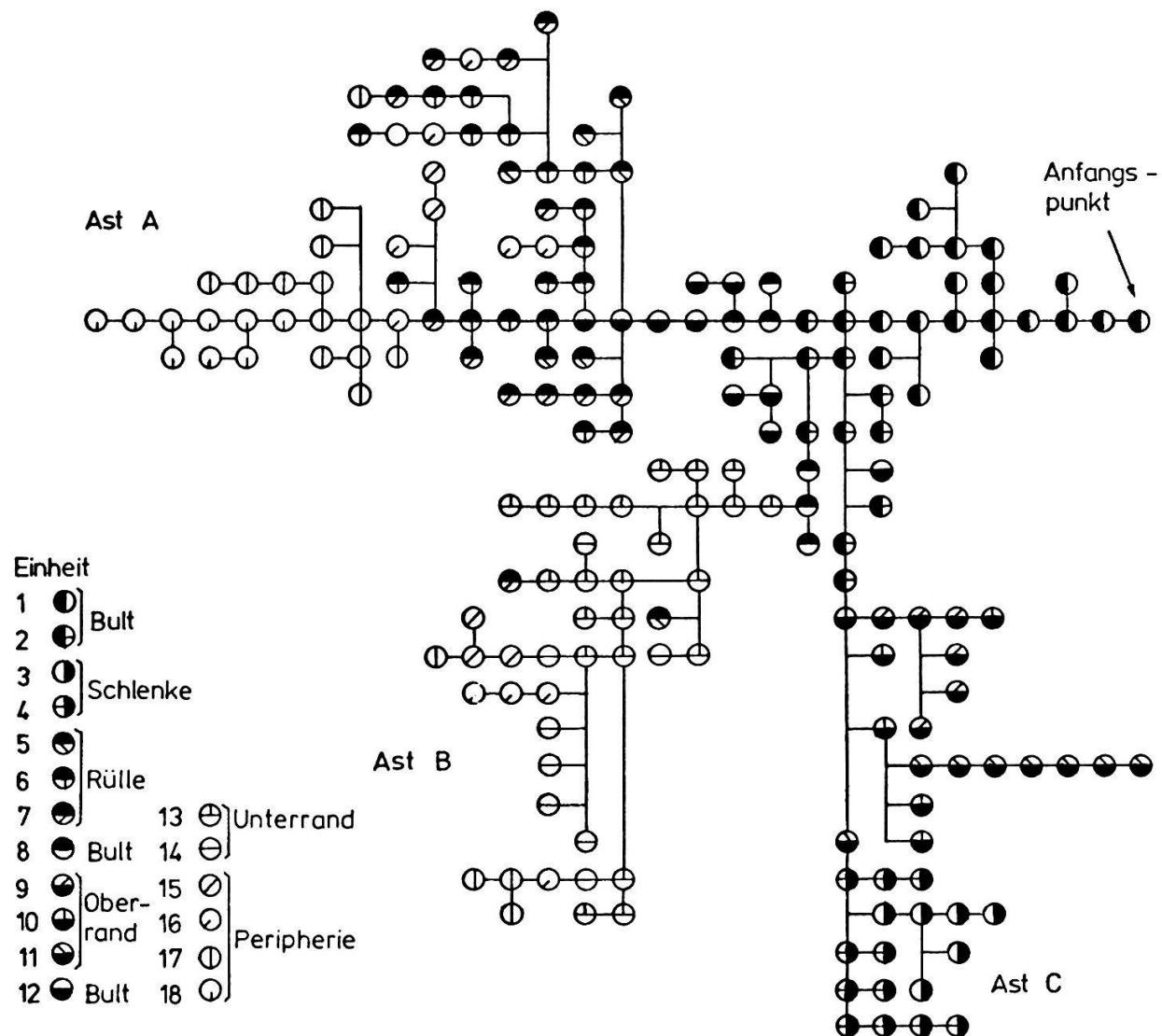


Abb. 7 Ähnlichkeitsbaum der Vegetationsaufnahmen mit der später ermittelten Klassifikation.

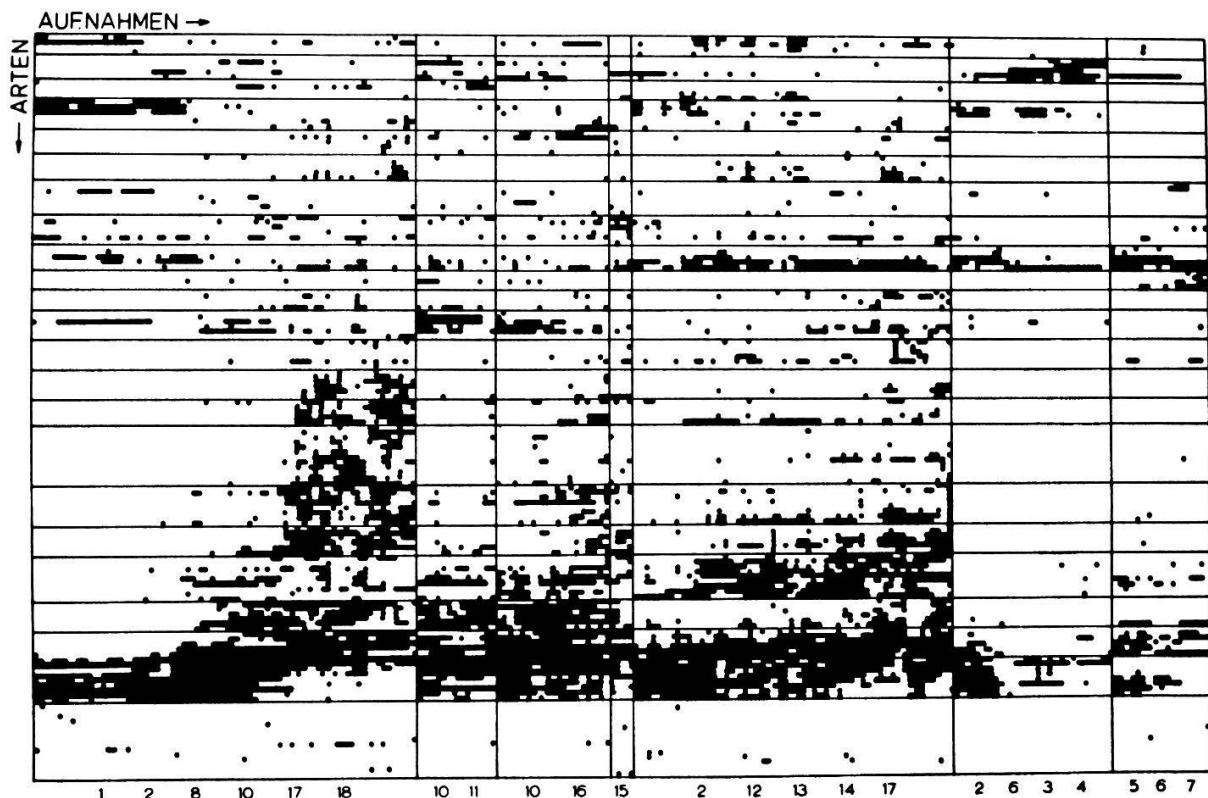


Abb. 8 Schematische Vegetationstabelle, Anordnung auf Grund des Ähnlichkeitsbaumes (Abb. 7). Ausgehend von einer normal organisierten Vegetationstabelle mit 197 Aufnahmen und 135 Arten sind alle Felder mit Artmächtigkeiten von + bis 5 schwarz ausgefüllt, alle nicht belegten weiss belassen worden. Die unter den Gruppen stehenden Zahlen geben ungefähr die Zugehörigkeit zu den in 5.1.3. ermittelten Vegetationseinheiten wieder. Die Reihenfolge der Arten beruht auf der in Kap. 5.2.1. beschriebenen Analyse.

5.1.2. Faktorenanalyse (Q-Technik), Klassifikation auf Grund von 3 Faktoren

Mit der Q-Technik der Faktorenanalyse (vgl. UEBERLA 1971) wird hier versucht, die Zahl der Variablen auf ein überblickbares Mass zu reduzieren und damit zu einer indirekten Ordination der Vegetationsaufnahmen zu kommen.

Prinzip: Anstelle der Pflanzenarten treten neu einige wenige Faktoren. Jede Aufnahme wird durch die Faktorenladungen charakterisiert, die die Korrelationen mit den Faktoren repräsentieren. Die Faktorenladungen reproduzieren die Originaldaten perfekt, wenn sie die Aehnlichkeitsverhältnisse zwischen den Aufnahmen nicht verändern. Die Faktoren können demzufolge als "optimale Durchschnittsarten" interpretiert werden.

Methode: Aus der standardisierten und gespiegelten Datenmatrix $n^Z'm$ werden die Korrelationen zwischen den Beobachtungseinheiten berechnet. Gesucht werden die Matrizen der Faktorenladungen $n^A'q$ ($q \leq m$) und der Faktorenwerte $q^F'm$, so dass die folgenden Bedingungen möglichst genau erfüllt sind:

$$n^R'n = n^A'q \cdot q^A'n \quad \text{sowie}$$

$$n^Z'm = n^A'q \cdot q^F'm$$

Da für die Komunalitäten (Diagonalelemente in der durch die Matrix der Faktorenladungen reproduzierten Korrelationsmatrix) die Schätzungen 1 verwendet werden, handelt es sich um eine Hauptachsenlösung. Anschliessend wird eine Varimaxrotation vorgenommen. Genauere Angaben über die Lösungsmethoden finden sich z.B. bei UEBERLA (1971).

In einem ersten Versuch werden 3 Faktoren extrahiert. Auf das Faktorenproblem, d.h. die zweckmässigste Zahl der zu extrahierenden Faktoren, wird in Kap. 8 eingegangen. Abb. 9a und 9b zeigen zwei Projektionen des Aehnlichkeitsmodells, das durch die Verwendung der Faktorenladungen als Koordinaten zustande kommt. Gleichzeitig sind die Einheitszugehörigkeiten der Aufnahmen durch Symbole gekennzeichnet. Diese Klassifikation ist rein subjektiv entstanden. Es wird darauf geachtet, dass die Einheiten nicht zu gross werden und dass Inhomogenitäten Grenzen bilden. Diese Ordination wird für die Vegetationstabelle

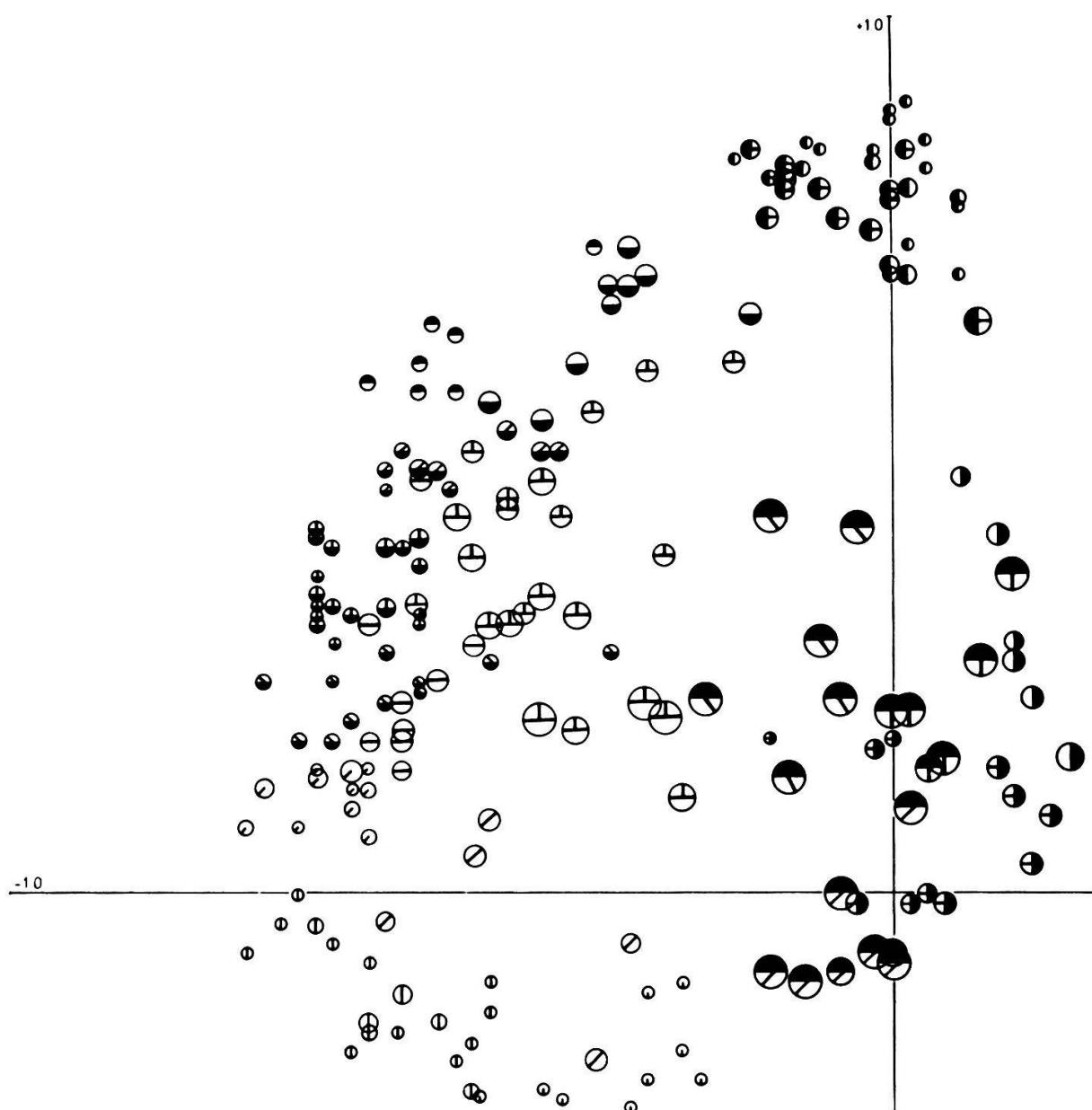


Abb. 9a Faktorenanalyse der Aufnahmen aus Korrelationsmatrix,
Varimaxrotation.

Ordinate: 1. Faktor

Auszisse: 2. Faktor

Kreisdurchmesser: 3. Faktor

Symbole: Zugehörigkeit zu den Vegetationseinheiten gemäss Abb. 7.

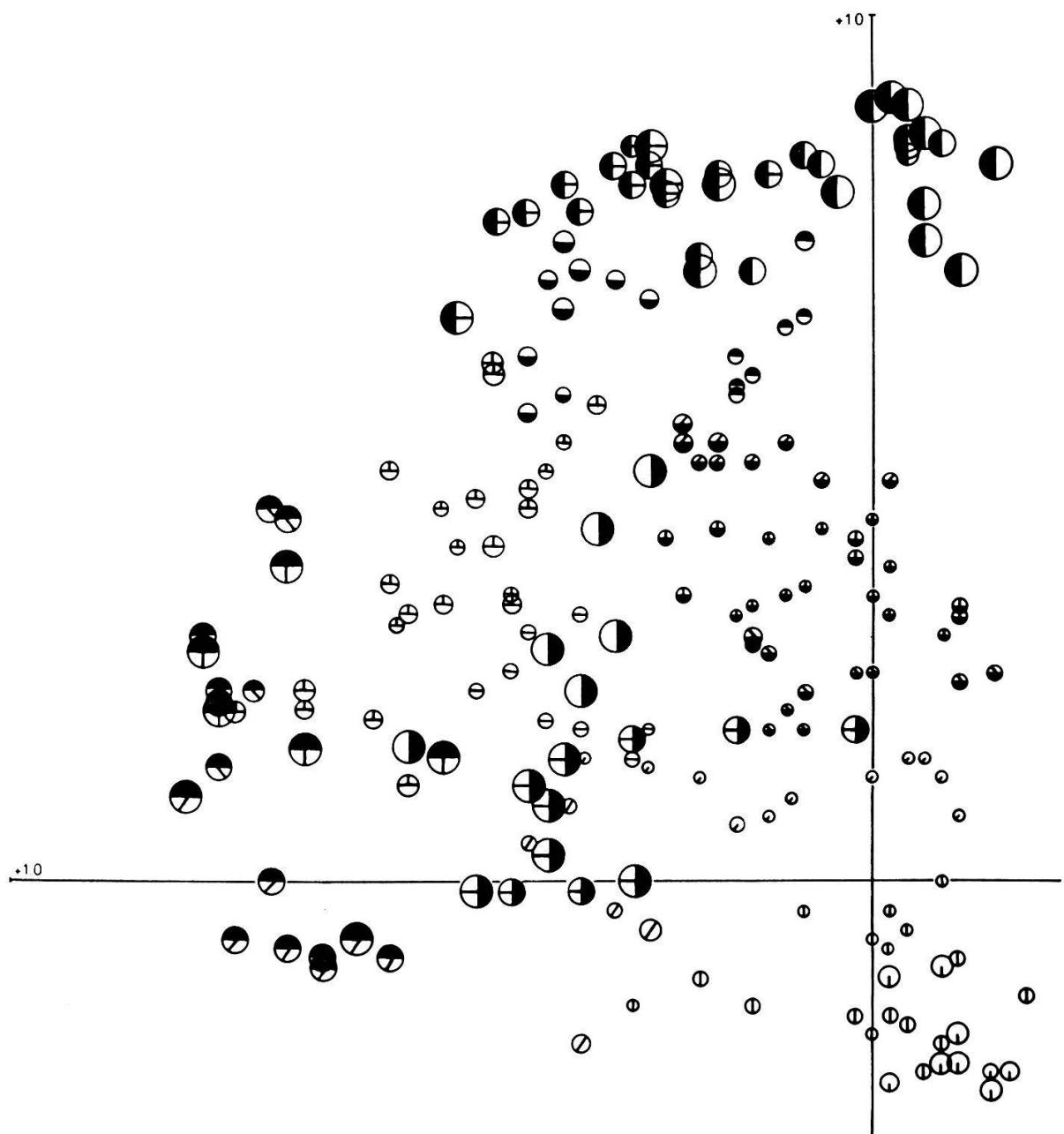


Abb. 9b Faktorenanalyse der Aufnahmen aus Korrelationsmatrix,
Varimaxrotation.

Ordinate: 1. Faktor

Abszisse: 3. Faktor

Kreisdurchmesser: 2. Faktor

Symbole: Zugehörigkeit der Aufnahmen zu den Vegetationseinheiten
gemäss Abb. 7.

der Abb. 11, oben, verwendet. Es ist sofort ersichtlich, dass kein einfacher Gradient vorliegt. Ein Versuch, das Modell der Abb. 9b vereinfacht zu interpretieren, zeigt Abb. 10.

Obwohl die neue Klassifikation zu einem recht guten Resultat führt, entsteht das Bedürfnis, dieselbe für spätere Analysen bis zu einem gewissen Grad zu standardisieren.

5.1.3. Diskriminanzanalyse auf sechs Faktorenladungen als Variablen

UEBERLA (1971) formuliert das Diskriminanzproblem wie folgt: "Die Zuordnung eines einzelnen Falles zu einer von zwei Gruppen ist der Kernpunkt der Diskriminanzanalyse. Man geht davon aus, dass Beobachtungswerte von n Personen an m Variablen vorgegeben sind. Außerdem ist die Zugehörigkeit jeder Person zu einer von zwei Gruppen bekannt. Gefragt ist nach der linearen Kombination der Variablen, die die beiden Gruppen optimal trennt. Eine neue Achse T wird so bestimmt, dass die Projektionen der Personen auf T die beiden von vornherein bekannten Gruppen soweit als möglich getrennt erscheinen lassen."

Die Anwendung der Diskriminanzanalyse ist nur dann sinnvoll, wenn die Zahl der Beobachtungseinheiten verhältnismässig hoch ist im Vergleich zur Zahl der Variablen und der Gruppen. Erreicht die Zahl der Variablen diejenige der Beobachtungseinheiten, so lässt sich jede Klassifikation bestätigen. Daher ist die Diskriminanzanalyse in der Regel auf Originalvegetationsdaten nicht anwendbar. Verwendet man zur Charakterisierung der Aufnahmen anstelle der Artmächtigkeiten die Faktorenladungen, so lässt sich das Verfahren durchführen. Bei der hohen Zahl der Aufnahmen (197) ist es durchaus vertretbar, sechs Variablen zur Analyse heranzuziehen und dadurch gegenüber dem dreidimensionalen Fall einen grösseren Teil der ursprünglichen Varianz zu berücksichtigen. Die Diskriminanzanalyse ergibt, dass nur 18 der 197 Aufnahmen ausserhalb der postulierten Gruppen liegen. Diese 18 Aufnahmen werden nun in die passenden Gruppen verschoben und das ganze Verfahren fünfmal wiederholt. Es liegt nun eine "perfekte" Klassifikation vor. Abb. 11, unten, zeigt die Veränderungen gegenüber der nicht korrigierten Variante Abb. 11, oben. Es sind nur wenige Unterschiede festzustellen. Allgemein sind die Grössen der Einheiten etwas ausgeglichener.

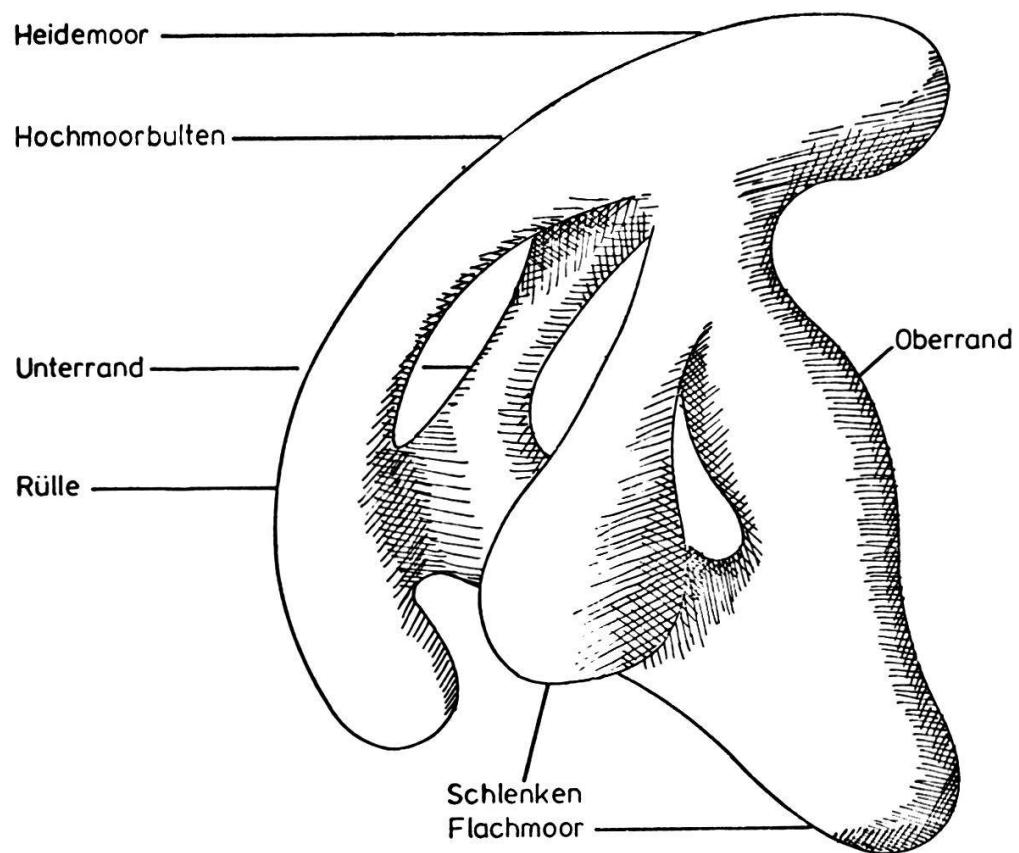


Abb. 10 Vereinfachende Interpretation des Aehnlichkeitsmodells in Abb. 9b.

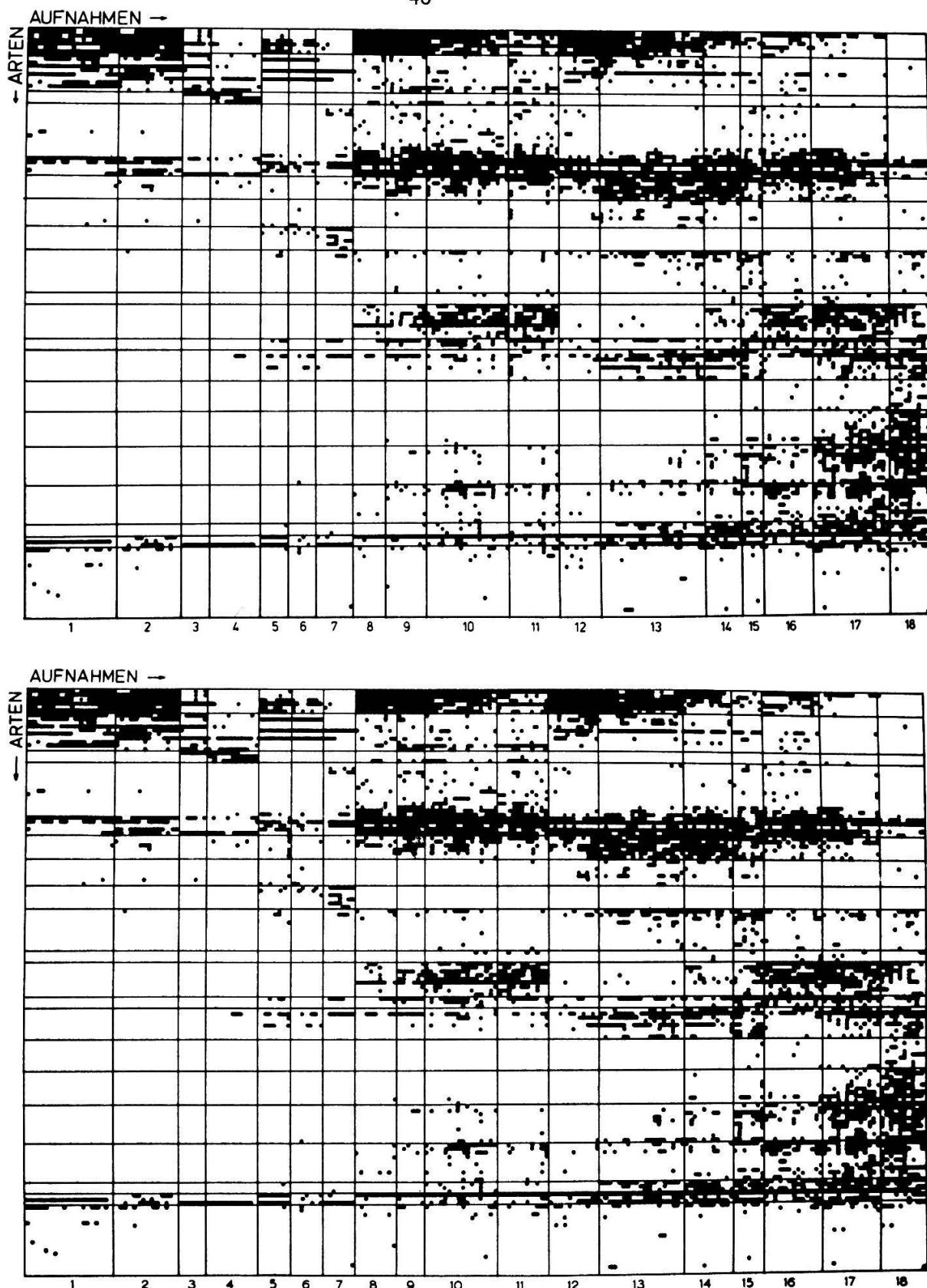


Abb. 11 Schematische Vegetationstabelle vor (oben) und nach (unten) Korrektur durch Diskriminanzanalyse. Die beiden Tabellen unterscheiden sich nur in einer etwas verschiedenen Zusammensetzung der Einheiten 8 bis 18.

Abb. 12 stellt die ausgleichende Wirkung des Verfahrens auf die wichtigste Projektion (Ordination) des sechsdimensionalen Faktorenanalysenmodells dar.

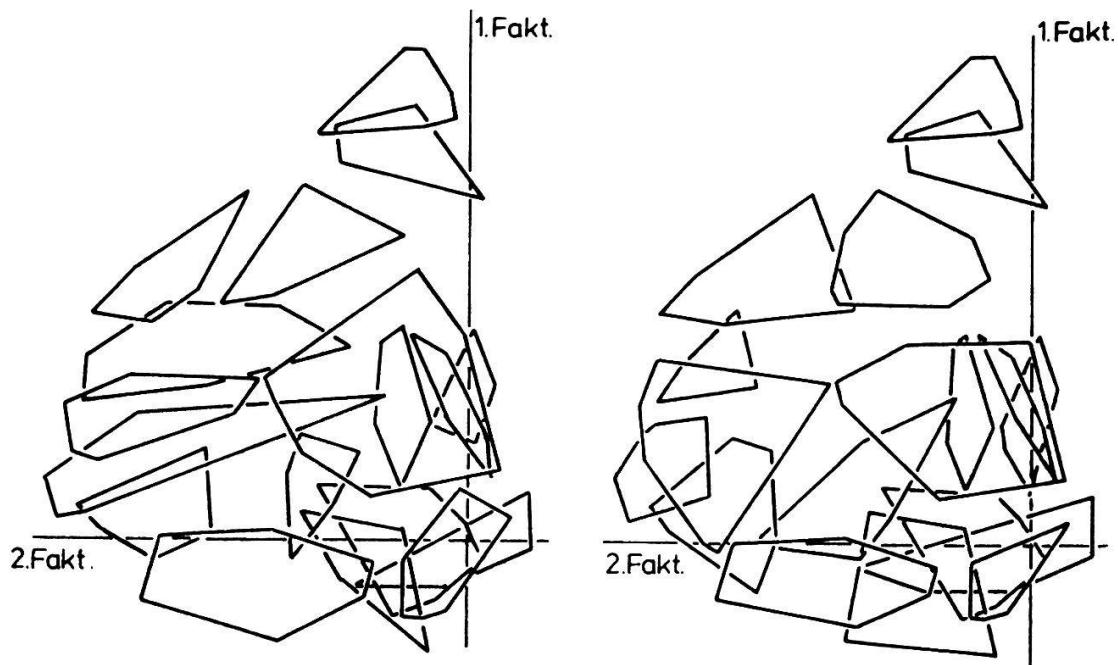


Abb. 12 Ordination der Vegetationseinheiten (Faktorenanalyse): Klassifikation mit Hilfe des Faktorenanalysenmodells subjektiv durchgeführt (links) und anschliessend mit Hilfe von Diskriminanzanalysen korrigiert (rechts).

Die eben beschriebene Methode kann insofern keine perfekte Lösung liefern, als ja die Analyse nur Teile der Gesamtinformation der Vegetationsdaten verwendet. Die Reproduzierbarkeit des Resultates wird in Kap. 8 untersucht. Die Grenzen der Einheiten sind ebenfalls subjektiv gezogen: Mit der Diskriminanzanalyse lassen sich auch homogen verteilte Beobachtungseinheiten trennen.

5.1.4. Die Hauptgradienten

Die eben beschriebenen Untersuchungen führen zum Schluss, dass sich die Vegetation als Serie von Gradienten darstellen lässt. Die Verhältnisse sind in Abb. 10 schematisch wiedergegeben. Man kann die Gradienten auch separat aus der Vegetationstabelle ausziehen (Abb. 13). Die erste Tabelle zeigt die Aenderung der Artenzusammensetzung beim Uebergang vom Heidemoor (1) zu den Bult-

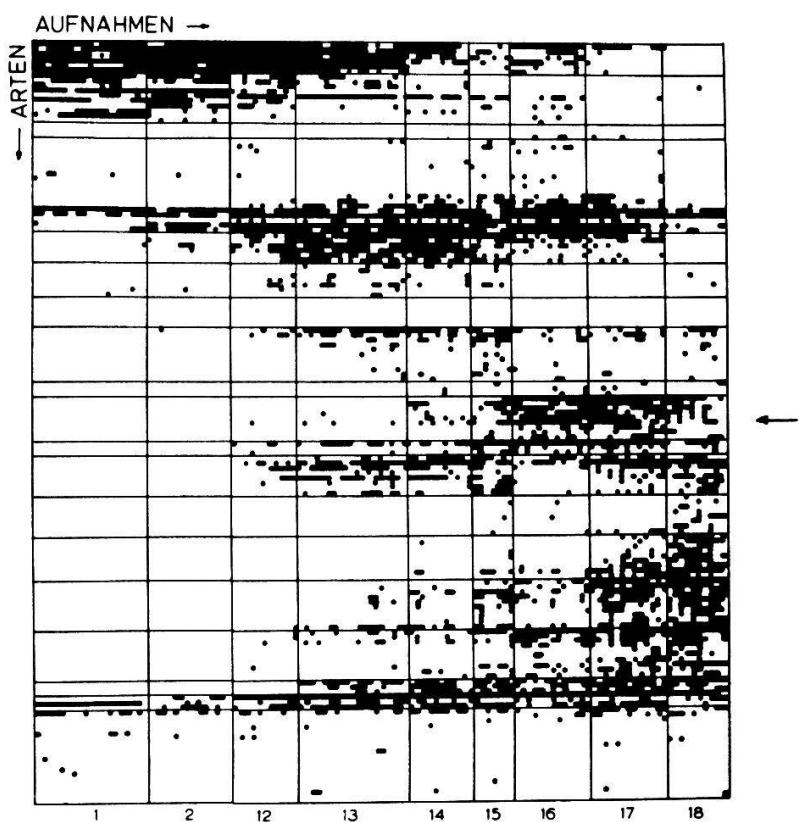
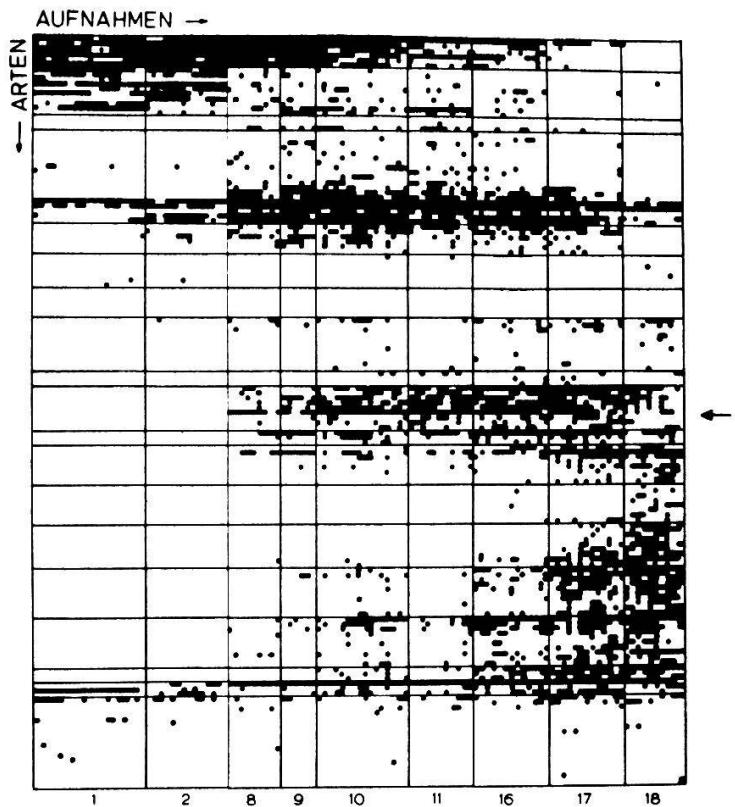


Abb. 13 Teiltabellen der Hauptgradienten: Zentrum(1,2,8)-Oberrand(9,10,11)-Flachmoor (16,17,18) oben, Zentrum(1,2,12)-Unterrand(13,14)-Flachmoor (15,16,17,18), unten. Der Hauptunterschied liegt in der Verbreitung der Artengruppe, auf welche die Pfeile hinweisen.

gesellschaften (2), der sekundären Hochmoorgesellschaft (8), den Oberrand-einheiten (9,10,11), den Flachmooreinheiten (16,17) und der Pfeifengraswiese (18). Die zweite Tabelle gibt die Abfolge Heidemoor (1), Bultgesellschaft (2), sekundäres Hochmoor (12), Unterrandgesellschaften (13,14,15), Flachmoor (16,17) und Pfeifengraswiese (18) wieder. Der wesentliche Unterschied zwischen den beiden Tabellen liegt darin, dass dem Unterrand bei sonst gleicher Artenzu-sammensetzung eine Gruppe von Flachmoorarten fehlt (Pfeile in Abb. 13; vgl. auch Kap. 5.3.1.).

Zwei weitere, hier nicht als Tabellen gezeigte Gradienten beschreiben die Einheiten 1,2,3,4 (Heidemoor, Bult, Sphagnumschlenke, Drepanocladusschlenke) und die Einheiten 1,2,5,6,7 (Heidemoor, Bulten, Rüllengesellschaften). Diese sind im vorliegenden Material nicht ganz geschlossen, was auf die Versuchs-anordnung zurückzuführen ist (vgl. Kap. 8.1.1.). Interessanterweise lässt sich auch eine Kontaktstelle zwischen den Einheiten des Unterrandes und denjenigen der Rüllen finden. Sie befindet sich in Abb. 9a (Ordination mit Hilfe der er-sten zwei Faktoren) genau in der Mitte des Modells.

Die hier gefundene Vegetationsstruktur darf als typisch für ein exzentri-sches Hochmoor betrachtet werden. Trotzdem stellt sich die Frage, ob die Zwischenräume zwischen den Gradienten durch "unmögliche" Artenkombinationen zustande kommen. Das kann mit Sicherheit ausgeschlossen werden (vgl. auch 5.3.2.). Es ist wichtig zu berücksichtigen, dass in der vorliegenden Unter-suchung durch die geografische Beschränkung verschiedene Standortsfaktoren konstant gehalten werden können, insbesonder die klimatischen und bis zu einem gewissen Grade die menschlichen Einflüsse. Die Analyse ähnlicher Objekte ergäbe vermutlich annähernd gleiche Strukturen. In einer mit Daten verschie-dener Herkunft durchgeföhrten Ordination dürfte jedoch das gefundene Gradienten-system verwischt werden und wohl kaum mehr erkennbar sein. Ferner sei darauf hingewiesen, dass eine Klassifikation als alleiniges Auswertungskonzept wenig geeignet erscheint, um eine solche Struktur aufzudecken.

5.2. Anordnung der Arten

Die Anordnung der Arten dient zwei hauptsächlichen Zielen: Erstens soll eine Vegetationstabelle leichter lesbar werden, Unterschiede zwischen verschiedenen Einheiten sollen möglichst leicht erkennbar sein. In dieser Arbeit wird deshalb versucht, leere Felder, beziehungsweise besetzte Felder (Arten anwesend) möglichst konzentriert auftreten zu lassen, ohne unbedingt zu diskreten Artengruppen zu kommen. Zweitens wird in der Regel angestrebt, Gruppen von Zeigerarten zu finden, die später zur ökologischen Beurteilung des Standortes herangezogen werden können. Mit dem hier vorgeschlagenen Verzicht auf diskrete Artengruppen ist dieses Ziel natürlich nur teilweise erreichbar. Die folgenden Analysen geben nur darüber Aufschluss, welche Arten ähnliche Standortansprüche besitzen.

5.2.1. Anordnung der Arten auf Grund der Gruppierungsanalyse

Ausgegangen wird von der gespiegelten Matrix der Vegetationsdaten $n \times m$. Es gelangt das in 5.1.1. beschriebene Programm zur Anwendung, das zu einem hier nicht dargestellten Ähnlichkeitsbaum für das Vorkommen der Pflanzenarten führt. Auf dieser Grundlage erfolgt eine subjektive Klassifikation. Diesmal werden dabei die Äste des Baumes in etwa gleich grosse Abschnitte unterteilt und die so gebildeten Gruppen möglichst in der durch die Analyse gegebenen Reihenfolge zusammengefügt. Daraus resultiert die Artreihenfolge der Vegetationstabelle in Abb. 8. Im oberen Teil der Tabelle befinden sich viele Arten, die ein sehr eigenständiges Vorkommen aufweisen. In der unteren Hälfte entsteht ein einfacher, deutlicher Artengradient.

Das Resultat, das sich durch nachträgliche Korrekturen weiter verbessern liesse, erfüllt die Forderung nach Sichtbarmachung der Struktur bei nicht allzu hohen Ansprüchen. Ökologische Artengruppen resultieren höchstens andeutungsweise.

5.2.2. Anordnung auf Grund der Faktorenanalyse (R-Technik)

Mit Hilfe der R-Technik der Faktorenanalyse (UEBERLA 1971) soll eine indirekte Ordination hergestellt werden. Technisch wird das Problem so gelöst, indem mit der standardisierten Datenmatrix $Z_{m,n}$, die im Gegensatz zur Q-Technik (5.1.2.) nicht gespiegelt wird, eine Faktorenanalyse durchgeführt wird.

Prinzip: Anstelle der Aufnahmen treten einige wenige Faktoren. Jede Art wird neu durch die Faktorenladungen charakterisiert. Die Faktorenladungen reproduzieren die Originaldaten perfekt, wenn sie die Ähnlichkeitsverhältnisse zwischen den Arten nicht verändern. Die Faktoren können demzufolge als "optimale Aufnahmen" interpretiert werden.

Es werden vier Faktoren extrahiert. Abb. 14 zeigt zwei Projektionen des Modells. Die eingetragenen Zahlen entsprechen der Lage der Arten im Faktorenraum und zeigen die gewählte Klassifikation. Schon eine erste visuelle Beurteilung der Ordination zeigt, dass die Arten annähernd gleichmäßig über den Faktorenraum verteilt sind, ähnlich einer Struktur, die durch eine Zufallsverteilung entstanden ist. Das subjektive Resultat der Unterteilung kann auch in der Artenreihenfolge der Tabellen der Abb. 11 beurteilt werden: Besetzte und unbelegte Felder treten sehr konzentriert auf. Die Gruppen sind nicht rechteckig, sondern weisen Gradientenstruktur auf. Das kommt daher, dass für das Zusammenfassen von Arten nicht deren gemeinsame Grenzen bezüglich der Einheiten berücksichtigt werden, sondern streng gemeinsames Auftreten (Korrelationen). Für die Reihenfolge der Gruppen gibt es keine sinnvolle lineare Anordnung, was bei der Betrachtung des faktorenanalytischen Modells sofort einleuchtet. Praktisch bedeutet das, dass sich Arten, die sich an der Peripherie ihrer Gruppen befinden, zwangslässig an verschiedene Nachbargruppen anschliessen lassen.

Eine weitergehende Analyse dieses Problems folgt in Kap. 8.1.2. Die Resultate der Bestandesaufnahme der Vegetation sind in der Stetigkeitstabelle der Abb. 15a und 15b zusammengefasst.

Faktorenanalyse der Vegetationsaufnahmen, Faktorenladungen von 135 Arten [16 Gruppen]

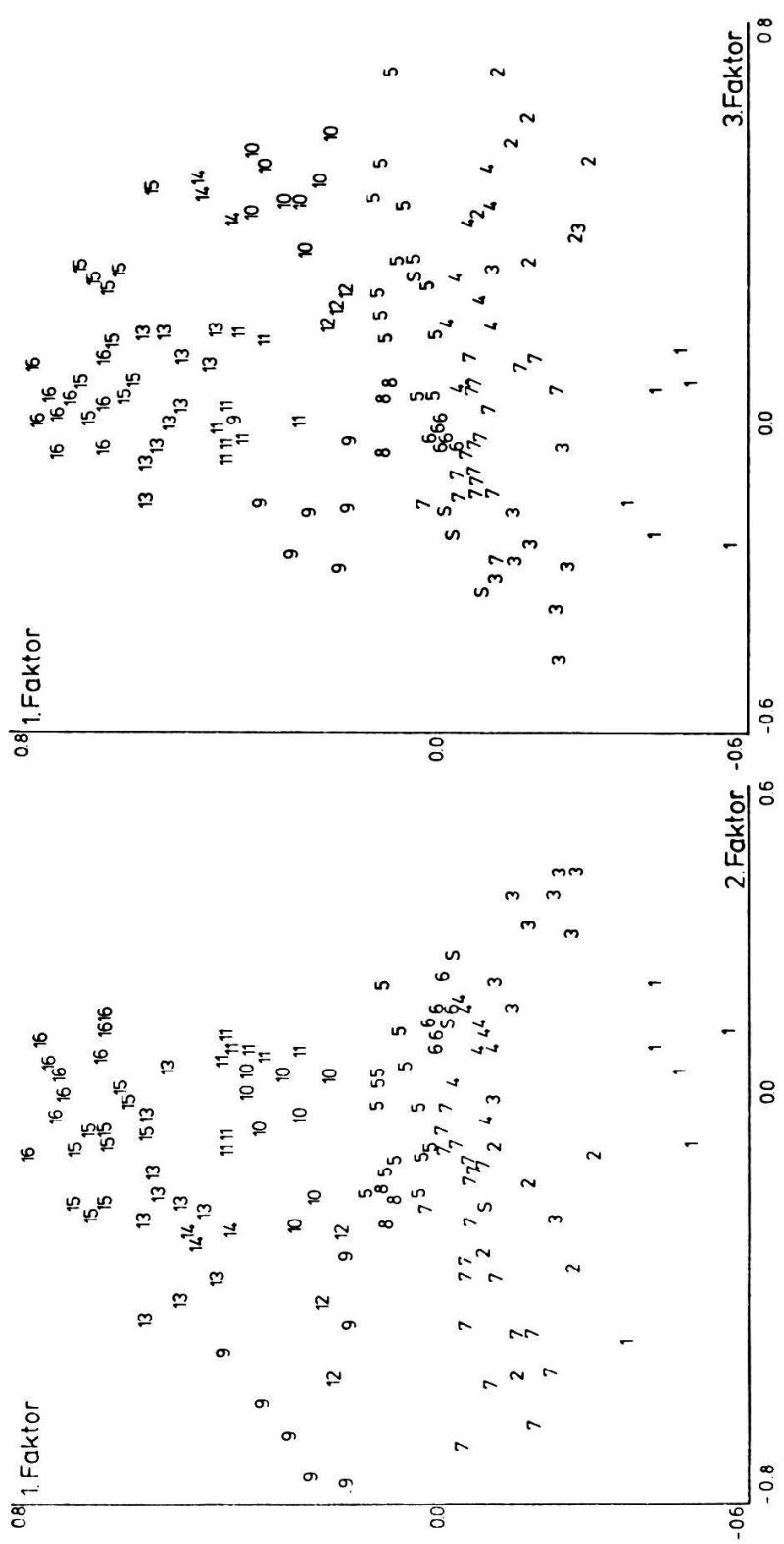


Abb. 14 Ordination der Arten. Mit den Ziffern wird versucht, Artengruppen zu bilden.

GR.	NAME DER ART	VEGETATIONSEINHEIT													STETIGKEIT					
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	DROSERA ROTUNDIFOLIA	X	8	4	2			X	X	X	X	X	8	9	2	X	7	1		
	SPHAGNUM RUBELLUM	9	X	4	2			X	X	X	5	X	X	9	5	5	1			
	SPHAGNUM MEDIUM	9	X	2	9	6		X	X	9	4	X	X	7	6	4				
	OXYCOCUS QUADRIPETALUS	X	X	X	3	X	9	2	X	X	9	X	X	6	2	7	1			
	POLYTRICHUM STRICTUM	6	X		6	2	2	9	X	7	2	X	X	1	2	2				
2	CALLUNA VULGARIS	X	X		9	5		X	X	8	6	X	7	2		3	1			
	ERIOPHORUM VAGINATUM	9	X	9	2			2	2	2			5	4						
	VACCINIUM ULIGINOSUM	6	7	2		X	X	3	4			1	7	4	1					
	VACCINIUM MYRTILLUS	3												3	4	2				
	ANDROMEDA POLIFOLIA	X	X	X	2								3	2	2	1	5			
3	SPHAGNUM RECURVUM	3	9	2		X	X	X	4		4	2	9	X	9	9	4	1		
	DICRANUM BERGERI	7	7											4						
	CAREX ROSTRATA	9	X	9	X	X	5	4	2	3	1	4	1		3	3				
	SPHAGNUM TENELLUM	7	3	2				2	2	1			4							
	RHYNCHOSPORA ALBA	9	1	4	1			3	9	7	X	1		2						
4	SCHEUCHZERIA PALUSTRIS	3	9	8				X	3	4				1						
	SPHAGNUM CUSPIDATUM	X	7																	
	CAREX LIMOSA	8										1								
	DREPANOCLODUS EXANNULATUS	9						4	5	5	7			3	2					
	VERATRUM ALBUM												1	2	1					
5	EQUISETUM LIMOSUM							5		1	2		3	3						
	MENYANTHES TRIFOLIATA							6	7	1	3	1		2	1					
	LYCOPODIUM INUNDATUM								4	1										
	PEDICULARIS PALUSTRIS							2	2	2	1		1							
	POLYGALA SERPYLLIFOLIA							2	2				1	2						
6	RANUNCULUS FLAMMULA								2	2										
	SPHAGNUM CENTRALE								3	4	3	1		2	3	1				
	SPHAGNUM CONTORTUM								1			4		1	1					
	HIERACIUM AURICULA											2	4	1		1				
	DROSERA ANGLICA											3	4	2	7					
7	VIOLA PALUSTRIS								2	3	X	4	5	1	5	6	3	4		
	SPHAGNUM SUBSECUNDUM									7	X	9	7	1	3	4	6	7	6	
	CALLIERGON STRAMINEUM							1	6	2	5	8	9	X	9	3	7	8	5	
	TRICHOPHORUM CAESPITOSUM	X	X	7	4	2			X	X	X	X	9	7	X	8	X	X	8	
	MOLINIA COERULEA	7	8	1	9	9	9	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
8	AGROSTIS CANINA								6	3	9	6	3	9	9	3	5	6	7	3
	AULACOMNIUM PALUSTRE								1	9	9	3	X	9	X	7	X	X	9	9
	ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM								2	8	X	9	2	X	X	9	X	8	X	9
	CAREX ECHINATA								2		3	5	7	9	7	X	X	X	8	7
	CAREX FUSCA	1	2	2	2	2	4	2	7	3	4	2	7	4	8	6	7	6		
9	SPHAGNUM PAPILLOSUM	1	3	1					7	9	5	2	8	8	9	6	4	2		
	ARNICA MONTANA	1		3					2	7	5	1	7	9	X	2	2	1		
	NARDUS STRICTA								2	2	4	4	1	3	8	9	6	2	2	
	MAJANTHEMUM BIFOLIUM								2		1	3	8	8	9	2	3			
	JUNCUS EFFUSUS											1	1	3	3	2				
10	LOTUS ULIGINOSUS												1	1	2					
	DICRANUM SCOPARIUM							2					1	1	2					
	HOMOGYNE ALPINA												2	1	1					
	SOLIDAGO VIRGAUREA							2					4	5	2	5				
	CAREX PAUCIFLORA	1	1	2										1	1					
11	MELAMPYRUM PRATENSE	1		3	3									1						
	EPILOBIUM HIRSUTUM							2	3	9										
	EPILOBIUM ANGUSTIFOLIUM							3	3											
	PEUCEDANUM PALUSTRE								2	5										
	COMARUM PALUSTRE								5											
12	CAREX CANNESCENS								5											
	GALIUM PALUSTRE								3											
	ANTHOXANTUM ODORATUM	1	2		4	5	1	2	9	9	8	3	3	5						
	LYSIMACHIA VULGARIS	3	5	2	2				3	6	5	9	2	5	3					
	CREPIS PALUDOSA					2	1			1	3	9	3	3						
13	EQUISETUM SILVATICUM							2				3	3		2					
	DESCHAMPSIA CAESPITOSA												1	1						
	POLYGONUM BISTORTA												1	3						
	ANGELICA SILVESTRIS									1			2							
	SCIRPUS SILVATICUS													2	1					
14	CALTHA PALUSTRIS											1	3	1						
	PLATANTHERA BIFOLIA										1	1	1	5	2					
	SANGUISORBA OFFICINALIS										1	1	1	1	2	1				
	POLYGALA AMARELLA										2	3		2	1	1				
	ORCHIS LATIFOLIA												1	2	2					
15	SIEGLINGIA PROCUMBENS											1	2	1						
	PARNASSIA PALUSTRIS											3	2	8	9		3	X	8	
	HYPNUM BAMBERGERI											3	5	6	4	8	7	X	4	
	EUPHRASIA MONTANA											2	9	7	9	1	5	7	8	
	CAMPYLIUM STELLATUM											2	5	8	9	1	1	3	9	

Abb. 15a Relative Stetigkeit der Arten innerhalb der Vegetationseinheiten (zehnteilige Skala) und Gesamtstetigkeit absolut (197 Aufnahmen).

GR. NAME DER ART	VEGETATIONSEINHEIT												STETIGKEIT										
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	40	80	120		
11	PINGUICULA VULGARIS										2	5	9	9	4	3	X	9	4				
	TRICHOPHORUM ALPINUM										9	9	X	1	2	4	6	X	9	5			
	SPHAGNUM PLATYPHYLLUM										2	2	5							5	7		
	DREPANOCLADUS REVOLVENS										2	4	4							2	3	3	
12	CAREX LEPIDOCARPA										2	3								3	6	4	
	SUCCISA PRATENSIS										5	6	5	X	7	8	3	7	7	X	X	X	
	POLYGALA VULGARIS										2	2	5	2						5	3	7	
	CIRSIUM PALUSTRE										2	1	1	1	5	4	3	1					
13	ANEMONE NEMOROSA										1		3	9	8	5	7	4					
	EQUISETUM PALUSTRE										3	8	5	9	6	X	5	5	9	X	8	X	
	HIERACIUM VULGATUM										2		3	1	5	8	6	3	3	7	8		
	HOLCUS LANATUS															3	1	2	4	2			
14	ORCHIS MACULATA										6	5		2	2	2	3	9	9	6	5	8	
	LUZULA MULTIFLORA											1	1	2	1	5	1	2	4				
	CAREX PALLESCENS															1	1	8	1	4			
	RHYTIDIADELPHUS SQUARROSUS															5	2	9	1	4	5		
15	PLANTAGO LANCEOLATA																						
	GERANIUM SILVATICUM															2	1						
	COLCHICUM AUTUMNALE																						
	GENTIANA Verna																						
16	FILIPENDULA ULMARIA															2	1						
	CIRSIUM OLERACEUM																						
	RHINANTHUS MINOR																						
	ACROCLADUM CUSPIDATUM															2	1	4	2				
17	LOTUS CORNICULATUS																	3	8				
	STACHYS OFFICINALIS											1					1	1	8				
	CAREX FLACCA																	1	6				
	PRIMULA VERIS															2	2	5					
18	TRIFOLIUM PRATENSE															2	3	8					
	EPIPACTIS PALUSTRIS																	4	7				
	CAREX HOSTIANA																1	6	7				
	CAREX DAVALLIANA										2	1		2	6	4	8	X					
19	BELLIDIASTRUM MICHELII										1						1	7	6				
	CAREX PULICARIS										2						3	5	9	X			
	TOFIELDIA CALYCALATA										4	4	1	1	1	2	3	9	9				
	CLIMATIUM DENDROIDES										1			4	X	3	9	7					
20	RANUNCULUS NEMOROSUS																1	1	8	3	7	8	
	BRIZA MEDIA											1		2	1	3	3	7	9				
	TROLLIUS EUROPAEUS																1	1	6	1	6	7	
	CENTAUREA JACEA												1				3	1	4	8			
21	GYMNADENIA CONOPEA												1				2	3	5				
	EQUISETUM ARVENSE																1	2	4	6			
	HYLOCOMIUM SPLENDENS										2	3	1	6	6	6	8	3	7	9			
	CAREX PANICEA										2	2	8	4	1	4	2	9	X	X	X		
22	TARAXACUM PALUSTRE										2	5	4	1	1	2	2	7	7	7			
	DICRANUM BONJEANI										2	2	5	2	1	3	3	5	7	7	7		
	LEONTODON HISPIDUS										2	2	1				2	5	5	6			
	PRIMULA FARINOSA																		3	3			
23	LINUM CATHARTICUM												2	1					2	2	6		
	ERIOPHORUM LATIFOLIUM																		1	7	3		
	GALIUM ULGINOSUM										4	2	1	1	1		6	4	4	9			
	JUNCUS ALPINUS											2	1					3	2	3	6	4	
24	PRUNELLA GRANDIFLORA												2	1			1	5	3	5	5		
	GENTIANA ASCLEPIADEA												2		3	2	8	6	8	9	X		
	THUIDIUM DELICATULUM												2			4	8	9	5	9	6		
	FESTUCA RUBRA										2	2		2	9	8	5	8	5				
25	POTENTILLA ERECTA										4	X	3	2	X	X	X	X	X	X	X	9	
	PLEUROZIUM SCHREBERI										X	2	2	2	3	2	3	6	5	2	4	3	
	CAREX LASIOPCARPA										5	X	9	X	3	X	2	5	2	6	9	9	
	FRANGULA ALNUS										6	5	2	2	4	3	4	4	4	8	5	3	
26	FISSIDENS ADIANTOIDES												2					3	4	4			
	BRACHYTHECIUM MILDEANUM															3	2	2					
	SALIX SPEC.															1	1	1	1				
	PINUS MUGO										3												
27	BETULA PUBESCENTS										1					2							
	DREPANOCLADUS SPEC.																						
	TOMENTHYPNUM NITENS																		2				
	CTENIDIUM MOLLUSCUM																1						
28	SPHAGNUM FUSCUM										1					2							
	ORCHIS TRAUNSTEINERI																						
	LEUCOBRYUM GLAUCUM																						
	SORBUS AUCUPARIA																						
29	ORCHIS INCARNATA															1							
	CAREX ELATA																2						
	LYTHRUM SALICARIA															2							
	ACER PSEUDOPLATANUS																1	1	1				
30	LYSIMACHIA NUMMULARIA																						

Abb. 15b Relative Stetigkeit der Arten innerhalb der Vegetationseinheiten (zehnteilige Skala) und Gesamtstetigkeit absolut (197 Aufnahmen).

5.3. Die Vegetation im Rahmen der mitteleuropäischen Hochmoore

Auf die verschiedenen Versuche einer geografischen Gliederung der Moor- gesellschaften ist in der Einleitung hingewiesen worden. Die Hauptschwierigkeiten sind darin zu suchen, dass in den artenarmen Gesellschaften nur sehr wenige geografische Differentialarten auftreten können und dass geringfügige klimatische Unterschiede in den extremen Moorstandorten bezüglich der Vegetation kaum Verschiedenheiten bewirken. In Kap. 5.3.1. werden exemplarisch horizontale und vertikale geografische Differenzierungen gesucht, in Kap. 5.3.2. nur vertikale. Auf eine pflanzensoziologisch-systematische Zuordnung der untersuchten Vegetation wird verzichtet (vgl. dazu KLOETZLI 1973).

5.3.1. Vergleich der Aufnahmen mit denjenigen von KAULE (1974a), NEUHAEUSL (1972) und GIES (1972)

KAULE (1974a) gibt eine Bestandesaufnahme der Uebergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. Seine Bultgesellschaften (S. 256) stimmen mit den hier beschriebenen Einheiten 1 und 2 sowie den nicht ganz reinen Einheiten 8 und 12 weitgehend überein. Es ist bemerkenswert, dass in der Tabelle von KAULE (1974a) kaum geografische Differenzierungen vorkommen oder nur solche Arten differenzierend wirken, die nur in einer oder zwei Aufnahmen zu finden sind. Gleiches kann von den Schlenkengesellschaften (S. 274) gesagt werden: Die Höhengliederung ist deutlich und überwiegt gegenüber der horizontalen. KAULE (1974a) bemerkt, dass in grösserer Höhe u.a. Sphagnum cuspidatum gegenüber Drepanocladus fluitans zurücktritt. Nimmt man an, dass letztere der hier als Drepanocladus exannulatus bestimmten Art entspricht, so kann Einheit 4 als "Hochlagenausprägung" der Schlenkengesellschaften 3 und 4 aufgefasst werden. Schwierigkeiten beim Vergleich bryophytenreicher Gesellschaften sind wegen unterschiedlicher taxonomischer Auffassung häufig!

Die Carex rostrata-Sphagnum recurvum Gesellschaft (S. 294) entspricht den Einheiten 5 bis 7. KAULE (1974a) bemerkt, dass viele Arten faziesbildend auftreten (Menyanthes trifoliata, Comarum palustre, Eriophorum angustifolium etc.). Für die oft deutlichen Grenzen zwischen Carex rostrata und Carex lasiocarpa

ist meist keine ökologische Ursache zu finden (KAULE, mdl.). Eigene Beobachtungen haben auch ergeben, dass der Artenbestand von Jahr zu Jahr je nach Witterung stark schwankt.

Die Moorrandschaften von Rothenthurm sind sekundär wald- bzw. buschfrei. Sehr ähnliche Aufnahmen beschreibt NEUHAEUSL (1972). Sein Untersuchungsgebiet liegt auf 600 bis 800 m.ü. NN, weist aber nur 800 mm Niederschlag auf. "Auf dauernd vernässt Moorböden kommt die durch die Differentialarten Carex rostrata, Comarum palustre und Menyanthes trifoliata unterschiedene Subassoziation Caricetum fuscae caricetosum rostratae KLIKA et SMARDA 1944 vor". Damit liegt die hier beschriebene Gesellschaft zwischen meinen Oberrändern und Unterrändern. Erstere zeichnen sich gegenüber den Unterrändern dadurch aus, dass die im Unterrand sehr seltenen Parnassia palustris, Euphrasia montana, Campylium stellatum, Pinguicula vulgaris, Trichophorum alpinum und Drepanocladus exannulatus hochstetig auftreten. Allgemein sind die Gesellschaften von Rothenthurm reicher an Sphagnen, Molinia coerulea ist häufiger, zusätzlich ist Carex pulicaris bedeutend.

GIES (1971) beschreibt von der Rhön ein Carici canescens-Agrostidetum caninae und ein Caricetum rostratae. Beide Gesellschaften, die sich nur durch die Dominanz verschiedener Seggen wesentlich unterscheiden, weisen grosse Ähnlichkeiten mit den hier gefundenen Unterrandschaften auf, sind jedoch weit artenärmer.

Auf Vergleiche mit den eigentlichen Flachmoorgesellschaften 16 und 17, einer besonderen Art von Davallseggenriedern, wird verzichtet: Das Material ist zu wenig repräsentativ für die Gegend. Gesellschaft 18 ist vom ökologischen Standpunkt her gesehen bereits als Molinetum anzusprechen. Immerhin sei bemerkt, dass alle diese Flachmoorgesellschaften in eigenartiger Weise von Zwischenmoorarten (Trichophorum caespitosum, Drosera rotundifolia, Sphagnum subsecundum, Trichophorum alpinum u.a.) durchsetzt sind.

5.3.2. Vergleich mit den Zwischenmooren des schweizerischen Mittellandes

Die Vegetationsdaten werden mit den Zwischenmooraufnahmen des schweizerischen Mittellandes von KLOETZLI (1969) verglichen. Zwei Methoden sollten den Vergleich erleichtern: Eine Ordination (Faktorenanalyse) der vereinigten Daten

(Abb. 16) sowie eine kombinierte Vegetationstabelle. Die Ordination ist in diesem Sinne eher als Versuch gedacht. Abb. 16 zeigt oben wieder die Hochmoorgesellschaften. Im Ast rechts (Ziffern) sind Oberrand und Unterrand vereinigt, links befinden sich die Rüllen und Schlenken übereinander projiziert. Die Aufnahmen von KLOETZLI (1969) (Buchstaben) setzen in der Gegend der hochmoorartigen Gesellschaften 8/12/13 an und verlaufen gradientenartig ins gut besetzte Zentrum der Zwischenmooraufnahmen des Mittellandes, ganz ausserhalb der Aufnahmen von Rothenthurm. Ein Nebenast zieht sich in Richtung der Gesellschaften 16/17 (Flachmoor). Die Ordination belegt sehr deutlich das Phänomen, dass sich Hochmoorgesellschaften verschiedener Lagen kaum voneinander unterscheiden, die Unterschiede bei zunehmendem soziologischen Abstand vom Moorzentrum aber immer grösser werden. Weder die Ordination noch die Tabellen lassen entscheiden, ob die Aufnahmen des Mittellandes eher den Oberrand- oder den Unterrandgesellschaften von Rothenthurm entsprechen: Die Unterschiede sind zu gross.

Einige Arten sind im Mittelland viel häufiger, kommen jedoch in Rothenthurm auch vor: Phragmites communis, Mentha aquatica, Carex elata, Lythrum salicaria, Acrocladium cuspidatum, Filipendula ulmaria, Galium palustre, Comarum palustre, Peucedanum palustre. In der Regel sind die Aufnahmen von Rothenthurm artenreicher und weisen zusätzlich Arten anderer Gesellschaften des Mittellandes auf: Pinguicula vulgaris, Orchis maculata, Festuca rubra, Majanthemum bifolium, Hieracium vulgatum, Anemone nemorosa. Dazu kommen Arten der subalpinen und alpinen Stufe: Gentiana asclepiadea, Nardus stricta, Arnica montana, Homogyne alpina, Sphagnum platyphyllum, Trichophorum caespitosum. KAULE (1974a) bemerkt, dass die Abwesenheit von Trichophorum caespitosum für ungestörte Tieflagenmoore gegenüber solchen höherer Lagen eines der wenigen Differenzierungsmerkmale ist. Die oft festgestellte Tendenz zur Vermischung von Arten verschiedener Moortypen kommt im Hochmoor erst in der subalpinen Stufe zum Tragen, falls man nicht die Grossseggen Carex rostrata, Carex lasiocarpa und Carex fusca für diesen Standort als "Fremdelemente" auffasst.

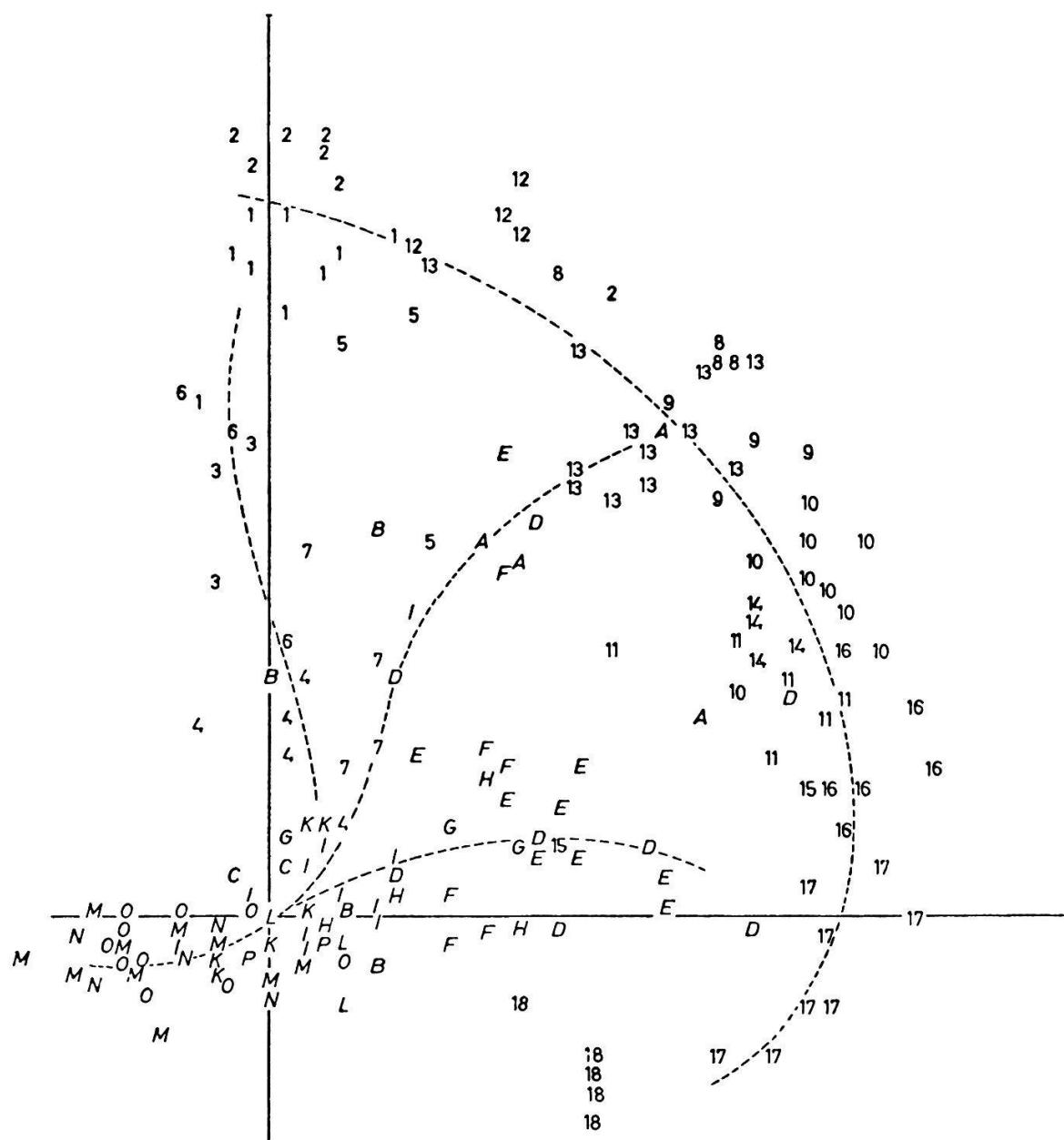


Abb. 16 Ordination der Hälfte der Vegetationsaufnahmen von Rothenthurm (Ziffern) mit denjenigen der Flach- und Zwischenmoore des schweizerischen Mittellandes (Buchstaben). Diese Aufnahmen sind KLOETZLI (1969) entnommen. Ordinate: Faktorenladungen des 1. Faktors, Abszisse: Faktorenladungen des 3. Faktors (Q-Technik).

6. Strukturelle Untersuchung der Standortsmessungen

In diesem Abschnitt sollen die verschiedenen Messungen auf ihre Zuverlässigkeit untersucht und nach den wichtigsten Korrelationen gefragt werden.

6.1. Vergleich der Wassermessungen

Wie schon in Kap. 4 erwähnt, wurden zwei Probeserien zur Auswertung beigezogen (11.6.74 und 7.9.74). Die ganze Analyse beruht also auf ausgesprochenen Momentanwerten. Ausgehend von der Hypothese, dass Werte, die für die jeweiligen Standorte als typisch anzusehen sind, systematisch über das ganze Gebiet schwanken sollten, werden alle Regressionen zwischen den Werten der ersten und der zweiten Entnahme berechnet. Tatsächlich können für einige Messungen sehr hohe, für andere nur unbedeutende Korrelationen festgestellt werden:

Art der Messung	Korrelation 1./2. Messung
pH	0.94
$[\text{Ca}^{++}]$	0.93
elektrische Leitfähigkeit	0.90
$[\text{Mg}^{++}]$	0.37
$[\text{Na}^{+}]$	0.30
$[\text{K}^{+}]$	oft unter der Nachweisgrenze

Alle Korrelationen sind auf dem 1 % - Niveau signifikant von Null verschieden. Alle Regressionen sind auch aufgezeichnet und die Residuen untersucht worden: Der Versuch festzustellen, ob eine Abweichung der Messresultate der beiden Probeentnahmen für eine bestimmte Vegetationseinheit typisch sein könnte, verläuft negativ. Für die weiteren Berechnungen werden aus diesem Grunde stets die Mittelwerte beider Messungen verwendet.

6.2. Vergleich verschiedener Methoden zur Bestimmung einzelner Standortsfaktoren

6.2.1. pH in wässriger Lösung und pH in KCl

Wegen besserer Reproduzierbarkeit der Ergebnisse werden pH-Messungen oft in verdünnten Elektrolytlösungen (hier 0.1 n KCl-Lösung) durchgeführt (SCHROEDER 1972). Der Vergleich der Messungen in reinem Wasser und KCl-Lösung ergibt eine Korrelation um 0.93 und keinerlei systematische Abweichungen. Wegen der besseren Vergleichbarkeit mit Literaturangaben werden nur die Messungen im Wasser weiterverwendet.

6.2.2. Humosität des Torfes und Aschengehalt

Die von Postsche Humositätsskala (z.B. OVERBECK und SCHNEIDER 1941, S. 327) erlaubt es, den Zersetzungsgang des Torfes subjektiv zu beurteilen. Es wird angenommen, dass der Glührückstand für dieselbe Eigenschaft ein gutes Mass darstellt. Abb. 17 zeigt die gegeneinander aufgetragenen Ergebnisse: Es besteht ein deutlicher, nicht linearer Zusammenhang zwischen den beiden Grössen. Nachteilig wirkt sich aus, dass die von Postsche Skala bei Anmooren kaum mehr brauchbar ist.

Betrachtet man nur die Stufen 1 - 8 der Skala, so kann gut mit einer linearen Regression gerechnet werden. OVERBECK und SCHNEIDER (1941) und OVERBECK (1947) führten den selben Versuch unter Verwendung des Zersetzungsganges

$$Z.G. = \frac{\text{Echte Humusstoffe}}{\text{organische Substanz}} \cdot 100$$

durch und kamen zu einem etwas deutlicheren, linearen Zusammenhang. Während mit dem Zersetzungsgang nur die Umwandlung der organischen Substanz bei der Humifizierung gemessen wird, ist der viel rascher bestimmbare Aschengehalt auch eine Funktion der Zusammensetzung der ursprünglichen Pflanzenmasse, der absorbierten Ionen und des beigemengten Mineralbodens. Der Aschengehalt ist also ein schlechtes Mass für den Zersetzungsgang und sollte nur als Indikator für den gesamten Anteil organischer Substanzen im Torf betrachtet werden.

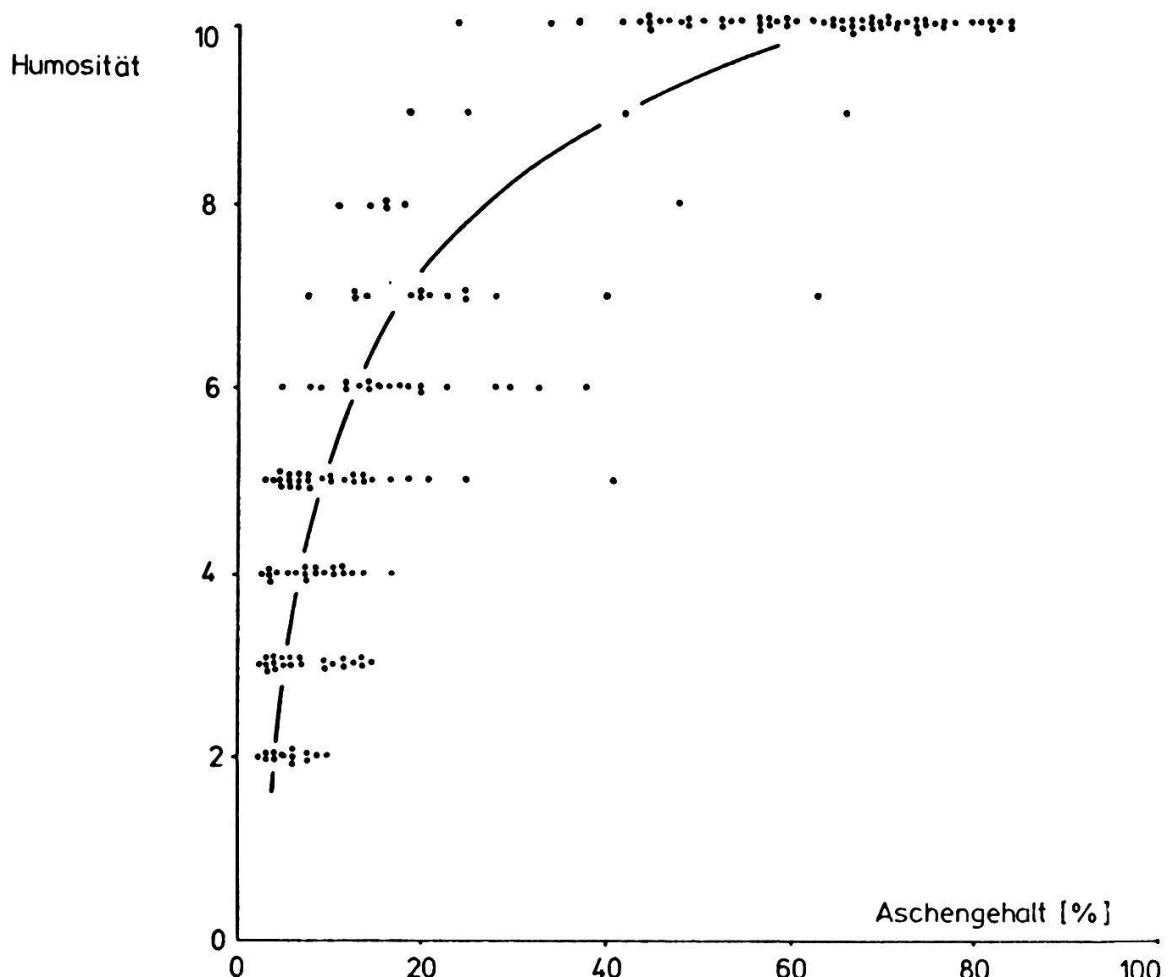


Abb. 17 Vergleich der Humositätsbestimmung nach VON POST (1924), zit. in OVERBECK und SCHNEIDER (1941), und dem Aschengehalt des Torfes

Für die folgenden Untersuchungen wird auf die Verwendung der Humositätsgrade verzichtet und die Aschengehalte werden logarithmisch transformiert.

6.3. Einfache und multiple Korrelationen zwischen den Kationengehalten von Wasser und Torf

Die Korrelationsmatrix zeigt erste, einfache Zusammenhänge zwischen den Variablen. Mit einem $r > 0.8$ korrelieren folgende Größen:

1. $[Ca^{++}]$ Wasser mit Basensättigung	+0.899
2. pH Wasser mit pH Torf	+0.887
3. pH Wasser mit $[Ca^{++}]$ Wasser	+0.875
4. pH Torf mit Gesamtazidität	-0.859
5. Häufigster Wasserstand mit maximalem Wasserstand	+0.859
6. pH Torf mit $[Ca^{++}]$ Wasser	+0.844
7. KUK mit Aschengehalt	-0.827
8. pH Torf mit Basensättigung	+0.826
9. pH Wasser mit Basensättigung	+0.823
10. Azidität mit Basensättigung	-0.806

Von 21 Größen weisen obige 10 (rund die Hälfte) eine hohe Korrelation auf. Bemerkenswert sind die sehr deutlichen Beziehungen zwischen Wassereigenschaften und Torfeigenschaften, insbesondere, weil die Messwerte nicht nur aus anderen Proben stammen, sondern gar zu andern Zeitpunkten ermittelt wurden. Die auffälligste ist sicher die erste, da sich die Ca^{++} -Konzentration des Wassers als Massstab für die Klassifikation der Hochmoore eingebürgert hat (DU RIETZ 1954, JENSEN 1961, ELLENBERG 1963, MALMER 1962, GIES 1972 und andere). Offensichtlich wird damit stets ein Symptom der Basensättigung des Torfes gemessen. Ca^{++} hat ja meist den grössten Anteil an den austauschbaren Ionen. Im weiteren zeigt sich ein deutlicher Block untereinander hoch korrelierender Größen: pH von Wasser und Torf, Basensättigung, Gesamtazidität und Ca^{++} -Gehalt des Wassers.

Zusätzlich sind folgende Größen an Korrelationen $0.7 < r < 0.8$ beteiligt:

PO_4-P
Torfmächtigkeit

Die elektrische Leitfähigkeit des Moorwassers, die ebenfalls sehr oft zur Charakterisierung von Mooren beigezogen wird, weist als höchsten Korrelationskoeffizienten nur 0.39 auf. Im weiteren kann wegen den Korrelationen vermutet werden, dass alle hier erwähnten Größen eine gewisse zeitliche Konstanz aufweisen müssen, so dass sie für die Erklärbarkeit der Vegetation bedeutsam sein könnten.

Eine synthetische Darstellung der einfachen Korrelationen gibt die Faktorenanalyse (R-Technik) in 6.4., Abb. 18. Eine Diskussion der Einflüsse, denen einfache Korrelationen unterworfen sind, folgt in Kap. 8.2.1.

Zum Aufsuchen mehrfacher Interaktionen wird die Methode der schrittweisen multiplen Regression verwendet. Im Gegensatz zur normalen multiplen Regressionsanalyse werden nicht alle unabhängigen Variablen gleichzeitig verwendet, sondern schrittweise nur immer die höchstkorrelierende, bzw. diejenige, die den grössten Anteil der Restvarianz erklärt. BAHRENBERG und GIESE (1975) beschreiben das Vorgehen wie folgt:

"Im ersten Schritt wird die unabhängige Variable, die mit Y am höchsten korreliert, als erste Variable X_1 in das Regressionsmodell einbezogen und die lineare Einfachregression von Y nach X_1 berechnet. Im zweiten Schritt werden zunächst die partiellen Korrelationskoeffizienten bzgl. der im 1. Schritt ausgewählten Variablen X_1 zwischen Y und den noch nicht in die Regression aufgenommenen X_i ($i \neq 1$) berechnet, also die partiellen Korrelationskoeffizienten $r_{YX_i \cdot X_1}$ ($i \neq 1$). Diejenige Variable mit dem höchsten partiellen Korrelationskoeffizienten wird dann neben X_1 als X_2 in das Regressionsmodell aufgenommen, da sie für den grössten Anteil an durch X_1 noch nicht erklärter Varianz aufkommt."

Mit der Analyse werden also die besten Korrelationen einer Abhängigen Y mit einer Auswahl von Unabhängigen X_1, \dots, X_k aus einer Gesamtheit von n Unabhängigen gesucht ($n > k$). Dabei wird angenommen, dass in der höchst korrelierenden Kombination von k Grössen aus X stets die beste Kombination von k-1 Grössen aus X enthalten ist. Dies trifft natürlich nicht immer zu. Trotz dieser Einschränkung kann das Verfahren als "hypothesenbildend" betrachtet werden.

Es werden 21 Analysen durchgeführt, wobei jede der 21 Messungen einmal als abhängige Variable eingesetzt wird. Nur die höchsten Korrelationen werden diskutiert. Auf die Angabe der Regressionskoeffizienten wird verzichtet, in den meisten Fällen auch auf den zusätzlichen Anteil erklärter Varianz bei Einführung einer neuen Variablen.

pH des Torfes = $f(\text{pH des Wassers, Gesamtazidität des Torfes})$, $r = 0.94$. Das Resultat deutet darauf hin, dass der schwer interpretierbare pH-Wert des Torfes ein Symptom der H^+ -Ionenkonzentration des Wassers, aber auch der Summe der absorbierten H^+ -Ionen des Torfes darstellt. Wegen der Austauschvorgänge

sind wohl beide Größen für das Pflanzenwachstum wesentlich. Es verwundert daher nicht, dass zwischen dem pH des Torfes und der Vegetation meist hohe Korrelationen gefunden werden.

pH des Wassers = $f(\text{pH des Torfes}, \text{Ca}^{++}\text{-Gehalt des Wassers, Leitfähigkeit des Wassers})$, $r = 0.93$. Nebst den Wasserstoffionen der Torf-Wassersuspension beeinflussen auch die andern Kationen leicht den pH des Wassers. Diese Zusammenhänge bestätigen allgemeingültige Vorstellungen.

Aschengehalt des Torfes = $f(\text{KUK, elektrische Leitfähigkeit des Wassers})$, $r = 0.86$. Die Leitfähigkeit trägt 5 % zur erklärten Varianz bei. Folgende Hypothese wird zur Diskussion gestellt: Die Leitfähigkeit des Wassers, eine gut messbare Größe, steigt mit zunehmender Kationenkonzentration. Letztere korreliert hoch mit der Basensättigung des Torfes (und auch mit Ca^{++} des Wassers). Die Messung der abtauschbaren Basen ist mit einem Fehler behaftet, da mit Ammoniumacetat als Abtauschmittel insbesondere zweiwertige Kationen nur teilweise erfasst werden. Das führt zu einer Verschlechterung der Korrelation zwischen Aschengehalt und KUK, die aber durch Berücksichtigung der Leitfähigkeit korrigiert wird.

$\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ = $f(\text{KUK, pH des Torfes, Mg}^{++} \text{ des Torfes, elektrische Leitfähigkeit des Wassers})$, $r = 0.86$. Das Phänomen, dass Phosphat ausschliesslich im Moorzentrum nachweisbar ist, dürfte damit zusammenhängen, dass außerhalb des selben mit der verwendeten Methode nicht nachweisbare Chelate vorliegen (BACH, md1.). Die hohe Korrelation ist aber wegen der Vielzahl der beteiligten Messgrößen nicht ohne weiteres interpretierbar. Die $\text{PO}_4^{3-}\text{-P}$ -Konzentration wird im folgenden als ausgesprochenes Symptom verschiedener Ursachen betrachtet.

Wasserstände: Häufigster Wasserstand = $f(\text{tiefstem Wasserstand, höchstem Wasserstand})$, $r = 0.96$. Für den höchsten Wasserstand als Abhängige ergibt sich ein r von 0.94, bei Verwendung des tiefsten ein solches von 0.90. Das Resultat zeigt, dass zwei Angaben zur Charakterisierung der Grundwasserverhältnisse genügen. Durch die Berechnungsmethode in 4.5.3. ist durch zwei Angaben die Streuung der Wasserstände festgelegt, die Asymmetrie der Kurve ist fest. Da die einfachen Korrelationen zwischen den drei Größen $r = 0.86$ nie überschritten, lässt sich sagen, dass in einigen wenigen Fällen bei gleichem häufigstem Wasserstand deutlich unterschiedliche Schwankungsbreiten vorliegen müssen.

Torfmächtigkeit = $f(KUK, Aschengehalt, minimaler Wasserstand)$, $r = 0.82$. Die Torfmächtigkeit hängt weitgehend von der Torfzersetzung ab, so dass "gute" Torfe, d.h. Torfe mit hoher KUK notwendigerweise bei hoher Mächtigkeit auftreten müssen. Falls der aerobe Abbau den anaeroben übertrifft, müssen Standorte mit gelegentlich sehr tiefen Wasserständen weniger Torf aufweisen.

Neigung der Oberfläche = $f(Aschengehalt des Torfes, maximaler Wasserstand)$, $r = 0.73$. Es sei insbesondere darauf hingewiesen, dass für den Wasserstand der bis heute nie zuverlässig gemessene horizontale Wasserfluss mitverantwortlich ist (VERRY 1975).

Kalziumgehalt des Wassers = $f(Basensättigung, pH des Wassers)$, $r = 0.93$. Auf den Zusammenhang von Basensättigung und Kalziumgehalt des Wassers wurde in 6.3. hingewiesen. Die Verbesserung der Korrelation mit dem Einbezug des pH in die Regression dürfte darauf zurückzuführen sein, dass das Gleichgewicht Ca^{++} im Wasser $\rightleftharpoons Ca^{++}$ im Torf von der Wasserstoffionenkonzentration beeinflusst wird.

Die restlichen Korrelationen werden hier nicht diskutiert. Bemerkenswert ist aber, dass auch die schlechteste der 21 Analysen noch ein signifikant von Null verschiedenes r von 0.40 ergibt, ein Phänomen, das in Kap. 8.2.1. diskutiert wird.

6.4. Beurteilung der Messungen auf Grund der Absolutwerte der Faktorenladungen

Um zu einer synthetischen Darstellung der einfachen Korrelationen zu kommen, wird eine Faktorenanalyse (R-Technik) durchgeführt. Die daraus resultierende direkte Ordination zeigt Abb. 18. Man erkennt leicht, dass sich die ersten drei Faktoren einfach interpretieren lassen: Faktor 1 gibt die Bedeutung der Messungen für Informationen über das Säuren/Basen-Verhältnis wieder. Faktor 2 zeigt das Verhältnis zur "Torfqualität", die vor allem mit der Umtauschkapazität gemessen wird. Dass diese "Torfqualität" auch eine schwache Ladung auf dem ersten Faktor aufweist, demonstriert, dass sie mit den Säuren/Basen-Verhältnissen korreliert ist. Dagegen zeigt die elektrische Leitfähigkeit wenig Zusammenhang mit den übrigen Faktoren. Sie ist durch eine extrem hohe Ladung auf dem 3. Faktor charakterisiert. Wie zu erwarten war, weisen hier die Ionengehalte des Wassers, mit Ausnahme der Wasserstoffionen, eben-

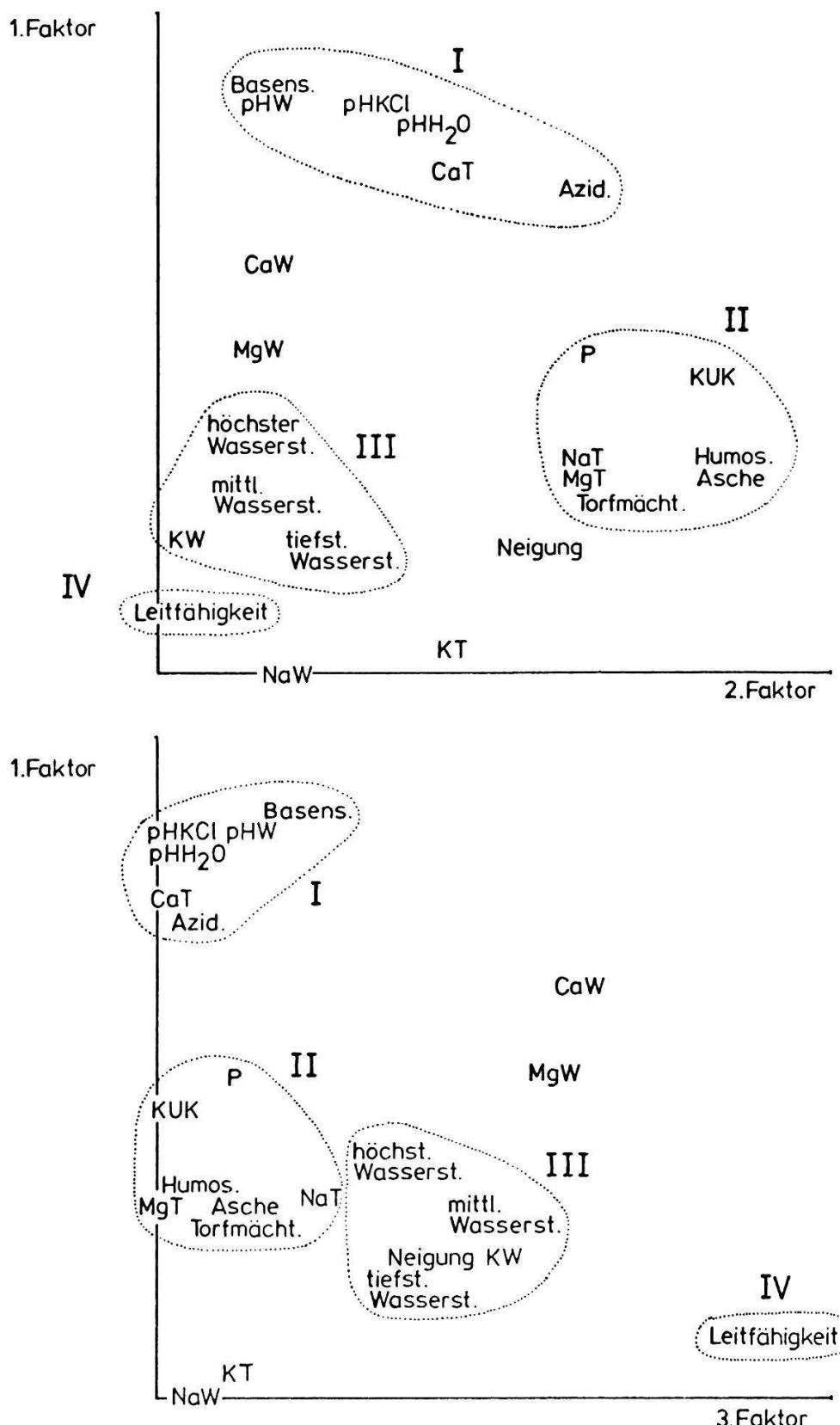


Abb. 18 Ordination der Standortsmessungen (Faktorenanalyse). W: Messungen in Wasser, T: Messungen in Torf. $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$: pH des Torfes in Wasser
Die in Kap. 6.4. diskutierten Gruppen I - IV sind punktiert umrandet.

falls eine relativ deutliche Ladung auf. Der schwache Zusammenhang der elektrischen Leitfähigkeit mit dem Wasserstand ist vor allem auf die tiefen Wasserstände und hohen Ionenkonzentrationen der Flachmoore zurückzuführen.

Die Ordination (Abb. 18) lässt erkennen, dass man etwa vier Gruppen von Messgrößen unterscheiden kann:

Gruppe I, Säuren-Basen, umfassend alle pH-Werte, Basensättigung und Kalziumgehalt des Torfes. Wie schon in 6.3. beschrieben, sind die pH-Werte von Wasser und Torf eng miteinander verknüpft.

Gruppe II, Torf, umfassend Humosität und Aschengehalt, Torfmächtigkeit, KUK, P, Na^+ und Mg^{++} -Gehalt des Torfes. Die beiden letzteren weisen, zusammen mit dem K^+ -Gehalt des Torfes, eine sehr niedrige Summe der Faktorenladungen (Kommunalität) auf, sind aber mit mehreren Größen leicht korreliert ($r \approx 0.6$). Die ganze Gruppe kann als Ausdruck der Summe der Säurenanteile und der Basenanteile verstanden werden, was der Definition der KUK entspricht.

Natürlich korreliert der Aschengehalt gut mit der KUK ($r = 0.83$). Torfmächtigkeit und Torfqualitätsgrößen sind ebenfalls korreliert ($r \approx 0.77$).

Die Frage der Ursache der Torfbildung führt zum Vergleich mit der Neigung. Leider steht nur diejenige der Oberfläche, nicht jene des undurchlässigen Untergrundes zur Verfügung. Neigung und Aschengehalt korrelieren mit $r = 0.62$ schwach. Die multiple Korrelation Neigung = f (Aschengehalt, max. Wasserstand) ergibt aber, wie früher erwähnt, ein r von 0.73, womit auch gleich der leichte Zusammenhang zwischen der "Torfgruppe" und der "Wasserstandsgruppe" gezeigt werden kann.

Gruppe III, Wasserstände. Höchster und mittlerer Wasserstand korrelieren hoch ($r = 0.86$), während der tiefste Wasserstand ein unabhängigeres Verhalten zeigt (r (mittl. Wasserstand/min. Wasserstand) = 0.63). Auf den Zusammenhang der Gruppe mit der Neigung der Oberfläche wurde schon hingewiesen. Ebenfalls in der Gruppe enthalten ist der schwer messbare K^+ -Gehalt des Wassers. Alle Messungen der Gruppe weisen niedrige Kommunalitäten (Summen der Faktorenladungen) auf, so dass interne Zusammenhänge unsicher sind.

Gruppe IV, Leitfähigkeit. Sie hat ein eigenständiges Verhalten, korreliert nur mit den Wasserständen leicht und muss deshalb separat betrachtet werden. Schon weiter oben wurde bemerkt, dass sie sich sehr gut mit dem totalen Salzgehalt des Wassers erklären lässt. Dieser ist in keiner andern Messung enthalten.

Die multiple Korrelation elektrische Leitfähigkeit = f (min. Wasserstand, P, Ca^{++} -Gehalt des Wassers) ergibt ein r von 0.66.

Der Kalzium- und der Magnesiumgehalt des Wassers lassen sich keiner der vier beschriebenen Gruppen zuordnen. Ganz allgemein ist zu bemerken, dass die hier angewandte Interpretation nicht direkt auf ursächliche Zusammenhänge in der Natur schliessen lässt. Dagegen weiss man nun mit Sicherheit, dass Messgrößen, die ganz verschiedene Faktoren hoch laden (z.B. pH und die elektrische Leitfähigkeit) annähernd unabhängig sind und also unterschiedliche Informationen enthalten.

7. Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort

Formal besteht das Problem darin, die zwei Matrizen $m \times n$ und $q \times n$, welche die Vegetations- und Standortsdaten enthalten, miteinander zu vergleichen. Leider gibt es dafür keine einfache und universelle Lösung. Letztere soll auf zwei Arten annähernd gefunden werden: Einerseits werden für beide Matrizen gültige Gruppen von Beobachtungseinheiten gesucht, anderseits sollen unabhängig von einer Klassifikation mit Hilfe verschiedener vereinfachender Verfahren Zusammenhänge aufgedeckt werden. Eine entscheidende Frage ist sicher, ob die beiden Ansätze zu unterschiedlichen Resultaten führen.

7.1. Klassifikationsunabhängige Analyse

7.1.1. Trendanalyse in den Hauptgradienten

Die Trendanalyse versucht, in einer Menge von Raumpunkten mit den Koordinaten x , y und z eine Fläche so zu plazieren, dass die Summe der Quadrate der Abstände der vorgegebenen Punkte minimal wird. Es handelt sich also um eine Regressionsanalyse in der Fläche. In dem verwendeten Programm, das der Verfasser H. Gilgen in verdankenswerter Weise zur Verfügung stellte, wird die Fläche durch ein Polynom beschrieben, im einfachsten Fall der Ebene ist also

$$T(x,y) = a + bx + cy$$

Zur Lösung des Problems müssen die Koeffizienten a , b und c gefunden werden. Wird der Grad des Polynoms zu hoch gewählt, werden die Daten überinterpretiert, im umgekehrten Fall unterinterpretiert. Bei den hier gezeigten Lösungen erwiesen sich Polynome 5. Grades als geeignet.

Die Anwendung der Trendanalyse ist nur dann gerechtfertigt, wenn im Grunde kontinuierliche Veränderungen vorliegen und Unstetigkeiten auf Messungenauigkeiten zurückzuführen sind (es sei denn, die Analyse werde zur Suche von Unstetigkeiten eingesetzt!). Andernfalls genügen die anspruchsloseren räumlichen Interpolationen, die wie die Trendanalysen als Resultate Isolinienkarten liefern. GITTINS (1968) bemerkt dazu:

"The trend can be regarded as the systematic pattern of variation inherent in the data, and, for present purposes, may be defined as a mathematical function describing the behaviour of the mapped variable".

Zunächst wird die Methode, entsprechend dem Vorschlag von GITTINS (1968), zur Interpretation der Hauptgradienten benutzt. Als Grundlage dient das unter 5.1.2. gezeigte Modell. Die Aufnahmen der Schlenken und Rüllen werden weggelassen und die Ladungen der Faktoren 1 und 3 als x- und y-Koordinaten verwendet. z-Koordinate ist das an den Beobachtungspunkten eingesetzte Messresultat der jeweils untersuchten Grösse. Die Resultate haben also die Form von zweidimensionalen Ordinationen mit den Isolinien der gemessenen Standortsfaktoren. Abb. 19 zeigt noch einmal die vegetationsmässige Interpretation der Ordination. Abb. 20 lässt sofort erkennen, dass sich die Mooroberränder und die Unterränder bezüglich ihrer pH-Verhältnisse deutlich unterscheiden. Berücksichtigt man, dass das Wasser vom Zentrum des Moores über den Unterrand ins Flachmoor, bzw. von diesem über den Oberrand ins Hochmoor fliest, so kommt man nicht umhin, aus den Kurven den Transport von H^+ -Ionen herauszulesen. Da die Ordination ja aber die relativen Aehnlichkeiten zwischen den Aufnahmen darstellt, muss man ebenfalls feststellen, dass die pH-Werte allein die Unterschiede zwischen Oberrand und Unterrand nicht erklären, da ja sonst alle Aufnahmen des letzteren bei den Hochmooraufnahmen zu finden sein müssten. Eine Erklärung bietet Abb. 21 an. Die Gesamtazidität weist zwei Minima auf: ein deutliches im Flachmoor und ein weniger ausgeprägtes ganz links in den extremsten Unterrandaufnahmen. Beide kommen dadurch zustande, dass der Torf eine geringere KUK aufweist, im Falle des Flachmoores ist auch der Anteil der Basen höher. Im Gegensatz zu Abb. 20 weist der Unterrand also hier mehr Aehnlichkeit zum Flachmoor auf. Diese Diskrepanz ist hinreichend, um die Anwesenheit unterschiedlicher Vegetationen zu erklären.

Das umtauschbare Kalzium (Abb. 22) weist wieder deutlich auf die ökologische Verwandtschaft des Unterrandes mit dem Hochmoor hin. Ein Rücken maximaler Werte zieht sich von der Einheit 12 über die Oberränder Richtung Flachmoor. Dies dürfte wieder auf Einwaschungsvorgänge, bzw. Diffusion vom Untergrund bei noch relativ hoher Umtauschkapazität hinweisen. Letztere nimmt ja in Einheit 13 rasch ab, was dort ein ausgeprägtes Minimum für umtauschbares Kalzium bewirkt.

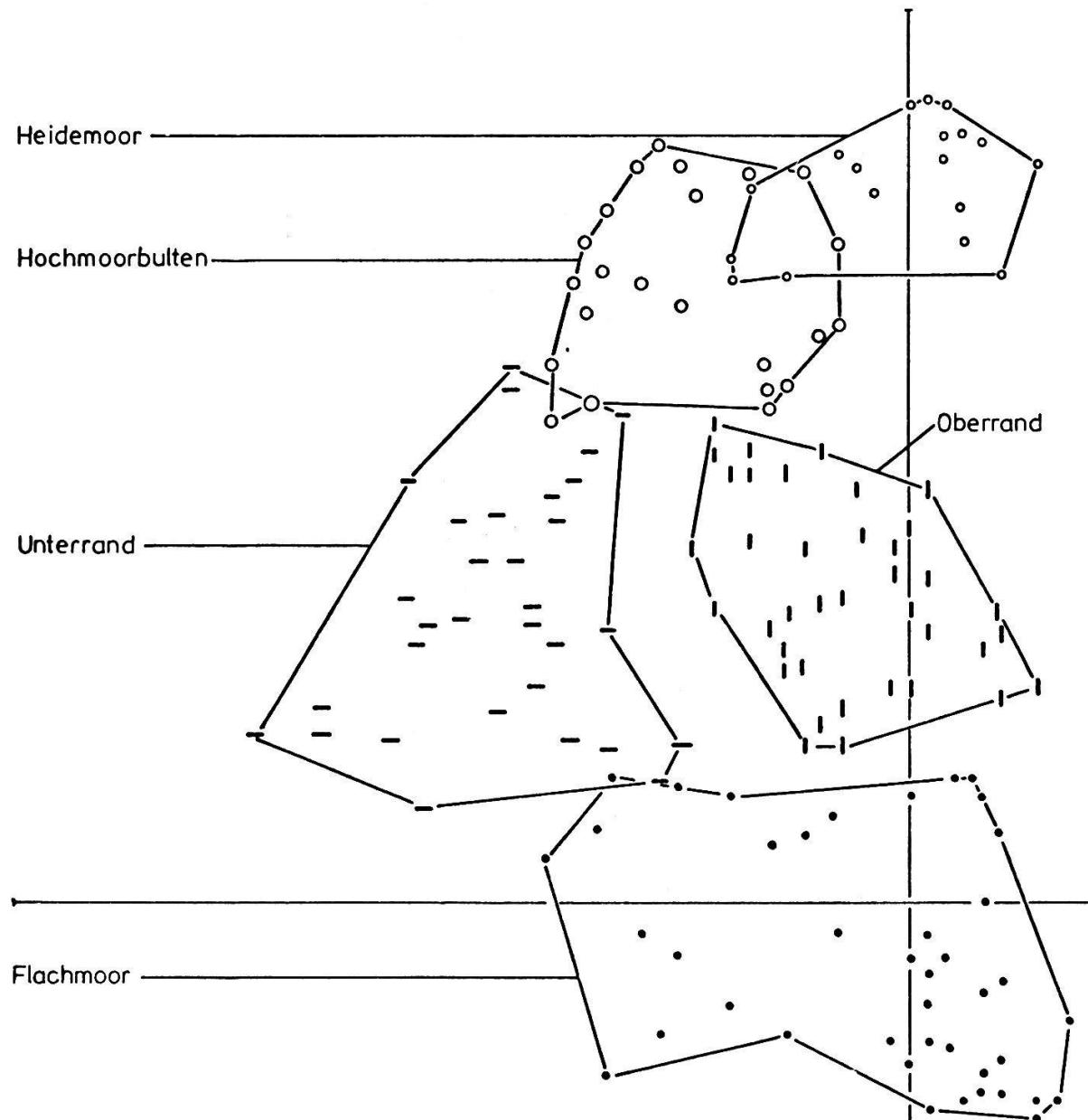


Abb. 19 Vereinfachte soziologische Interpretation der Hauptgradienten.
Es handelt sich um die Ordination der Abb. 9b und 10 (Kap. 5.1.2.),
wobei die Schlenken und Rüllen weggelassen sind.

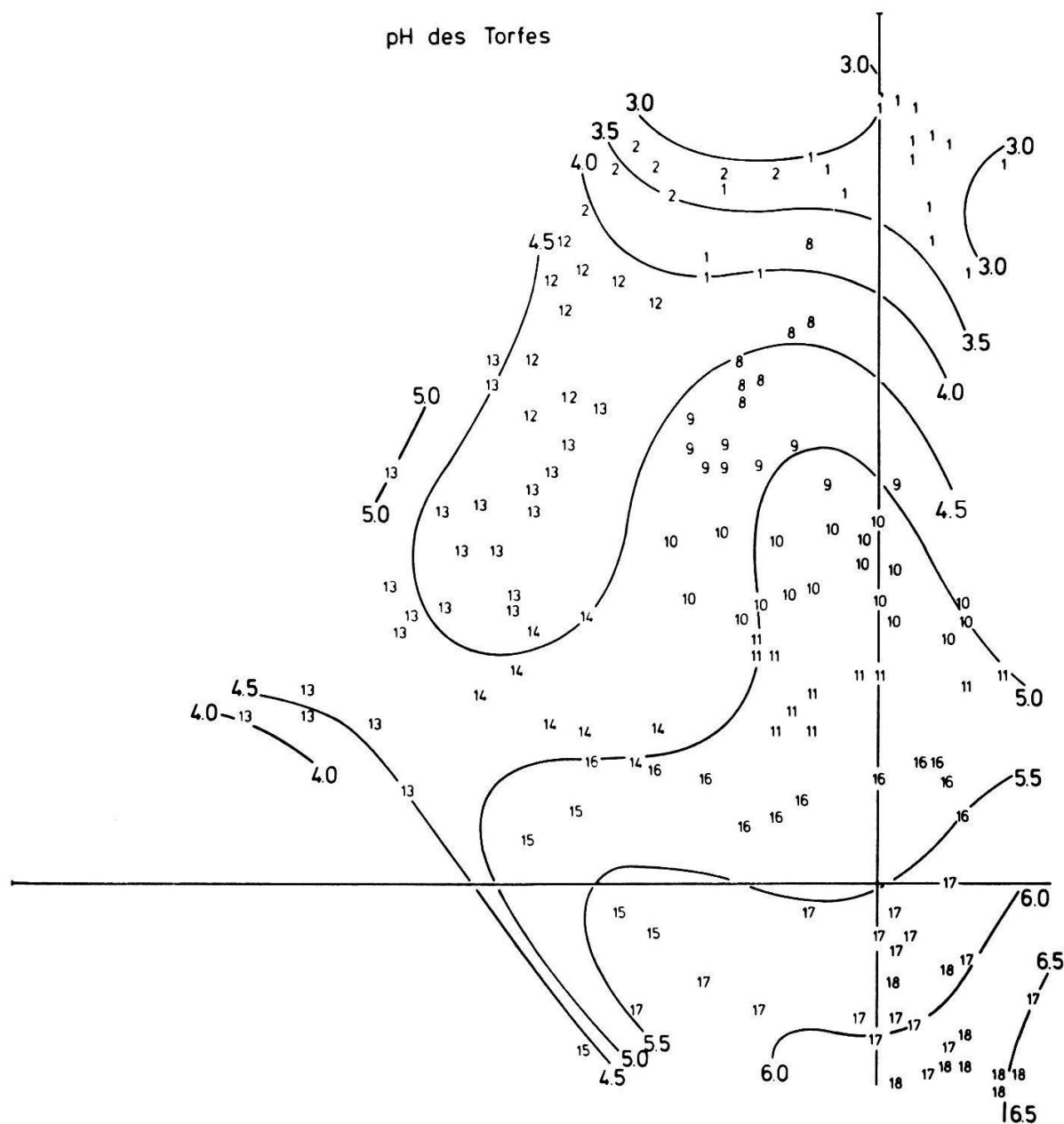


Abb. 20 Trendfläche fünften Grades in den Hauptgradienten der Vegetation.

Ordinate: 1. Faktor, Abszisse: 3. Faktor.

Pflanzensoziologische Interpretation: Abb. 19.

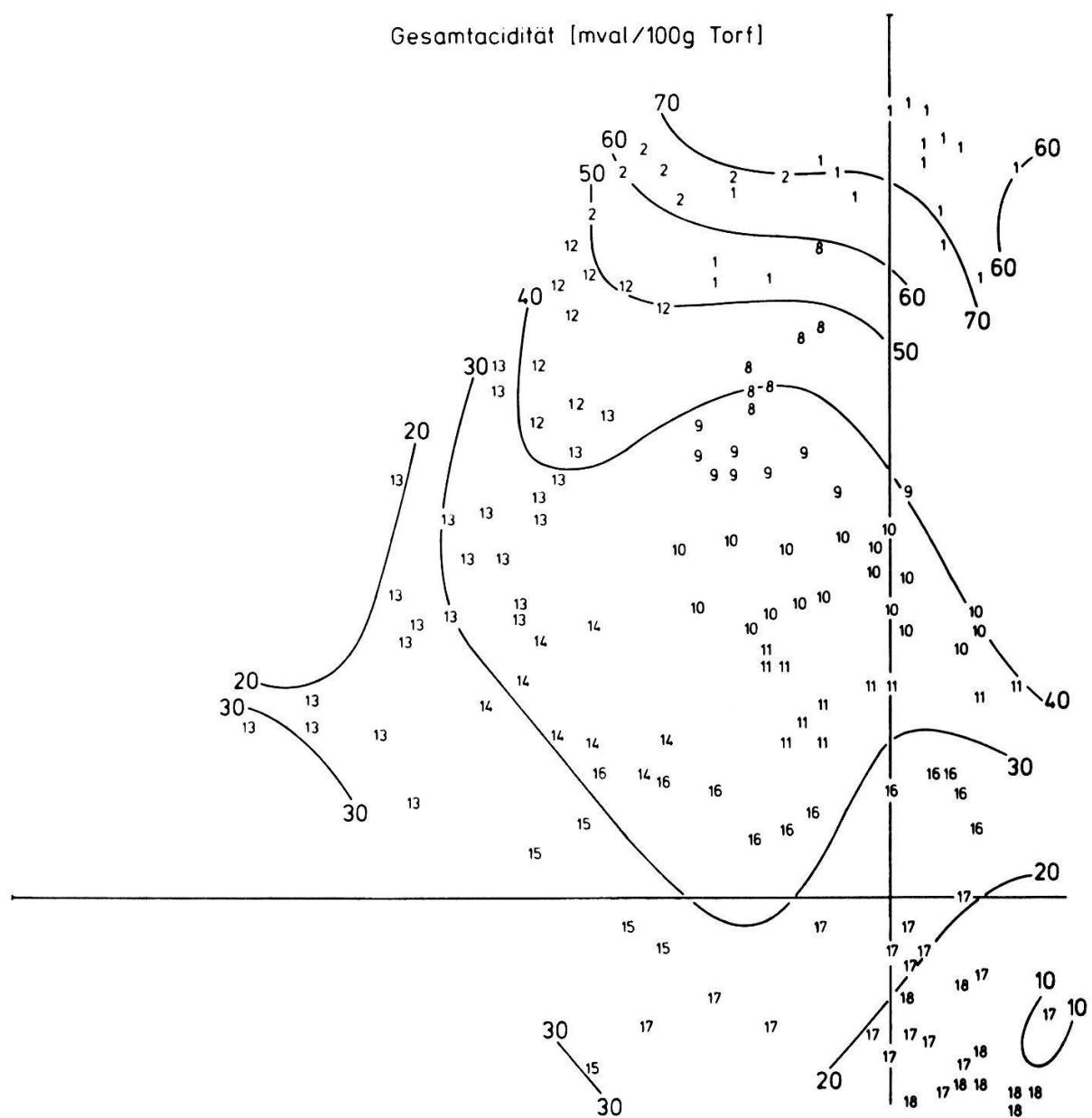


Abb. 21 Trendfläche fünften Grades in den Hauptgradienten der Vegetation.

Ordinate: 1. Faktor, Abszisse: 3. Faktor.

Pflanzensoziologische Interpretation: Abb. 19.

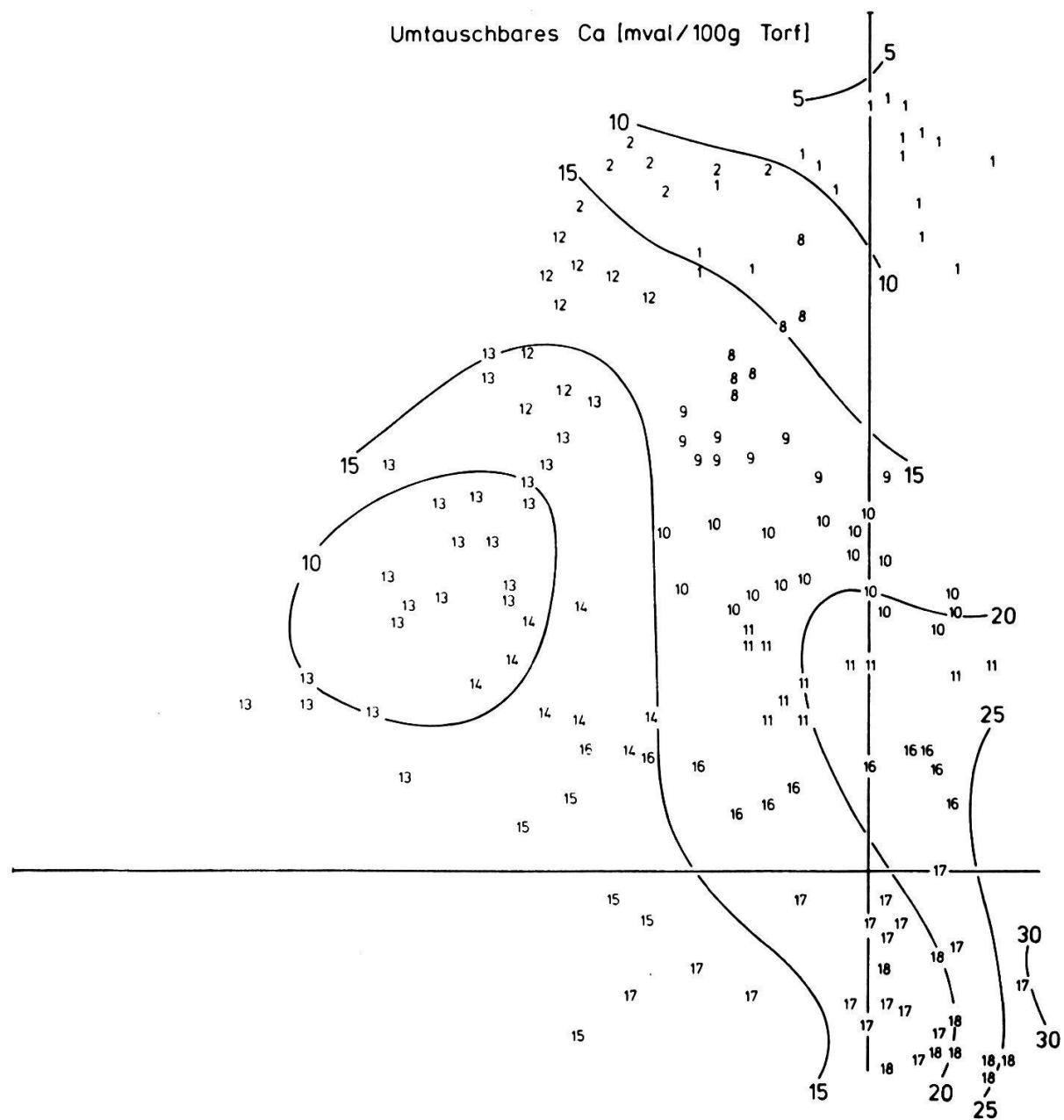


Abb. 22 Trendfläche fünften Grades in den Hauptgradienten der Vegetation.

Ordinate: 1. Faktor, Abszisse: 3. Faktor.

Pflanzensoziologische Interpretation: Abb. 19.

Mittlerer Wasserstand [cm]

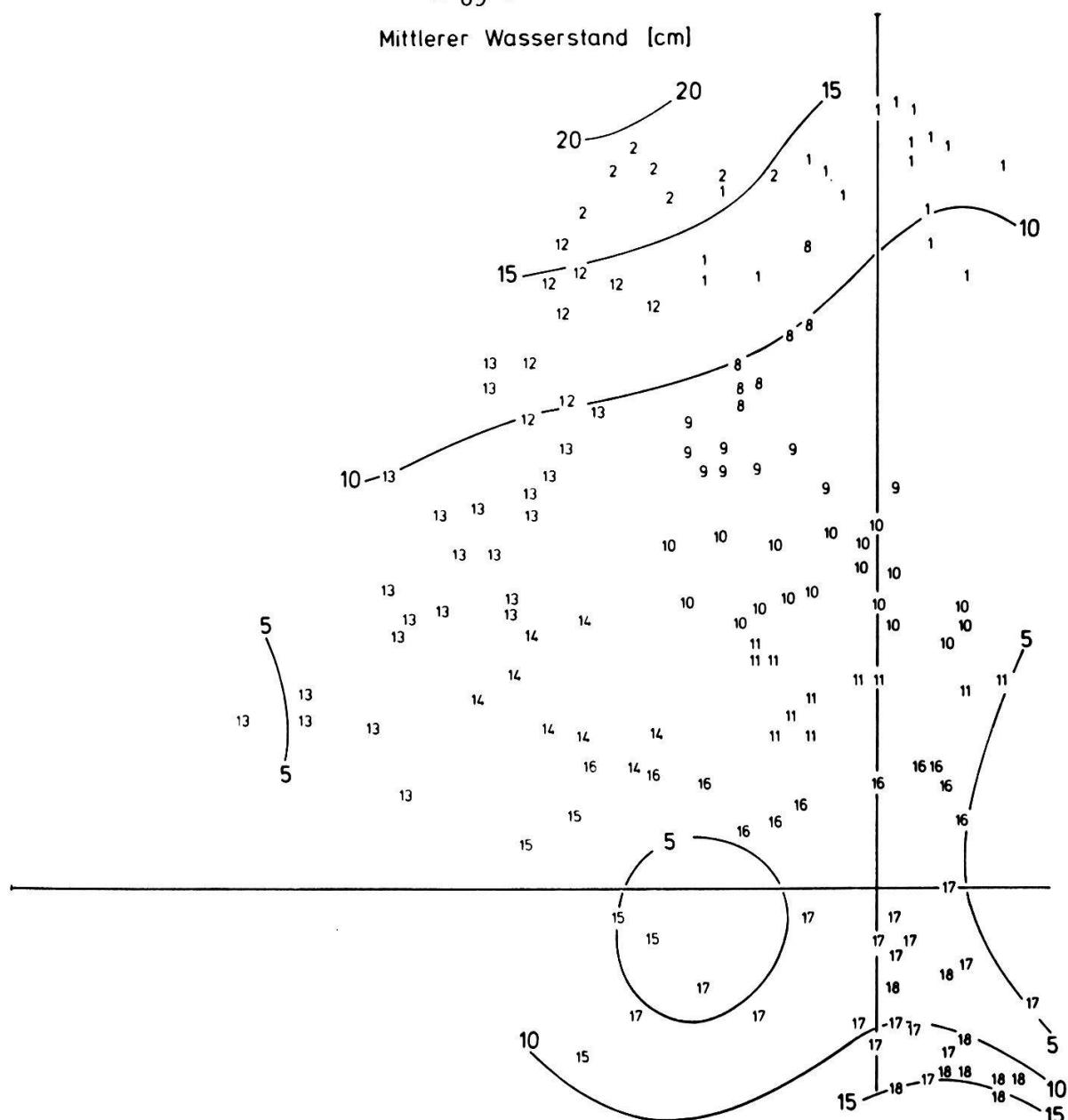


Abb. 23 Trendfläche fünften Grades in den Hauptgradienten der Vegetation (Abb. 19).

Ordinate: 1. Faktor, Abszisse: 3. Faktor

Bei den hier positiven Angaben handelt es sich um Grundwasserstände in cm unter der Bodenoberfläche.

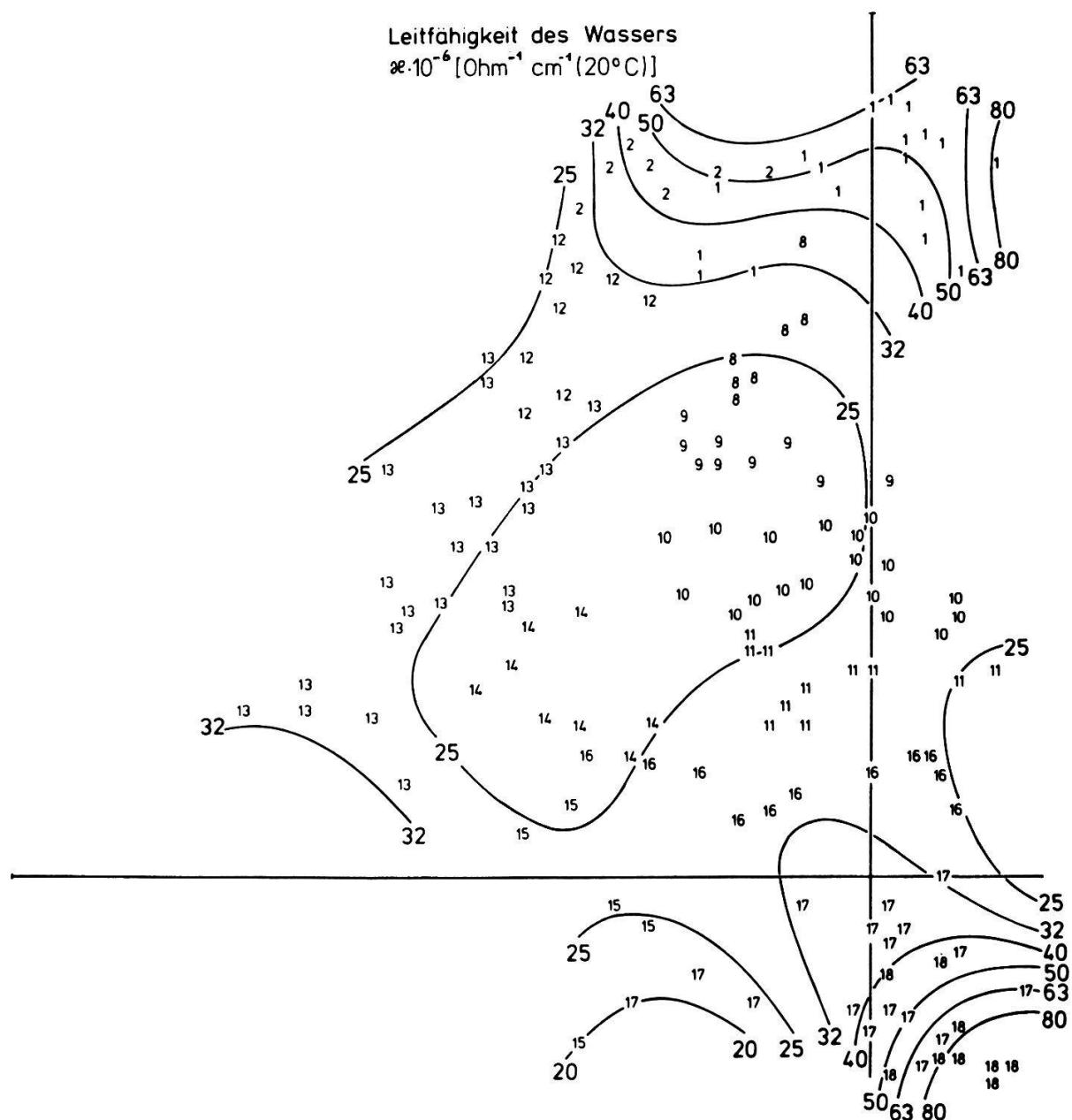


Abb. 24 Trendfläche fünften Grades in den Hauptgradienten der Vegetation.

Ordinate: 1. Faktor, Abszisse: 3. Faktor.

Pflanzensoziologische Interpretation: Abb. 19.

Die Analyse der Abb. 23 zeigt, dass die tiefsten Wasserstände der untersuchten Moore, von Schlenken und Rüllen abgesehen, nicht etwa in den drainierten Heidemooren zu finden sind (Einheit 1), sondern in den Sphagnumbulten der Einheit 2. Dann steigen die Wasserstände kontinuierlich gegen die Peripherie und sinken erst in den Flachmooren wieder. Noch viel deutlicher zeigt die elektrische Leitfähigkeit (Abb. 24) dieses Verhalten. Zu verschiedenen Interpretationen gaben die allgemein bekannten hohen Leitfähigkeiten der Hochmoorwässer in der Literatur Anlass (JENSEN 1961). Dass sie sicher nicht, wie häufig angenommen, auf den höheren Säuregrad zurückzuführen sind, kann durch einfache Versuche gezeigt werden. Plausibel erscheint dagegen, dass die schwer nachweisbaren Silikate dafür verantwortlich sind.

Es sei speziell darauf hingewiesen, dass die Verhaltensweisen der Messungen in Abb. 23 und 24, die Ober- und Unterrand nicht differenzieren, durch den Faktor 3 in Kap. 6.4. beschrieben werden: Dieser lädt die Wasserstände niedrig, die elektrische Leitfähigkeit hoch.

7.1.2. Topografische Trends

Da schon bei der Versuchsanordnung ausgesprochene Gradienten ausgesucht worden sind, liegt es nahe, die mit Messpunkten gleichmäßig überdeckten Untersuchungsflächen auf ökologische Trends zu untersuchen. Dasselbe Konzept wählte MALMER (1962) zur Darstellung seiner Analysen von Vegetation und Standort, ohne jedoch die Trends zu berechnen. Abb. 25 stellt die pH-Verhältnisse und den Ca^{++} -Gehalt der Grundwässer in den Punkten 501 bis 563 sowie eine Vegetations- und Artenkarte dar. Es handelt sich um einen Mooruntrand. Beide ökologischen Größen verhalten sich sehr ähnlich, doch ist der Trend für den pH im Bereich der Einheiten 13 bis 15 wesentlich deutlicher. Die gute Ueber-einstimmung mit der Vegetationskarte ist augenfällig. Die sehr subjektiv gezogenen Grenzen der letzteren zeigen natürlich deutlich, dass die vielen Un-ebenheiten im Gelände in Wirklichkeit zu komplizierteren Strukturen führen als dies die Trendanalysen vermuten lassen.

Abb. 26 stellt den selben Versuch an einer Fläche des Mooroberrandes dar. Bei den vertikalen Streifen der Vegetationskarte handelt es sich meist um

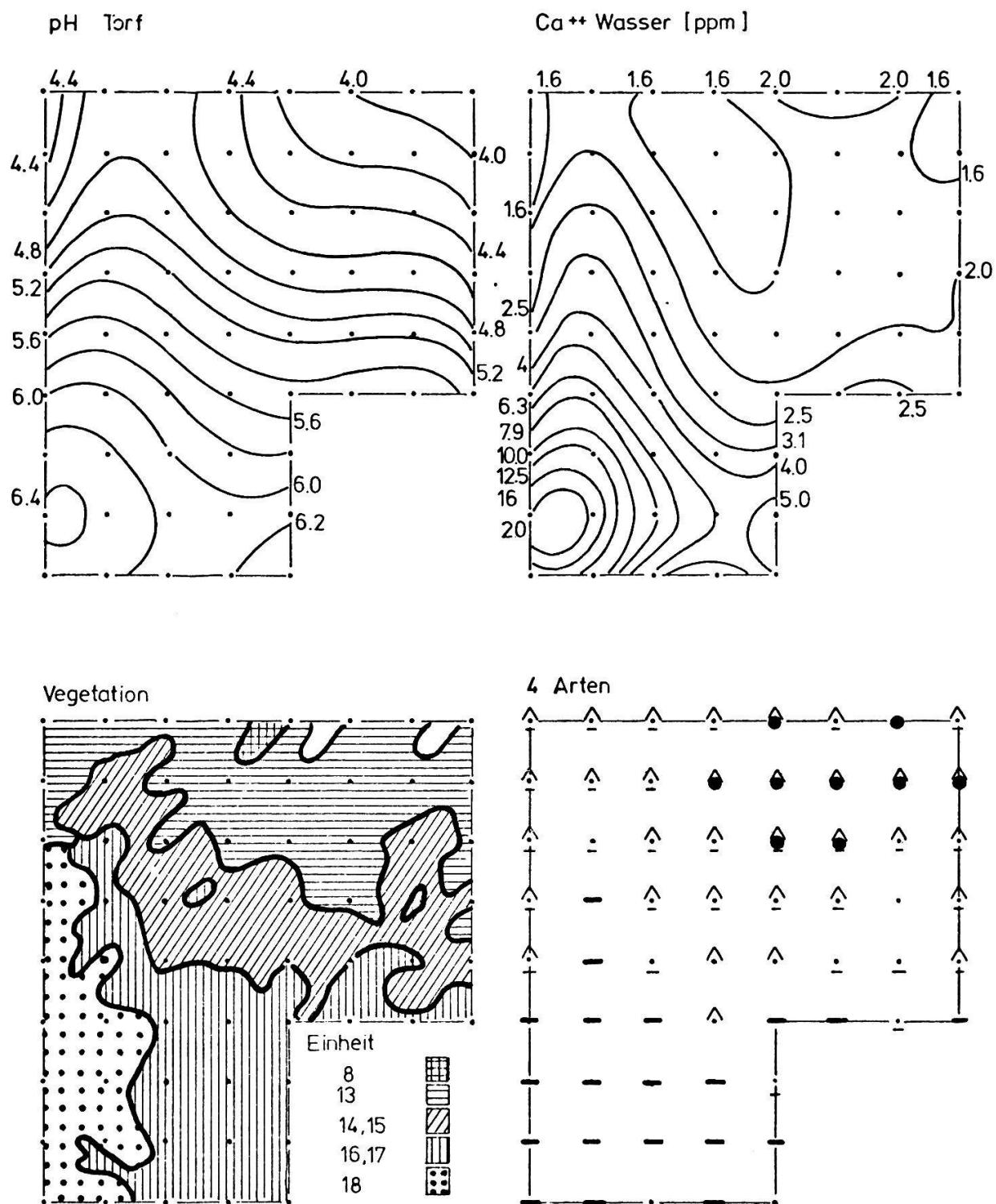


Abb. 25 Trendflächen fünften Grades über der Versuchsfläche Schlänggli "Hang" (oben) und die Auswirkung auf die Vegetationseinheiten sowie das Vorkommen von vier Pflanzenarten (Legende in Abb. 26).

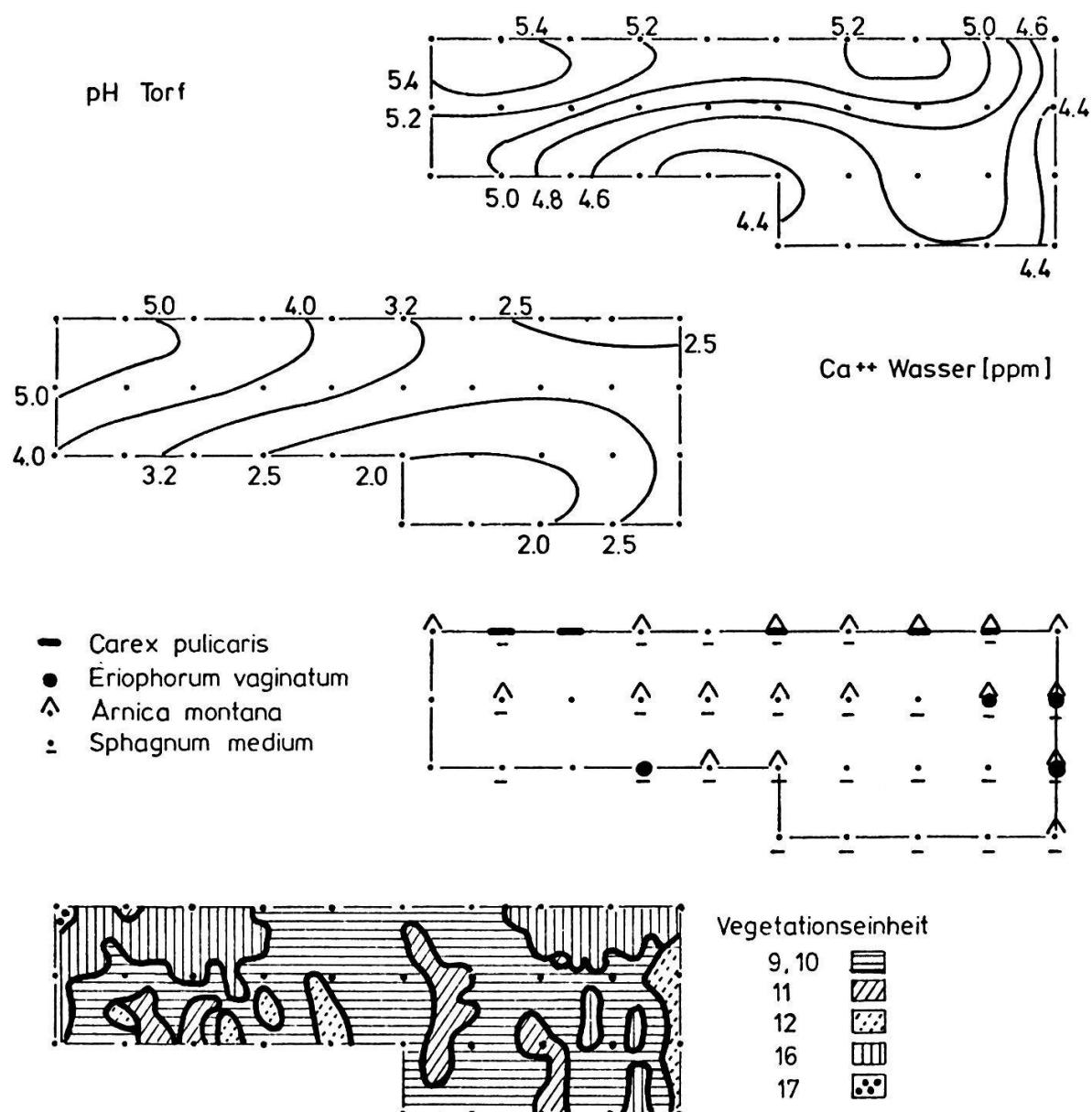


Abb. 26 Trendflächen dritten Grades über der Versuchsfläche Schlänggli "Nord" (oben) und die Vegetationseinheiten sowie vier Pflanzenarten in der selben Fläche.

Störungszonen, die auf frühere Bewirtschaftungen zurückgehen. Hier zeigt sich der Nutzen der Trendflächenanalyse, die trotz einiger Unregelmässigkeiten allgemeine Gesetzmässigkeiten wiederzugeben vermag. Zu den Artenkarten wäre noch zu bemerken, dass typischen "Zeigerarten" der Vorzug gegeben worden ist.

7.1.3. Ordination der Standorte mit Hilfe der Faktorenwerte einer Faktorenanalyse ohne Rotation (R-Technik)

Die 183 Beobachtungseinheiten, charakterisiert durch 21 Standortsmessungen, werden mit Hilfe einer Faktorenanalyse ordiniert. Es werden die Faktorenwerte als Koordinaten verwendet (vgl. dazu BAHRENBERG und GIESE 1975, S. 226). Abb. 27 gibt zwei Projektionen des Modells wieder. Die verwendete Klassifikation der Punkte beruht ausschliesslich auf den Vegetationsdaten (Kap. 5.1.3.). Die schon dort gut trennbaren Einheiten des Hochmoores treten auch hier wieder getrennt auf. Oberrand, Unterrand und Flachmoor weisen, bei deutlich verschiedenen Schwerpunkten, einige Ueberschneidungen auf. Damit lässt sich leicht voraussagen, dass sich die eng gefassten Vegetationseinheiten wohl nur dann ökologisch einwandfrei trennen lassen dürften, wenn sie soziologisch nicht direkt benachbart auftreten, sich also deutlich voneinander unterscheiden.

Nach diesem qualitativen soll nun ein quantitativer Versuch zum Vergleich der beiden Datensätze diskutiert werden.

7.1.4. Kanonische Korrelation

UEBERLA (1972) fasst das Prinzip wie folgt zusammen: "Zwei Gruppen von Variablen seien an n Personen gemessen. Es wird die Frage gestellt, welche Lineartransformation man in jeder der beiden Gruppen durchführen muss, damit die resultierenden zwei Grössen einen maximalen Korrelationskoeffizienten aufweisen". Das Verfahren wurde bisher nur sehr wenig angewandt, da die Interpretation der Resultate meist grössere Schwierigkeiten bereitet.

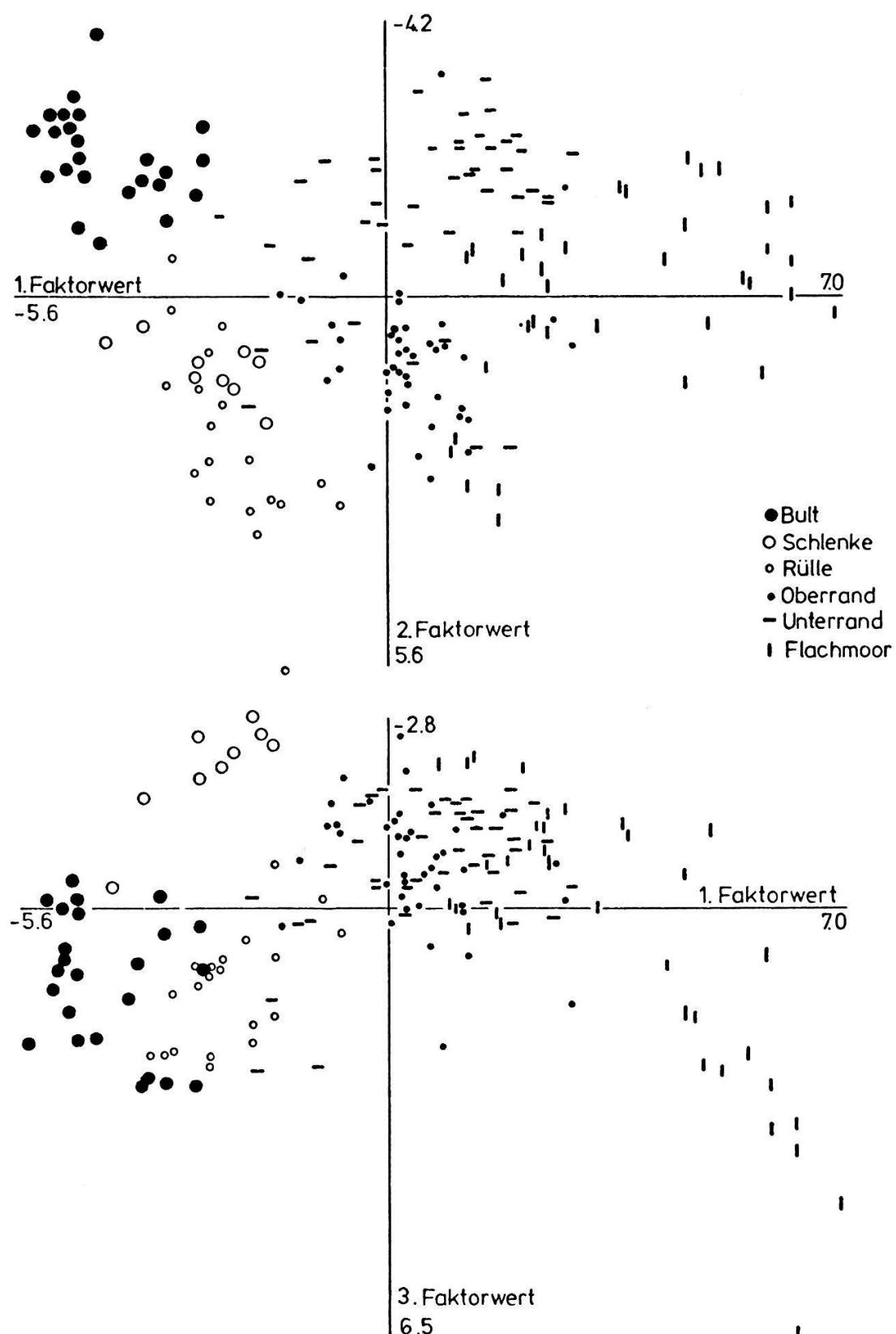


Abb. 27 Faktorenanalyse mit allen Standortsmessungen und vereinfachte pflanzensoziologische Interpretation der Standorte.

Dies ist auch hier der Fall. Der eine Satz von Variablen besteht in den 21 schon erwähnten Standortsmessgrößen, der andere, um die Zahl der Freiheitsgrade statistisch günstig zu halten (Kap. 3.3.), im dreidimensionalen Faktorenmodell (Kap. 5.1.2.) der Vegetation. Es resultiert eine erste kanonische Korrelation von 0.945, eine zweite von 0.85 und eine dritte von 0.83. Die Koeffizienten für die kanonischen Variablen ergeben in den ersten zwei Korrelationen hohe Werte für Gesamtazidität und KUK. Für die dritte Korrelation fällt die Gewichtung etwas ausgeglichener aus. Offenbar lassen sich der etwas hohen Zahl der Freiheitsgrade wegen drei orthogonale Linearkombinationen finden, die stets etwa die selben Variablen bevorzugt beinhalten. Dafür sprechen auch die noch sehr hohen zweiten und dritten Korrelationen.

Günstiger liegen die Verhältnisse bei der zweiten Berechnung, bei der für den ersten Datensatz wieder das dreidimensionale Faktorenmodell der Vegetation benutzt wird, für den zweiten Satz jedoch die ersten fünf Faktorenwerte der Faktorenanalyse der Standorte (vgl. 7.1.3.). Die kanonischen Korrelationen betragen 0.92, 0.71 und 0.58, weisen also gegenüber der ersten Berechnung einen viel deutlicheren Abfall auf. Die erste Korrelation berücksichtigt praktisch nur die ersten zwei Faktoren des Vegetationsmodells und die ersten Faktorenwerte des Standortsfaktorenmodells. Damit ist zumindest eine einfach interpretierbare Korrelation zwischen den beiden Modellen festgehalten.

7.1.5. Korrelationen zwischen der indirekten Ordination der Vegetation und den Standortsmessungen

Schon BRAY und CURTIS (1957) errechnen Korrelationen zwischen ihren Ordinationsachsen und einzelnen Standortsfaktoren. Im gleichen Sinne werden hier 21 multiple, schrittweise Regressionsanalysen durchgeführt, wobei jede der 21 Standortsmessungen einmal als Abhängige dient. Als Unabhängige werden stets die drei ersten Faktorenladungen der Faktorenanalyse der Vegetation (Kap.5.1.2) eingesetzt. Die Resultate sind in Abb. 28, unten, ersichtlich. Der unterste Abschnitt der Säulen zeigt die jeweils höchste Einzelkorrelation mit einem der drei Faktoren des Vegetationsmodells, die totale Säulenhöhe entspricht der multiplen Korrelation. Am besten erklärt wird die Vegetation demzufolge

durch den pH-Wert des Torfes, dicht gefolgt von der Gesamtazidität, dem Phosphatgehalt und dem pH des Wassers. Es folgen die eher mit physikalischen Eigenschaften gekoppelten Standortsfaktoren Basensättigung, Ca^{++} -Gehalt des Wassers und KUK. Ebenfalls eine hohe Korrelation ergibt die sich bekanntlich teilweise unabhängig verhaltende elektrische Leitfähigkeit. Unbedeutend sind die Na^+ -Verhältnisse, aber auch die Wasserstände. Bemerkenswert ist, dass die Ca^{++} - und Mg^{++} -Gehalte des Moorwassers zur Erklärung der Vegetation massgebender sind als diejenigen des Torfes. Das weist wieder darauf hin, dass vor allem das freie Wasser als für die Pflanzen wirkendes Substrat betrachtet werden muss.

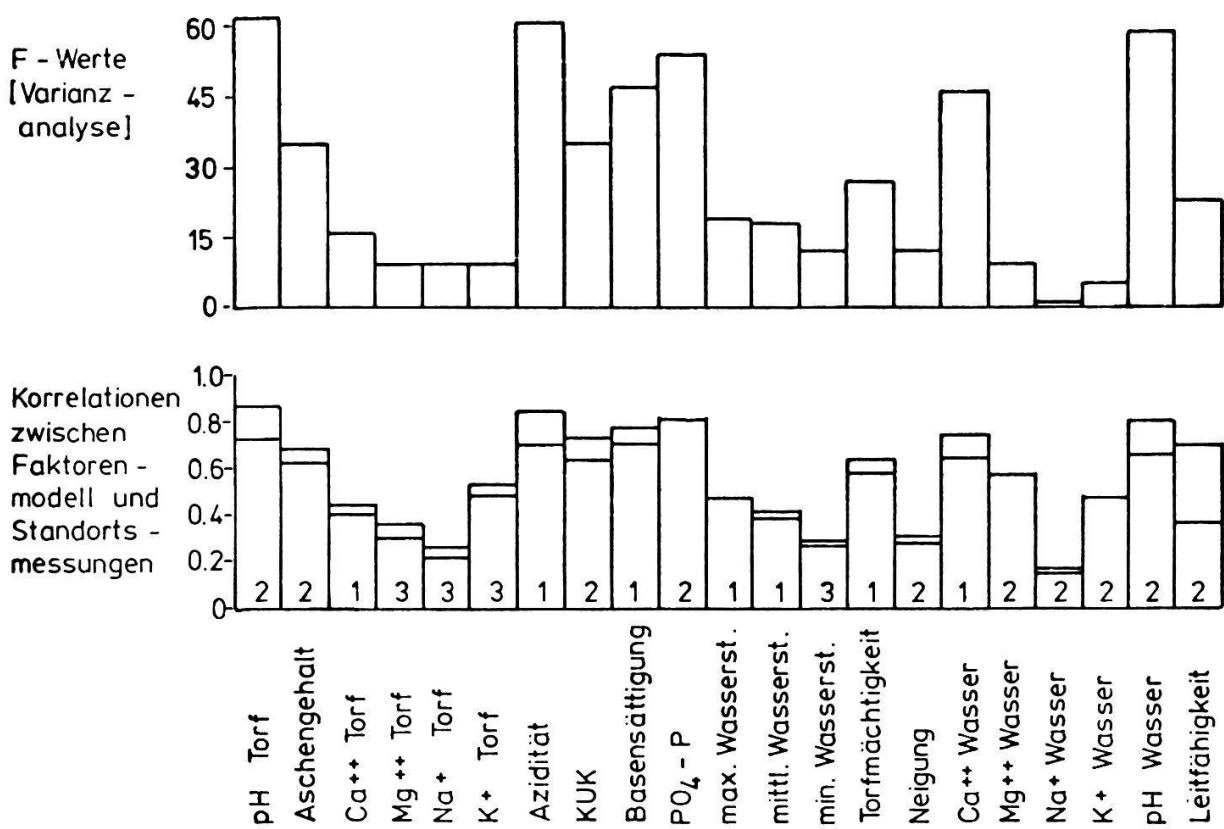


Abb. 28 Bedeutung der Standortsmessungen für die Erklärbarkeit der Vegetation: F-Werte aus der Varianzanalyse (oben), einfache Korrelationen zwischen den Standortsmessungen und dem höchstkorrelierenden Faktor der Faktorenanalyse (unten, unterer Teil der Säulen) sowie die multiplen Korrelationen zwischen den Standortsmessungen und den drei ersten Faktoren der Faktorenanalyse (unten, ganze Säulen). Die Ziffern der unteren Säulenreihe geben an, mit welchem Faktor des Vegetationsmodells (5.1.2.) die höchste Einfachkorrelation zustande kommt.

Vergleicht man die höchst korrelierenden Faktoren pH, Azidität, Phosphat und Basensättigung miteinander (vgl. auch 6.3.), so lässt sich unschwer feststellen, dass alle diese Messgrößen von den verschiedensten andern Größen abhängen und demzufolge als "Symptome" der unterschiedlichsten Standortsfaktoren interpretiert werden können. Da der Torf von den Pflanzen selbst gebildet wird und das Ionentauschvermögen der Sphagnen die H^+ -Ionenkonzentration des Bodens stark beeinflusst, kommen gerade die die Vegetation am besten erklärenden Faktoren durch ausgesprochene Wechselbeziehungen Pflanze \rightleftharpoons Umwelt zustande. Hier zeigt es sich, dass der statistische Ansatz, der nach korrelativen Zusammenhängen sucht, obwohl für einige Fragestellungen sehr nützlich, die Ursachen und Wirkungen in den untersuchten Systemen nicht unterscheiden kann.

Die Frage nach den Zweierkombinationen von Standortsfaktoren, die die Vegetation am besten erklären, lässt sich schon jetzt provisorisch beantworten. Es sind all jene, die im Faktorenmodell 6.4. verschiedene Faktoren laden und einzeln betrachtet hohe Korrelationen aufweisen mit der Vegetation. Es drängen sich die Kombinationen pH des Torfes und Leitfähigkeit des Wassers, aber auch pH und KUK auf. Das Problem wird in 7.2. untersucht.

7.1.6. Diversität und Standort

Da bei den untersuchten Pflanzengemeinschaften nur Arten ähnlicher Grösse vorkommen, wird die Diversität vereinfachend als Anzahl Arten pro Quadratmeter definiert. Es können nun einfache Korrelationen zwischen der Artenzahl pro m^2 und den Standortsfaktoren berechnet werden, was folgendes Bild ergibt:

Standortsfaktor	r =
Aschengehalt	+ 0.79
KUK	- 0.74
Gesamtazidität	- 0.72
Phosphatgehalt	- 0.72
Torfmächtigkeit	- 0.71
pH Torf	+ 0.71

Es sind wieder dieselben Standortsfaktoren für die Diversität verantwortlich, die schon den allgemeinen Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort gut

erklären (Abb. 28, S. 77). Im Gegensatz zu jener Analyse, die die pH-Werte an erster Stelle sieht, wirkt sich der Torf als Substrat stärker begrenzend aus auf die Artenvielfalt als die Säuren-Basenverhältnisse. Dies ist verständlich, da Torfe in der Natur relativ selten auftreten, weswegen die Zahl der ihnen angepassten Arten entsprechend gering sein muss.

Die beste multiple Korrelation ergibt sich mit den beiden voneinander nicht sehr abhängigen Faktoren Aschengehalt und pH mit einem multiplen r von 0.84. Die restliche Varianz dürfte sich auf weitere Standortsfaktoren, menschliche Störungen in der Vergangenheit und Zufälligkeiten verteilen.

7.2. Analyse auf Grund der Klassifikation der Vegetation

7.2.1. Mittelwerte und Standardabweichungen der Standortsmessungen der Vegetationseinheiten, Vergleich mit den Messungen von MALMER (1962) und GIES (1971)

Für diese Berechnungen werden die in Kap. 5 dargestellten Vegetationseinheiten verwendet. Die in den Abb. 29 bis Abb. 33 grafisch dargestellten Mittelwerte und Standardabweichungen sind als praktisch verwendbare Uebersichten gedacht und geben grobe Aufschlüsse über das Verhalten der Pflanzengesellschaften bezüglich einzelner Standortsfaktoren. Auch hier zeigt sich wieder, dass die Unterteilung der Vegetation für die ökologische Interpretation zu fein ist. Dafür illustrieren die Darstellungen weitgehend den Gradientencharakter der Daten.

Abb. 29 zeigt oben die pH-Verhältnisse in Torf und Wasser. Beide Größen lassen eine gewisse Differenzierung erkennen zwischen Heide (Einheit 1), Hochmoor und Rülle. Der pH des Wassers zeigt deutliche, wenn auch nicht statistisch gesicherte Unterschiede zwischen Oberrand und Unterrand. Die mittleren pH-Werte des Wassers ergeben grössere Unterschiede als diejenigen des Torfes, weisen aber auch höhere Standardabweichungen auf. Diese Beobachtungen bestätigen die Messungen von MALMER (1962). In Abb. 29, unten, ist die sich recht eigenständig verhaltende elektrische Leitfähigkeit des Wassers dargestellt. Undeutliche

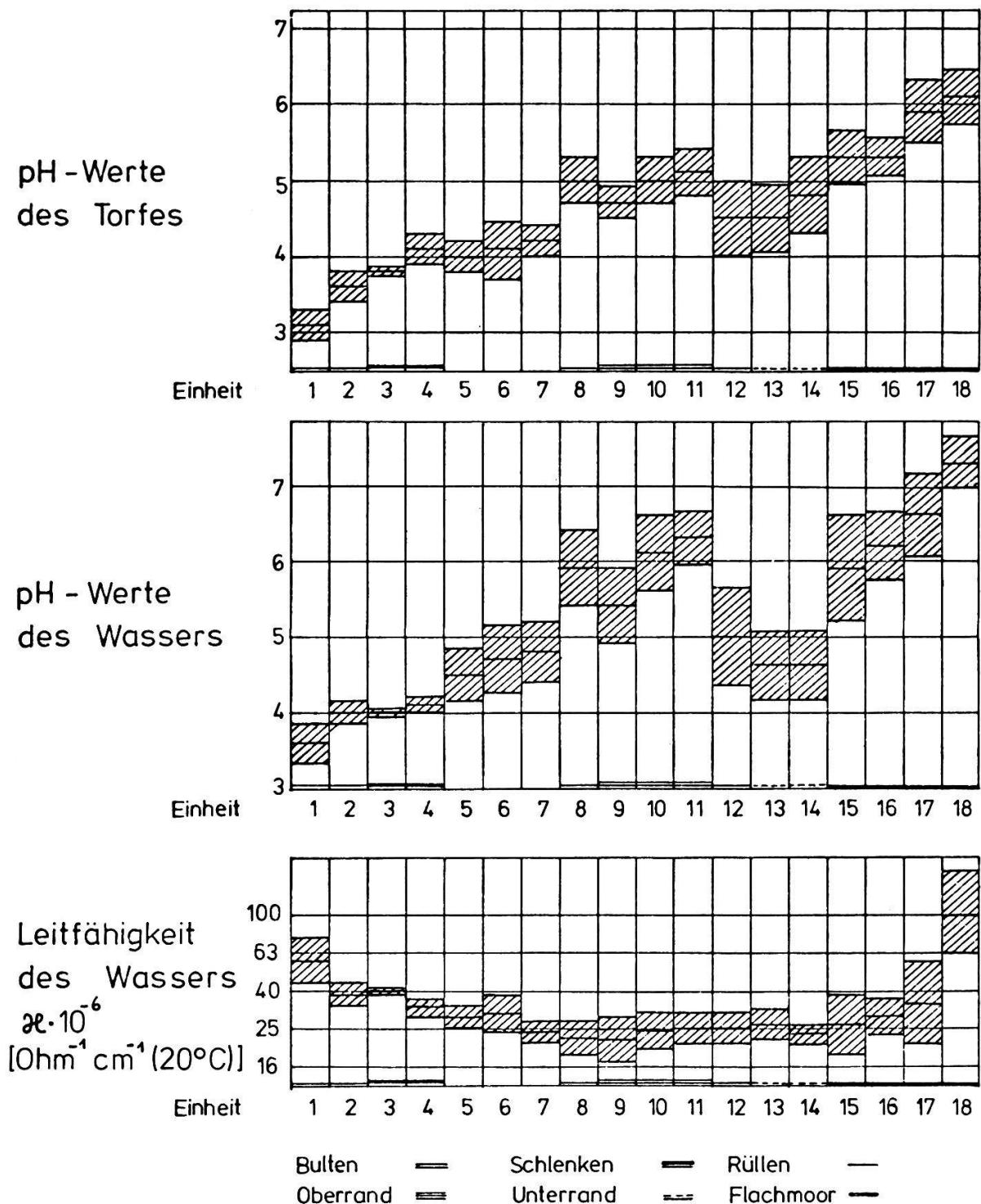


Abb. 29 Mittelwerte und Standardabweichungen der Vegetationseinheiten bezüglich pH des Torfes, pH des Wassers und Leitfähigkeit des Wassers.

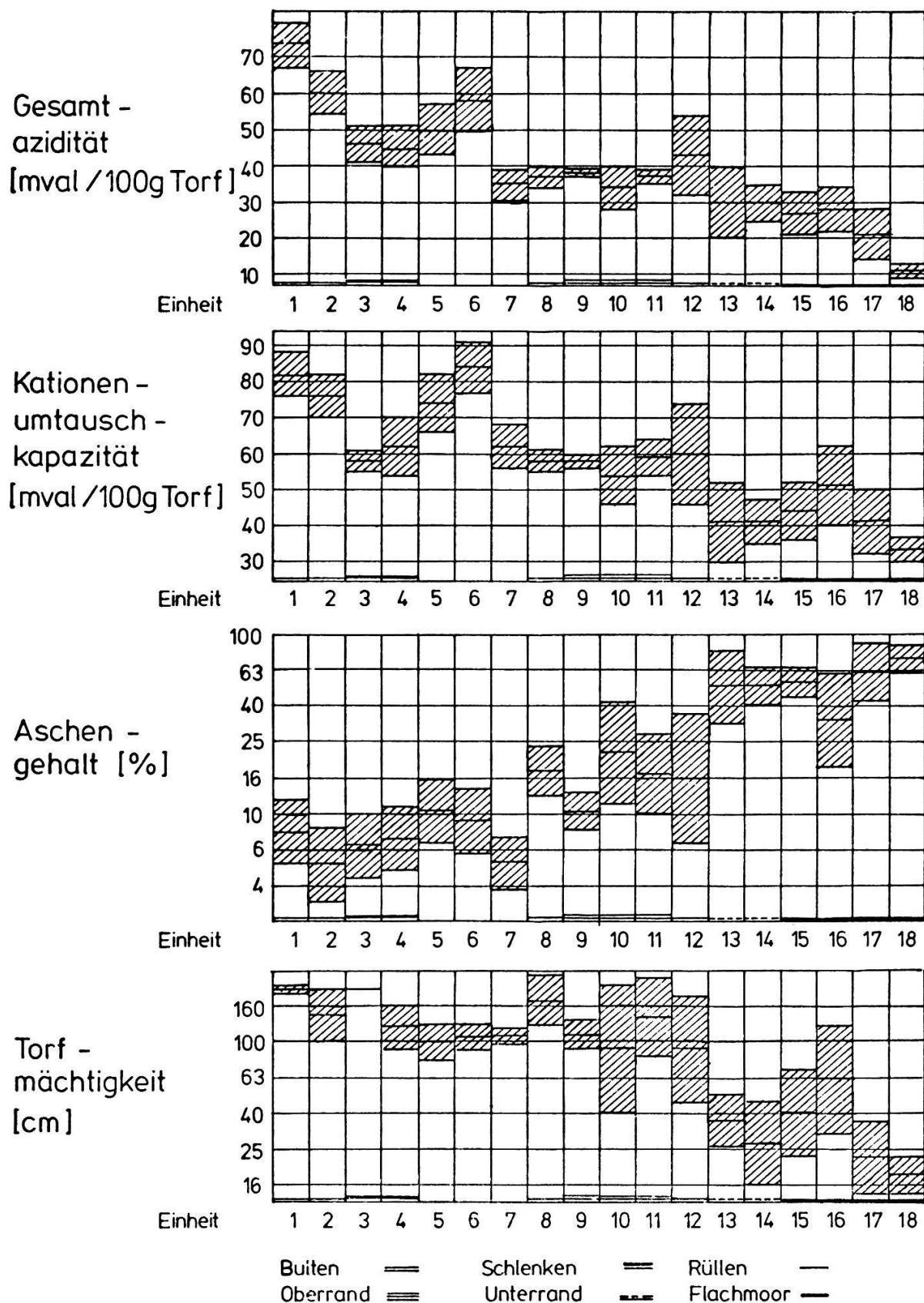


Abb. 30 Mittelwerte und Standardabweichungen von Azidität, KUK, Aschen-gehalt und Torfmächtigkeit für alle Vegetationseinheiten.

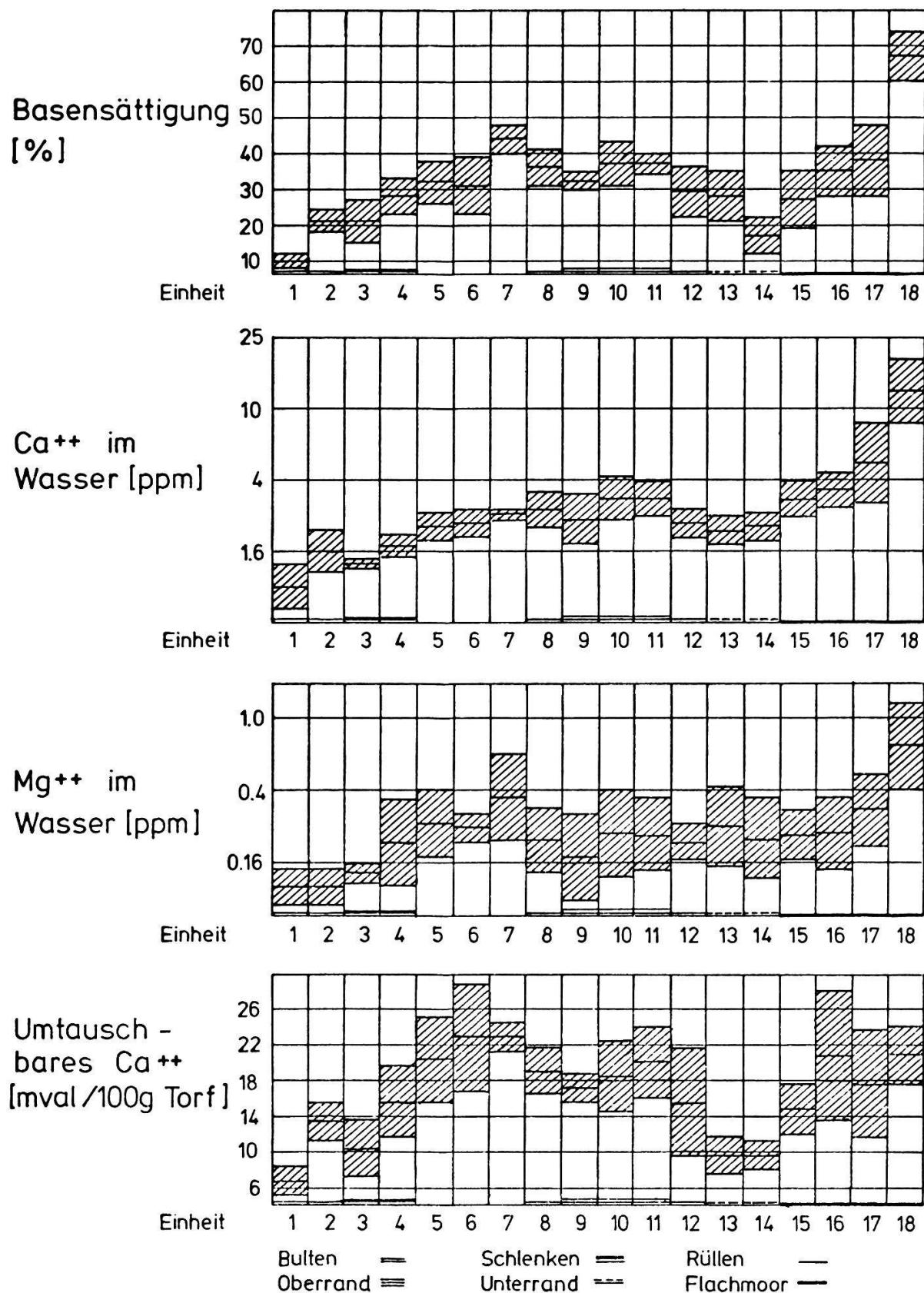


Abb. 31 Mittelwerte und Standardabweichungen von Basensättigung, Ca⁺⁺ und Mg⁺⁺ im Wasser und umtauschbares Ca⁺⁺ für alle Vegetationseinheiten.

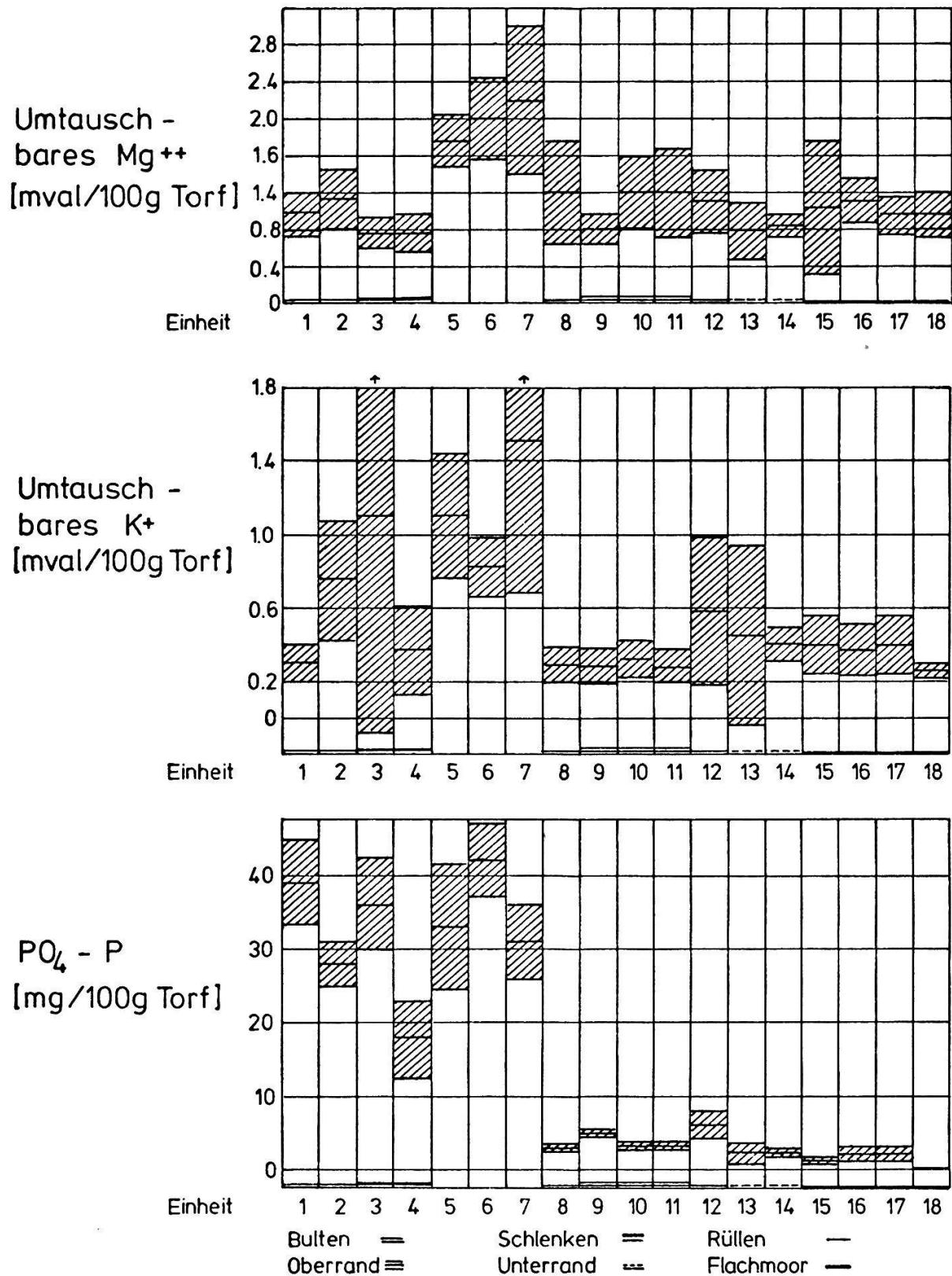


Abb. 32 Mittelwerte und Standardabweichungen von umtauschbarem Mg^{++} und K^{+} und $Po_4 - P$ für alle Vegetationseinheiten.

Grundwasser - Dauerlinien [Wasserstand in cm, p = Überschreitungswahrscheinlichkeit]

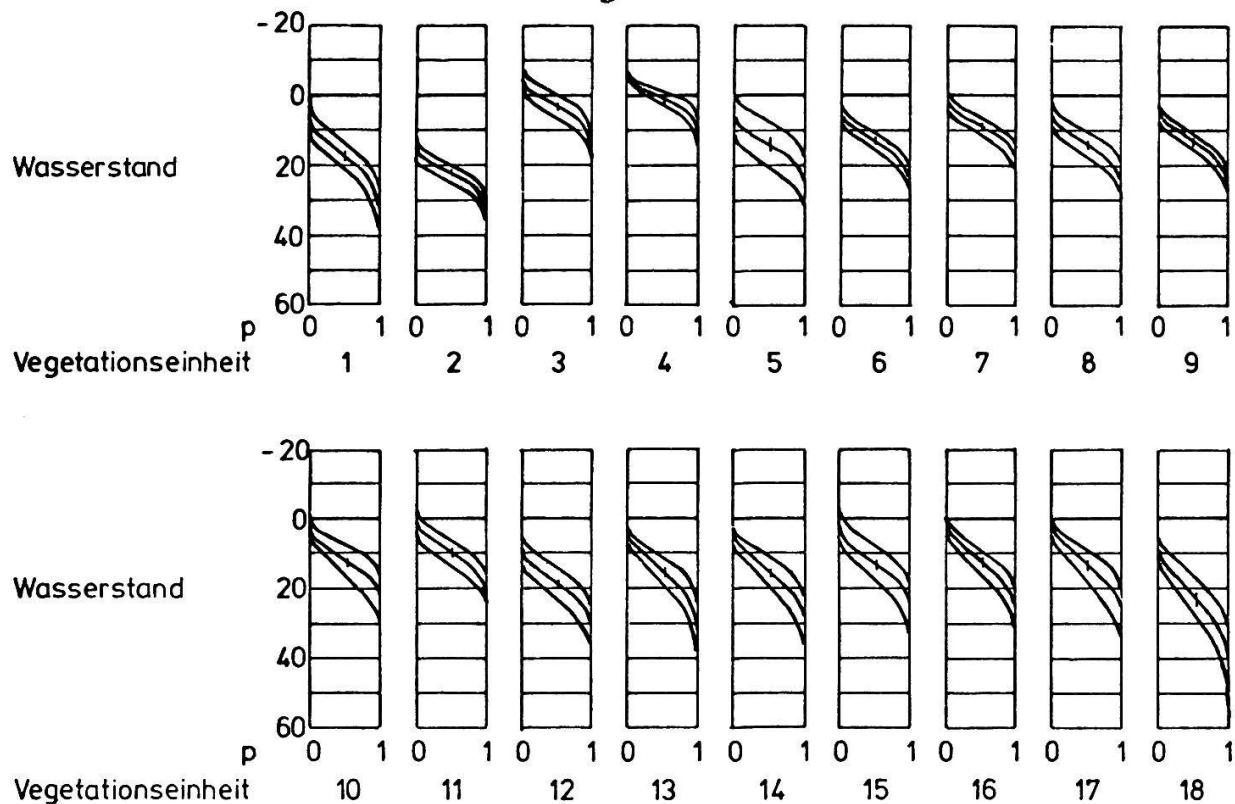


Abb. 33 Grundwasserdauerlinien mit 67 % - Vertrauensintervall für alle Vegetationseinheiten. Vegetationseinheiten 1 und 2 sind Hochmoorbulten, 3 und 4 Schlenken, 5 bis 7 Rüllen, 8 und 12 sekundäre Hochmoor- gesellschaften, 9 bis 11 Oberränder, 13 und 14 Unterränder und 15 bis 18 Flachmoore.

Unterschiede treten bei den Hochmoorgesellschaften auf, während sich die Zwischenmoortypen überhaupt nicht voneinander trennen lassen. Im Flachmoor werden die Schwankungen sehr gross.

Abb. 30 zeigt die eng mit physikalischen Eigenschaften gekoppelten Größen Gesamtazidität, KUK, Aschengehalt und Torfmächtigkeit. Der Vergleich von Gesamtazidität und KUK ist nur beschränkt zulässig, da die KUK teilweise rechnerisch aus dieser hervorgeht. Die Torfe der Schlenken heben sich in beiden Größen durch etwas tiefere Werte von denjenigen der übrigen Hochmoorgesellschaften ab. Dies kommt im Aschengehalt nicht zum Ausdruck. Die Bultgesellschaften und Rüllen unterscheiden sich hier nicht. KUK, Aschengehalt und Torfmächtigkeit differenzieren Oberrand und Unterrand teilweise statistisch gesichert.

Abb. 31 stellt die Basenverhältnisse dar. Die Basensättigung ist extrem niedrig für Heide und Unterrand und zeigt ein (zufälliges ?) Maximum in den Rüllen. Dass sich der Ca^{++} -Gehalt des Wassers praktisch gleich verhält, wird bereits in Kap. 6.3. festgestellt. Die Mg^{++} -Gehalte laufen parallel dazu, weisen aber höhere Streuungen auf. Der Ca^{++} -Gehalt des Torfes der Rüllen ist besonders hoch. Die selbe Grösse unterscheidet Oberrand und Unterrand gut. Der Mg^{++} -Gehalt des Torfes (Abb. 32) erreicht wieder in den Schlenken ein Maximum, streut aber sonst erheblich.

Abb. 33 zeigt die mittleren Grundwasserdauerlinien. Jede der Linien ist nach der in 4.5.3. beschriebenen Methode dreimal berechnet worden, für die Mittelwerte und für die Mittelwerte plus bzw. minus die Standardabweichung. Die wahre Kurve kann also innerhalb der angegebenen Vertrauensbereiche (67 %) steiler oder flacher verlaufen. Praktisch alle Dauerlinien zeigen die für Hochmoore bekannten geringen Schwankungen (vgl. MALMER 1962), auch bei tiefen häufigsten Wasserständen. Besonders ausgeprägt ist dies bei den Bulten und den Schlenken der Fall. Ansonsten sind ein Staueffekt am Oberrand und vielleicht durch Drainageeffekte tiefere Wasserstände am Unterrand angedeutet. Möglicherweise ist diese Differenz aber nur zufällig bedingt, denn die in dieser Hinsicht sinnvollere Trendanalyse (Abb. 23) bestätigt diesen Befund kaum.

In Abb. 32, unten, sind schliesslich noch die K^+ und die PO_4^{3-} -P-Gehalte der Torfe aufgezeichnet. Nebst den gewaltigen Schwankungsbreiten ist hier vor

allem die Unstetigkeit bei den Gesellschaften 7 und 8 auffällig. Sie ist in diesem Ausmass kaum erklärlich, deutet aber mit Sicherheit auf eine schlechte Ueberschneidung der Versuchsflächen hin (vgl. Kap. 8.1.1.).

Alle andern Messungen werden hier nicht diskutiert. Sie zeigen keine halbwegs sicheren Unterschiede zwischen den Vegetationseinheiten und liegen teilweise an der Nachweisgrenze für die betreffenden Methoden.

Man kann nun versuchen, im Sinne der soziologischen Aehnlichkeit benachbarte Vegetationseinheiten auf Unterschiede bezüglich einzelner Standortsfaktoren zu testen. Es bestätigt sich die aus der visuellen Beurteilung hervorgehende Vermutung, dass eine Trennung (mit einer einzigen Ausnahme) statistisch nicht gesichert werden kann. Dies ist durchaus verständlich, wenn man bedenkt, dass die Daten annähernd perfekte Gradienten beschreiben. Dass deswegen bei der praktischen Anwendung ökologischer Erkenntnisse Schwierigkeiten auftreten, ist hinreichend bekannt.

Vergleicht man die vorgefundenen Mittelwerte mit den Angaben von MALMER (1962), so bestätigt sich die längst bekannte Tatsache, dass die Ca^{++} -Gehalte in den schwedischen Mooren bedeutend tiefer sind als in Mitteleuropa. Da die Mg^{++} -Konzentrationen aber eher etwas höher ausfallen, ist das $\text{Mg}^{++}/\text{Ca}^{++}$ -Verhältnis etwa 1 : 1, gegenüber 1 : 10 in der vorliegenden Untersuchung und 1 : 5 in der Rhön (GIES 1971). Bei MALMER (1962) sind auch die vergleichsweise niedrigen Werte für die Leitfähigkeit des Wassers und den Aschengehalt des Torfes sehr auffällig. Damit kommt eine standörtlich und floristisch erkennbare Mineralbodenwassergrenze (vgl. DU RIETZ 1954) viel eher zustande als im Alpenraum. GIES (1971) findet in der Röhn etwa gleiche Mg^{++} -Konzentrationen wie sie in Rothenthurm nachweisbar sind, jedoch deutlich niedrigere für Ca^{++} . Er schlägt vor, die Moorstufenkomplexe anhand der Kationengehalte des Grundwassers zu charakterisieren. Danach wären die hier gefundenen Unterrandseinheiten als Zwischenmoor, die Oberrandseinheiten bereits als Niedermoor anzusprechen. Wenn man dieses Konzept auf die Basensättigung der Torfe überträgt (vgl. Kap. 6.3.), ergeben sich etwa folgende Werte:

Stufenkomplex	Basensättigung in %
Hochmoor (Bulten und Schlenken)	< 25
Zwischenmoor (Unterrand und Rüllen)	25 - 35
Niedermoor (Oberrand und Peripherie)	> 35

Es ist je nach Untersuchungsobjekt und Analysenmethode mit erheblichen Korrekturen der absoluten Werte zu rechnen!

7.2.2. Direkte Ordinationen

Wird die Zahl der zur Charakterisierung der Vegetation verwendeten Standortsfaktoren erhöht, so ist in den meisten Fällen eine bessere Trennbarkeit der Einheiten zu erwarten.

Abb. 34 gibt die Kombination von pH und häufigstem Wasserstand wieder. Die eigentlichen Hochmoorgesellschaften heben sich bei dieser Darstellung deutlich gegeneinander ab. Die peripheren Einheiten 12, insbesondere aber 8, verhalten sich wie Ober- und Unterrand, welche sich wiederum nur andeutungsweise im pH unterscheiden. Die Ordination mit Basensättigung und KUK als Achsen des Koordinatensystems zeigt Abb. 35. Die Einheiten ordnen sich hier annähernd linear vom Hochmoor zum Flachmoor an. Anders verhalten sich die Schlenken (Einheiten 3 und 4), die besser mit Basen versorgt sind als die Moorzentren. Die Schlenken, besonders jedoch der Unterrand (Einheiten 13 und 14), weisen im Verhältnis zu ihren KUK eine niedrige Basensättigung auf.

Abb. 36 stellt die Ca^{++} -Gehalte von Wasser und Torf dar. Auch hier ergibt sich ein linearer Zusammenhang zwischen den beiden Größen, der aber im Bereich der Moorränder wegen begrenzter Umtauschkapazität zum Stillstand kommt. Wieder gehorchen Unterrand (Einheiten 13 und 14) und Rülle (Einheiten 6 - 8) dieser Gesetzmässigkeit nicht.

7.2.3. Diskriminanzanalytische Trennbarkeit der Einheiten, die F-Werte der Einzelmessungen

Die Verallgemeinerung des in 7.2.2. angewandten Prinzips führt zur Diskriminanzanalyse. Man fragt, wie weit sich die Vegetationseinheiten unterscheiden lassen, wenn alle verfügbaren Standortsmessungen berücksichtigt werden. Es wird zur schrittweisen Diskriminanzanalyse gegriffen, einem Verfahren, das analog zur schrittweisen multiplen Regression eine optimale Trennung mit Hilfe möglichst weniger Variablen sucht (vgl. Kap. 6.3., NIELSEN et al. 1973, del MORAL 1975). Als Kriterium für den Einbezug einer Variablen in die Analyse werden die höchsten F-Werte der vor jedem Schritt durchgeföhrten Varianzanalyse verwendet. Das führt dazu, dass in zwei aufeinanderfolgenden Schritten stets relativ unabhängige Variablen zur Verwendung gelangen.

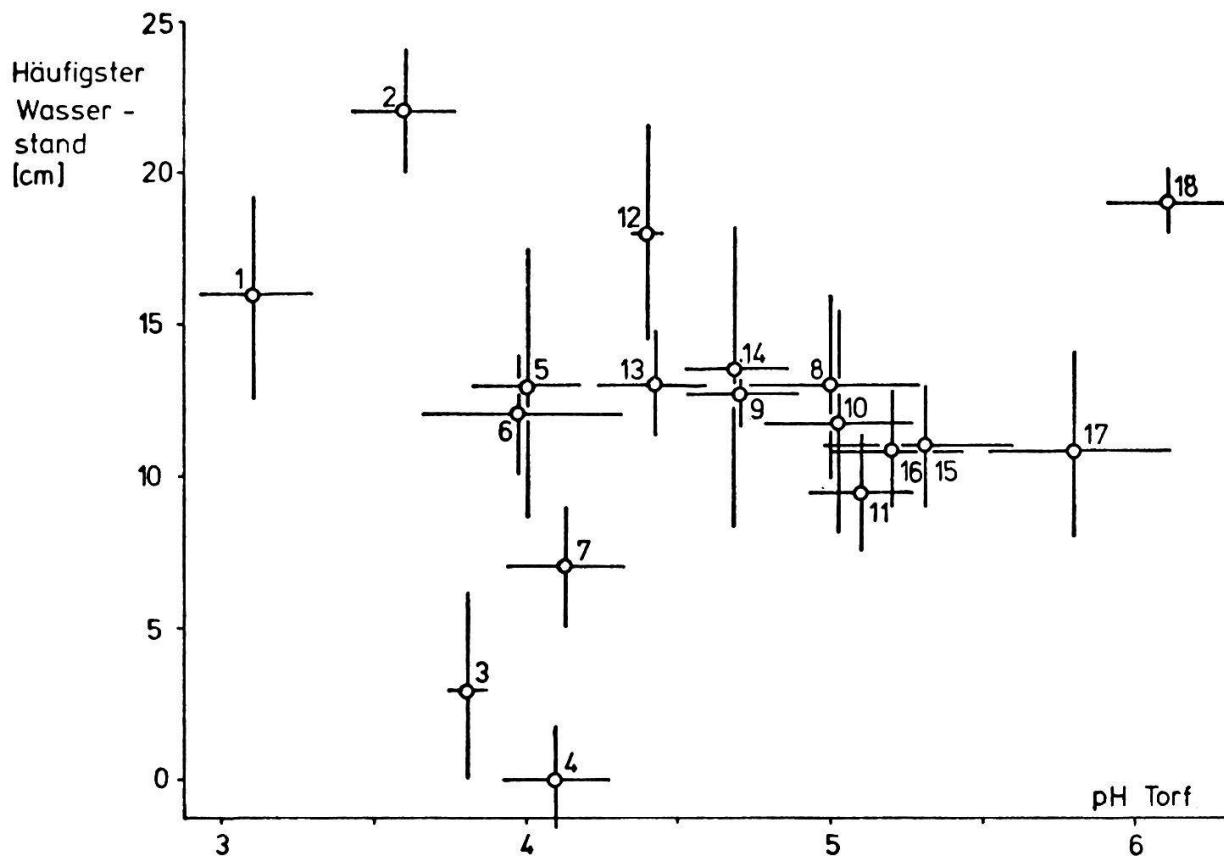


Abb. 34 Ordination der Vegetationseinheiten (Kap. 5.1.4.) mittels Wasserstand und pH unter Berücksichtigung der Mittelwerte und der Standardabweichungen.

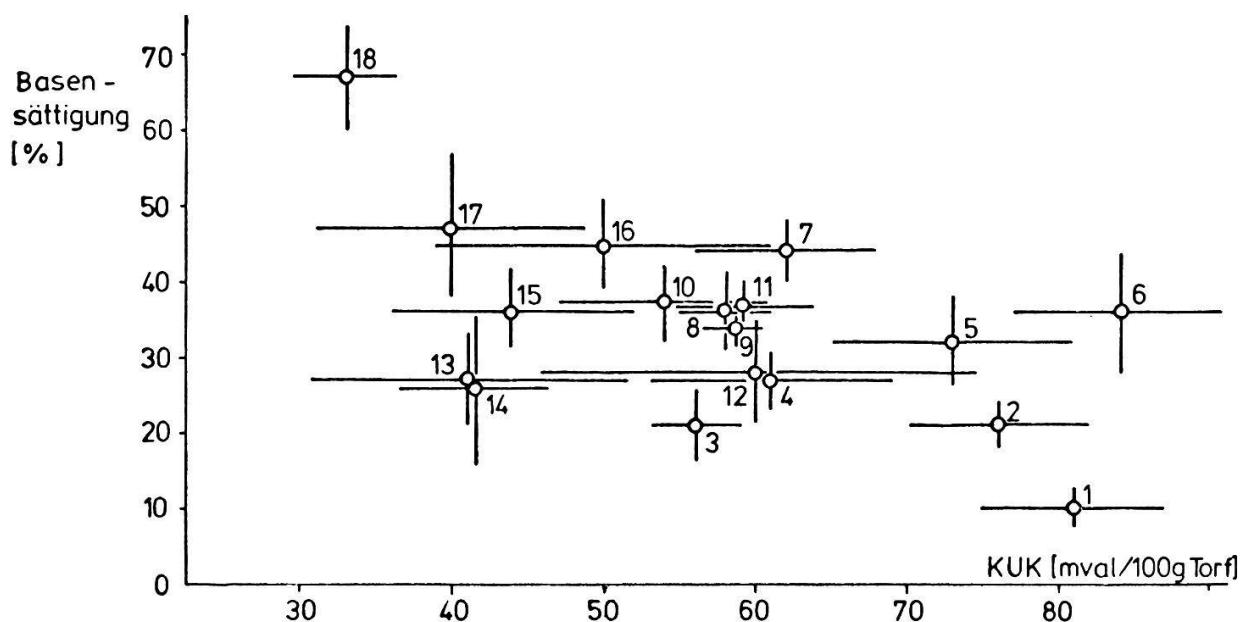


Abb. 35 Ordination der Vegetationseinheiten (Kap. 5.1.4.) mit Hilfe der Mittelwerte und Standardabweichungen von Basensättigung und KUK.

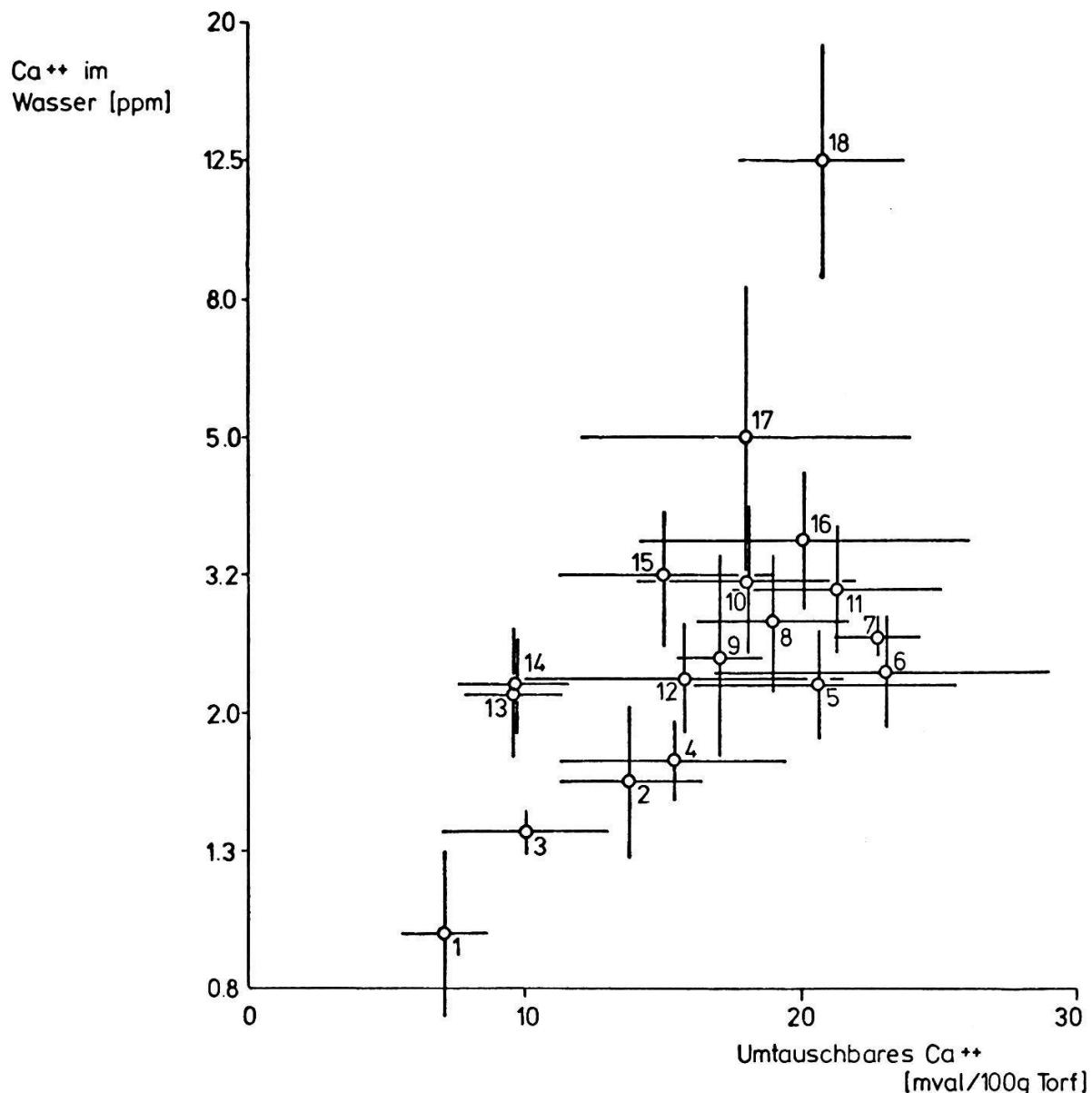


Abb. 36 Ordination der Vegetationseinheiten (Kap. 5.1.4.) mit Hilfe der Mittelwerte und Standardabweichungen von Ca⁺⁺ des Wassers und des Torfes.

Der erste Schritt ist also eine Varianzanalyse (auf die Klassifikation in Kap. 5.1.3.). In Abb. 28, oben, sind die F-Werte für jeden der 21 Standortsfaktoren aufgetragen. Im Gegensatz zu den in Abb. 28, unten, dargestellten Korrelationskoeffizienten (Korrelation des Faktorenmodells 5.1.2. mit den Standortsmessungen) liegt hier keine begrenzte Skala vor. Für den Vergleich der beiden Diagramme müssen die relativen Höhen der Säulen berücksichtigt werden. Die höchsten F-Werte (oben) fallen mit den höchsten Korrelationskoeffizienten (unten) zusammen. Die Vegetation wird am besten durch den pH des Torfes erklärt. In abnehmender Reihenfolge kommen dann die Gesamtazidität, der pH des Wassers und der Phosphatgehalt. Dagegen erreichen der Kaliumgehalt des Torfes, der Magnesium- und der Kaliumgehalt des Wassers sowie die elektrische Leitfähigkeit, die alle für die Erklärbarkeit der Vegetation wenig geeignet sind, im Vergleich zu den Korrelationskoeffizienten unerwartet tiefe F-Werte. Trotzdem kann man den Schluss ziehen, dass es bei der Ermittlung der für die Vegetation charakteristischen Standortsfaktoren keine Rolle spielt, ob eine auf einer Klassifikation basierende Varianzanalyse oder eine multiple Regression zwischen einem Ordinationsmodell und den Standortsfaktoren durchgeführt wird.

Da der pH-Wert des Torfes den höchsten F-Wert erreicht, wird er als erster für die Diskriminanzanalyse verwendet. Die Varianzanalyse der Residualwerte ergibt nun Aufschluss über die Unabhängigkeit der verwendeten Variablen in bezug zu den noch nicht in die Analyse aufgenommenen: Absinkende F-Werte weisen auf Abhängigkeit hin. Dies ist nicht nur beim pH des Wassers, bei der Gesamtazidität, der Basensättigung und dem Kalziumgehalt des Wassers der Fall, sondern auch bei den Torfeigenschaften Aschengehalt und KUK. Unverändert bleiben die F-Werte der Wasserstände und der elektrischen Leitfähigkeit. Diese geht als zweite Variable in die Berechnung ein. Als dritte Variable erzielt ganz unerwartet der P-Gehalt des Torfes das höchste F. Erst dann folgt der maximale Wasserstand. Es zeigt sich deutlich, dass nicht die einfach interpretierbaren Größen zur besten Auflösung der Gruppen führen, sondern jene, die sehr stark mit den verschiedensten Standortsfaktoren gekoppelt sind und als "Symptome" anderer Faktoren bezeichnet werden können.

Klassifikationsmatrix

Vegetations-
einheit

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
1	16	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	-	-	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5	-	-	-	1	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
6	-	-	-	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
7	-	-	-	-	1	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	6	1	-	1	1	-	-	-	-	-	-
9	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	1	-	-	-	-	-	-	-
10	-	-	-	-	-	-	-	2	2	5	4	-	-	1	-	2	-	-
11	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	9	-	-	-	-	-	-	-
12	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	6	1	1	-	-	-	-
13	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	15	4	-	-	-	-
14	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3	7	1	-	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	2	1	-
16	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	1	-	1	-	2	8	-	-
17	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	1	10	1
18	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10

Abb. 37 Diskriminanzanalyse der Standortsmessungen. Die vorgegebene Klassifikation beruht auf den Vegetationsdaten (Kap. 5.1.3.).
Zeilen: Anzahl Fälle pro Gruppe vor der Analyse.
Spalten: Anzahl Fälle pro Gruppe nach der Analyse.
In der Diagonalen steht die Anzahl der Fälle, die in der betreffenden Gruppe bleiben.

Abb. 37 zeigt die Klassifikation nach Beendigung der Analyse. Die meisten Beobachtungseinheiten liegen in der Diagonalen, womit die auf Grund der Vegetationsdaten vorgegebene Klassifikation durch die Standortsmessungen bestätigt werden. Die grössten Abweichungen ergeben sich im Bereich der unter sich sehr ähnlichen Oberrandeinheiten 9 bis 11, aber auch bei den Unterrandeinheiten 13 und 14. Von den 183 vorgegebenen Beobachtungseinheiten bleiben 135 in ihren Gruppen. Eine Diskussion dieses Ergebnisses folgt in Kap. 8.2.2.

7.2.4. Oekologische Charakterisierung der extremen Einheiten: Heidemoor, Hochmoor, Schlenke, Rülle, Oberrand, Unterrand, Flachmoor

Nachdem in 5.1.2. das gesamte Gradientengefüge der Vegetation erläutert und später standörtlich interpretiert worden ist, sollen nun vereinfachend nur einzelne Punkte desselben betrachtet werden. Abb. 38 erleichtert das Auffinden der die typischsten Moorgesellschaften differenzierenden Standortsmessungen. Sie ist keine kausale Analyse, sondern nur eine Interpretation der in 7.2.1. gegebenen Mittelwerte und Standardabweichungen der Standortsfaktoren innerhalb der Vegetationseinheiten. Da, wie früher schon bemerkt, in der Regel keine diskreten Einheiten vorhanden sind, wundert es nicht, dass die in Abb. 38 als unterschiedlich taxierten Standortsfaktoren in keinem Falle statistisch signifikant trennen. Das ist vor allem so, weil nur die Trennbarkeit von "Nachbargesellschaften" im Sinne grösster Ähnlichkeit dargestellt wird. Das Schema in Abb. 38, unten, erläutert diese Nachbarkeitsverhältnisse. Es beruht genau auf den in 5.1.2. (dreidimensionale Ordination) wiedergegebenen Beziehungen. Für soziologische Unterscheidungen am häufigsten verwendbar sind demzufolge der pH des Wassers und die Gesamtazidität, gefolgt vom pH des Torfes und der KUK. Ebenfalls oft brauchbar sind die Basensättigung, die elektrische Leitfähigkeit und die Wasserstände.

Unter den Vegetationseinheiten ist die Bultgesellschaft 2 am schwierigsten zu charakterisieren: Sie weist die grösste Anzahl von Nachbarn auf.

Standorts- fakt. Einheit	pH Torf	pH Wasser	Azidität	KUK	Aschengehalt	Torfmächt.	Basensättigung	Ca ⁺⁺ des Wassers	Ca ⁺⁺ Torf	Mg ⁺⁺ Torf	Wasserstände	Leitfähigkeit
1 Heide	+	+	+	-	-	-	+	+	-	-	-	+
2 Bult	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	+	+
4 Schlenke	-	-	+	+	-	-	-	-	-	-	+	+
7 Rülle	-	+	-	-	-	-	+	-	+	+	+	+
11 Oberrand	+	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-
13 Unterrand	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-
17 Flachmoor	+	+	+	+	-	-	-	-	-	-	-	-

- + ökologischer Unterschied zu allen Nachbareinheiten erkennbar
 - ökologischer Unterschied nicht zu allen Nachbareinheiten erkennbar

Benachbarte Einheiten:

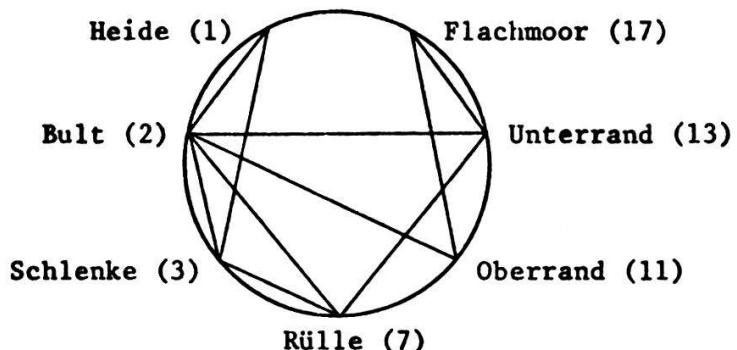


Abb. 38 Oekologische Differenzierbarkeit benachbarter Vegetationseinheiten

7.3. Die Bedeutung der Standortsmessungen für die Erklärbarkeit der Vegetation: Vergleich der Resultate aus dem klassifikatorischen und dem klassifikations-unabhängigen Ansatz

Zunächst muss festgestellt werden, dass auch für die Klassifikation der Vegetation Resultate der Faktorenanalyse verwendet werden. Wie weit die letztere

sich auf das Resultat der Untersuchungen auswirkt, kann also hier nicht diskutiert werden. Gefragt wird nur, ob die Zusammenfassung von Beobachtungseinheiten zu Gruppen an der Bedeutung einzelner Standortsmessungen im Hinblick auf die Erklärbarkeit der Vegetationsdaten Wesentliches ändert. Schon in 7.2.3. wird darauf hingewiesen, dass diese Frage absolut nicht zu beantworten ist. Vielmehr muss die der Bedeutung entsprechende Rangfolge der Standortsmessungen betrachtet werden. Abb. 28 (S. 77) gibt die Antwort eindeutig: Nur bei Messungen mit grossen Streuungen innerhalb der Einheiten (z.B. bei K^+ - und Mg^{++} -Gehalten) treten zwischen den beiden Methoden wesentliche Differenzen auf. Die Uebereinstimmung ist gesamthaft betrachtet überraschend. Sie hat aber zwei methodische Ursachen: Durch die starke Unterteilung des Vegetationsgradienten in 18 Einheiten erfolgt eine gewisse Angleichung des klassifikatorischen Ansatzes an den klassifikationsfreien. Es empfiehlt sich in diesem Sinne, für praktische Zwecke notwendige Zusammenfassungen von Vegetationseinheiten erst nach einer ökologischen Analyse durchzuführen. Sodann muss berücksichtigt werden, dass hier die rohste Form von Daten verwendet wurde: Zu jeder Aufnahme liegen auch Standortsmessungen vor. Damit ist die Zuordnung eines Standortes zu einer bestimmten Kombination von Pflanzenarten stets absolut eindeutig. Sind die Probelächen für Vegetation und Standort nicht identisch, so sind Analysen in der dargelegten Form gar nicht möglich.

Mit der Frage nach der Reproduzierbarkeit der diskutierten Resultate eng verknüpft ist das Problem der Grenzziehung zwischen den Einheiten. Es wird in Kap. 8.1. diskutiert. Hier muss lediglich bemerkt werden, dass die Ergebnisse der Diskriminanzanalyse in 7.2.3. mit anderen Klassifikationslösungen verglichen werden müssten, um auch darauf eine provisorische Antwort zu erhalten. In der Regel ist jedoch die klassifikationsfreie Analyse stets vorzuziehen, da ihr Resultat von der praktisch nie reproduzierbaren Klassifikation unabhängig ist.

7.4. Oekologische Bedeutung der Arten

7.4.1. Bestimmung der ökologischen Ansprüche, Charakterisierung einiger "Artengruppen"

Für jede Art werden mit Hilfe elektronischer Datenverarbeitung alle Standortmessungen derjenigen Probeflächen ausgelesen, an denen sie gefunden worden ist. Es werden die Mittelwerte und die Standardabweichungen berechnet. Für alle Arten werden mit Hilfe der wichtigsten Standorts-Zweierkombinationen (vgl. 7.2.2.) direkte Ordinationen hergestellt. Das dabei entstehende Material ist so umfangreich, dass es hier nicht einmal auszugsweise wiedergegeben werden kann. Stattdessen geben Abb. 39 und 40 grafisch die ökologischen Bereiche der Arten für fünf einzelne, wichtige Standortsfaktoren wieder. Da die Messungen sehr stark von einer Normalverteilung abweichen, reicht der Bereich von $m \pm 2s$ in der Regel bereits über die vorgefundenen Extremwerte hinaus. Als Kompromiss wird $m \pm 1s$ gegeben.

Wie schon in 5.2.2. (Ordination der Arten) gezeigt, ergeben sich bei der Anordnung der Arten nicht einmal andeutungsweise diskrete Gruppen. Dies ändert auch nicht, wenn die Standortsansprüche betrachtet werden. Als Uebersicht sollen trotzdem die folgenden Artengruppen charakterisiert werden (Abb. 39 und 40):

Gruppe 1 umfasst typische Hochmoorarten. Letztere haben die Eigenart, auch ausserhalb der Bultgesellschaften, insbesondere an den Ober- und Unterständen aufzutreten. Für alle fünf Standortsfaktoren resultieren sehr gleichmässige, eher mittlere Ansprüche.

Gruppe 2 ist eine Ansammlung sich speziell verhaltender Arten. So ist Andromeda polifolia, eventuell zusammen mit Eriophorum vaginatum praktisch die einzige auf Bultgesellschaften begrenzte Art. Sehr weit verbreitet sind Sphagnum recurvum und Carex rostrata. Letztere bevorzugt ausgesprochen nasse Standorte. Sodann sind in dieser Gruppe die in ihrer Verbreitung nicht sehr charakteristischen Vaccinien. Scheuchzeria palustris hat ihren Schwerpunkt in den Schlenken. Die restlichen typischen Schlenkenarten sind in Gruppe 3 zusammengefasst.

Gruppe 5 umfasst weit verbreitete Arten. Dies gilt vor allem für Molinia coerulea und Trichophorum caespitosum, die gegenüber unterschiedlichem Basen-

GR. NAME DER ART	PH TORF						MITTL. WASSERSTAND, CM			ASCHENGEHALT, %			
	3.0	4.0	5.0	6.0	0	10	20	5	10	30	100		
1 DROSERA ROTUNDIFOLIA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM RUBELLUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM MEDIUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
OXYCOCCUS QUADRIPETALUS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
POLYTRICHUM STRICTUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CALLUNA VULGARIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
2 ERIOPHORUM VAGINATUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
VACCINIUM ULINGINOSUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
VACCINIUM MYRTILLUS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
ANDROMEDA POLIFOLIA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM RECURVUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
DICRANUM BERGERI	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAREX ROSTRATA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM TENELLUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
RHYNCHOSPORA ALBA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SCHEUCHZERIA PALUSTRIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM CUSPIDATUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
3 CAREX LIMOSA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
DREPANOCLADUS EXANNULATUS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
VERATRUM ALBUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
EQUISETUM LIMOSUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
MENYANTHES TRIFOLIATA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
LYCOPODIUM INUNDATUM	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
4 PEDICULARIS PALUSTRIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
POLYGALA SERPYLIFOLIA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
RANUNCULUS FLAMMULA	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM CENTRALE	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM CONTORTUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
HIERACIUM AURICULA	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
DROSERA ANGLICA	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
VIOLA PALUSTRIS	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SPHAGNUM SUBSECUNDUM	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CALLIERGON STRAMINEUM	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
5 TRICHOPHORUM CAESPITOSUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
MOLINIA COERULEA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
AGROSTIS CANINA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
AULACOMNIIUM PALUSTRE	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAREX ECHINATA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAREX FUSCA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
6 SPHAGNUM PAPILLOSUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
ARNICA MONTANA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
NARDUS STRICTA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
MAJANTHEMUM BIFOLIUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
7 JUNCUS EFFUSUS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
LOTUS ULINGINOSUS	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
DICRANUM SCOPARIUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
HOMOGYNE ALPINA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SOLIDAGO VIRGAUREA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAREX PAUCIFLORA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
MELAMPYRUM PRATENSE	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
8 EPILOBIUM HIRSUTUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
EPILOBIUM ANGUSTIFOLIUM	***	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
PEUCEDANUM PALUSTRE	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
COMARUM PALUSTRE	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAREX CANNESCENS	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
GALIUM PALUSTRE	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
9 ANTHOXANTHUM ODORATUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
LYSIMACHIA VULGARIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CREPIS PALUDOSA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
EQUISETUM SILVATICUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
DESCHAMPSSIA CAESPITOSA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
POLYGONUM BISTORTA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
ANGELICA SILVESTRIS	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SCIRPUS SILVATICUS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CALTHA PALUSTRIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
PLATANThERA BIFOLIA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SANGUISORBA OFFICINALIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
10 POLYGALA AMARELLA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
ORCHIS LATIFOLIA	**	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
SIEGLINGIA PROCUMBENS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
11 PARNASSIA PALUSTRIS	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
HYPNUM BAMBERGERI	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
EUPHRASIA MONTANA	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		
CAMPYLIUM STELLATUM	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****	*****		

Abb. 39a Mittelwerte und Standardabweichungen von drei Standortsfaktoren für die Pflanzenarten.

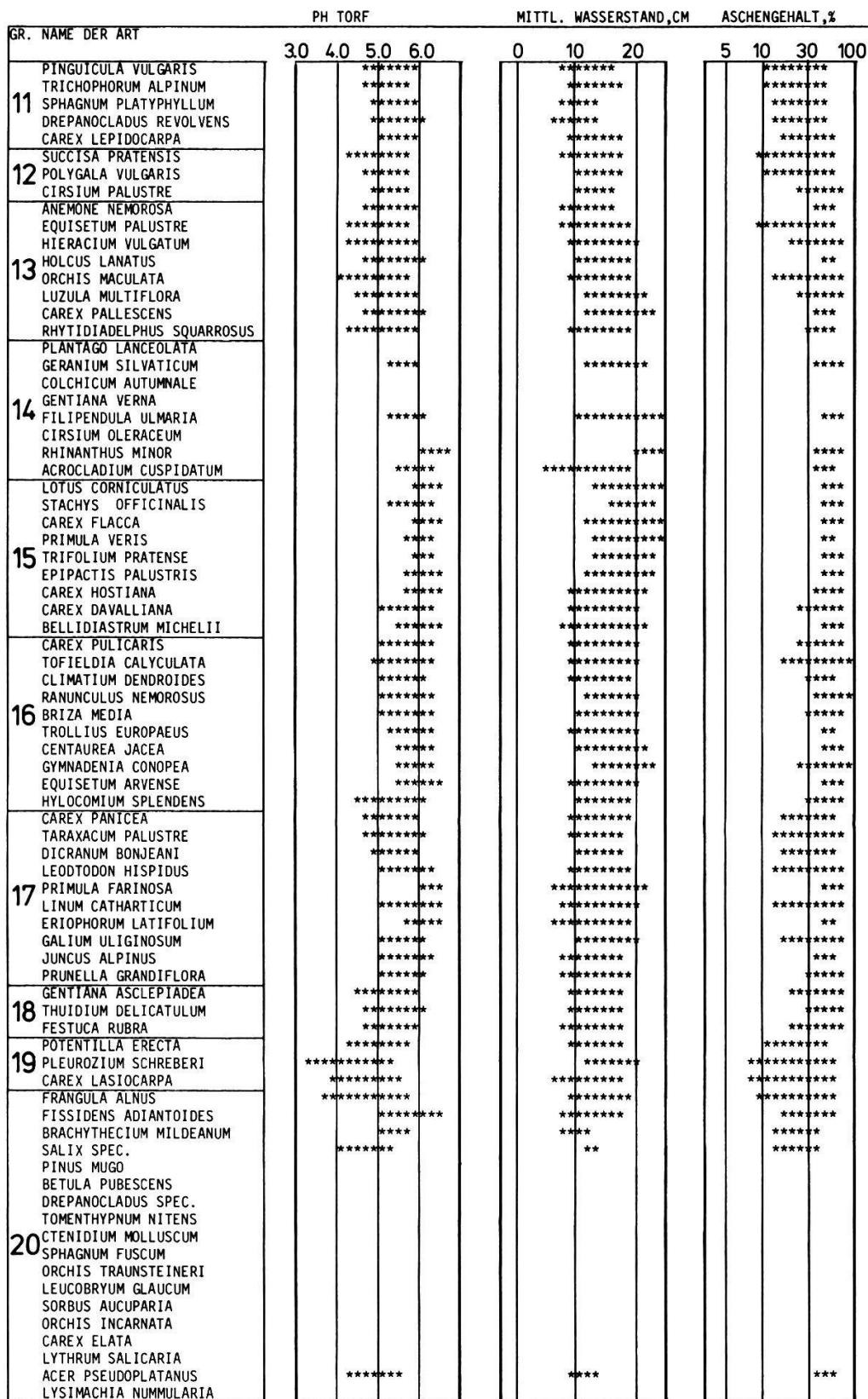


Abb. 39b Mittelwerte und Standardabweichungen von drei Standortsfaktoren für die Pflanzenarten.

GR. NAME DER ART	LEITFAEHIGKEIT				BASENAETTIGUNG, %				KOMMUNALITAET			
	16	50	100	250	0	25	50	75	0	0.2	0.4	0.6
1 DROSERA ROTUNDIFOLIA	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SPHAGNUM RUBELLUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SPHAGNUM MEDIUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
OXYCOCUS QUADRIPETALUS	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
POLYTRICHUM STRICTUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
CALLUNA VULGARIS	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
2 ERIOPHORUM VAGINATUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
VACCINIUM ULIGINOSUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
VACCINIUM MYRTILLUS	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
ANDROMEDA POLIFOLIA	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SPHAGNUM RECURVUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
3 DICRANUM BERGERI	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
CAREX ROSTRATA	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SPHAGNUM TENELLUM	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
RHYNOCHOSPORA ALBA	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SCHEUCHZERIA PALUSTRIS	*****				*****	*****	*****		+++++	+++	+++	+++
SPHAGNUM CUSPIDATUM	***				***	***	***		++			
3 CAREX LIMOSA	***				***	***	***		++			
DREPANOCLADUS EXANNULATUS	***				***	***	***		++			
VERATRUM ALBUM	*****				*****	*****	*****					
EQUISETUM LIMOSUM	*****				*****	*****	*****					
MENYANTHES TRIFOLIATA	*****				*****	*****	*****					
LYCOPODIUM INUNDATUM	*****				***	***	***					
4 PEDICULARIS PALUSTRIS	***				***	***	***					
POLYGALA SERPYLLIFOLIA	***				***	***	***					
RANUNCULUS FLAMMULA	*****				*****	*****	*****					
SPHAGNUM CENTRALE	*****				*****	*****	*****					
SPHAGNUM CONTORTUM	*****				***	***	***					
HIERACIUM AURICULA	*****				***	***	***					
DROSERA ANGLICA	***				***	***	***					
VIOLA PALUSTRIS	***				***	***	***					
SPHAGNUM SUBSECUNDUM	***				***	***	***					
CALLIERGON STRAMINEUM	***				***	***	***					
5 TRICHOPHORUM CAESPITOSUM	*****				*****	*****	*****					
MOLINIA COERULEA	*****				*****	*****	*****					
AGROSTIS CANINA	*****				*****	*****	*****					
AULACOMNIUM PALUSTRE	*****				*****	*****	*****					
ERIOPHORUM ANGUSTIFOLIUM	*****				*****	*****	*****					
CAREX ECHINATA	***				***	***	***					
CAREX FUSCA	***				***	***	***					
6 SPHAGNUM PAPILLOSUM	***				***	***	***					
ARNICA MONTANA	***				***	***	***					
NARDUS STRICTA	***				***	***	***					
MAJANTHEMUM BIFOLIUM	***				***	***	***					
JUNCUS EFFUSUS	*****				*****	*****	*****					
LOTUS ULIGINOSUS	**				**	**	**					
DICRANUM SCOPARIUM	*****				*****	*****	*****					
7 HOMOGYNE ALPINA	*****				*****	*****	*****					
SOLIDAGO VIRGAUREA	*****				*****	*****	*****					
CAREX PAUCIFLORA	*****				*****	*****	*****					
MELAMPYRUM PRATENSE	*****				*****	*****	*****					
EPILOBIUM HIRSUTUM	***				***	***	***					
EPILOBIUM ANGUSTIFOLIUM	***				***	***	***					
PEUCEDANUM PALUSTRE	***				***	***	***					
8 COMARUM PALUSTRE	**				**	**	**					
CAREX CANNESCENS	***				***	***	***					
GALIUM PALUSTRE	***				***	***	***					
ANTHOXANTHUM ODORATUM	*****				*****	*****	*****					
LYSIMACHIA VULGARIS	*****				*****	*****	*****					
CREPIS PALUDOSA	*****				*****	*****	*****					
EQUISETUM SILVATICUM	*****				*****	*****	*****					
DE SCHAMPSIA CAESPITOSA	*****				*****	*****	*****					
POLYGONUM BISTORTA	*****				*****	*****	*****					
ANGELICA SILVESTRIS	*****				*****	*****	*****					
SCIRPUS SILVATICUS	*****				*****	*****	*****					
CALTHA PALUSTRIS	*****				*****	*****	*****					
PLATANOPHERA BIFOLIA	*****				*****	*****	*****					
SANGUISORBA OFFICINALIS	*****				*****	*****	*****					
POLYGALA AMARELLA	*****				*****	*****	*****					
10 ORCHIS LATIFOLIA	*****				*****	*****	*****					
SIEGLINGIA PROCUMBENS	***				***	***	***					
PARNASSIA PALUSTRIS	*****				*****	*****	*****					
HYPNUM BAMBERGERI	*****				*****	*****	*****					
EUPHRASIA MONTANA	*****				*****	*****	*****					
11 CAMPYLIUM STELLATUM	*****				*****	*****	*****					

Abb. 40a Mittelwerte und Standardabweichungen von zwei Standortsfaktoren sowie die Kommunalitäten (vgl. 7.4.3.) für die Pflanzenarten.

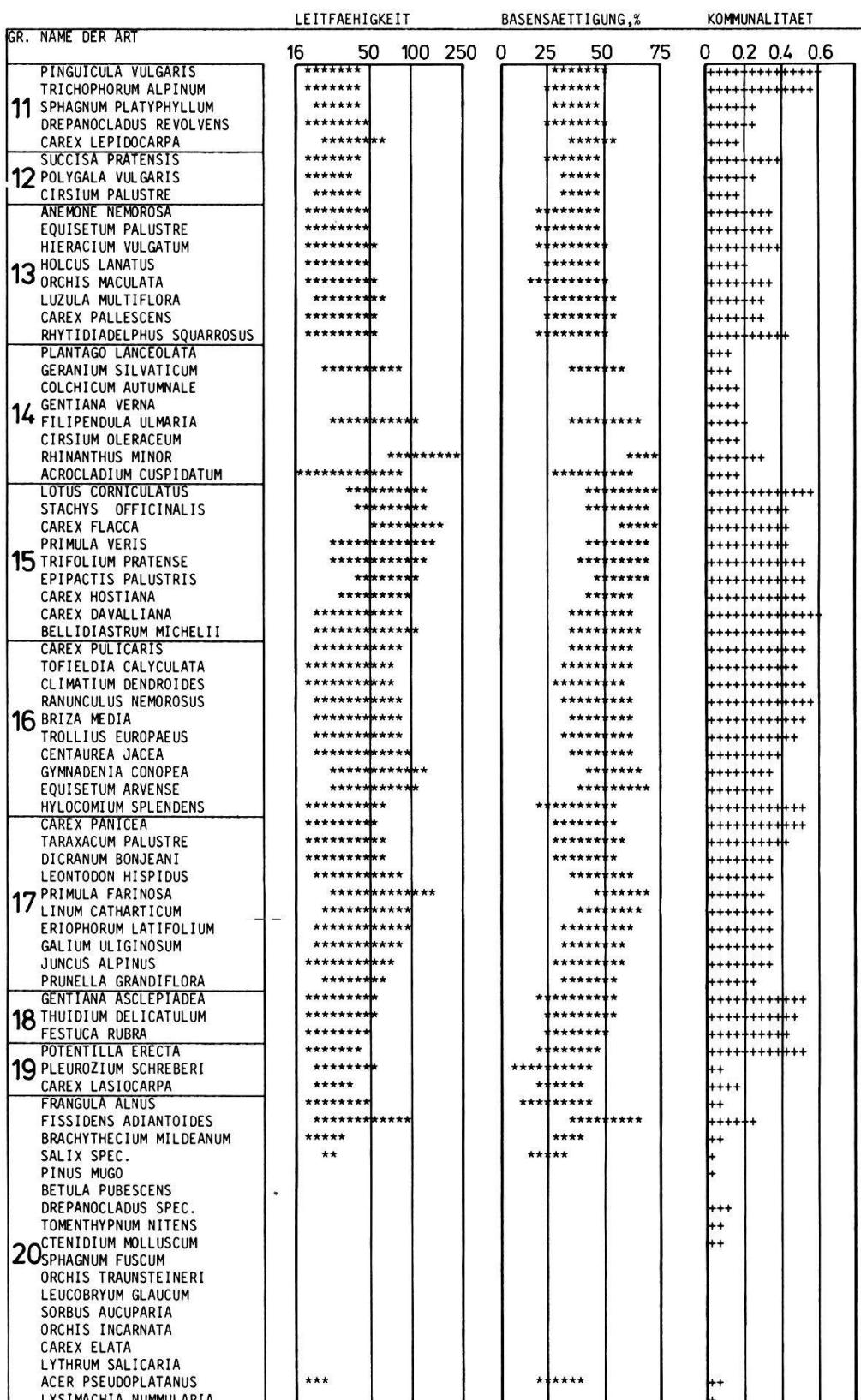


Abb. 40b Mittelwerte und Standardabweichungen von zwei Standortsfaktoren sowie die Kommunalitäten (vgl. 7.4.3.) für die Pflanzenarten.

gehalt besonders tolerant sind. Aehnlich verhalten sich die Arten der Gruppe 6.

Gruppe 11 ist die nächste mit Arten hoher Stetigkeit. Sie ist am Oberrand und im Flachmoor vertreten und enthält die als Basenzeiger bekannten Parnassia palustris, Pinguicula vulgaris und Campylium stellatum, deren Substrat jedoch hier nur rund 35 % Basensättigung aufweist.

Gruppe 13 hat ihren Schwerpunkt im Unterrand und im Flachmoor, was sich in den weiten pH-Bereichen und den meist hohen Aschengehalten äussert. Die Gruppen 15 bis 18 umfassen Arten der Flachmoorgesellschaften 17 und 18, die unterschiedlich weit in die Moorränder eindringen. Diese 4 Gruppen beschreiben zusammen einen schwachen Gradienten von basisch zu sauer. Mit Potentilla erecta, Carex lasiocarpa und Pleurotium schreberi sind in Gruppe 19 noch drei sich im vorliegenden Untersuchungsmaterial eigenwillig verhaltende Arten beisammen.

Korrelationen unter Arten niedriger Stetigkeit sind naturgemäß stark zufallsabhängig. So ist zum Beispiel die Zuordnung der Hochmoorart Carex pauciflora zu Gruppe 7 und von Gentiana verna zu Gruppe 14 zu verstehen. Für keine höherstetige Art treten bezüglich irgend eines Faktors auffällig enge ökologische Bereiche auf. pH-Wert und Basensättigung differenzieren wohl die unterschiedlichen Standortansprüche der Arten am besten.

7.4.2. Vergleich mit den Zeigerwerten nach ELLENBERG (1974)

Die hier berechneten ökologischen Bereiche der Arten sind insbesondere in Richtung des Flachmoores unzuverlässig, da sie natürlich nur die in der vorliegenden Analyse berücksichtigten Standorte beinhalten. ELLENBERG (1974) gibt für die häufigsten Gefässpflanzen Mitteleuropas Schätzungen der ökologischen Ansprüche. Seine R-Werte (Säurenwerte) werden in Abb. 41 den pH-Mittelwerten gegenüber gestellt. Ferner werden die F-Werte (Feuchtigkeitswerte) mit den häufigsten Wasserständen verglichen. Für die als indifferent eingestuften Arten wird 5 eingesetzt und in Abb. 41 anstelle eines Punktes ein senkrechter Strich eingetragen. Für die Säurewerte ergibt sich ein deutlicher Zusammenhang. Die Unsicherheit für die Mittelwerte bewegt sich gut im Rahmen einer ganzen pH-Einheit. Bei den Feuchtigkeitswerten ist der Zusammenhang nur angedeutet. Hier ist denn auch fraglich, ob die häufigsten Wasserstände für die Wasserversorgung als repräsentativ gelten dürfen. Natürlich ist bei

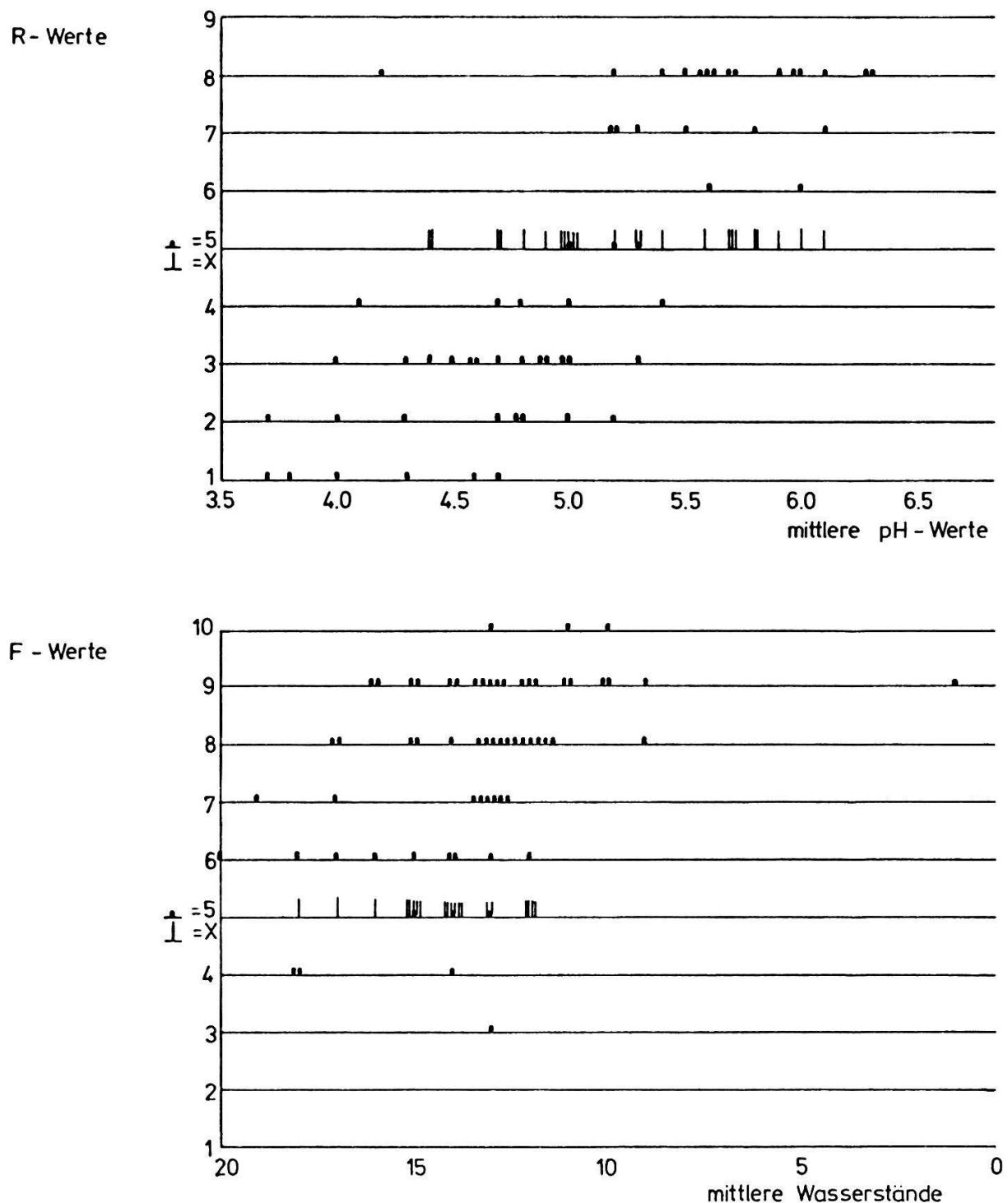


Abb. 41 Vorkommen der Arten bezüglich pH und Wasserstand verglichen mit den R- und F-Werten nach ELLENBERG (1974).

diesem Vergleich zu beachten, dass die Verbreitung einer Art niemals durch einen Einzelfaktor erklärbar ist und daher umgekehrt auch nicht vorbehaltlos vom Vorkommen von Arten auf Einzelfaktoren geschlossen werden kann.

7.4.3. Zusammenhang zwischen Stetigkeit und Kommunalität

Kommunalitäten sind die Summen der durch die einzelnen Faktoren der Faktorenanalyse erklärten Varianzen. Bei der R-Technik, die zur Ordination der Arten verwendet wird, gibt die Kommunalität ein Mass für den Beitrag der betreffenden Art zur Gesamtstruktur (bzw. die Güte für die Einpassung in das jeweilige Modell). In diesem Sinne könnte sie einen Hinweis geben für die Brauchbarkeit einer Art für die Klassifikation. ELLENBERG (1956) empfiehlt, Arten sehr hoher und niedriger Stetigkeit beim Ordnen von Vegetationstabellen nicht zu verwenden. Abb. 40a und 40b geben die Kommunalitäten grafisch wieder: Arten niedriger Stetigkeit weisen immer niedrige Kommunalitäten auf, auch wenn sie konzentriert auftreten, wie z.B. die Schlenkenarten. Bei den höheren Stetigkeiten gibt es aber diesbezügliche Unterschiede: Die höchsten Kommunalitäten haben die bekannten Zeigerarten Parnassia palustris, Carex davalliana, Carex echinata, Pinguicula vulgaris und Trichophorum alpinum. Kommunalitäten über 0.5 weisen noch die folgenden Arten auf: Majanthemum bifolium, Anthoxanthum odoratum, Lotus corniculatus, Trifolium pratense, Epipactis palustris, Carex hostiana, Bellidiastrum michelii, Carex pulicaris, Tofieldia calyculata, Climatium dendroides, Ranunculus nemorosus, Briza media, Trollius europaeus, Hylocomium splendens, Carex panicea, Gentiana asclepiadea, Potentilla erecta. Offensichtlich sind hier Arten, die in den etwas übervertretenen Gesellschaften von Oberrand und Unterrand vorkommen, bevorzugt. Plausibel erscheint dafür die Gewichtung innerhalb der Gruppen. So heben sich in der oben kaum vertretenen Gruppe 1 Drosera rotundifolia und Oxycoccus quadripetalus ab, in Gruppe 2 Andromeda polifolia und Sphagnum recurvum. In Gruppe 5 stehen an erster Stelle Sphagnum subsecundum und Calliergon stramineum.

Interessant ist, dass Molinia coerulea, die fast immer vorkommt, eine äusserst bescheidene Kommunalität von nur 0.15 besitzt. Mit abnehmender Stetigkeit nehmen dann jedoch die Kommunalitäten rasch zu. Trichophorum caespitosum hat bereits eine solche von 0.35, und die auch noch sehr häufige

Potentilla erecta sogar 0.55. Die Verhältnisse stimmen mit der oft gemachten Erfahrung überein, dass auch sehr häufige Arten viel zur Klassifikation beitragen können, während der diesbezügliche Wert seltener Arten in der Regel gering ist. Ein Zusammenhang zwischen "Zeigerwert" und Kommunalität kann somit vermutet werden und sich als nützlich erweisen.

8. Diskussion offener Probleme im Zusammenhang mit der Analyse von Vegetation und Standort

8.1. Klassifizierbarkeit der Vegetation

8.1.1. Einfluss der Versuchsanordnung

Bereits in Kap. 4.2. wird darauf hingewiesen, dass die gewählte Versuchsanordnung den Zweck verfolgt, eine repräsentative Stichprobe aus den ausgewählten Untersuchungsflächen zu erhalten. Letztere zu finden ist das erste Problem. Es sind stets überall Pflanzengemeinschaften vorhanden, die nicht interessieren oder deren Erfassung zu aufwendig würde. Es muss also bereits vor der Anlage des Versuches ein Rahmen subjektiv festgelegt werden, der natürlich auf das Ergebnis einen gewissen Einfluss hat. Bei der Auswertung der vorliegenden Daten haben sich folgende Fehler in der Versuchsanordnung herauskristallisiert:

Bei der Wahl der Versuchsflächen zur Erfassung der Bultgesellschaften, der Schlenken und der Rüllen ist hier auf die Ueberschneidung der betreffenden Gesellschaften zu wenig geachtet worden. Es resultieren Lücken in den Gradienten, die natürlich die Klassifikation wesentlich erleichtern. Der Fehler ist vor allem auf den Verzicht auf die systematische Probenahme bei den Bulten und Schlenken zurückzuführen. Eine solche wäre hier jedoch unzweckmäßig, weil sie in dieser Fläche mit typisch periodischer Struktur zu sehr unausgeglichenen Stichproben führen kann. Darauf macht zum Beispiel KERSHAW (1964) aufmerksam. Er lehnt die systematische Versuchsanordnung zur Untersuchung von Populationen überhaupt ab, findet sie aber zur Erfassung von Gradienten zweckmäßig.

Die Versuchsanordnung führt sodann dazu, dass einige Einheiten übervertreten sind. Besonders gilt dies für den Oberrand und den Unterrand. Das kann durchaus erwünscht sein: Die Klassifikation richtet sich in diesen Fällen nicht nur nach der Grösse der Unterschiede zwischen verschiedenen Aufnahmen, sondern versucht die gut vertretenen Einheiten genauer zu unterscheiden. Jedenfalls beeinflussen solche Schwerpunkte sowohl das Auge des subjektiv Klassifizierenden als auch die Resultate einer Faktorenanalyse.

Die genannten Fehler könnten vermieden werden, wenn grössere Teile der als untersuchungswürdig befundenen Flächen in die Probenetze aufgenommen würden. Entsprechend müsste, bei systematischer Versuchsanordnung, die Maschenweite erhöht werden. Es wäre ferner zu überprüfen, ob sich die Zahl der Stichproben nicht durch eine vorgängige Stratifizierung vermindern liesse.

8.1.2. Der Anteil der Zufallsvarianz in der Vegetation: das Faktorenproblem

In Kap. 3 wird auf einige Besonderheiten der Vegetationsdaten hingewiesen. Nebst der sehr grossen Zahl der Variablen treten häufig Arten einzeln auf. Zudem ist die Abundanz-Dominanzskala ihrer Natur nach diskret. Das kommt besonders durch die vielen Nullen zum Ausdruck, die in der Regel alle andern Werte überwiegen. Die entscheidende Frage, die sich bei der Analyse der Daten stellt, ist diejenige nach den gemeinsamen Eigenschaften der Beobachtungseinheiten (Aufnahmen). Nun ist aber zu bemerken, dass auch bei reinen Zufallsdaten Korrelationen, also Gemeinsamkeiten auftreten (vgl. 3.3.). Es muss also weiter gefragt werden, ob Korrelationen vorhanden sind, die durch Zufälligkeiten nicht erklärbar sind.

Genau dasselbe Problem kennt man von der Faktorenanalyse. Dort stellt sich die Frage, welche Faktoren für Beobachtungen noch "gemeinsam" sind und inwiefern sie eine für die Daten typische Eigenschaft erklären. Man versucht nun, möglichst nur diejenigen Faktoren zu extrahieren, die die gemeinsamen bzw. charakteristischen Eigenschaften des Datensatzes wiedergeben. UEBERLA (1971) empfiehlt, für jeden Faktor die durch ihn erklärte Varianz sowie die erklärte Gesamtvarianz schrittweise für alle extrahierten Faktoren grafisch darzustellen. Abb. 42, unten, gibt das Resultat für die ersten 12 Faktoren bei Verwendung der Q-Technik (Ordination der Aufnahmen) links und der R-Technik (Ordination der Arten) rechts. Schon die Q-Technik, aber ganz besonders die R-Technik ergeben Faktoren, die sehr wenig Gesamtvarianz erklären. Die oft gegebene Empfehlung, so viele Faktoren zu extrahieren, dass 95 % der Varianz erklärt ist, kann keinesfalls angewendet werden. Um mit einer Ordination der Arten 50 % der Varianz zu erklären, müssten bereits 11 Dimensionen berücksichtigt werden.

UEBERLA (1971) empfiehlt sodann zur Lösung des Faktorenproblems den "Scree-test": Versuche haben gezeigt, dass die der Grösse nach aufgezeichneten

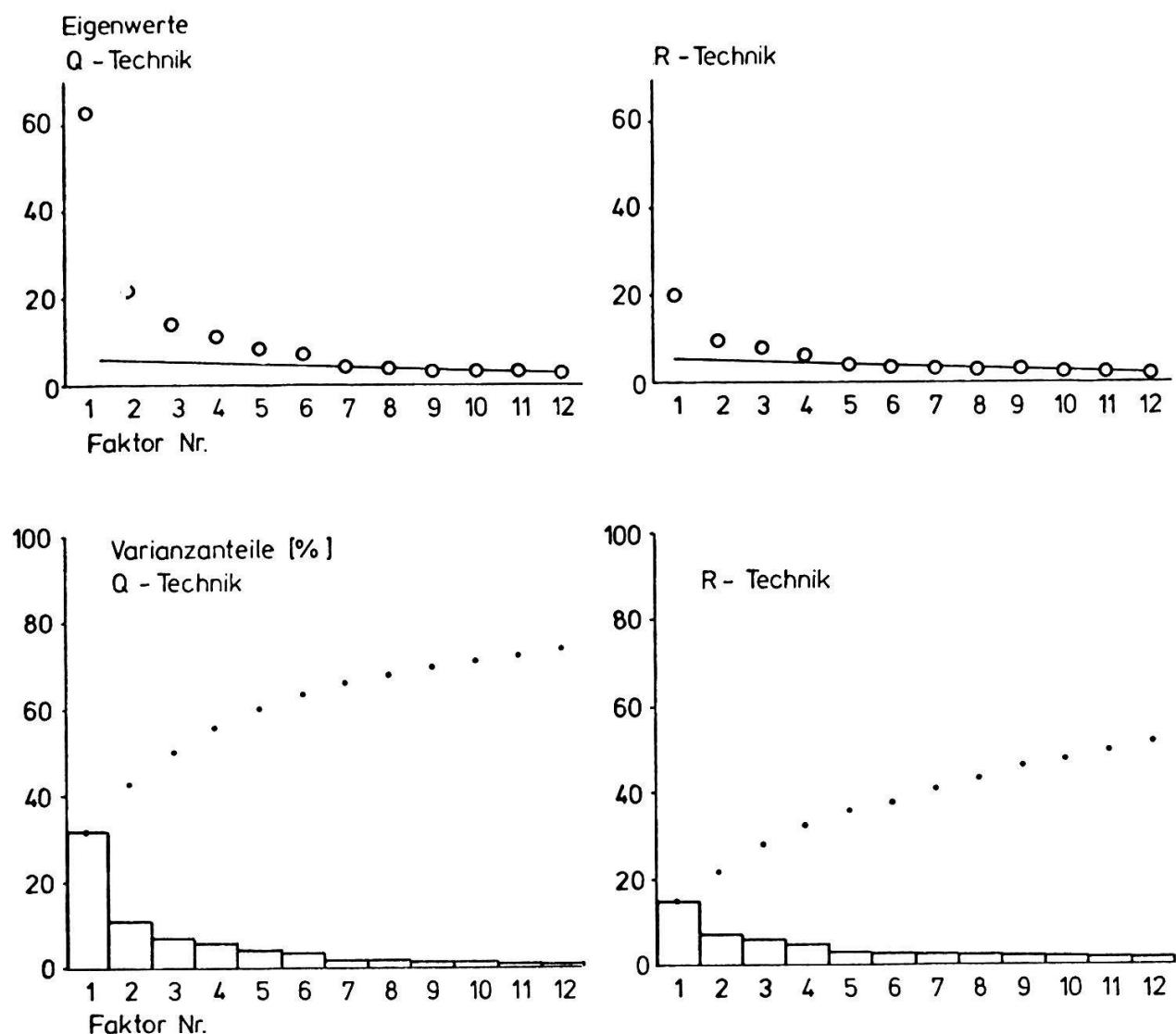


Abb. 42 Scree-test (oben, vgl. Kap. 8.1.2.) Unten: Anteil der durch die Faktoren erklärten Varianz (Säulen) und kummulativer Anteil der erklärten Varianz (Punkte). Die Q-Technik wurde zur Ordination der Aufnahmen, die R-Technik zur Ordination der Arten verwendet.

Eigenwerte der Faktoren angenähert auf einer Geraden liegen, wenn mit künstlich hergestellten Zufallsdaten gearbeitet wird. Es liegt nahe, nur diejenigen Faktoren zu verwenden, deren Eigenwerte deutlich über dem linearen Bereich liegen. Dieses Kriterium führt in vielen Fällen zum gleichen Resultat wie die Berücksichtigung von 95 % der Varianz. Im Falle der Vegetationsdaten scheint es das einzige brauchbare darzustellen (Abb. 42, oben). Für die Ordination der Arten sollten demzufolge drei, für diejenige der Aufnahmen etwa vier bis fünf Faktoren verwendet werden. Die gleichen Ergebnisse haben bereits die Klassifikationsversuche in 5.1. gezeigt. Die damit erklärte Varianz, die als nicht zufällige Varianz der Daten interpretiert werden kann, erreicht bei der Ordination der Aufnahmen etwa 60 %, bei derjenigen der Arten bescheidene 28 %. Das ist ein deutlicher Hinweis darauf, dass die Arten annähernd zufällig über die Aufnahmen verbreitet sind. Wie schon früher erwähnt, ergeben sich deswegen keine zwingenden Grenzen zwischen Artengruppen, letztere sind also nicht diskret. Es drängt sich der Schluss auf, dass keine höhere Zuverlässigkeit resultiert, wenn zur Beschreibung von Pflanzengesellschaften Artengruppen verwendet werden. Es bleibt nur die Methode, zum Vergleich von Einheiten möglichst viele sich unterschiedlich verhaltende Einzelarten mittlerer Stetigkeit beizuziehen. Die ausgesprochene Gradientenstruktur bewirkt demgegenüber bei den Aufnahmen den viel höheren Anteil nicht zufälliger Varianz. Es ist leicht einzusehen, dass letztere viel niedriger ausfällt, wenn zur Analyse nur Teile eines Gradienten verwendet werden, wie Versuche bestätigt haben. Damit ist auch hier wieder darauf hingewiesen worden, dass die Resultate stark von der Versuchsanordnung abhängen.

8.1.3. Klassengrenzen, "Stabilität" der Einheiten

In 5.1.4. wird bemerkt, dass die vorgefundene Gradientenstruktur für das Untersuchungsgebiet als charakteristisch gelten darf. Das gilt nicht für die Grenzen zwischen den Einheiten. Bei der Durchführung der Diskriminanzanalyse zeigt sich immer wieder, dass geringste Änderungen in der Grenzziehung zu Verschiebungen im ganzen Datensatz führen. Daher wäre es sinnvoller, zum Vergleich von Gesellschaften nicht die ganze Variationsbreite einer ohnehin nicht gesicherten Einheit zu verwenden, sondern nur typische Aufnahmengruppen

oder Einzelaufnahmen aus einem Gradienten, ähnlich wie das in 7.2.4. geschehen ist. Damit lässt sich einerseits der vorhandene Gradient übersichtlich beschreiben, anderseits wird der numerische Vergleich mit Literaturdaten erleichtert. Mit dem zweifellos bevorstehenden Aufkommen von Datenbanken wird dieses Vorgehen unumgänglich.

8.2. Korrelationen von Vegetation und Standort

8.2.1. Der Einfluss der Versuchsanordnung auf die Korrelationen

Es ist klar, dass die Korrelationen um so höher werden, je grösser die Unterschiede zwischen den untersuchten Standorten sind. Ferner treten immer unerwünschte Nebeneffekte auf, die ihre Ursache in der räumlichen Autokorrelation der Probeflächen haben. BAHRENBERG und GIESE (1975), S. 199, beschreiben das Phänomen so: "Die Werte der Variablen sind nicht zufällig in dem Gebiet verteilt, sondern sie variieren mehr oder minder systematisch. Das bedeutet: Man kann von dem Wert der Variablen in einer Raumeinheit auf die Werte, die sie in den benachbarten Raumeinheiten annimmt, schliessen. Diesen Sachverhalt bezeichnet man als räumliche Autokorrelation". Die räumliche Autokorrelation wird in 7.1.2. zur Darstellung topografischer Trends ausgenutzt. Bei pflanzenökologischen Untersuchungen treten aber auch unerwünschte Effekte auf: Benachbarte Probeflächen sind, weil sich vegetativ ausbreitende Arten oft sehr lokal auftreten, bezüglich der Vegetation stets ähnlicher, als dies auf Grund der Standortsmessungen zu erwarten wäre. Benachbarte Aufnahmen fallen zudem sehr häufig in die selbe Einheit, weil sie vermutlich allgemein vermehrt zufällig auftretende Arten gemeinsam besitzen. Wird das gesamte Untersuchungsgebiet vergrössert, so können diese Störungen etwas reduziert, jedoch nie beseitigt werden.

8.2.2. Vergleich zwischen Vegetation und Standort: Interpretation einiger Diskrepanzen

In Kap. 7 hat es sich gezeigt, dass ein Vergleich der Datensätze von Vegetation und Standort nur schrittweise möglich ist. Eine der direktesten Methoden

ist die Anwendung der Diskriminanzanalyse auf die Standortsmessungen, wobei die vorgegebene Klassifikation auf die Vegetation abgestimmt ist (7.2.3.). Von den 183 Beobachtungseinheiten fallen, wie bereits erwähnt, 48 aus den vorgegebenen Gruppen (Abb. 37, S. 91). Man könnte nun vermuten, dass unter diesen 48 Proben vermehrt solche anzutreffen wären, die auch bezüglich der Vegetation der falschen Einheit zugeordnet worden sind. Das würde bedeuten, dass die Klassifikation der Vegetation zumindest teilweise für die in der Diskriminanzanalyse beobachteten Diskrepanzen verantwortlich wäre. Eine unzweckmässige Zuordnung dieser 48 Aufnahmen zu den Vegetationseinheiten müsste in der vorliegenden Untersuchung auf einen zu grossen Fehler im Ordinationsmodell (5.1.2.) zurückgeführt werden.

Nun stellen die Kommunalitäten für jede Vegetationsaufnahme ein Mass für die Güte der Einpassung in das Faktorenmodell dar. Eine Ueberprüfung der Kommunalitäten der herausgefallenen Proben ergibt jedoch einen Durchschnitt von 0.62, was genau dem Anteil der erklärten Varianz der ganzen Analyse entspricht. Es scheint eher so zu sein, dass diejenigen Proben vermehrt als Ausreisser auftreten, die zufällig im Bereich von Klassengrenzen liegen. Tatsächlich wechseln 32 der 48 Proben in "Nachbargruppen". Von den verbleibenden 16 wechseln 4 zu weiteren sehr ähnlichen Einheiten, meist von 9 zu 11 und umgekehrt. Somit verbleiben nur noch 12 "echte" Ausreisser, die sich aber bezüglich ihrer Vegetation subjektiv durch nichts von den andern Proben unterscheiden lassen.

8.3. Ueberlegungen zur Auswahl der Standortsmessungen

Die Auswertung der Standortsdaten hat gezeigt, dass beinahe alle gemessenen Grössen mehr oder weniger korreliert sind. Unter den für Standortsunterschiede brauchbaren sind eigentlich nur die Wasserstände und die elektrische Leitfähigkeit von den restlichen Messungen mehr oder weniger unabhängig. Die zweite wesentliche Beobachtung ist diese, dass die die Vegetation am besten erklärenden Messungen als Symptome verschiedenster Standortsfaktoren aufzufassen sind (vgl. 7.2.3.). Somit stellt sich die Frage, ob es sinnvoll ist, überhaupt eine grössere Anzahl von Standortsgrössen zu berücksichtigen. In der Regel ist es sicher zweckmässig, die Zahl der letzteren hoch anzusetzen, denn

bei multivariater Auswertung können dadurch einzelne Messfehler durch eine andere, korrelierte Grösse ausgeglichen werden.

Gelegentlich wird fehlende Uebereinstimmung zwischen Vegetation und Standort trotz umfangreicher Analysen damit begründet, dass wohl der entscheidende Faktor nicht gemessen worden ist. Da nun hier bei immerhin 21 verschiedenen Messungen nur etwa vier Gruppen unter sich hoch korrelierender Grössen auftreten, erscheint es bei zweckmässiger Versuchsanordnung recht unwahrscheinlich, dass stets vollständig an den wichtigsten Standortsfaktoren vorbeigemessen wird. Es sei denn, man zähle zufällige Ereignisse, die zeitlich zurückliegen, sowie in der Vergangenheit wirksame Faktoren, die in der Zusammensetzung der heutigen Vegetation noch ihre Nachwirkungen haben, ebenfalls zu den Standortsfaktoren.

9. Allgemeine Diskussion und Interpretation der Resultate

9.1. Diskussion der Auswertung der Daten

Die ganze Untersuchung basiert auf einigen, teilweise traditionell bedingten Annahmen. So gilt das Hauptinteresse der Vegetation. Sie hängt verhältnismässig einseitig vom Standort ab. Die Standortsuntersuchung hat zum Ziel, die Vegetation in beschreibendem Sinne zu erklären. Deshalb wird in erster Linie untersucht, welche Faktoren unter diesem Aspekt wichtig und welche unwichtig sind.

Zunächst werden die Untersuchungsobjekte, exzentrische Hochmoore, morphologisch beschrieben und in Zentrum, Schlenken, Rüllen, Oberrand, Unterrand und Peripherie eingeteilt. Damit wird aber vorausgesetzt, dass diese Unterteilung sowohl in den Vegetations- wie auch Standortsdaten wieder gesucht werden muss. Zusätzlich sollte aus den Strukturanalysen eine noch präzisere Strukturbeschreibung resultieren. Zu diesem Zwecke und um den Zusammenhang von Vegetation und Standort darzustellen, werden hier drei umfassende Auswertungsschritte vorgenommen: Die Vegetationsanalyse, die Standortsanalyse und eine Analyse beider Datensätze zusammen. Alle drei Schritte sollen im folgenden noch einmal diskutiert werden.

9.1.1. Vegetationsanalyse

Zunächst werden die Ähnlichkeiten zwischen allen Vegetationsaufnahmen berechnet, die anschliessend auf grundsätzlich drei verschiedene Arten überblickbar gemacht werden.

Die erste Möglichkeit ist die Darstellung der Aufnahmen in einem Koordinatensystem, das die Korrelationen oder die Kovarianzen zwischen diesen berücksichtigt. Die Durchführung erfolgt mittels einer Faktorenanalyse oder einem ähnlichen Verfahren, und es resultiert ein Ähnlichkeitsmodell der ganzen Vegetation (vgl. Abb. 10).

Die zweite Möglichkeit besteht in der Gruppierung der Daten. Das Resultat sagt wenig aus über die Struktur. Man erhält Kategorien, ähnlich denjenigen der morphologischen Beschreibung. Erst ein nachträglicher Vergleich der er-

haltenen Einheiten gibt auch Aufschluss über die Struktur des ganzen Datensatzes (vgl. Abb. 38). Ein echtes Gruppierungsverfahren ist eigentlich nur das in 5.1.1. realisierte, während die Klassifikation auf Grund der Ordination (5.1.2.) beide bis dahin erwähnten Auswertungsschritte kombiniert. Die Diskriminanzanalyse in 5.1.3. gehört ebenfalls nicht zu den klassifizierenden Verfahren, denn mit ihrer Hilfe wird nur eine bereits vorhandene Gruppierung korrigiert.

Falls die Änderung der Artenzusammensetzung auch im Untersuchungsobjekt selbst kontinuierlich erfolgt, so ist eine Darstellung der Vegetation im Raum in Form einer Vegetations- oder Artverbreitungskarte als Methode zur Strukturerforschung sinnvoll (Abb. 25 und 26). Eine Vegetationskarte basiert jedoch wiederum auf einer Klassifikation. Die Abfolge der Vegetationseinheiten in einem Gradienten demonstriert deren soziologische und ökologische Ähnlichkeit.

Analog zu den Vegetationseinheiten werden auch die Pflanzenarten bezüglich ihres Vorkommens untersucht.

9.1.2. Standortsanalyse

Bei der Vegetation tragen die verschiedenen Pflanzenarten verschieden stark zur Erklärung der Struktur bei. So sind z.B. sehr seltene oder überall vorkommende wenig interessant (vgl. 7.4.3.). Grundsätzlich ist man sich jedoch darüber einig, dass der Begriff Vegetation die Gesamtheit aller Pflanzenarten einer Probefläche umfasst. Im Gegensatz dazu untersucht man den Standort eigentlich nur, um festzustellen, welche Faktoren für die Vegetation bedeutsam sind. Ferner können aus dem ganzen Komplex Standort ja nur einige messtechnisch und arbeitsmäßig zu bewältigende Größen erfasst werden. Deshalb ergibt sich für die Standortsanalyse folgender Aufgabenbereich:

Erstens muss festgestellt werden, welche Messungen Gleiches oder sehr Ähnliches aussagen (Kap. 6.). Eine Antwort darauf kann bei einer grossen Anzahl von Messgrößen auch eine Ordination geben (Abb. 18). Im Gegensatz zur Analyse der Vegetationsdaten, bei der den Korrelationen zwischen den Arten zunächst wenig Beachtung geschenkt wird, steht bei der Standortsanalyse die Frage nach den Ähnlichkeiten der verschiedenen Messgrössen, welche die Standorte beschreiben, im Vordergrund.

Falls nicht schon jetzt der Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort gesucht wird, können im zweiten Schritt die Ähnlichkeiten zwischen den Standorten berechnet werden. Die Datenstruktur wird wie bei der Vegetation durch Ordination oder Klassifikation untersucht. Die ordinative Darstellung ist in 7.1.3., Abb. 27, realisiert, und es zeigt sich, dass die ursprüngliche morphologische Unterteilung in Zentrum, Rüllen, Schlenken, Oberrand, Unterrand und Peripherie in sinnvoller Weise auch in den Standortsdaten wieder gefunden werden kann.

9.1.3. Analyse beider Datensätze

Das in allen Fällen angewandte Prinzip ist folgendes: Man nimmt, da diese primär interessiert, die Struktur der Vegetation und versucht durch eine geeignete Methode, dieser die Standortsdaten zu überlagern, so dass Übereinstimmungen und Diskrepanzen gut sichtbar werden. Unabhängig von einer Klassifikation geschieht dies bei der Berechnung der Isolinien in der Vegetationsordination (Abb. 20-24) sowie in den Trendflächenanalysen in zwei Versuchsflächen (Abb. 25 und 26). Es sei in diesem Zusammenhang noch einmal auf die Arbeit von MALMER (1962) hingewiesen, der die Verbreitung aller häufigen Pflanzenarten und die wichtigsten Standortsfaktoren in topografische Karten eingezeichnet hat.

Das gleiche Prinzip ist aber auch in den zweidimensionalen Ordinationen verwirklicht (Abb. 35 und 36) und ebenso in den Abb. 29 bis 32, welche die Mittelwerte und Standardabweichungen der Vegetationseinheiten bezüglich der wichtigsten Standortsfaktoren darstellen. Hier sind die Standortsmessungen in ein Klassifikationssystem eingetragen, das auf der Vegetationsanalyse basiert. Sieht man von der kanonischen Korrelation ab, so liefern eigentlich nur zwei Verfahren ein Mass für die Übereinstimmung der Datensätze:

Das erste ist die multiple Regression, die zwischen dem Ordinationsmodell und allen 21 gemessenen Standortsfaktoren berechnet wird.

Das zweite ist die Varianz- bzw. Diskriminanzanalyse mit deren Hilfe geprüft wird, ob die Gruppen, die auf Grund der Vegetation gebildet sind, auch bei den Standortsdaten gefunden werden können. Es ist schon weiter oben darauf hingewiesen worden, dass hier beide Verfahren zu sehr ähnlichen Resultaten führen (Abb. 28).

Zusammenfassend kann man feststellen, dass die in dieser Arbeit zur Anwendung gelangenden Verfahren Informationen folgender Art erbringen:

1. Aufschluss über die Ähnlichkeitsstruktur der Vegetationsdaten in Form eines geometrischen Ähnlichkeitsmodells
2. Einen Vorschlag für eine Klassifikation der Vegetationsaufnahmen
3. Angaben darüber, in welcher Weise sich verschiedene Standortsfaktoren entlang von Vegetationsgradienten ändern (Trendanalysen)
4. Angaben über Mittelwerte und Standardabweichungen für die vorgeschlagenen Vegetationseinheiten bezüglich der gemessenen Standortsfaktoren
5. Hinweise auf die Zuverlässigkeit, mit der von der Vegetation auf den Standort und umgekehrt geschlossen werden kann (direkte Ordination, Korrelation zwischen Standort und Ordination, Diskriminanzanalyse)

Es stellt sich nun die Frage, welchen Stellenwert diese Angaben für das Verständnis des Ökosystems "exzentrisches Hochmoor" besitzen.

9.2. Diskussion der Möglichkeit einer systemanalytischen Erklärbarkeit des exzentrischen Hochmoores

Der Titel dieser Arbeit weist darauf hin, dass Vegetation und Standort sowie deren Zusammenhang nur beschrieben werden. Hier wird nun diskutiert, inwiefern damit das exzentrische Hochmoor auch erklärt werden kann.

Der Begriff "Erklärung" lässt sich im statistischen Sinne anwenden. Auf Grund der Resultate dieser Untersuchung kann mit einer gewissen Wahrscheinlichkeit bei gegebenem Standort auf die zu erwartende Vegetation und umgekehrt geschlossen werden. So betrachtet erklärt eine bestimmte Standortsfaktorenkombination eine Vegetation.

Weiter wird von Erklärung gesprochen, wenn für einen Vegetationsunterschied eine Ursache ermittelt worden ist. Diese besteht meist in einem Standortsunterschied, der wegen unterschiedlicher physiologischer Ansprüche der Pflanzenarten zu andern Artenkombinationen führt.

Die dritte und wohl anspruchsvollste Interpretation des Begriffs Erklärung ist diejenige der Systemanalyse. Sie versucht, die ganze Funktionsweise des Ökosystems auf ein Zusammenspiel einfacher, überblickbarer Vorgänge zurückzuführen. Da die Methode der Systemsimulation bis anhin in der Pflanzenökologie selten verwendet worden ist, sei kurz auf einige Grundlagen hingewiesen.

Lebensgemeinschaften werden als Systeme, Oekosysteme, aufgefasst. "Als System definiert man ganz allgemein eine Menge von Objekten, die durch irgendwie geartete Beziehungen miteinander verbunden sind" (NIEMEYER 1973). Alle biologischen Systeme können als Teile von übergeordneten Systemen, zum Beispiel der Biosphäre, beschrieben werden. Sie lassen sich selbst wieder in immer kleinere Subsysteme aufteilen. Damit jedoch alle Vorgänge mehr oder weniger determiniert ablaufen und Zufallsereignisse auf das Systemverhalten wenig Einfluss haben, behandelt man wenn möglich nur grössere Mengen gleichartiger Elemente.

Dynamische Modelle beschreiben die Änderung von Systemgrössen (Zustandsvariablen) in Funktion der Zeit oder anderer Dimensionen. Diese Änderungen geschehen durch Materie- und Energieflüsse und werden durch Steuergrössen, die Wachstumsraten, gesteuert. Biologische Systeme sind rückgekoppelt: Die Wachstumsrate hängt von der Systemgröße selbst ab, es liegt eine Schlaufe vor (feedback loop, FORRESTER (1968)). Ein solches System entwickelt sich normalerweise auf ein Gleichgewicht hin, bei dem sich die Zustandsvariable im Laufe der Zeit nicht mehr verändert, die Wachstumsrate gleich null, Import und Export also gleich sind. Oekosysteme lassen sich auch bei sehr starker Vereinfachung nicht mit einer einzigen Zustandsvariablen beschreiben. Ein System n -ter Ordnung besitzt n Zustandsvariablen. Ein solches System befindet sich dann im Gleichgewicht, wenn alle n Zustandsvariablen im Gleichgewicht sind.

Mit den hier vorliegenden Daten kennt man die Größe von Zustandsvariablen zum Zeitpunkt der Untersuchung. Vermutlich handelt es sich dabei um Gleichgewichtszustände. Zu einer Systemuntersuchung fehlen aber noch einige Komponenten, z.B. die Größe der Zustandsvariablen Vegetation (Biomasse). Auch die Steuergrössen für die Materieflüsse sind zum Teil unbekannt. Dazu gehört die Geschwindigkeit des Wasserflusses im Torf. Einige Hinweise dafür geben jedoch RYCROFT und WILLIAMS (1975). Angaben über die Evaporation in Hochmooren sind bei EGGELESMANN (1964) und bei NEUHAEUSL (1975) zu finden. Wichtig ist ferner die Zuwachsrate für die Vegetation, in Abhängigkeit von den verfügbaren Nährstoffen sowie eine Vertorfungsrate, die den Zuwachs der Torfschicht steuert. Auch hier könnten grobe Abschätzungen aus den Untersuchungen von ULLMANN (1971), von CLYMO (1973) und von CLYMO und REDDAWAY (1974) gemacht werden. Damit bliebe noch das Problem, dass für jedes System ein Anfangszustand beschrieben werden muss. Dieser ist jedoch relativ einfach festzulegen, denn zu Beginn der

Moorentwicklung sind alle Zustandsvariablen annähernd gleich null. Technische Probleme müssten sich allerdings bei einer Simulation aus der langen Entwicklungszeit ergeben. Ebenfalls Schwierigkeiten bieten dürfte die Tatsache, dass ein Hochmoor räumlich beschrieben werden muss. Die Zustandsvariablen, zum Beispiel Wasser und Torf, sind in Abhängigkeit von der wasserundurchlässigen Tonunterlage charakteristisch über diese verteilt.

Ein mathematisches Modell sollte es also gestatten, aus einem zweckmässig gewählten Anfangszustand die Entstehung eines exzentrischen Hochmoores nachzuahmen, zu simulieren. Es sollte die langsame Bildung eines Torflagers beschreiben, das eine zunehmend reinere Hochmoorvegetation trägt. Schliesslich müsste sich, ohne Änderung der Umwelteinflüsse, ein Gleichgewichtszustand einstellen, der mit den Beobachtungen in der Natur bis zu einem gewissen Grade übereinstimmt. Falls ein Modell dieses Verhalten zeigt, kann angenommen werden, dass es das Moorökosystem im systemanalytischen Sinne erklärt.

Zusammenfassung

In der Gegend von Rothenthurm (Kantone Schwyz und Zug) werden die Vegetation und der Standort exzentrischer Hochmoore untersucht. Grundlage bildet eine aus 183 Stichproben bestehende Bestandesaufnahme, bei der durch die Verwendung systematischer Probenetze möglichst hohe Objektivität angestrebt wird. Mit Hilfe verschiedener quantitativer Methoden werden zuerst die Vegetationsdaten, dann die Standortsdaten und schliesslich der Zusammenhang beider Datensätze untersucht.

Die Analyse der Vegetation ergibt, dass sich diese als Gefüge von etwa fünf Gradienten darstellen lässt (Kap. 5.1.4. und Abb. 10). Ferner wird geschätzt, dass sich gut 40 % der Varianz der Vegetationsdaten als durch Zufall entstanden erklären lässt (Kap. 8.1.2.).

21 Standortsfaktoren werden bestimmt. Die wichtigsten Wasseranalysen umfassen den Ca^{++} -, Mg^{++} -, Na^+ -, K^+ -Gehalt sowie den pH-Wert und die elektrische Leitfähigkeit. Beim Torf werden die austauschbaren Ca^{++} -, Mg^{++} -, Na^+ -, K^+ - und H^+ -Ionen sowie der Phosphatgehalt und der pH-Wert gemessen. Ebenfalls berücksichtigt werden die Kationenumtauschkapazität, die Basensättigung und der Glührückstand. Zur Erfassung des Wasserhaushaltes werden für alle Probeflächen die Grundwasserdauerlinien ermittelt.

Die Auswertung dieser Analysen führt zum Ergebnis, dass vier Gruppen von Standortsfaktoren unterschieden werden können (Kap. 6.4., Abb. 18). Diese beinhalten:

1. Die Säuren-Basenverhältnisse von Wasser und Torf;
2. Eng mit den physikalischen Eigenschaften des Torfes gekoppelte Faktoren;
3. Den Wasserhaushalt des Moores;
4. Die elektrische Leitfähigkeit des Wassers.

Der letzte Faktor erweist sich als von allen andern Messungen relativ unabhängig.

Der Zusammenhang von Vegetation und Standort wird untersucht.

Die beste Uebereinstimmung mit der Vegetationsstruktur weist der pH-Wert des Torfes auf, gefolgt von der Gesamtazidität, dem Phosphatgehalt, dem pH-Wert des Wassers, der Basensättigung, dem Kalziumgehalt des Wassers und der Kationenumtauschkapazität (Kap. 7.1.5. und 7.2.3., Abb. 28).

Im Gegensatz dazu wird die Artenvielfalt vor allem durch den Zersetzungsgang des am Standort vorhandenen Torfes bestimmt. Am besten korreliert die Artenzahl pro Quadratmeter mit dem Glührückstand, gefolgt von der Kationen-umtauschkapazität und der Gesamtazidität (7.1.6.).

Die vorliegende Untersuchung erbringt Resultate folgender Art:

1. Aufschluss über die Ähnlichkeitsstruktur der Vegetationsaufnahmen in Form eines geometrischen Ähnlichkeitsmodells (Faktorenanalyse, Abb. 9b und 10);
2. einen Vorschlag für die Klassifikation der Vegetationsaufnahmen (Gruppierungsverfahren, Diskriminanzanalyse, Abb. 11 und 15);
3. Angaben darüber, in welcher Weise sich verschiedene Standortsfaktoren entlang von Vegetationsgradienten ändern (Trendflächenanalysen, Kap. 7.1.1. und 7.1.2.);
4. Angaben über Mittelwerte und Standardabweichungen für die vorgeschlagenen Vegetationseinheiten bezüglich der gemessenen Standortsfaktoren (Abb. 29 bis 32);
5. Hinweise auf die Zuverlässigkeit, mit der von der Vegetation auf den Standort und umgekehrt geschlossen werden kann (direkte Ordination, Abb. 35 und 36, Korrelation zwischen Standort und Ordination sowie eine Diskriminanzanalyse, Abb. 28).

Es wird festgestellt, dass für die ökologische Einstufung der Hochmoore an Stelle der sonst üblichen Ca^{++} -Konzentration des Wassers ebenso gut die Basensättigung des Torfes beigezogen werden kann (Kap. 7.2.1.).

Abschliessend wird diskutiert, wie weit die vorliegenden Resultate die Funktion des untersuchten Ökosystems erklären. In diesem Zusammenhang wird die Anwendung der systemanalytischen Methodik in Betracht gezogen.

Résumé

L'étude présentée porte sur la végétation et les facteurs du milieu des tourbières hautes excentriques situées aux environs de Rothenthurm (cantons de Schwyz et de Zoug, Suisse). Visant une objectivité aussi grande que possible on a appliqué des réseaux d'échantillonnage systématique comprenant 183 parcelles. A l'aide de diverses méthodes quantitatives sont analysés successivement les données sur la végétation, puis sur les facteurs du milieu et enfin les relations entre ces deux groupes.

La végétation étudiée suggère une structure à 5 gradients (chap. 5.1.4. et fig. 10). En outre, on estime que bien 40 % de la variance trouvée dans les données phytosociologiques sont probablement aléatoires (chap. 8.1.2.).

En tout 21 facteurs du milieu ont été déterminés. Les principales analyses de l'eau comprennent les teneurs en ions Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ et K^+ , le pH et la conductibilité électrique. Quant à la tourbe on a mesuré ses teneurs en ions échangeables Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ et H^+ , le taux en phosphate et le pH, la capacité d'échange cationique, la saturation en bases et les résidus de calcination. Afin de décrire l'économie de l'eau on a établi la courbe permanente de la nappe phréatique pour toutes les parcelles.

A l'issue de toutes ces analyses, on en arrive à distinguer quatre groupes de facteurs du milieu (chap. 6.4., fig. 18):

1. les rapports acide-base de l'eau et de la tourbe;
2. les facteurs liés aux caractéristiques physiques de la tourbe;
3. l'économie de l'eau dans la tourbière;
4. la conductibilité électrique de l'eau.

Le dernier facteur mentionné ci-dessus se révèle relativement indépendant des autres.

L'affinité la plus marquée entre la structure de la végétation et les facteurs du milieu a été trouvée pour le pH de la tourbe, suivi par l'acidité totale, le taux en phosphate, le pH de l'eau, la saturation en bases, la teneur de l'eau en Ca^{++} et enfin la capacité d'échange cationique (chap. 7.1.5. et 7.2.3., fig. 28).

Par contre la diversité de la végétation croît avec le degré de la décomposition de la tourbe. La corrélation la plus importante a été trouvée entre le nombre d'espèces par mètre carré et les résidus de calcination, puis en ordre décroissant la capacité d'échange cationique et l'acidité totale (chap. 7.1.6.).

L'étude présentée livre en particulier:

1. des renseignements sur les structures analogiques dans les données phytosociologiques, ceci sous forme d'un modèle d'analogie géométrique (analyse factorielle, fig. 9b et 10);
2. une proposition pour la classification des relevés de la végétation (procédés de regroupement, analyse discriminatoire, fig. 11 et 15);
3. une description de la modification des divers facteurs du milieu le long d'un gradient de végétation ("trend surface analysis", chap. 7.1.1. et 7.1.2.);
4. des estimations de valeurs moyennes et d'écart standards pour les unités de végétation proposées (fig. 29-32);
5. des remarques sur la fiabilité d'une caractérisation du milieu à partir de la végétation et de l'inverse (ordination directe, fig. 35-36, corrélation entre milieu et ordination, de même qu'une analyse discriminatoire, fig. 28).

On en conclut encore que pour une classification écologique des hautes-tourbières la saturation en bases de la tourbe représente un critère aussi valable que la traditionnelle teneur en Ca^{++} de l'eau.

Pour terminer, on discute l'intérêt offert par les résultats obtenus pour l'explication du fonctionnement des hautes-tourbières excentriques, l'analyse de système étant considérée comme une méthode valable.

Summary

The present investigations are dealing with vegetation and site factors of peat bogs in the surroundings of Rothenthurm (cantons of Schwyz and Zug, Switzerland). Systematic networks were layed in order to obtain the outmost objectivity of sampling. 183 samples were scored; vegetation data, site factors and relations between those two sets were successively analysed, various quantitative methods being employed.

The studied vegetation can be described as a structure consisting of 5 gradients (Chapter 5.1.4. and Fig. 10). About 40 % of the variance found in the phytosociological data probably are of "random origin" (Chapter 8.1.2.).

21 site factors were determined: the principal water analyses comprised Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ and K^+ content as well as the pH and the electric conductivity of the water. As to the peat, the exchangeable ions of Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ , K^+ and H^+ , the phosphate content and the pH as well as the cation exchange capacity, the base saturation and the ash were studied. The duration lines of the water table were investigated in all the survey plots for determining the water economy.

As a result, four groups of site factors were distinguished (Chapter 6.4., Fig. 18):

1. Acid-base conditions of water and peat;
2. Factors connected with physical conditions of peat;
3. Water economy of the peat bog;
4. Electric conductivity of the water.

It should be mentioned that the last aforementioned factor turned out to be rather independant upon the others.

Relations between the vegetational set-up and the site factors proved to be differentiated. The highest affinity was found in respect to the pH of the turf, then to exchangeable H^+ ions, the phosphate content of the peat, the pH of the water, the base saturation, the content of Ca^{++} of the water and the cation exchange capacity (Chapters 7.1.5. and 7.2.3., Fig. 28).

The diversity of vegetation tended to increase with the degree of decomposition of the peat. The best correlation was found between the number of species per square meter and the ash in the peat; it was followed by the cation exchange capacity and the exchangeable hydrogen ions (Chapter 7.1.6).

The present study bring about:

1. An information about resemblance structure of the vegetation data in a geometric similarity model (factor analysis, Figs. 9b and 10);
2. A proposal of the classification of the vegetation data (cluster analysis, discriminant analysis, Figs 11 and 15);
3. A description of alteration of several site factors along a vegetational gradient (trend surface analysis, Chapters 7.1.1. and 7.2.1.);
4. Mean values and standard deviations of the measured site factors in the proposed units of vegetation (Figs 29-32);
5. Considerations on a site characterization based on vegetation and vice versa (direct ordination, Figs. 35-36, correlation between site and ordination, discriminant analysis, Fig. 28).

It is concluded that the base saturation of the peat represents as good a criterion for the ecological classification of peat bogs as the commonly used Ca^{++} concentration of the water (Chapter 8.1.2.).

The use of the present results in explaining the function of excentric peat bogs is discussed, the system analysis being considered as an effective method.

LITERATUR

- ALETSEE, L., 1967: Begriffliche und floristische Grundlagen zu einer pflanzen-geografischen Analyse der europäischen Regenwassermoorstandorte. Beitr. Biol. Pflanzen 43, 117-160.
- AUGIER, J., 1966: Flore des Bryophytes. Editions Paul Lechevalier, Paris. 702 S.
- AUSTIN, M.P. and L. ORLOCI, 1966: Geometric models in Ecology. J. Ecol. 54, 217-227.
- BACH, R., 1950: Die Standorte südjurassischer Buchenwaldgesellschaften mit besonderer Berücksichtigung der Böden (Humuskarbonatböden und Rendzinen). Ber. Schweiz. Bot. Ges. 60, 51-152.
- BAHRENBERG, G. und E. GIESE, 1975: Statistische Methoden und ihre Anwendungen in der Geographie. Verlag G.B. Teubner Stuttgart. 308 S.
- BINZ, A. und A. BECHERER, 1970: Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz. 14. Aufl., Verlag Schwabe, Basel. 421 S.
- BRAUN-BLANQUET, J., 1964: Pflanzensoziologie, 3. Aufl. Wien. 845 S.
- BRAY, J.R. and J.T. CURTIS, 1957: An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin. Ecol. Monogr. 27, 325-349.
- BURGEFF, H., 1956 Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Ericaceen - Pilzsymbiose. Ber. Dtsch. Bot. Gesellsch. 69, 257-262.
- 1961: Mikrobiologie des Hochmoores mit besonderer Berücksichtigung der Erikazeen - Pilz - Symbiose. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart. 197 S.
- CLYMO, R.S., 1973: The growth of Sphagnum: some effects of environment. J. Ecol. 61, 849-869.
- CLYMO, R.S. and E.J.F. REDDAWAY, 1973: Growth rate of Sphagnum rubellum on pennine blanket Bog. J. Ecol. 62, 191-196.
- CURTIS, J.T. and R.P. MCINTOSH, 1951: An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32, 476-496.

- DAGNELIE, P., 1960: Contribution à l'étude des communautés végétales par l'analyse factorielle. Bull. Serv. Carte phytogéogr. B, 5, 7-71, 93-195.
- DIXON, H.N., 1954: The Students Handbook of British Mosses. Eastburne/London, 582 S.
- DIXON, W.J., 1970: B.M.D. Biomedical computer programs. Health Sciences Computing Facilities, Dept. Prev. Med. U.C. Los Angeles. 600 S.
- DU RIETZ, E., 1954: Die Mineralbodenwassergrenze als Grundlage einer natürlichen Zweigliederung der nord- und mitteleuropäischen Moore. Vegetatio 5/6, 571-585.
- EGGELSMANN, R., 1964: Die Verdunstung der Hochmoore und deren hydrographischer Einfluss. Deutsche Gewässerkdl. Mitt. 8, 138-147.
- ELLENBERG, H., 1956: Aufgaben und Methoden der Vegetationskunde. In: H. WALTER, Einführung in die Phytologie IV/1. Stuttgart. 136 S.
- 1963: Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. In: H. WALTER, Einführung in die Phytologie IV/2. Stuttgart. 943 S.
 - 1974: Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica 9. 97 S.
- EUROLA, S., 1962: Ueber die regionale Einteilung der südfinnischen Moore. Ann. Bot. Soc. 'Vanamo' 33, 16-20.
- FIRBAS, F., 1931: Untersuchungen über den Wasserhaushalt der Hochmoorpflanzen. Jahrb. Wiss. Bot. 74, 459-696.
- 1952: Einige Berechnungen über die Ernährung der Hochmoore. Veröff. Geobot. Inst. Rübel 25, 177-200.
- FORRESTER, J.W., 1968: Principles of Systems. Wright-Allen Press, Inc. Cambridge. 320 S.
- FRUEH, J. und C. SCHROETER, 1904: Die Moore der Schweiz mit Berücksichtigung der gesamten Moorfrage. Beitr. zur Geologie der Schweiz, Geotechn. Ser. 3. 751 S.
- GIES, T., 1972: Vegetation und Oekologie des Schwarzen Moores (Rhön) unter besonderer Berücksichtigung des Kationengehaltes. Diss. Bot. 20. 184 S.

- GIES, T. und W. LOETSCHERT, 1973: Untersuchungen über den Kationengehalt im Hochmoor. II. Jahreszeitliche Veränderungen und Einfluss der Sphagnen-Vegetation. *Flora* 162, 244-268.
- GIGON, A., 1971: Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und Karbonatboden. *Veröff. Geobot. Inst., ETH, Stiftung Rübel*, 48. 159 S.
- GITTINS, R., 1968: Trend - surface analysis of ecological data. *J. Ecol.* 56, 845-869.
- GOODALL, D.W., 1954a: Vegetational classification and vegetational continua. *Angew. Pflanzensoziologie, Wien. Festschrift Aichinger* 1, 168-182.
- 1954b: Objective Methods for the classification of vegetation III. An Essay in the use of Factor Analysis. *Austral. J. Bot.* 2, 304-324.
- GOWER, J.C. und G.J.S. ROSS, 1969: Minimum spanning trees and single linkage cluster analysis. *Appl. Statist.* 18, 54-64.
- GREIG-SMITH, P., 1964: Quantitative plant ecology. Butterworths, London. 256 S.
- GRUBINGER, H., U. FRICKER und H. KREBS, 1967: Rothenthurm und die Biber-ebene. *Schweiz. Z. Landes-, Regional- und Ortsplanung* 3, 3-14.
- HENGST, M., 1967: Einführung in die mathematische Statistik und ihre Anwendung. Bibliographisches Institut, Mannheim/Wien/Zürich. 259 S.
- HESS, H.E., E. LANDOLT und R. HIRZEL, 1967-1972: Flora der Schweiz. 3 Bde., Verlag Birkhäuser, Basel.
- JENSEN, U., 1961: Die Vegetation des Sonnenberger Moores und ihre ökologischen Bedingungen. *Natursch. Landschaftspflege* 1. 85 S.
- JOSEPHY, G., 1920: Pflanzengeographische Beobachtungen auf einigen schweizerischen Hochmooren mit besonderer Berücksichtigung des Hudelmooses im Kt. Thurgau. Wien. 111 S.
- KAULE, G., 1973: Die Seen und Moore zwischen Inn und Chiemsee. *Natursch. Landschaftspflege* 3, 72 S.
- 1974a: Die Uebergangs- und Hochmoore Süddeutschlands und der Vogesen. *Diss. Bot.* 27. 345 S.

- KAULE, G., 1974b: Die Uebergangs- und Hochmoore der Vogesen. Beitr. Naturk. Forsch. Südwestdeutschl. 33, 9-40.
- KERSHAW, K.A., 1964: Quantitative and dynamic Ecology. London. 183 S.
- KLOETZLI, F., 1969: Die Grundwasserbeziehungen der Streu- und Moorwiesen im nördlichen Schweizer Mittelland. Beitr. Geobot. Landesaufn. 52. 296 S.
- 1973: Waldfreie Nassstandorte der Schweiz. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 51, 15-39.
- KLOETZLI, F., M. MEYER und S. ZUEST, 1973: Exkursionsführer. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 51, 40-95.
- KRISAI, R., 1973: Hochmoorverbreitung und Hochmoorvegetation im Alpenraum. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 51, 144-153.
- KUHN, N. und G. KAULE, 1969: Bestimmungsschlüssel für Torfmoose. Eidgenössische Anstalt für das Forstliche Versuchswesen. Polykopie. 23 S.
- LUEDI, W., 1945: Die Moore der Altmatt, Kanton Schwyz und Zug. Unveröffentlichtes Gutachten. 6 S.
- MALMER, N., 1962: Studies on mire vegetation in the archaean area of south-western Götaland (south Sweden). Opera Bot. 7. 322 S.
- MERZ, A., J. SPECK, F. RICHARD, W. MERZ und A. SCHULER, 1960: Das Naturschutzreservat Aegeriried. Zuger Neujahrsblatt. 23 S.
- MOOR, J.J., 1968: A classification of the bogs and wet heaths of northern Europe. Pflanzensoziol., Den Haag, 320-360.
- MORAL del, R., 1975: Vegetation clustering by means of ISODATA: revision by multiple discriminant analysis. Vegetatio 29, 179-190.
- MORRISON, E.S., 1955: The water balance of the raised bog. The Irish Naturalist's Journal 11. 6 S.
- NEUHAEUSL, R., 1972: Subkontinentale Hochmoore und ihre Vegetation. Acad. Praha 13. 110 S.
- 1975: Hochmoore am Teich Velké Darko. Vegetace ČSSR A9. 276 S.

- NIELSEN, J.S., RR. BROOKS, C.R. BOSWELL and N.J. MARSHALL, 1973: Statistical evaluation of geobotanical and biochemical data by discriminant analysis. *J. Appl. Ecol.* 10, 251-258.
- NIEMANN, E., 1963: Beziehungen zwischen Vegetation und Grundwasser. *Arch. Natursch. Landschaftsf.* 3, 3-36.
- NIEMEYER, G., 1973: Systemsimulation. Verlagsgesellschaft Frankfurt am Main. 359 S.
- ORLÓCI, L., 1966: Geometric models in Ecology. *J. Ecol.* 54, 193-215.
- 1975: Multivariate analysis in vegetation research. Dr. W. Junk B.V. Publishers, The Hague. 276 S.
- OVERBECK, F., 1950: Die Moore Niedersachsens. *Schriften Wirtschaftswissenschaftl. Ges. zum Studium Nieders.* N.F. Bd.3: Das Känozoikum in Niedersachsen, 4. Abt.: Die Moore. 2. Aufl. 112 S.
- OVERBECK, F. und S. SCHNEIDER, 1941: Torfzersetzung und Grenzhorizont, ein Beitrag zur Frage der Hochmoorentwicklung in Niedersachsen, *Angew. Bot.* 12, 321-379.
- RYBNIČEK, K., 1974: Die Vegetation der Moore im südlichen Teil der Böhmischo-Mährischen Höhe. *Vegetace ČSSR* A6. 243 S.
- RYCROFT, D.W., D.J.A. WILLIAMS and H.A.P. INGRAM, 1975: The transmission of water through peat. *J. Ecol.* 63, 535-568.
- SMITH, J.M., 1974: Models in Ecology. Cambridge University Press. 146 S.
- SOERENSEN, T., 1948: A method for establishing groups of equal magnitude in plant sociology based on similarity of species content. *Acta K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr.* J. 5, 1-34.
- SCHROEDER, D., 1972: Bodenkunde in Stichworten. 2. Aufl. Verlag Ferdinand Hirt. 146 S.
- " SJÖRS, H., 1950: On the relation between vegetation and electrolytes in north swedish mire waters. *Oikos* 2, 241-258.
- STEUBING, L., 1965: Pflanzenökologisches Praktikum. Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg. 262 S.

- STICHER, H., H.W.H. SCHMIDT und T. GEISSMANN, 1971: Agrikulturchemisches Praktikum für Landwirte und Förster. Verlag Fachvereine ETH Zürich. 81 S.
- UEBERLA, K., 1971: Faktorenanalyse. Springer Verlag. 400 S.
- ULLMANN, H., 1971: Biomasse und Dominanzgesellschaften in einem Hochmoor. Ber. Dtsch. Bot. Ges. 84, 637-647.
- VAN DER MAAREL, E., 1969: On the Use of ordination Models in Phytosociology. Vegetatio 19, 21-46.
- VERRY, E.S., 1975: Streamflow chemistry and nutrient yields from upland peatland watersheds in Minnesota. Ecology 56, 1149-1157.
- WALTER, H. und H. LIETH, 1960-1967: Klimadiagramm - Weltatlas. Jena.
- WALTER, H., 1968: Die Vegetation der Erde in öko-physiologischer Betrachtung. Bd. 2: Die gemässigten und arktischen Zonen. Stuttgart. 1001 S.
- WHITTAKER, R.H., 1954: Plant populations and the basis of plant indication. Angewandte Pflanzensoziologie, Wien. Festschrift Aichinger 1, 183-206.
- 1956: Vegetation of the great smoky mountains. Ecol. Monogr. 26, 1-80.
- 1967: Gradient analysis of vegetation. Biol. Rev. 42, 207-264.
- YERLY, M., 1970: Ecologie comparée des prairies marecageuses dans les Préalpes de la Suisse occidentale. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, 44, 119 S.