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

Herausgeber: Geobotanisches Institut, Stiftung Rübel (Zürich)

Band: 122 (1994)

Artikel: Simulation der räumlichen Verteilung von Pflanzengesellschaften auf der Basis von Standortskarten : dargestellt am Beispiel des MaB-Testgebiets Davos = Simulation of the special distribution of plant communities based on maps of site factors : investiga...

Autor: Fischer, Hagen S.

DOI: https://doi.org/10.5169/seals-308986

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: 03.11.2025

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

Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel, Zürich, 122. Heft

Simulation der räumlichen Verteilung von Pflanzengesellschaften auf der Basis von Standortskarten. Dargestellt am Beispiel des MaB-Testgebiets Davos.

Simulation of the Spacial Distribution of Plant Communities Based on Maps of Site Factors. Investigated in the MaB Test Site Davos.

Hagen S. FISCHER

1994

INHALTSVERZEICHNIS

	Verdankungen	**5**
1.	**Einleitung**	**6**
2.	**Das Testgebiet Davos**	**9**
2.1	Geographische Lage	9
2.2	Klima	9
2.3	Geologie und Böden	13
2.4	Vegetation	13
2.4.1	Syntaxonomische Übersicht der Vegetationseinheiten	17
2.4.2	Synoptische Gesellschaftstabelle	17
3.	**Standortsdaten in der Datenbank MaB-Davos**	**33**
3.1	Die Datenbank MaB-Davos	34
3.2	Vegetation	38
3.3	Klimatische Standortsfaktoren	38
3.3.1	Meereshöhe und Temperatur	38
3.3.2	Exposition	40
3.3.3	Sonnenstrahlung	41
3.3.4	Ausaperung und Vegetationszeit	44
3.3.5	Niederschlag	45
3.4	Edaphische Standortsdaten	46
3.4.1	Neigung	46
3.4.2	Gestein und Bodentyp	46
3.5	Anthropo-zoogene Standortsfaktoren	47
3.5.1	Landnutzung	47
3.6	Das Displaysystem für digitale Rasterkarten	51
3.6.1	Das Konzept der Farb- und Grauton-Manipulation	51
3.6.2	Das Programm ZDF_GPX	54
3.7	Die Benutzung der Datenbank MaB-Davos	58
3.7.1	Die COMMON-Blocks	59
3.7.2	Unterprogramm MABDB	61
3.7.3	Unterprogramm CLMAB (CLose MAB-File)	61
3.7.4	Unterprogramm RDPIX (ReaD PIXel)	62
3.7.5	Unterprogramm GTPIX (GeT PIXel)	62
4.	**Das Bayes-Modell**	**63**
4.1	Der Bayes-Klassifikator	64
4.1.1	Bedingte Wahrscheinlichkeiten	67
4.1.2	Multivariate bedingte Wahrscheinlichkeiten	67
4.2	Erstellung der Kontingenztabellen	68
4.2.1	Die Überlagerung verschiedener Datenebenen	70
4.3	Das Problem der Unabhängigkeiten	73
4.3.1	Unabhängigkeit der Beobachtungen	73
4.3.2	Unabhängigkeit der Wirkungen	81
4.3.3	Unabhängigkeit der Standortsfaktoren	85
4.4	Parametrisierung	89
4.4.1	Mittelwert und Standardabweichung der Stichprobe	90
4.4.2	Logit-Regression	91

4.4.3	Iterative Anpassung der Gauss'schen Kurve	92
4.4.4	Bivariate bedingte Wahrscheinlichkeit	94
4.4.5	Ökologische Präferenzfunktion	95
4.5	Schätzung der a priori-Wahrscheinlichkeit	103
4.6	Generalisierungsfilter	104
4.7	Variablenauswahl	106
4.7.1	A priori-Auswahl mit informationstheoretischen Statistiken	106
4.7.2	A posteriori-Auswahl mit Simulationsversuchen	109
4.8	Vergleich der simulierten mit der erhobenen Vegetationskarte	110
4.9	Anwendungsbeispiele	115
4.9.1	Klimaszenarium	116
4.9.2	Wahrscheinlichkeitskarten	117
5.	**Das Wiesen-Modell**	**118**
5.1	Kanonische Korrespondenzanalyse	118
5.2	Datenmaterial	119
5.3	Ergebnisse	119
6.	**Diskussion**	**127**
	Zusammenfassung - Summary - Résumé	**130**
	Literaturverzeichnis	**132**
	Anhang (Karten 1-7)	**137**

PostScript® ist ein eingetragenes Warenzeichen der Adobe Systems, Inc. © 1984. VAX und VMS sind eingetragene Warenzeichen der Digital Equipment Corporation.

VERDANKUNGEN

Mein Dank gebührt Herrn Prof. Dr. D. Steiner, der die Anfertigung dieser Arbeit ermöglicht hat und mir jede notwendige Unterstützung zukommen liess. Herrn PD Dr. O. Wildi und Herrn Dr. H. Gilgen danke ich für ihre jederzeitige Bereitschaft zu fachlichen Diskussionen.
Frau Prof. Dr. K. Urbanska und Herr Prof. Dr. E. Landolt haben mir die Benützung der Aussenstation des Geobotanischen Instituts ETH, Stiftung Rübel, in Clavadel für die Geländearbeiten ermöglicht.
Herr Dr. K. Seidel hat mir seine Unterprogrammbibliothek zur Verarbeitung von ZDF-Rasterfiles überlassen und war mir zusammen mit Herrn Dr. M. Keller bei der Einarbeitung in die MaB-Datenfiles behilflich.
Herr Dr. M. Keller, Herr Dr. L. Vetterli und Herr Dr. G. Zumbühl haben mir Daten über das Gebiet von Davos überlassen und somit auch in dankenswerter Weise zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen.
Frau Margrit Krause, mit der ich lange Zeit ein Büro teilen durfte, verdanke ich unzählige nicht-publizierte Informationen über das Projekt MaB-Davos, insbesondere über das Teilprojekt der Bodenkartierung.
Besonders danken möchte ich dem Systemmanager der EDV-Anlagen am Geographischen Institut, Herrn Franz Koch, der bei allen Schwierigkeiten mit den EDV-Systemen mit grosser fachlicher Kompetenz immer bemüht war, eine optimale Lösung zu finden.

1. EINLEITUNG

Die Oberfläche der Erde ist grösstenteils von einer dichten Vegetationsschicht bedeckt, die Grundlage allen menschlichen und tierischen Lebens auf unserem Planeten ist. Sie kann aus sehr verschiedenen Pflanzenarten aufgebaut sein. Diese Artenzusammensetzung prägt nicht nur den ästhetischen Charakter der Landschaft, sondern bestimmt auch die land- und forstwirtschaftliche Nutzbarkeit. Die Kombination der verschiedenen Pflanzenarten, die man an einer bestimmten Stelle im Gelände vorfindet, ist nicht zufällig. Man trifft vielmehr immer charakteristische Kombinationen von Pflanzenarten an. Diese Pflanzenarten-Kombinationen werden Pflanzengesellschaften genannt. Die Pflanzengesellschaften sind das Ergebnis einer Vegetationsklassifikation. Sie stellen eine Abstraktion der realen Vegetation dar.
Das Vorkommen einer bestimmten Pflanzengesellschaft ist vom Standort und von der Nutzung (inkl. Nutzungsgeschichte) abhängig. Diese Abhängigkeit wird soziologischer Determinismus genannt (BRAUN-BLANQUET 1928). Unter Standort versteht man die Gesamtheit der an einer geographisch bestimmten Lokalität wirkenden Faktoren, soweit sie die Pflanzenwelt beeinflussen (FLAHAULT und SCHRÖTER 1910). Zwischen den drei Begriffen Vegetation, Standort und Nutzung besteht eine wechselseitige Beziehung. Die Nutzung beeinflusst die Vegetation (z.B. durch Mahd) und den Standort (z.B. durch Düngung). Die mögliche Nutzung ist von der Vegetation und dem Standort abhängig. Die Vegetation beeinflusst das Kleinklima (z.B. durch Evapotranspiration und Albedo) und die bodenbildenden Faktoren (Erosion, Humifizierung). Aufgrund des soziologischen Determinismus kann die Vegetation als Indikator für den Standort verwendet werden. Umgekehrt kann aber auch vom Standort auf die Vegetation geschlossen werden.
Diese Beziehungen und Abhängigkeiten zu kennen ist Voraussetzung sowohl für einen effektiven Natur- und Landschaftsschutz als auch für eine standortsgemässe Land- und Forstwirtschaft mit langfristig gesicherten Erträgen. In qualitativer Form ist dieses Wissen weitgehend vorhanden. Diese nicht formalisierten, intuitiven Kenntnisse können jedoch nur schwer weitergegeben werden (z.B. an Planer und Politiker) und können auch nicht mit "harten" wissenschaftlichen Methoden getestet und verifiziert werden. Sie erlauben nur qualitative - jedoch keine quantitativen Aussagen. Die Fragen, die es heute zu beantworten gilt, sind jedoch meist quantitativer Natur: Wie gross muss ein bestimmtes Biotop sein, damit die darin lebenden seltenen Tiere und

Pflanzen langfristig überleben können? Wie weit darf es vom nächsten gleichartigen Biotop entfernt sein? Wie gross wird der landwirtschaftliche Ertrag sein, wenn eine bestimmte Weide zukünftig als Fettwiese bewirtschaftet wird? Wie gross ist der Ertragsverlust durch Skipisten auf einer bestimmten Fettwiese? Um derartige Fragen beantworten zu können, braucht man quantitative, formalisierte Methoden, die auf der Basis des soziologischen Determinismus die Abhängigkeit der Vegetation vom Standort beschreiben.

Wissenschaft ist Modellierung

Ein Modell ist ein einfaches Abbild eines realen Systems, das in bestimmten interessierenden Eigenschaften mit dem realen System übereinstimmt oder ihm zumindest ähnlich ist. Es kann ein mentales Modell sein (unsere Vorstellung von der Realität), oder ein verbales (die in Worte gefasste Vorstellung von der Realität). Wenn das Modell mathematisch exakt und quantitativ beschrieben ist, kann es in einer Programmiersprache formuliert werden. Die Realisierung des Modells im Computer nennen wir Simulation. Mit der Computersimulation können verschiedene Ziele verfolgt werden.

Die Simulation kann eingesetzt werden, um die dem Modell zugrundeliegenden Hypothesen zu testen. Wenn ein Modell auf Hypothesen über die kausalen Zusammenhänge im realen System aufgebaut ist, kann durch den Vergleich des Verhaltens der Realität mit dem des Modells geprüft werden, ob die Hypothesen richtig sein können. Wenn das Verhalten nicht übereinstimmt, sind die Hypothesen falsch oder unzureichend. Übereinstimmendes Verhalten zwischen realem System und Modell beweist allerdings noch nicht die Richtigkeit der Hypothese. Es zeigt nur, dass die Hypothese eine mögliche Erklärung für das beobachtete Verhalten ist. Mit Simulationen kann grundsätzlich keine Aussage bewiesen, sondern nur widerlegt werden.

Wenn ein Modell nach umfangreichen Tests als wahrscheinlich richtig betrachtet werden kann, ist es als Instrument für Planungen einsetzbar. Mit ihm können dann Prognosen über das wahrscheinliche Verhalten des Systems nach irgendwelchen Eingriffen erstellt werden.

Vegetation als stochastischer Prozess

Ein stochastischer Prozess ist die Veränderung einer abhängigen Zufallsvarablen als Funktion unabhängiger Dimensionen eines realen oder abstrakten Raumes (LEGENDRE und LEGENDRE 1983, PODANI 1984). Diese Achsen können die Koordinaten des topographischen Raums, die Zeit, Standortsfaktoren oder der Massstab der Beobachtung sein. Ein stochastischer Prozess hat meist so

wohl deterministische und systematische als auch zufällige Komponenten. Die Vegetation ist die Realisierung eines stochastischen Prozesses, der von den verschiedenen Typen von Achsen abhängig ist. In der Vegetationskunde werden meist ein oder zwei Typen von Variablen als interessierende Phänomene ausgewählt, während die anderen konstant gehalten werden. Die klassische Pflanzensoziologie (Syntaxonomie, Synsystematik) betrachtet die unterschiedliche floristische Zusammensetzung der Vegetation an verschiedenen Punkten im realen Raum. Die Variable Zeit wird als konstant angenommen (u.a. ELLENBERG und KLÖTZLI 1972, OBERDORFER 1977, 1978, 1983). Die Sukzessionsforschung (Syndynamik) dagegen betrachtet die Veränderung eines konstanten Punktes im realen Raum als Funktion der Zeit (VAN DER MAAREL 1980). In der ökologischen Pflanzensoziologie (Standortskunde) wird die Beziehung zwischen Vegetation und Standort betrachtet (DIERSCHKE 1975, 1977, FISCHER 1986). Wenn Zeit, Ort und Standort konstant gehalten werden, der Massstab der Beobachtung jedoch variiert wird (etwa die Grösse der Beobachtungsflächen), erhält man die charakteristischen Funktionen der Vegetation (JUHASZ-NAGY 1976, 1984, PODANI 1984). Die Simulationen in dieser Arbeit verbinden zwei stochastische Prozesse, den Standort als Funktion des topographischen Ortes und die Vegetation als Funktion des Standorts.
Bislang gibt es nur wenige Arbeiten, die die Verteilung der Vegetationstypen in der Landschaft aufgrund der Verteilung der Standortsfaktoren modellieren. Erst die Verfügbarkeit der elektronischen Datenverarbeitung und die Möglichkeit der Speicherung der Standortsfaktoren in Geographischen Informationssystemen ermöglichte diese Modellierung. Das globale Vegetationsmodell von LEEMANS (1990) basiert auf dem Lebenszonen-Klassifikationssystem von HOLDRIDGE (1967), dem einfache klimatische Variablen (Temperatur und Niederschlag) zugrunde liegen. BOX (1981) entwickelte ein globales Modell für die Simulation der Verteilung von Vegetationsformationen mit Hilfe klimatischer Variablen und einem qualitativen Parallelepiped-Klassifikator (PPD-Klassifikator: MATHER 1987). Einen ähnlichen Ansatz benutzen BINZ und WILDI (1988) im Schweizer MaB Projekt Davos. Als Beitrag zum International Geosphere Biosphere Program (IGBP) arbeiten PRENTICE et al. (1989) zur Zeit an einer Modifikation populationsbiologischer Modelle für die globale Vegetationssimulation. In der vorliegenden Arbeit wird ein quantitatives Modell entwickelt, um die Beziehungen zwischen Vegetation, Standort und Nutzung flächendeckend in einem grösseren Gebiet zu untersuchen und die Verteilung der Pflanzengesellschaften in der Landschaft in Abhängigkeit von Standort und Nutzung zu simulieren.

2. DAS TESTGEBIET DAVOS

2.1. GEOGRAPHISCHE LAGE

Das Untersuchungsgebiet liegt in den Schweizer Zentralalpen in der Landschaft Davos (Kanton Graubünden) auf einer Höhe zwischen 1500 und 3000 m ü. M. Es ist etwa 100 km^2 gross und umfasst den oberen Teil des Landwassertals in der Umgebung der Stadt Davos bis zum Wolfgangpass (1631 m ü.M.), das Parsenngebiet und das Dischmatal. Ein Teil des Gebiets ist intensiv für den Tourismus erschlossen. Besonders bekannt sind die Skigebiete am Jakobshorn (2590 m ü.M.), am Weissfluhjoch (2685 m ü.M.), der Schatzalp (zwischen Schiahorn und Chüpfenflue) und im Parsenngebiet (südlich der Casanna). Der hintere Teil des Dischmatals ist im Winter häufig durch Lawinen gefährdet, und wurde deshalb nur extensiv für den Tourismus erschlossen.

2.2. KLIMA

Zur Charakterisierung des Allgemeinklimas wurden Klima-Diagramme auf der CYBER des Rechenzentrums der ETH mit Hilfe der Klima-Datenbank der Schweizerischen Meteorologischen Anstalt (SMA) erstellt. Berechnungsgrundlage ist der gesamte in der Datenbank gespeicherte Zeitraum mit Messwerten der jeweiligen Station bis 1988. Die Diagramme sind eine Erweiterung der Klima-Diagramme nach WALTER und LIETH (1960). Wie bei WALTER stellen sie den Jahresgang des Niederschlags und der mittleren Tagestemperatur dar. Die Textzeile unter dem Stationsnamen enthält die Meereshöhe, die mittlere Jahrestemperatur, den mittleren Jahresniederschlag und den ausgewerteten Beobachtungszeitraum. An der Innenseite der Temperaturachse befindet sich oben die absolute Höchsttemperatur und unten die absolute Tiefsttemperatur im Beobachtungszeitraum. Zusätzlich zu den Klimadiagrammen nach WALTER und LIETH (1960) sind noch die mittleren Tageshöchst- und Tagestiefsttemperaturen (die gestrichelten Linien über bzw. unter der Tagestemperaturlinie) sowie die Tageshöchsttemperatur plus deren Standardabweichung und die Tagestiefsttemperatur minus ihre Standardabweichung (die oberste bzw. unterste gestrichelte Linie) eingetragen. Durch diese Erweiterungen können in dem Diagramm Zeiten mit Frosttagen (Tages-

tiefsttemperatur unter dem Gefrierpunkt, aber Tageshöchsttemperatur darüber), Eistagen (Tageshöchsttemperatur unter dem Gefrierpunkt) sowie Zeiten mit Spätfrost (Tagestiefsttemperatur minus Standardabweichung unter dem Gefrierpunkt) dargestellt werden. Zur Berechnung der Temperaturen wurden zunächst für jeden Tag im Jahr die mittleren Temperaturwerte für den Beobachtungszeitraum ermittelt. Die Kurven wurden dann durch Fourieranalyse geglättet. Dabei wurden für die Temperaturmittelwerte zwei und für die Standardabweichung drei Harmonische berücksichtigt (vgl. GINSBURG 1970). Die Fehlerbalken in der Kurve der monatlichen Niederschläge stellen die 95%-Vertrauensbereiche für die Mittelwerte dar. Die Längeneinheiten entsprechen denen der Niederschlagswerte zwischen 0 und 100 mm. Für die Unterteilung der horizontalen Achse wurde die Einteilung Dezember bis November entsprechend der meteorologischen Jahreszählung gewählt (nicht Januar bis Dezember wie bei WALTER). Die vier Jahreszeiten (DEC-FEB, MAR-MAI, JUN-AUG, SEP-NOV) stehen dann als Viertel der Achse übersichtlich nebeneinander, und der Winter ist nicht auf die zwei Enden der Achse verteilt.

Zusätzlich zu den Jahresgängen von Niederschlag und Temperatur wurden weitere Klima-Kenngrössen in Anlehnung an BNL (1982) und HAEUPLER (1974) berechnet und in den Tab. 1 bis 3 dargestellt. Die mittlere Jahrestemperatur ist der Mittelwert der ungeglätteten, mittleren Tagestemperaturen. Frosttage bzw. Eistage sind Tage, deren Tagestiefst- respektive Tageshöchsttemperatur unter dem Gefrierpunkt liegen. Sommertage sind Tage, deren Tageshöchsttemperatur mindestens 25°C beträgt. Tropentage (= Hitzetage) haben eine Tageshöchsttemperatur von mindestens 30°C. Bei der Zählung der Frosttage sind die Eistage und bei der Zählung der Sommertage die Tropentage mit inbegriffen. Die Vegetationsperiode wurde definiert als die Anzahl schneefreier Tage mit einer Tagesmitteltemperatur über 5°C bzw. über 10°C. Diese Zahl ist kleiner als die Anzahl der Tage mit einer mittleren Tagestemperatur über 5°C bzw. 10°C, da Tage, die zwar im langjährigen Mittel über der Temperaturgrenze liegen, in einem bestimmten Jahr aber darunter, nicht mitgezählt werden. Der umgekehrte Fall, d.h. Tage mit einem langjährigen Mittel unter, aber mit einem aktuellen Wert über der Grenze, werden wegen der im Winter meist vorhandenen Schneedecke nicht mitgezählt. Diese Berechnungsart liefert einen genaueren Wert für die Anzahl Tage, an denen die Pflanzen photosynthetisch aktiv sein können, da sie direkt auf den Beobachtungen einzelner Tage beruht. Das Ende der Vegetationsperiode wurde definiert als der letzte Tag im Jahr mit einer mittleren Tagestemperatur von

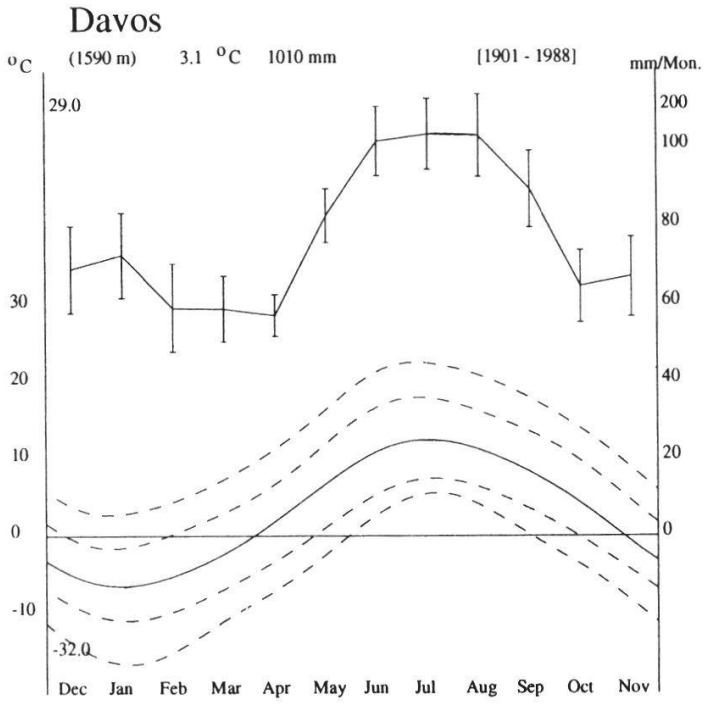


Fig. 1a. Klimadiagramm der SMA-Station Davos.
Climate diagram of the SMA-station Davos.

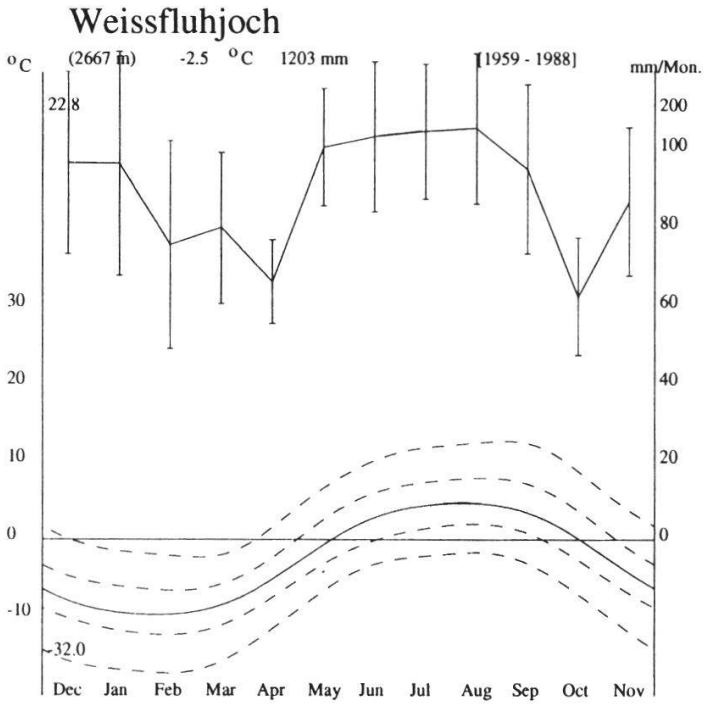


Fig. 1b. Klimadiagramm der SMA-Station Weissfluhjoch.
Climate diagram of the SMA-station Weissfluhjoch.

Tab. 1. Jahresstatistiken der Klimastationen von Davos und Weissfluhjoch. (Erläuterungen siehe Text)
Annual statistics of the climate station Davos and Weissfluhjoch. (Details see text).

Messstation	Davos	Weissfluhjoch
LT-Koordinaten	783575/187475	780600/189580
Längengrad	9°50'44.2"	9°48'26.9"
Breitengrad	46°48'51.8"	46°50'02.9"
Meereshöhe	1590 m	2667 m
Beobachtungszeitraum	1901-1988	1959-1988
mittlere Jahrestemperatur	3.1°C	-2.5°C
Tropentage	0	0
Sommertage	2	0
Frosttage	196	270
Eistage	62	178
Vegetationsperiode (>5°C)	99	38
Vegetationsperiode (>10°C)	53	5
Ende Vegetationsperiode	10. Oktober	-
Jahresniederschlag	1010 mm	1203 mm
Niederschlag Mai-September	560 mm	638 mm
Tage mit Niederschlag >1 mm	123	137
Tage mit Niederschlag >10 mm	31	39
Tage mit Schneefall	86	152
Tage mit Schneedecke	180	288
Tage mit Nebel	9	186

Tab. 2. Monats-Statistiken der Station Davos. - *Monthly statistics of the station Davos.*
SSD: Sonnenscheindauer in Std./30 Tg. - *duration of sunshine in hours per 30 days*
SSD%: relative Sonnenscheindauer - *relative duration of sunshine*
NIED: Niederschlag in mm/Mt. - *monthly precipitation in mm*
VERD: Verdunstung in mm/Mt. - *monthly evaporation in mm*

Monat	SSD	SSD%	NIED	VERD
Dezember	80	48	69	-
Januar	86	49	73	-
Februar	113	53	59	-
März	139	50	59	-
April	149	45	57	-
Mai	160	43	83	36
Juni	168	44	118	64
Juli	189	50	137	84
August	184	53	133	63
September	167	56	90	56
Oktober	134	57	65	33
November	96	51	67	-

Tab. 3. Monats-Statistiken der Station Weissfluhjoch.
Monthly statistics of the station Weissfluhjoch.
SSD: Sonnenscheindauer in Std./30 Tg. - *duration of sunshine in hours per 30 days*
SSD%: relative Sonnenscheindauer - *relative duration of sunshine*
NIED: Niederschlag in mm/Mt. - *monthly precipitation in mm*

Monat	SSD	SSD%	NIED
Dezember	117	46	97
Januar	110	43	97
Februar	147	48	76
März	150	46	80
April	158	43	66
Mai	167	43	107
Juni	174	42	134
Juli	194	45	148
August	182	48	155
September	188	54	95
Oktober	176	56	62
November	131	46	87

mindestens 5°C. Als Tage mit Schneefall zählen solche mit mindestens 0.2 mm Wasseräquivalent Niederschlag in Form von Schnee. Tage mit Schneedecke haben eine Schneehöhe von mindestens 1 cm. Bei Nebeltagen sind Tage mit Dunst nicht mitgezählt.

2.3. GEOLOGIE UND BÖDEN

Petrographisch besteht das Gebiet hauptsächlich aus Silikatgestein (v.a. Ortho- und Paragneise). Es finden sich aber auch Kalk, Dolomit und Serpentinit. Die Böden sind überwiegend flachgründig und nur gering entwickelt. Eine ausführliche Darstellung der Geologie und der Böden findet sich in CADISCH et al. (1929) und in KRAUSE (1986).

2.4. VEGETATION

Entsprechend der Höhenlage des Untersuchungsgebiets umfasst die Vegetation die subalpine, alpine und subnivale Vegetationsstufe mit subalpinen Nadelwäldern und Zwergstrauchgesellschaften, intensiv genutzten Fettwiesen, Magerwiesen (Mäder), Weiden, alpinen Rasen und nicht nutzbaren alpinen und subnivalen Fels- und Schuttvegetationstypen.

Tab. 4. Synsystematische Übersicht über die Vegetationseinheiten.
Synsytematic synopsis of the vegetation units.

Klasse
- Ordnung
  - Verband
  - UV Unterverband
    - Assoziation/Gesellschaft
      - Subassoziation

Montio-Cardaminetea Br.-Bl. et Tx. ex Klika et Had. 1944
- *Montio-Cardaminetalia* Pawl. 1928

Scheuchzerio-Caricetea fuscae (Nordh. 1937) Tx. 1937
- *Scheuchzerietalia palustris* Nordh. 1937
- (= *Caricetalia fuscae* W. Koch 1926 em. Nordh. 1937)
  - *Caricion fuscae* W. Koch em. Klika 1934
    - *Caricetum fuscae* Br.-Bl. 1915
- *Tofieldietalia* Prsg. ex Oberd. 1949
- (= *Caricetalia davallianae* Br.-Bl. 1949)
  - *Caricion davallianae* Klika 1934
    - *Caricetum davallianae* Dutoit 1924

Oxycocco-Sphagnetea Br.-Bl. et Tx. 1943
- *Sphagnetalia magellanici* (Pawl. 1928) Moore (1964) 1968
  - *Sphagnion magellanici* (Pawl. 1928) Kästner et Flössner 1933 em.
  - (= *Sphagnion fusci* Br.-Bl. 1920)
    - *Eriophoro-Trichophoretum caespitosi* (Zlatnik 1928, Rudolph et al. 1928) Rüb. 1933 em.

Artemisietea Lohm., Prsg. et Tx. ex Tx. 1950
- *Artemisietalia* Lohm. ex Tx. 1947 em. Th. Müll.
  - *Rumicion alpini* Klika et Had. 1944
    - *Rumicetum alpini* Beg. 1922
    - *Alchemillo-Deschampsietum caespitosi* Dietl 1972

Thlaspietea rotundifolii Br.-Bl. et al. 1947
- *Thlaspietalia rotundifolii* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
  - *Thlaspion rotundifolii* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
- *Androsacetalia alpinae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
  - *Androsacion alpinae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926

Salicetea herbaceae Br.-Bl. et al. 1947
- *Salicetalia herbaceae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
  - *Salicion herbaceae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
    - *Salicetum herbaceae* Br.-Bl. 1913
    - *Hygrocurvuletum* Br.-Bl. 1913
    - *Luzuletum spadiceae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
    - *Polytrichetum sexangularis* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
- *Arabidetalia coeruleae* Rüb. 1933
  - *Arabidion coeruleae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
    - *Arabidetum coeruleae* Br.-Bl. 1918

Caricetea curvulae Br.-Bl. 1948
- *Caricetalia curvulae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
  - *Caricion curvulae* Br.-Bl. 1925
    - *Caricetum curvulae* (Kerner 1863 p. 273) Brockm.-Jer. 1907
      - *Caricetum curvulae gentianetosum* Br.-Bl. 1969
    - *Festucetum halleri* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926

Tab. 4. (Forts.- *continued*)

Klasse Ordnung Verband UV Unterverband Assoziation/Gesellschaft Subassoziation
Elyno-Seslerietea Br.-Bl. 1948 *Sesleretalia coeruleae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 *Seslerion coeruleae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 *Seslerio-Caricetum sempervirentis* Beg. 1922 em. Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 (= *Seslerio-Semperviretum* Beg. 1922 em. Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926) *Caricetum firmae* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 *Caricion ferrugineae* Br.-Bl. 1931 *Caricetum ferrugineae* (Stebler et Schröter) Lüdi 1921 *Festuco violaceae-Trifolietum thalii* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 *Elynetalia* Oberd. 1957 *Elynion* Gams 1936 *Elynetum* (Brockm.-Jer. 1907) Br.-Bl. 1913 *Nardo-Callunetea* Prsg. 1949 *Nardetalia* Oberd. 1949 em. Prsg. 1949 *Eu-Nardion* Oberd. 1949; (= *Nardion* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926;) *Aveno versicoloris-Nardetum* Oberd. (1950) 1957 *Curvulo-Nardetum* Oberd. 1959; (= "*Carex curvula Form des Aveno-Nardetum* Oberd. (1950) 1957" Oberd. 1983, Pflanzensoz. Exkursionsflora) *Molinio-Arrhenatheretea* Tx. 1937 *Molinetalia caeruleae* W. Koch 1926 *Calthion* Tx. 1937 *Polygono-Ranunculetum aconitifolii* Kuoch 1964 *Arrhenatheretalia* Pawl. 1928 *Polygono-Trisetion* Br.-Bl. et Tx. ex Marsch. 1947 n. inv. Tx. et Prsg. 1951 *Ranunculus aconitifolius-Trisetum flavescens*-Gesellschaft (Hundt 1985) "Typische" *Trisetum flavescens*-Gesellschaft (Hundt 1985) *Campanula scheuchzeri-Trisetum flavescens*-Gesellschaft (Hundt 1985) *Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Gesellschaft (Zumbühl 1983) *Poion alpinae* Oberd. 1950 *Betulo-Adenostyletea* Br.-Bl. et Tx. 1943 *Adenostyletalia* G. et J. Br.-Bl. 1931 *Adenostylion alliariae* Br.-Bl. 1925 *Cicerbitetum alpinae* Beg. 1922 (= *Adenostylo-Cicerbitetum* Br.-Bl. 1950) *Alnetum viridis* (Rüb.) Br.-Bl. 1918 *Calamgrostio variae-Piceetum* Burger 1982 *Betula hybrida-Sorbus aucuparius-Bestände* (Zumbühl 1986)

Tab. 4 (Forts.- *continued*)

Klasse Ordnung Verband UV Unterverband Assoziation/Gesellschaft Subassoziation
Erico-Pinetea Horvat 1959 *Erico-Pinetalia* Horvat 1959 *Erico-Pinion* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et al. 1939 *Erico-Pinetum montanae* Ellenb. et Klötzli 1972 *Vaccinio-Piceetea* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et al. 1939 *Vaccinio-Piceetalia* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et al. 1939 *Vaccinio-Piceion* Br.-Bl. 1938 UV*Eu-Vaccinio-Piceion* Oberd. 57 *Melico-Piceetum* Ellenb. et Klötzli 1972 *Veronico latifoliae-Piceetum* Ellenb. et Klötzli 1972 *Sphagno-Piceetum calamagrostietosum villosae* Ellenb. et Klötzli 1972 *Sphagno-Piceetum adenostyletosum alliariae* Ellenb. et Klötzli 1972 *Larici-Piceetum* Ellenb. et Klötzli 1972 *Sphagno-Pinetum montanae* Ellenb. et Klötzli 1972 UV *Rhododendro-Vaccinion* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926 *Larici-Pinetum cembrae* Ellenb. et Klötzli 1972 *Rhododendro-Vaccinietum* Palm. et Haffter 1933 *Empetro-Vaccinietum* Palm. et Haffter 1933 *Empetro-Vaccinietum cetrarietosum* Kuoch 1970 *Calamagrostietum villosae* Szafer, Pawl. et Kulczynski 1923 *Junipero-Arctostaphyletum* Hafter 1939 mss. ex Br.-Bl. et al. 1939 *Junipero-Arctostaphyletum juniperetosum* Kuoch 1970 *Junipero-Arctostaphyletum callunetosum* Kuoch 1970 *Junipero-Arctostaphyletum alectorietosum* Kuoch 1970 *Cetrario-Loiseleurietum* Br.-Bl. ex Br.-Bl. et Jenny 1926
Abkürzungen em. emendiert (verbessert, begrifflich erweitert oder eingeengt) et (lat.) und et al. (lat.) und andere ex. (lat.) aus mss. Manuskripte n. inv. nomen inversum (lat.) Reihenfolge der ursprünglichen Schreibweise umgestellt. Autoren: Beg.: Beger; Br.-Bl.: Braun-Blanquet; Brockm.-Jer.: Brockmann-Jerosch; Ellenb.: Ellenberg; Had.: Hadac; Lohm.: Lohmeyer; Marsch.: Marschall; Nordh.: Nordhagen; Oberd.: Oberdorfer; Palm.: Pallmann; Pawl.: Pawlowski; Prsg.: Preising; Rüb.: Rübel; Th.Müll.: Theo Müller; Tx.: Tüxen.

2.4.1. Syntaxonomische Übersicht der Vegetationseinheiten

Tab. 4 gibt eine Übersicht über die in dieser Arbeit behandelten pflanzensoziologischen Syntaxa. Ein Syntaxon ist "eine abstrakte, nach floristisch-soziologischen Kriterien definierte Vegetationseinheit irgendeiner Rangstufe ..., die im Prinzip in ein hierarchisches System einfügbar ist" (BARKMAN et al. 1986). Die Nomenklatur der Syntaxa von der Klasse bis zum Verband richtet sich nach ELLENBERG (1979), die der Wälder nach ELLENBERG und KLÖTZLI (1972), die Nomenklatur der subalpinen Zwergstrauchgesellschaften folgt KUOCH (1970), und die der Fettwiesen HUNDT (1985). Die Nomenklatur der sonstigen Assoziationen entspricht OBERDORFER (1983b) und BRAUN-BLANQUET (1948, 1949). Auf eine Überprüfung der Gültigkeit der Syntaxa nach dem neuen "Code der pflanzensoziologischen Nomenklatur" (BARKMAN et al. 1986) wurde verzichtet. Es wurde keine Neubearbeitung des syntaxonomischen Systems vorgenommen, sondern nur eine Übersicht nach dem bestehenden System gegeben. Die Endung *-etea* bezeichnet im pflanzensoziologischen System nach BRAUN-BLANQUET (1928, 1964) eine Klasse, *-etalia* eine Ordnung, *-ion* einen Verband oder Unterverband (UV), *-etum* eine Assoziation und *-etosum* eine Subassoziation. Unter Gesellschaft wird ein rangloses Syntaxon verstanden, oder ein Vegetationstyp, dem eigene Charakterarten fehlen (OBERDORFER 1977). Eine Fazies ist ein Syntaxon mit niedrigerem Rang als die Subassoziation. Den Namen der Syntaxa sind die Autorenbezüge mit Jahreszahl angefügt. Eingeklammerte Autorenbezüge weisen auf nicht gültig veröffentlichte Taxonbeschreibungen hin. Eingeklammerte Syntaxa verweisen auf Synonyme. Die Abkürzungen der Autorennamen sind am Ende der Tabelle zu finden. Auf eine Aufnahme der Zitate in das Literaturverzeichnis wurde verzichtet. Sie sind in den gängigen Arbeiten z.B. bei OBERDORFER (1977, 1978, 1983a) oder BRAUN-BLANQUET (1948, 1949, 1964, 1969) zu finden.

2.4.2. Synoptische Gesellschaftstabelle

Aus dem Untersuchungsgebiet liegen pflanzensoziologische Aufnahmen von verschiedenen Autoren vor (KUOCH 1970, VETTERLI 1981, 1982, ZUMBÜHL 1983, HUNDT 1985). Um einen Überblick über die in dieser Arbeit simulierten Vegetationstypen zu erhalten, wurden die verschiedenen pflanzensoziologischen Tabellen zu einer Gesamttabelle zusammengefasst. Die Klassifikation der Aufnahmen wurde von den jeweiligen Autoren und von ZUMBÜHL (1986)

übernommen. Vegetationstypen, die mit weniger als fünf Aufnahmen repräsentiert sind, sowie Aufnahmen, die von den ursprünglichen Bearbeitern keinem Vegetationstyp zugeordnet wurden, sind in der Tabelle nicht dargestellt. Nach dieser Auswahl der Aufnahmen umfasst die Gesamttabelle 715 Aufnahmen (164 Aufnahmen von KUOCH [1970], 98 Aufnahmen von VETTERLI [1981], 165 Aufnahmen von VETTERLI [1982], 226 Aufnahmen von ZUMBÜHL [1983] und 63 Aufnahmen von HUNDT [1985]).
Da keine einheitliche Nomenklatur für die Pflanzenarten existiert, können erhebliche Schwierigkeiten beim Zusammenfassen von Daten verschiedener Autoren auftreten, wenn zur Bestimmung der Arten unterschiedliche Floren herangezogen wurden. Die Zuordnung von Synonymen kann gelegentlich nur auf dem Umweg über eine dritte (oder vierte) Flora getroffen werden, da die Liste der Synonyme in den Floren in der Regel nicht vollständig ist. Da alle Autoren mit Ausnahme von KUOCH die Nomenklatur aus HESS et al. verwendeten, war die Zuordnung einfach. In der Gesamttabelle wurden in einigen Fällen die Kleinarten zu Sammelarten zusammengefasst und mit dem Zusatz s.l. (sensu lato) versehen.
Die Anordnung und Klassifikation der Arten beruht auf einer multivariaten Analyse der Gesamttabelle. Bei dieser Analyse müssen verschiedene Methoden und Optionen wie Variablenauswahl, Datentransformation, Wahl eines Distanzmasses und einer Klassifikationsmethode gewählt werden. Im folgenden wird der Gang der Analyse beschrieben, ohne jedoch ausführlich auf die einzelnen Methoden einzugehen. Hierzu sei auf die einschlägige Literatur verwiesen. Ausführliche Darstellungen der multivariaten Methoden in der Ökologie finden sich in FISCHER und BEMMERLEIN (1988, 1989), GAUCH (1982), GREEN (1979), GREIG-SMITH (1957, 1983), JONGMAN et al. (1987), KERSHAW und LOONEY (1985), KREBS (1989), LEGENDRE et al. (1983), MUELLER-DOMBOIS und ELLENBERG (1974), ORLOCI (1978), ORLOCI und KENKEL (1985), PIELOU (1977, 1984), SHIMWELL (1971), WHITTAKER (1975), WILDI (1986) u.a. Die Analysen wurden mit den Programmen TRAFOA, ZEIWERT, SPESEQ und PRIMULA aus dem Pflanzensoziologischen Programmsystem (BEMMERLEIN und FISCHER 1985) und mit den Programmen INIT, EDDA, EDGR, DIAN, RESE, CLTR und TABS aus dem Programmpaket MULVA-4 (WILDI und ORLOCI 1990) ausgeführt. Die Beschreibung der aktuellen Version des Pflanzensoziologischen Programmsystems ist beim zweiten Autor erhältlich.
Im ersten Schritt der Analyse müssen die Gewichte für die Schätzklassen der Artmächtigkeiten (Mengen der Arten) festgelegt werden. Die Daten liegen als

visuelle Schätzungen der Artmächtigkeiten in einer Ordinalskala vor. Die benutzte Gewichtung der Schätzklassen beruht auf einem Histogrammausgleich. Dieses in der digitalen Bildverarbeitung zur Kontrastoptimierung eingesetzte Verfahren basiert auf der Häufigkeitsverteilung der einzelnen Schätzklassen im Datensatz. Das Gewicht der Schätzklasse ist proportional zur kumulativen Häufigkeit der Schätzklasse:

$$Gew_k = \frac{\sum_{i=1}^{k} f_i}{\sum_{i=1}^{n} f_i}$$

Gew_k	Gewicht der k-ten Schätzklasse
f_i	Absolute Häufigkeit der i-ten Schätzklasse
n	Anzahl der Schätzklassen

Diese Transformation differenziert besonders stark zwischen den Artmächtigkeitswerten, die im Datensatz besonders häufig vorkommen und passt sich damit der Gesamtstruktur der Daten an.
Als nächster Schritt wurden die für die gegebene Klassifikation differenzierenden Arten mittels "Jancey's F-rank" Methode (JANCEY 1979, WILDI 1986) ermittelt. 321 Arten (von 418) mit einem F-Wert grösser als 2 wurden als Differentialarten weiter bearbeitet.
Ziel der Artklassifikation ist es, das Artverhalten in bezug auf die gegebene Aufnahmenklassifikation darzustellen. Zur Klassifikation der Arten wurde daher eine Stetigkeitstabelle benutzt, die die relative Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den verschiedenen Gesellschaften darstellt. Die Analyse ist dadurch von der Klassifikation der Aufnahmen abhängig. Um das Gewicht hoher Stetigkeiten zu reduzieren, wurden die Stetigkeiten logarithmisch transformiert (log(x+1)). Sodann wurde eine Distanzmatrix mit dem Ähnlichkeitsmass 'Sehnendistanz' (chord distance) berechnet und diese mit der Klassifikationsmethode nach WARD (1963) analysiert. Diese Methode erzeugt eine Klassifikation so, dass die Quadratsummen der Abstände innerhalb der Gruppen minimiert und die Quadratsummen der Abstände zwischen den Gruppen maximiert ist. Für die Anzahl der zu bildenden Artgruppen gibt es kein verbindliches Kriterium. Nach WILDI (1989) sollte sie etwa das 2- bis 5-fache der Anzahl der Aufnahmegruppen betragen. Es wurden 80 Artgruppen gebildet.

Die Reihenfolge der Artgruppen und die Reihenfolge der Arten innerhalb der Gruppen ist durch die Analyse bis jetzt noch nicht festgelegt, da das Dendrogramm wie ein Mobile um die Fusionsachsen gedreht werden kann. Die Reihenfolge der Artgruppen wird im folgenden so festgelegt, dass die Arten, die hauptsächlich links in der Tabelle vorkommen, oben in der Tabelle stehen. Die Tabelle erhält so eine Diagonalstruktur. Diese Reihenfolge wurde mit dem Programm SPESEQ festgelegt, das für jede Artgruppe den Schwerpunkt in der Horizontalen der Tabelle berechnet. Die Gruppen werden dann nach ihrem Schwerpunkt sortiert:

$$SP = \frac{\sum_{i=1}^{n} \sum_{k=1}^{m} (Ste(i,k) \cdot k)}{\sum_{i=1}^{n} \sum_{k=1}^{m} Ste(i,k)}$$

SP	Schwerpunkt einer Artgruppe
i	i-te Art der Artgruppe
n	Anzahl der Arten in der Artgruppe
k	k-te Aufnahmegruppe in der Tabelle
m	Anzahl der Aufnahmegruppen in der Tabelle
Ste(i,k)	Stetigkeit der i-ten Art in der k-ten Aufnahmegruppe

Als letzter Schritt wurden noch die Arten innerhalb einer Artgruppe nach ihrer Stetigkeit (= Häufigkeit in der gesamten Tabelle) sortiert. Die Begleiter (nicht differenzierende Arten) sind alphabetisch sortiert.
Die so redigierte Tabelle wurde dann mit dem Programm PRIMULA ausgedruckt. In der neuesten Version dieses Programms ist es möglich, sehr grosse Tabellen in kompakter, übersichtlicher Form auf einem PostScript®-Drucker graphisch darzustellen. Jede Aufnahme ist durch einen schmalen, senkrechten Streifen dargestellt, der entsprechend der Artmächtigkeit mehr oder weniger schwarz eingefärbt ist. Die Grenzen zwischen den Vegetationstypen sind als durchgezogene senkrechte Striche dargestellt. Diese Darstellung hat den Vorteil, dass Tabellen mit mehreren hundert Aufnahmeflächen auf der Breite einer DIN A4 Seite im Querformat untergebracht werden können. Im Gegensatz zu der üblichen Darstellung als Stetigkeitstabelle (z.B. in OBERDORFER 1977, 1978 und 1983a) sind die Informationen über die einzelnen Aufnahmeflächen in der Darstellung erhalten geblieben. Die Information über die

Tab. 5. Ablauf der Artenklassifikation.
Procedure of the species classification.

Programm	Methode
TRAFOA	Teiltabellen zusammenfassen
ZEIWERT	Kontrolle der Artnamen
TRAFOA	z.T. Kleinarten zusammenfassen
EDGR	Klassifikation der Aufnahmen nach Literaturangaben; Vegetationstypen mit weniger als 5 Aufnahmen und nicht klassifizierte Aufnahmen löschen.
DIAN	Artenauswahl: Jancey's F-rank
EDDA	Arten mit F-Wert <2 löschen
TABS	Erstellen einer Stetigkeitstabelle
INIT	Transformation der Stetigkeiten: x' = log (x+1)
RESE, CLTR	Klassifikation der Arten aufgrund der Sehnendistanz mit der Klassifikationsmethode nach WARD (1963).
SPESEQ	Reihenfolge der Artgruppen bestimmen
EDGR	Reihenfolge der Arten innerhalb der Artgruppen festlegen
PRIMULA	Tabellenausdruck

Stetigkeiten der Arten, die Artmächtigkeiten und deren Variabilität in den verschiedenen Gesellschaften ist durch die Anzahl der senkrechten Striche und deren Graufärbung leicht zu erkennen. Die Breite der Spalte in der Tabelle, die einem Vegetationstypen zugeordnet ist, zeigt die Menge des vorliegenden Datenmaterials.

Tab. 6. Vegetationstabelle Davos. - *Vegetation table Davos.*
Die Gruppennummern beziehen sich auf die Kartiereinheiten im MaB-Projekt, die Buchstaben auf die Kartiereinheitengruppen (vgl. Kap. 3.2). Mit / getrennte Syntaxa bezeichnen Übergänge zwischen diesen Einheiten.
Group numbers refer to the mapping units in the MaB project, letters indicate mapping unit groups (see chapter 3.2). Syntaxa separated by / indicate transitions.

B: Subalpine Zwergstrauchgesellschaften - *subalpine dwarf-shrub vegetation.*
16: *Rhododendro-Vaccinietum*
17: *Empetro-Vaccinietum*
18: *Calamagrostietum villosae*
19: *Junipero-Arctostaphyletum juniperetosum*
20: *Junipero-Arctostaphyletum callunetosum*
21: Flechtenheiden (*Cetrario-Loiseleuretum, Empetro-Vaccinietum cetrarietosum, Junipero-Arctostaphyletum alectorietosum*)

D: Fettwiesen - *rich hay meadows* (*Polygono-Trisetion*)
28: "Typische" *Trisetum flavescens*-Gesellschaft
30: *Campanula scheuchzeri-Trisetum flavescens*-Gesellschaft
32: *Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Gesellschaft

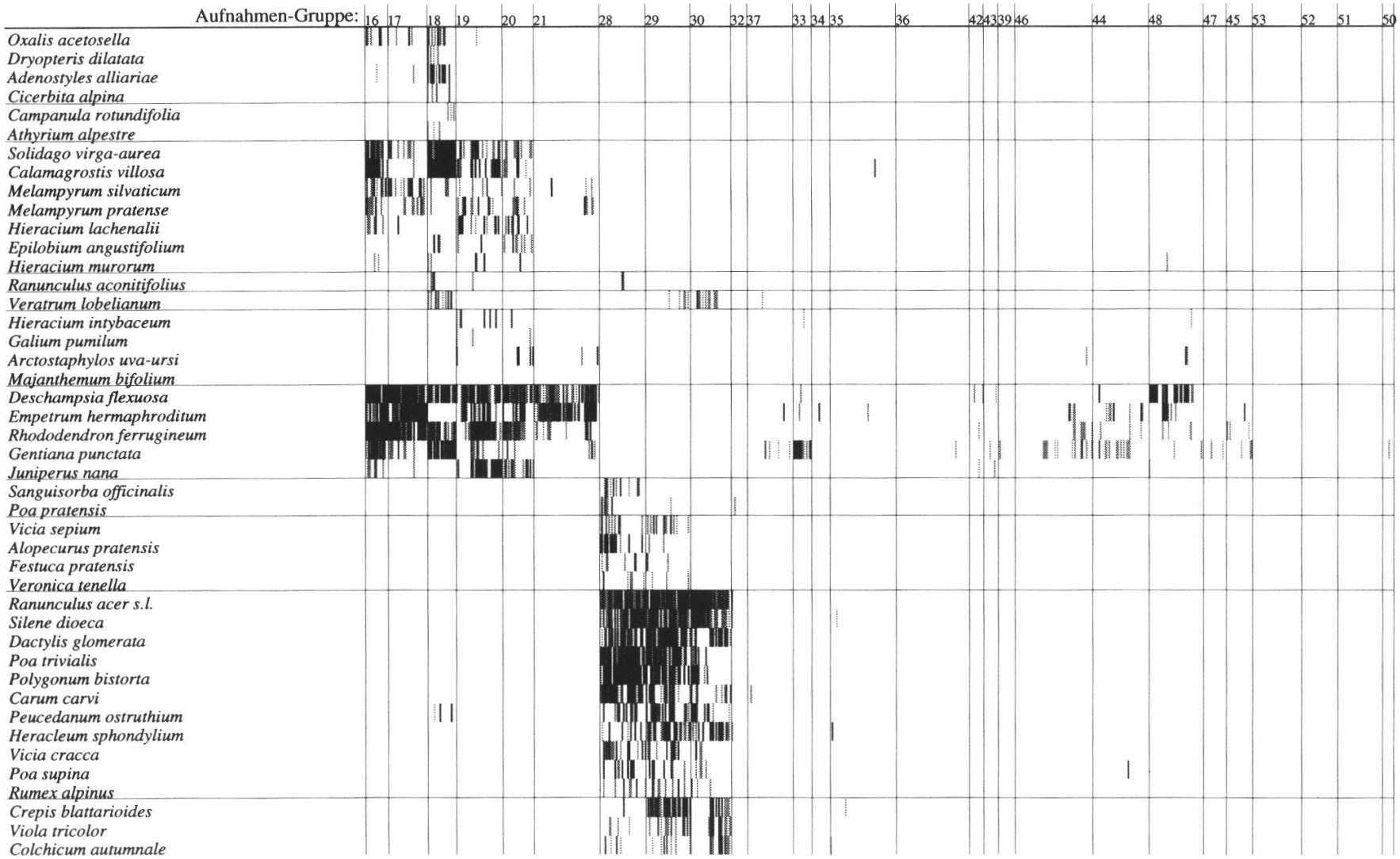
E: Magerwiesen (Mähder) - *poor hay meadows*
33: *Eu-Nardion* saurer, nährstoffarmer Standorte
34: *Eu-Nardion* saurer, wechseltrockener Standorte
35: *Eu-Nardion/Seslerion coeruleae/Caricion* ferrugineae
36: *Caricion ferrugineae/Seslerion coeruleae*
37: *Polygono-Trisetion/Caricion ferrugineae*

F: Weiden - *pastures*
39: *Poion alpinae* höherer Lagen
42: *Eu-Nardion* tieferer Lagen
43: *Eu-Nardion* höherer Lagen

G: Alpine Rasen auf Silikatgestein - *Alpine mats on silicate*
44: *Curvulo-Nardetum/Caricetum curvulae gentianetosum/Festucetum halleri*
45: *Caricetum curvulae*
46: *Salicion herbaceae* (*Salicetum hebaceae, Hygrocurvuletum, Luzuletum spadiceae, Polytrichetum sexangularis*)
47: *Festuco violacea-Trifolietum thalli*
48: *Aveno-Nardetum/Festucetum halleri*

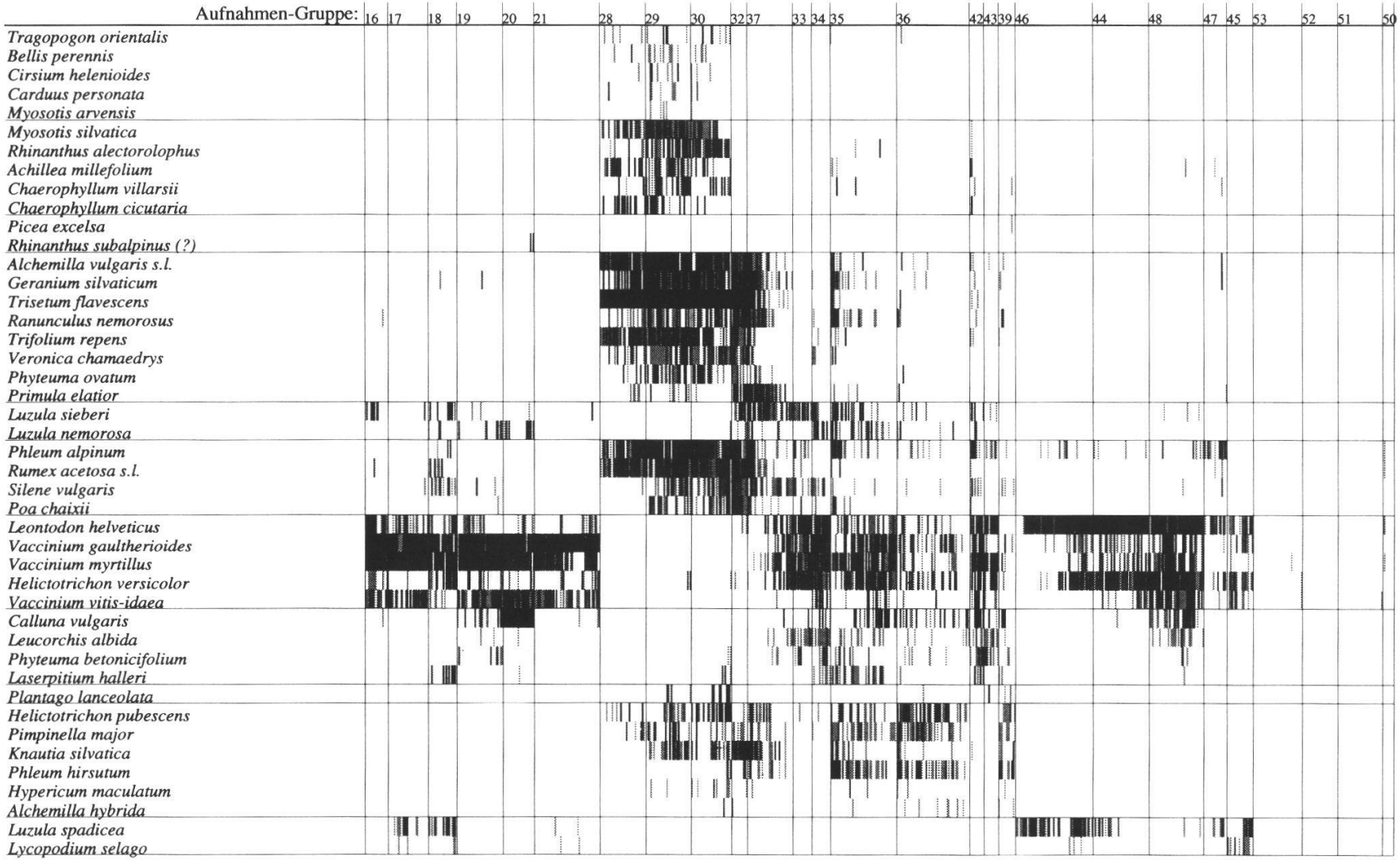
H: Alpine Rasen auf Dolomit - *Alpine mats on limestone*
50: *Seslerion coeruleae/Poion alpinae*
51: *Seslerion coeruleae* v.a. *Seslerio-Caricetum sempervirentis*
52: *Seslerion coeruleae* z.T. *Caricetum firmae*
53: *Arabidion coeruleae*

Tab. 6. (Forts. - contin.)



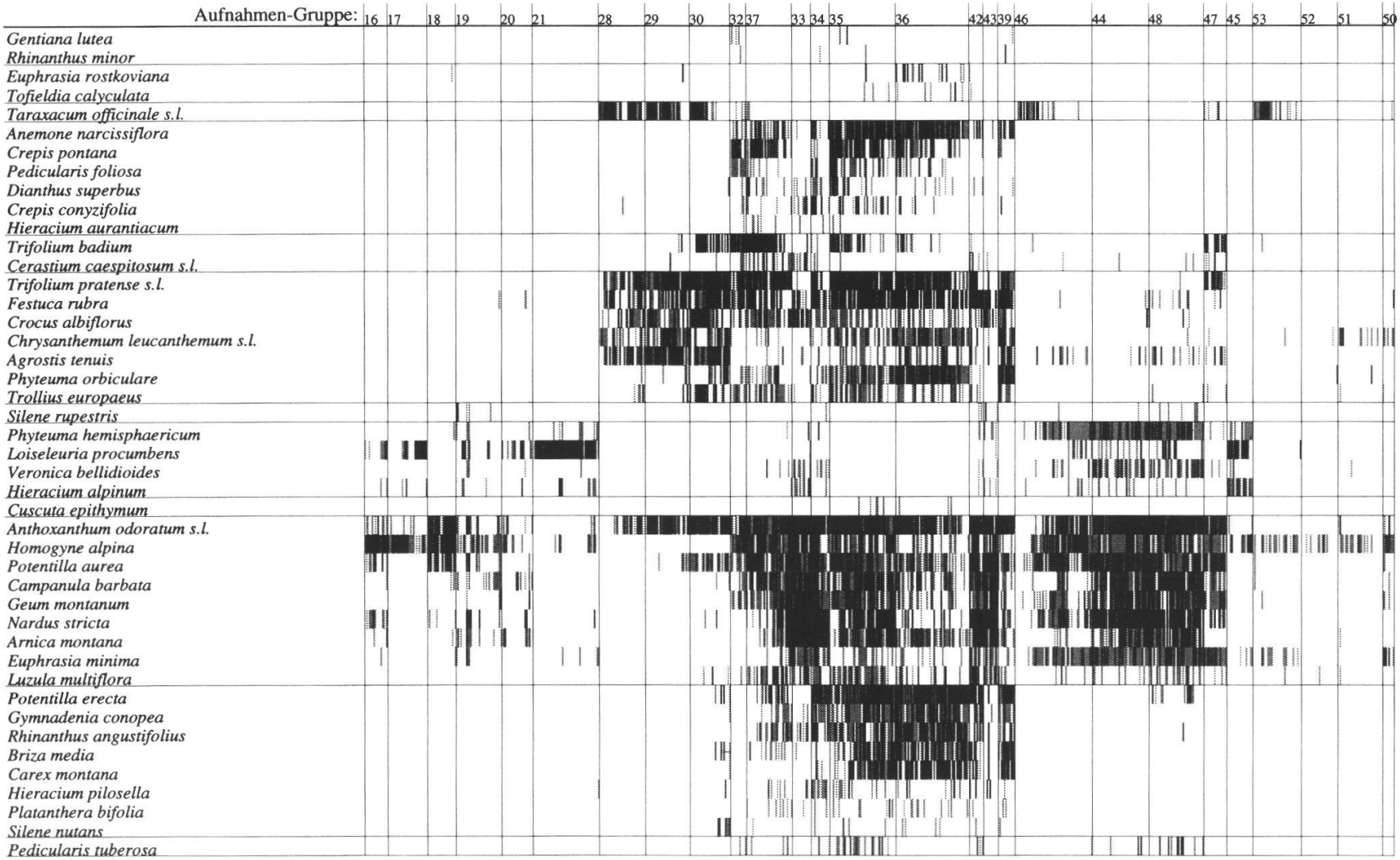
Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 2



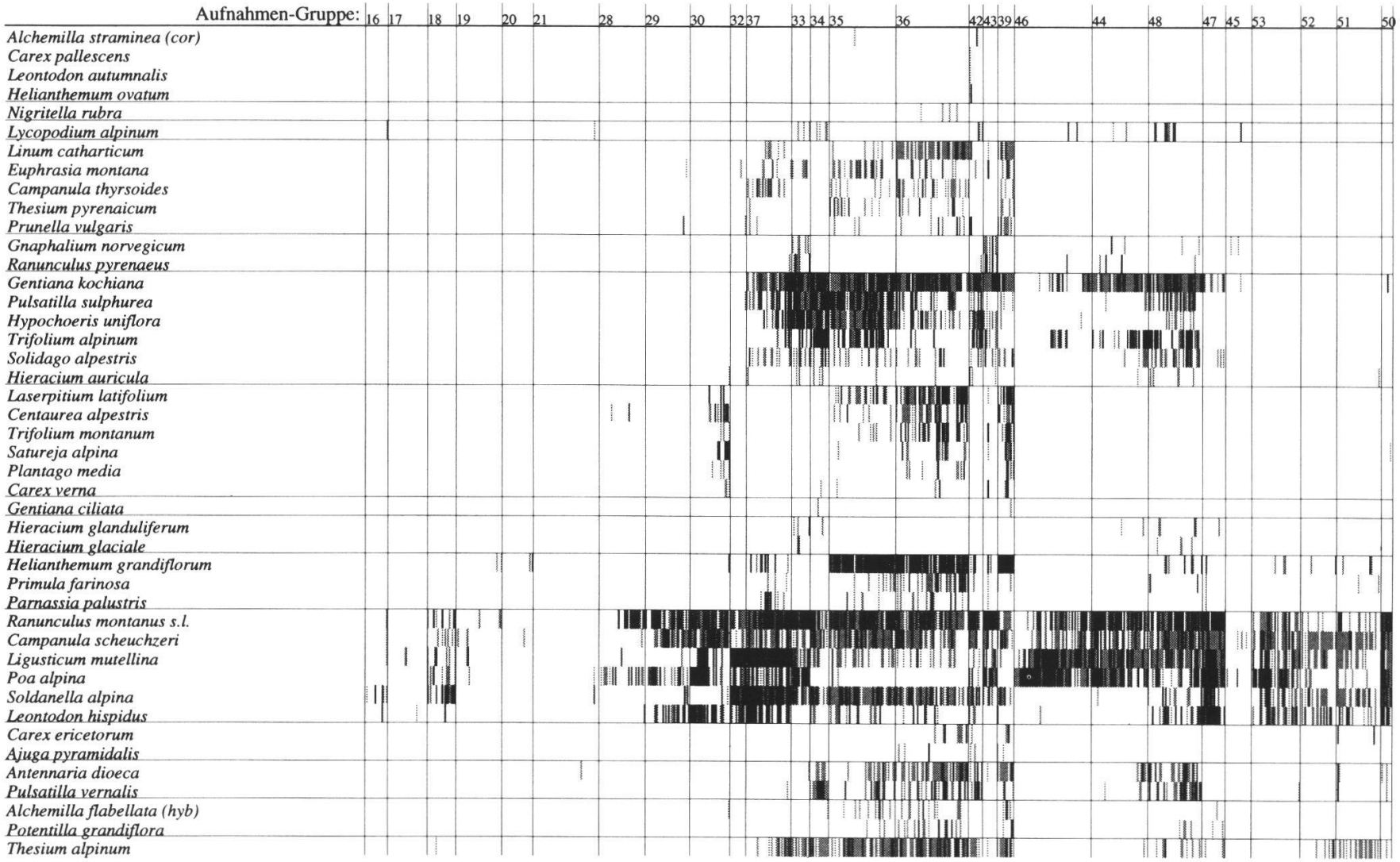
Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 3



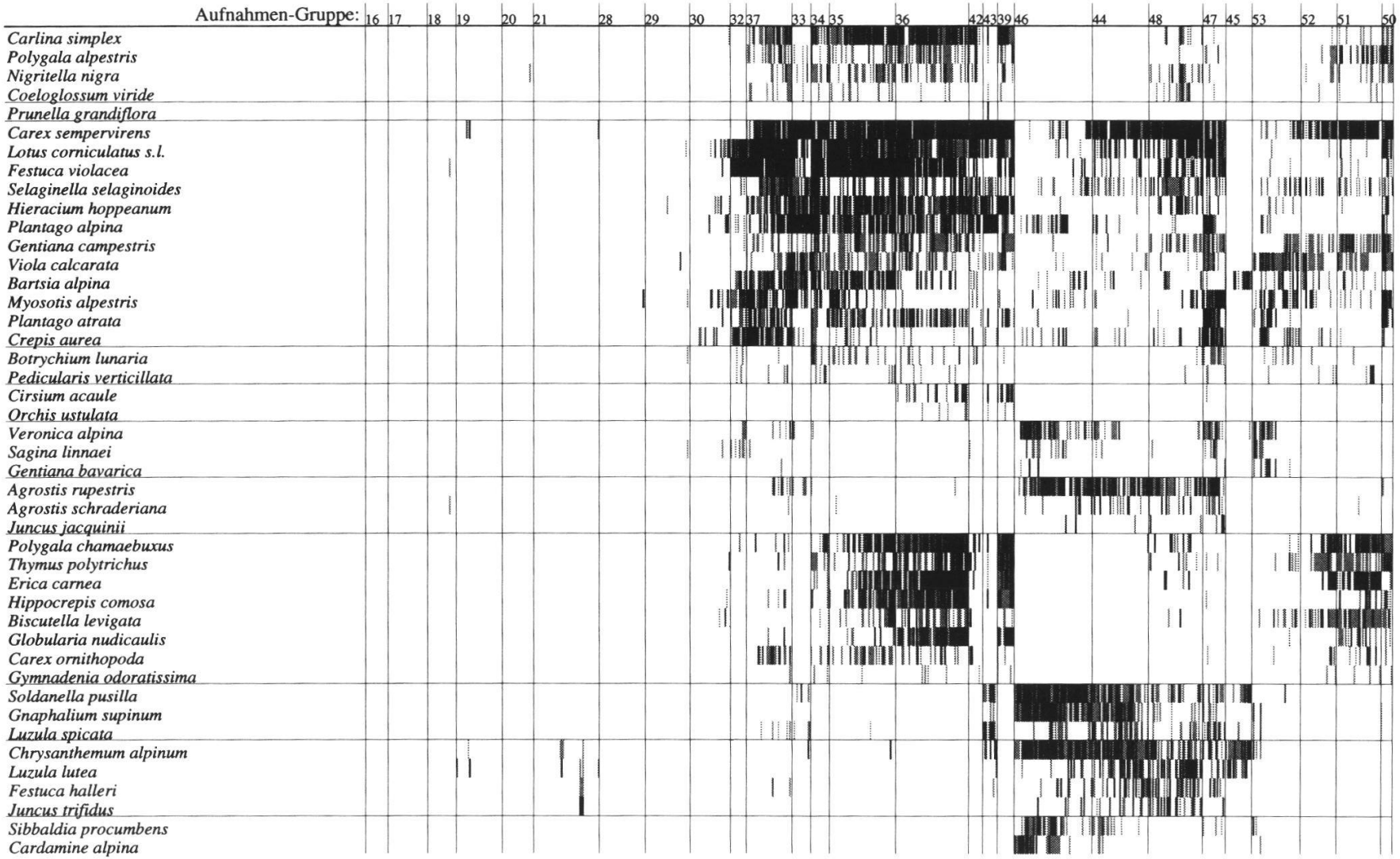
Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 4



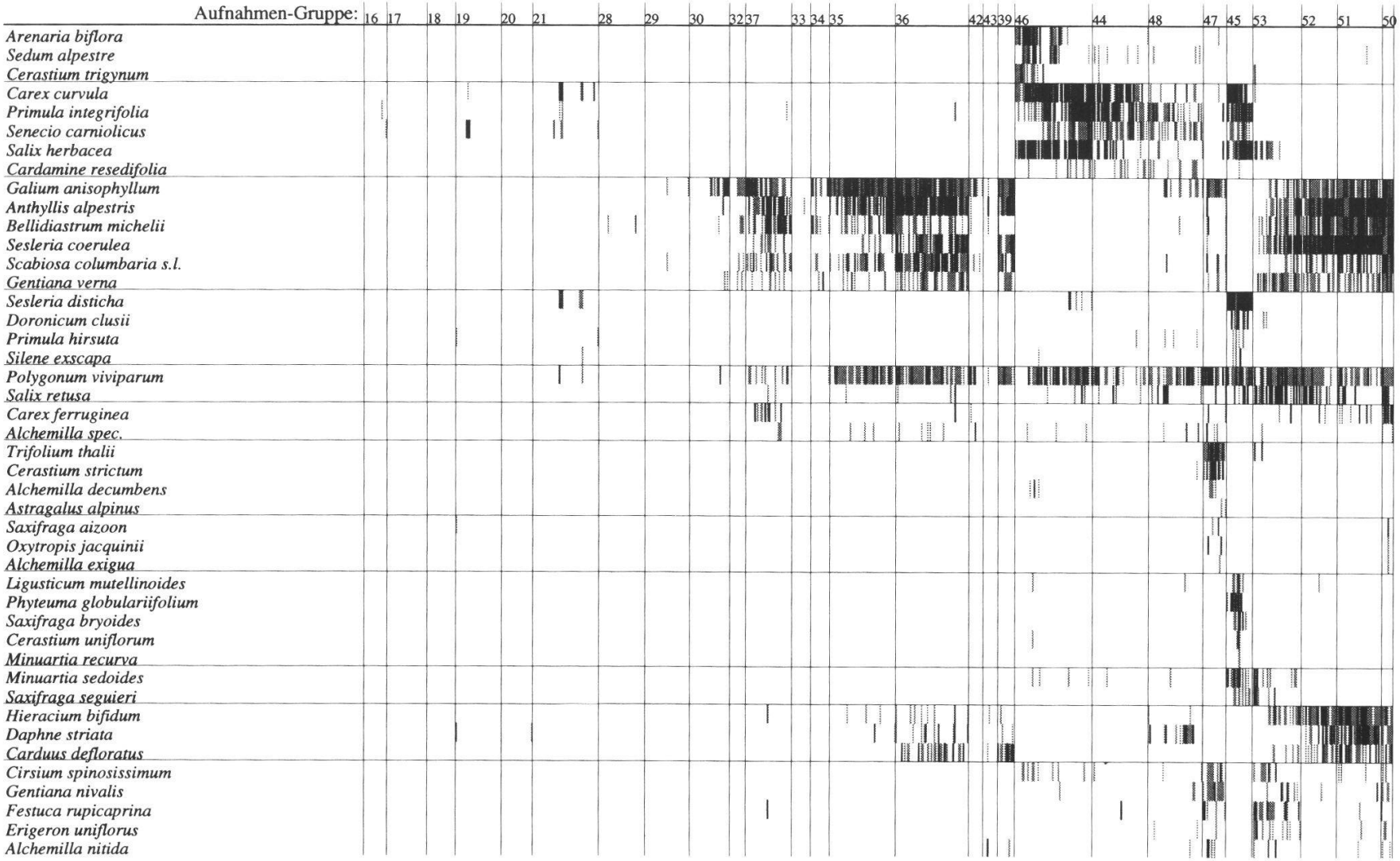
Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 5



Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 6



Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 7

Aufnahmen-Gruppe: 16 17 18 19 20 21 28 29 30 32 37 33 34 35 36 42 43 39 46 44 48 47 45 53 52 51 50

Veronica fruticans
Salix reticulata
Festuca pulchella
Achillea atrata
Moehringia ciliata
Arabis coerulea
Cerastium latifolium
Saxifraga oppositifolia
Poa minor
Agrostis alpina
Elyna myosuroides
Gnaphalium hoppeanum
Salix serpyllifolia
Saxifraga caesia
Crepis jacquinii
Campanula cochleariifolia
Hutchinsia alpina
Ranunculus alpestris
Arabis pumila
Saxifraga aizoides
Leontodon montanus
Pinguicula alpina
Saxifraga moschata
Carex parviflora
Potentilla dubia
Festuca pumila
Androsace chamaejasme
Dryas octopetala
Minuartia verna
Silene acaulis
Silene willdenowii
Euphrasia salisburgensis
Veronica aphylla
Hieracium villosum
Arabis corymbiflora
Senecio doronicum
Leontopodium alpinum
Globularia cordifolia
Aster alpinus
Kernera saxatilis
Carex mucronata
Chrysanthemum halleri
Carex firma
Helianthemum alpestre

Tab. 6. (Forts. - contin.)

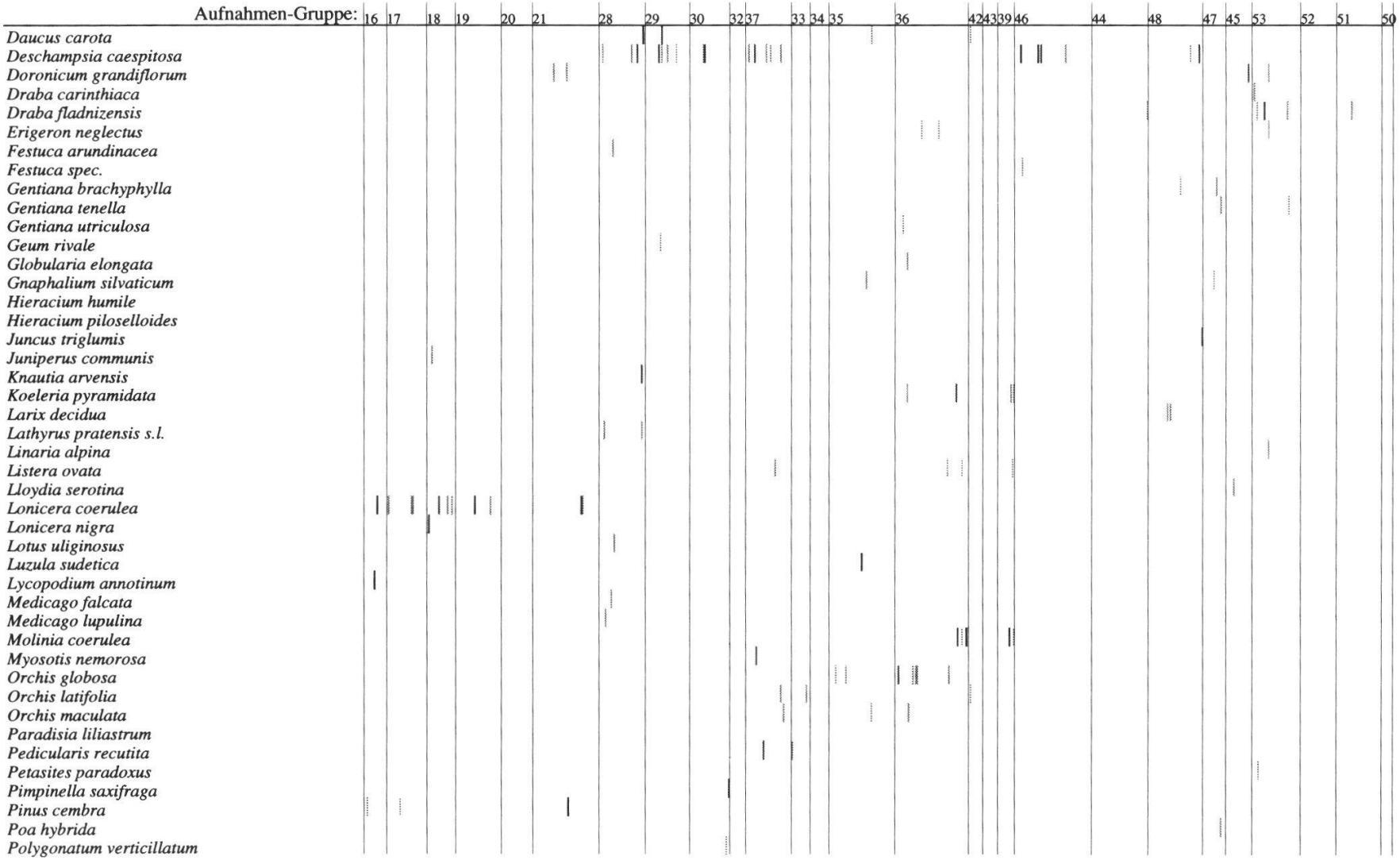
Teil 8

Aufnahmen-Gruppe: 16 17 18 19 20 21 28 29 30 32 37 33 34 35 36 42 43 39 46 44 48 47 45 53 52 51 50

Gentiana clusii
Draba aizoides
Sedum atratum
Carex ornithopodioides
Primula auricula
Leontodon incanus
Carex rupestris
Carex capillaris
Potentilla crantzii
Draba dubia
Sempervivum alpinum
Cerastium alpinum
Erigeron polymorphus
Erigeron polymorphus
Aconitum compactum
Aconitum vulparia
Agropyron repens
Agrostis stolonifera
Ajuga reptans
Alchemilla fissa
Alchemilla undulata (dec)
Alnus viridis
Androsace alpina
Androsace obtusifolia
Antennaria carpatica
Arabis alpina
Arctostaphylos alpina
Bupleurum stellatum
Calamagrostis varia
Cardamine amara
Carduus carlinaefolius
Carex atrata
Carex brunnescens
Carex digitata
Carex foetida
Carex fusca
Carex lachenalii
Carex leporina
Centaurea nervosa
Chaerophyllum aureum
Chamorchis alpina
Cirsium oleraceum
Crepis terglouensis
Cystopteris fragilis

Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 9



Tab. 6. (Forts. - contin.)

Teil 10

Aufnahmen-Gruppe:	16	17	18	19	20	21	28	29	30	32	37	33	34	35	36	42	43	39	46	44	48	47	45	53	52	51	50
Primula veris																											
Pyrola minor																											
Ranunculus glacialis																											
Rosa pendulina																											
Rumex nivalis																											
Salix hastata																											
Saxifraga androsacea																											
Saxifraga aphylla																											
Saxifraga exarata																											
Saxifraga muscoides																											
Saxifraga stellaris																											
Sempervivum montanum																											
Senecio fuchsii																											
Sieglingia decumbens																											
Sorbus aucuparia																											
Thalictrum aquilegiifolium																											
Thlaspi alpestre																											
Thymus serpyllum																											
Tozzia alpina																											
Tussilago farfara																											
Veronica officinalis																											
Viola biflora																											

3. STANDORTSDATEN IN DER DATENBANK MaB-DAVOS

In diesem Kapitel werden zunächst einige Grundbegriffe, die im Zusammenhang mit Vegetationsstandort und Geographischen Informationssystemen stehen, erläutert. Dann wird eine Übersicht über die in dieser Arbeit benutzten Daten und deren ökologischer Bedeutung gegeben.
Die phytogeographische Nomenklaturkommission hat auf dem 3. Internationalen Botanischen Kongress in Brüssel 1910 einstimmig die folgende Definition für den Begriff Standort beschlossen (FLAHAULT und SCHRÖTER 1910):

"Unter Standort (station, habitat) versteht man die Gesamtheit der an einer geographisch bestimmten Lokalität wirkenden Faktoren, soweit sie die Pflanzenwelt beeinflussen.
Erläuterungen: Man kann diese Faktoren folgendermassen einteilen:
A) Physikalische Faktoren:
   a) klimatische
   b) edaphische
   a) chemisch-physikalische (Wassergehalt, Nährstoffgehalt, Temperatur und sonstige physikalischen Eigenschaften des Bodens);
   b) physiographische (Clements) (Höhe über Meer, Himmelslage, Neigung, Natur der Oberfläche).
B) Biotische Faktoren (Einfluss anderer Pflanzen [Bodenbakterien, Schmarotzer, schattende, stützende Pflanzen] und Einfluss von Tieren (Bodenfauna, Bestäuber, Verbreiter, Feinde)."

Zu den im weitesten Sinn biotischen Faktoren ist auch der Einfluss des Menschen auf die Vegetation zu zählen. Die Landnutzung und -nutzungsgeschichte wird also als biotischer (anthropo-zoogener) Standortsfaktor behandelt.
Nach der Art der Datenerhebung und der Speicherung in einem Geographischen Informationssytem (GIS) können geographische Daten (so auch Standortsdaten) in Raster-, Flächen-, Linien- und Punktdaten unterteilt werden. Rasterdaten beschreiben typischerweise kontinuierliche Phänomene, wie etwa die Meereshöhe, die in einem regelmässigen oder unregelmässigen Raster erhoben und gespeichert wurden. Ein Rasterpunkt wird als Pixel (picture element) bezeichnet. Flächendaten sind diskrete Phänomene oder diskretisierte kontinuierliche Phänomene, die als Teilflächen kartiert werden. Es bietet sich an, die Grenzlinien der einzelnen Teilflächen als Vektorzüge zu speichern. Flächendaten können jedoch auch in Rasterform in einem GIS gespeichert werden. Bei der Abbildung der amorphen Teilflächen auf das Raster von Rasterdaten, geht jedoch die Information über die exakte, ursprüngliche Form

der Teilflächen verloren. Umgekehrt können auch Rasterdaten als Flächendaten gespeichert werden, indem die kontinuierliche Information diskretisiert wird. Ein Beispiel sind Höhenstufenkarten, wobei jedoch die Information über die genaue Höhenlage eines Punktes verloren geht. Liniendaten sind lineare Elemente in der Landschaft, wie das Gewässer- oder Strassennetz. Punktdaten sind Informationen über einzelne Punkte, wie die Orte des Vorkommens seltener Arten.

3.1. DIE DATENBANK MaB-DAVOS

Im Rahmen des Schweizer MaB 6-Projekts "Der Naturraum und dessen Nutzung im alpinen Tourismusgebiet von Davos" wurden umfangreiche Datenerhebungen und Auswertungen durchgeführt. Ausführliche Darstellungen des Projekts finden sich in WILDI und EWALD (1986) und in den Schlussberichten der Teilprojekte bei BINZ und WILDI (1988), GÜNTER (1985), HEFTI und BÜHLER (1986), KELLER (1987), KRAUSE (1986) und LANDOLT et al. (1986). Die folgende Übersicht zeigt die für die vorliegende Arbeit wichtigsten Standortsfaktoren in der Datenbank MaB-Davos. Eine vollständige Liste der in der Datenbank verfügbaren Informationen findet sich in SEIDEL (1984).

a) klimatische Faktoren
   - Höhe über Meer
   - Exposition
   - Direkte Sonnenstrahlung
   - Ausaperung

b) edaphische Faktoren
   - Geologie
   - Boden
   - Neigung

c) anthropo-zoogene Faktoren
   - Landnutzung und Nutzungsgeschiche

d) Vegetations-Daten
   - Vegetation

Alle diese Daten liegen als eine Sammlung von Raster-Files mit 50 m Rasterweite im Züricher Daten Format (ZDF: SEIDEL 1976) vor. Zum komfortablen Zugriff auf diese Daten wurden eine Reihe von FORTRAN 77-Unterprogrammen erstellt. Mit diesen können selektiv die benötigten Daten aus der Datenbank gelesen und in einem Hauptprogramm verarbeitet werden. Ausser-

dem wurde ein Displaysystem mit interaktivem Zugriff auf die Datenbank für die µ-VAX-GPX am Geographischen Institut der ETH Zürich entwickelt. Dieses ermöglicht es, die gespeicherten Karten am Bildschirm darzustellen und auf schwarz-weissen oder farbigen PostScript®-Druckern in verschiedenen Massstäben auszugeben. Die Beschreibung der Datenbank-Unterprogramme und des Displaysystems sind in Kap. 3.6 und 3.7 zu finden.
Das Digitale Höhenmodell (DHM), die davon abgeleiteten Variablen und die aus Satellitendaten gewonnene Ausaperungskarte sind 'echte' Rasterdaten. Die anderen Variablen (Vegetation, Gestein, Boden und Landnutzung) sind als Flächendaten durch Kartierung im Gelände erhoben worden. Als Hilfsmittel standen Arbeitskarten im Massstab 1:10'000, Ortholuftbilder im gleichen Massstab und farbige Stereoluftbildpaare zur Verfügung. Auch diese Flächendaten sind im Rasterformat in der MaB-Datenbank gespeichert. Dieses Datenformat ermöglicht eine einfachere Überlagerung der verschiedenen Variablen, als das beim Vektorformat der Fall wäre.

Tab. 7. Die Einheiten der Vegetationskartierung MaB-Davos.
The units of the vegetation mapping MaB-Davos.

Nr.	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
A:	**Wald und Gebüsch**	
1	Perlgras-Fichtenwald	*Melico-Piceetum*
2	Ehrenpreis-Fichtenwald	*Veronico latifoliae-Piceetum*
3	Torfmoos-Fichtenwald mit Wolligem Reitgras	*Sphagno-Piceetum calamagrostietosum villosae*
4	Torfmoos-Fichtenwald mit Alpendost	*Sphagno-Piceetum adenostyletosum alliariae*
5	Buntreitgras-Fichtenwald auf Silikat	*Calamagrostidi variae-Piceetum*
6	Lärchen-Fichtenwald	*Larici-Piceetum*
7	Lärchen-Arvenwald	*Larici-Pinetum cembrae*
8	Erica-Bergföhrenwald auf Dolomit	*Erico-Pinetum montanae*
9	Erica-Bergföhrenwald auf Serpentin	*Erico-Pinetum montanae*
10	Torfmoos-Bergföhrenwald mit Fichte	*Sphagno-Pinetum montanae*
11	Legföhrengebüsch auf Silikat	*Erico-Pinion*
12	Legföhrengebüsch auf Dolomit	*Erico-Pinion*
13	Legföhrengebüsch auf Serpentin	*Erico-Pinion*
14	Grünerlengebüsch	*Alnetum viridis/Adenostylo-Cicerbitetum*
15	Birken-Vogelbeeren-Pionierwald	*Betula-Sorbus aucuparia*-Gesellschaft

Tab. 7. (Forts. - continued)

Nr.	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
B:	**Zwergstrauch-, Spalierstrauch- und Hochgrasgesellschaften**	
16	Alpenrosen-Vaccinienbestände	*Rhododendro-Vaccinietum*
17	Krähenbeeren-Vaccinienbestände	*Empetro-Vaccinietum*
18	Reitgrasrasen	*Calamagrostietum villosae*
19	Wacholder-Bärentraubenbestände, mittlere Ausbildung	*Junipero-Arctostaphyletum juniperetosum*
20	Wacholder-Bärentraubenbestände, heidekrautreiche Ausbildung	*Junipero-Arctostaphyletum callunetosum*
21	Alpenazaleen- und Krähenbeerenbestände mit Flechte	*Cetrario-Loiseleurietum, Empetro-Vaccinietum cetrarietosum, Junipero-Arctostaphyletum alectoriestosum*
C:	**Feucht- und Nassstandorte**	
22	Braunseggen-Riedwiesen	*Caricetum fuscae*
23	Davallseggen-Riedwiesen	*Caricetum davallianae*
24	Haarbinsenmoore	*Eriophoro-Trichophoretum caespitosi*
25	Bach- und Rieselfluren	*Montio-Cardaminetalia/Caricion davallianae*
D:	**Fettwiesen**	
26	Fette Nasswiesen	*Calthion*, meist *Polygono-Ranunculetum aconitifolii*
27	Feuchte Goldhaferwiesen	*Ranunculus aconitifolius-Trisetum flavescens*-Gesellschaft
28	Frische Goldhaferwiesen der Tallagen	"Typische" *Trisetum flavescens*-Gesellschaft
29	Goldhaferwiesen im Übergang zu den Hanglagen	*Heracleum sphondyleum*-Fazies der "Typischen" *Trisetum flavescens*-Gesellschaft
30	Goldhaferwiesen der Hanglagen	*Campanula scheuchzeri-Trisetum flavescens*-Gesellschaft
31	Goldhaferwiesen der Ebenen höherer Lagen	*Polygono-Trisetion*
32	Mutternreiche Goldhaferwiesen	*Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Gesellschaft.
E:	**Subalpine Magerwiesen**	
33	Wiesen saurer, nährstoffarmer Standorte	*Nardion*
34	Wiesen saurer, wechseltrockener Standorte	*Nardion*
35	Wiesen mittlerer Standorte	*Nardion/Seslerion coeruleae/ Caricion ferrugineae*
36	Wiesen basenreicher, nährstoffarmer Standorte	*Seslerion coeruleae/Caricion ferrugineae*
37	Wiesen natürlich nährstoffreicher Standorte	*Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion*

Tab. 7. (Forts. - continued)

Nr.	Deutscher Name	Wissenschaftlicher Name
F:	**Subalpine Weiden (ohne Dolomitstandorte) und Lägerfluren**	
38	Fettweiden tieferer Lagen	*Poion alpinae* (*Polygono-Trisetion*)
39	Fettweiden höherer Lagen	*Poion alpinae*
40	Alpenblackenfluren	*Rumicetum alpini*
41	Rasenschmielen- und Frauenmantelfluren	*Alchemillo-Deschampsietum caespitosi*
42	Magerweiden tieferer Lagen	*Nardion*
43	Magerweiden höherer Lagen	*Nardion*
G:	**Alpine Rasen auf saurem Silikat**	
44	Krummseggen-Borstgrasrasen	*Curvulo-Nardetum/Caricetum curvulae gentianetosum/ Festucetum halleri*
45	Krummseggenrasen	*Caricetum curvulae*
46	Schneebodenvegetation	*Salicetum herbaceae, Luzuletum spadiceae, Hygrocurvuletum, Polytrichetum sexangularis*
47	Magerrasen an verhältnismässig basenreichen Steilhängen	*Festuco-Trifolietum thalii*
48	Magerrasen an warmen, teils basenreichen Hängen	*Aveno-Nardetum/Festucetum halleri*
49	Nacktriedrasen	*Elynetum*
H:	**Basiphile Magerweiden und alpine Rasen auf Dolomit**	
50	Magerweiden auf relativ entwickelten Dolomitböden	*Seslerion coeruleae/Poion alpinae*
51	Blaugrasrasen	*Seslerion coeruleae,* v.a. *Seslerio-semperviretum*
52	Polsterseggenrasen	*Seslerion coeruleae,* teils *Caricetum firmae*
53	Schneebodenvegetation	*Arabidion coeruleae*
54	Rostseggenrasen	*Caricetum ferrugineae*
I:	**Alpine Rasen auf Serpentin**	
55	Rasen auf unstabilen Böden und Rohböden	
56	Rasen auf relativ entwickelten Böden	
K:	**Schutt- und Rohbodenvegetation**	
57	Vegetation auf Silikatschutt	*Androsacion alpinae*
58	Vegetation auf Silikatblockhalden	
59	Vegetation auf Dolomitschutt und kalkreichem Silikatschutt	*Thlaspeion rotundifolii, Androsacion alpinae*
60	Vegetation auf Dolomitblockhalden	
61	Schutt- und Felsvegetation, rohes Gestein auf Serpentin	
62	Rohes Silikatgestein; Firn, Wasser	
63	Siedlung	

3.2. VEGETATION

Die Vegetationskarte wurde von ZUMBÜHL (1986) erhoben. Da die Vegetation als einzige der Flächendaten im Gelände direkt sichtbar ist, ist sie die genaueste der kartierten Variablen. Es wurden 62 Vegetationseinheiten (Tab. 7, verändert nach ZUMBÜHL 1986) und 30 Signaturen für spezielle Ausprägungen unterschieden. Je Pixel sind bis zu 3 Vegetationseinheiten und Ausprägungen mit den dazugehörigen Mengenanteilen gespeichert.

3.3. KLIMATISCHE STANDORTSFAKTOREN

3.3.1. Meereshöhe und Temperatur

Das Digitale Höhenmodell (DHM) wurde im 100 m Raster aus den topographischen Karten 1:25'000 erhoben (Blatt 1197 Davos und 1217 Scalettapass; ADE in WILDI und EWALD 1986). Durch parabolische Interpolation wurde es am IKT-ETH auf 50 m interpoliert (ADE in WILDI und EWALD 1986). Die nominale Höhengenauigkeit beträgt im ebenen Gelände 5 m, im steilen Gelände fällt sie auf minimal 50 m ab. Das digitale Geländemodell (DGM) ist eine der genauesten Variablen des Datensatzes. Dies zeigt ein Vergleich mit

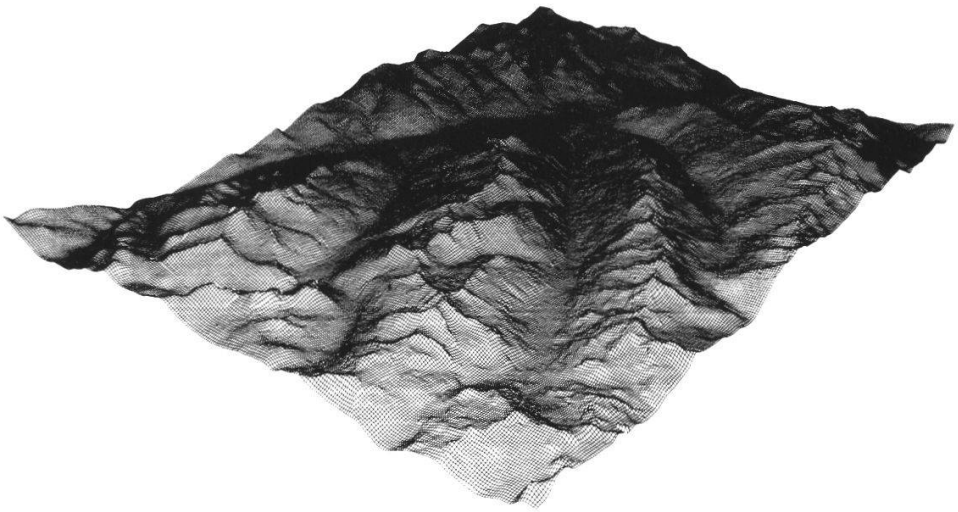


Fig. 2. Panoramadarstellung des Untersuchungsgebiets; (Blick von SE).
Panorama presentation of the test site (view from SE).

den von VETTERLI (1982) für 205 Punkte im Testgebiet erhobenen Höhenwerten. Die Abweichungen zwischen beiden Angaben betragen in den meisten Fällen höchstens 10 m. Zusammen mit der aus der Höhe abgeleiteten Exposition und Neigung bildet das DHM ein digitales Geländemodell (DGM).

Schon Alexander VON HUMBOLDT (1769-1859) hat die grosse Bedeutung der Höhe über dem Meer als Standortsfaktor für die Vegetation erkannt und gibt sie bei seinen Beschreibungen der Vegetation (meist in der Einheit Toisen) an. In seinen 'Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer' (VON HUMBOLDT 1807) entwickelt er eine Einteilung der Vegetation auf der Basis von geographischer Länge und Breite sowie der Meereshöhe.

Die Höhe über dem Meer bzw. der Luftdruck sind jedoch keine Faktoren, die die Pflanzen direkt beeinflussen. Für eine Reihe von direkt wirkenden Faktoren, die mit der Höhe korreliert sind, kann die Meereshöhe aber als Index betrachtet werden. So ist z.B. die Lufttemperatur, die Einstrahlung und die Vegetationszeit von der Höhe über dem Meer abhängig. Fig. 3 zeigt den Zusammenhang zwischen Höhe und mittlerer Jahrestemperatur in Graubünden.

Betrachtet man den Temperaturgradienten für einzelne Monate, so zeigt sich

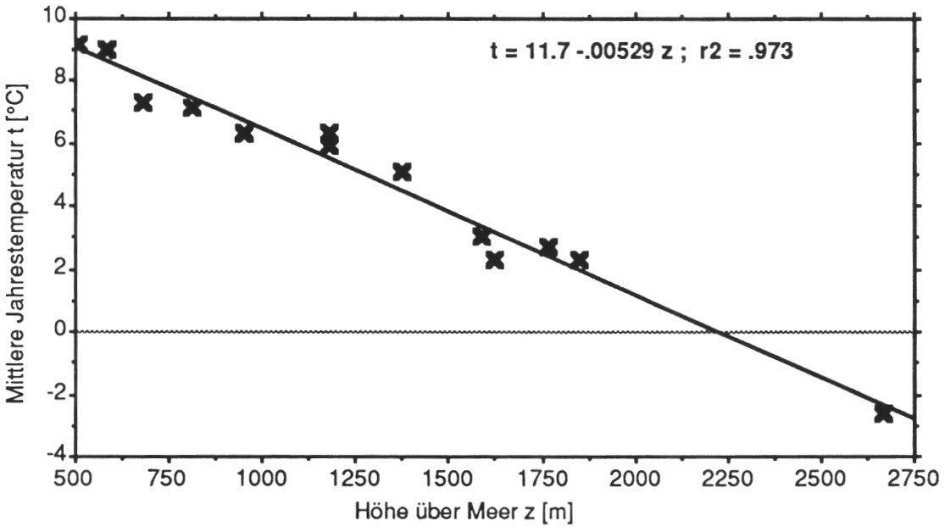


Fig. 3. Zusammenhang zwischen mittlerer Jahrestemperatur t (°C) und Meereshöhe z (m) in Graubünden.
Relation between mean annual temperature t (°C) and altitude above sea level z (m) in Graubünden.

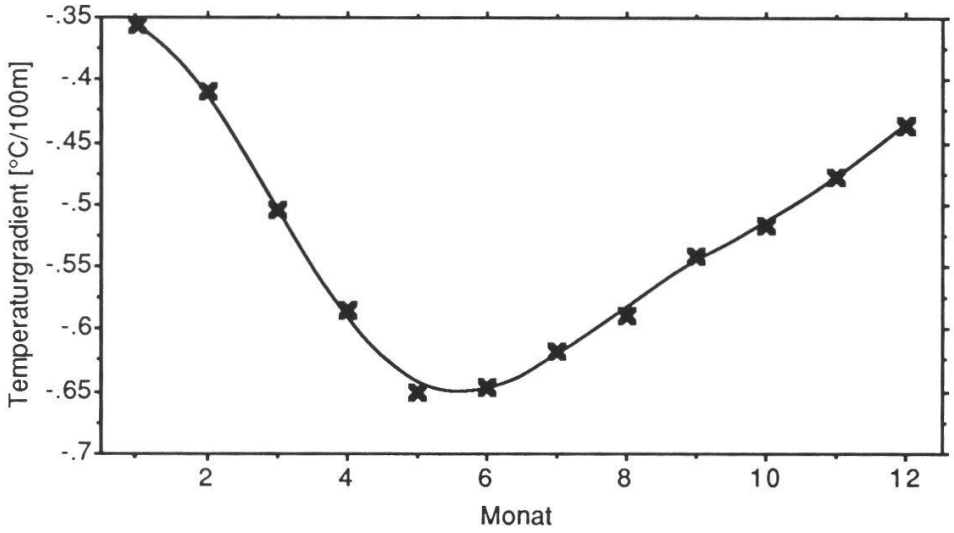


Fig. 4. Jahresgang des Temperaturgradienten in Graubünden.
Annual course of the temperature gradient in Graumbünden.

eine deutliche Abhängigkeit von der Jahreszeit (Fig. 4). In den Wintermonaten ist der Temperaturgradient flacher, da in dieser Zeit häufig Temperaturinversionen auftreten.
Für die Vegetation ist allerdings nicht die Lufttemperatur, gemessen in zwei Meter Höhe in einer Wetterhütte, ein direkter ökologischer Faktor, sondern die Temperatur im Vegetationsbestand. Diese ist jedoch abhängig von der Lufttemperatur, der Luftbewegung, den Feuchteverhältnissen und der Einstrahlung. Zusammen mit den Strahlungsverhältnissen ist die Lufttemperatur daher ein wichtiger Faktor zur Simulation der Vegetation.

3.3.2. Exposition

Aus der Höhe wurde durch kubische Interpolation die Exposition abgeleitet. Da die Höhendaten von 100 m auf 50 m interpoliert wurden und aus diesen Daten wiederum die Exposition abgeleitet wurde, ist das räumliche Auslösungsvermögen dieser Variablen geringer als 50 m. Die Exposition repräsentiert einen Durchschnittswert für einen Hangbereich im Umkreis von etwa 100-150 m. Geringere Genauigkeit hat diese Variable an Kanten und Einschnitten.
In der Vegetationskunde wird die Exposition häufig zur Beschreibung der lokalen, klimatischen Verhältnisse benutzt. Die Exposition beeinflusst die Vegetation jedoch nur indirekt über die eingestrahlte Sonnenenergie. Diese ist

ausser von der Exposition auch von der Neigung, der Meereshöhe, der Horizontüberhöhung und dem Jahres- und Tagesgang der Bewölkung abhängig. Daher wurde im Modell die berechnete Sonnenstrahlung benutzt. Sie fasst alle diese indirekt wirkenden Faktoren zu einer Variablen zusammen, die direkt den Wärme- und Wasserhaushalt des Standorts beeinflusst. Auch im Hinblick auf die Anwendung des Modells zur Simulation verschiedener Klimaszenarien sind Standortsfaktoren vorzuziehen, die möglichst unmittelbar auf die Vegetation wirken. Diese können für Klimaszenarien in einer vorgegebenen Weise modifiziert werden, die sich aus den Hypothesen der Klimatologen über zu erwartende Veränderungen des Grossklimas ergeben.

3.3.3. Sonnenstrahlung

In der MaB-Davos Datenbank liegen Karten von der Direktstrahlung für die Zeiträume 16. Mai bis 15. Juli (Heuperiode) sowie 16. Mai bis 30. September (Vegetationsperiode) vor. Diese wurden auf der Basis des DGM simuliert (MOSER et al. 1986). Für die Krautschicht ökologisch relevanter als die Strahlungssummen ab einem bestimmten Zeitpunkt sind die Strahlungssummen ab dem Ausaperungstermin. Um diese zu berechnen wurde die Strahlungssimulation in Zusammenarbeit mit Dr. H. Gilgen und M. Krause in Anlehnung an FUNK (1985) wie folgt neu erstellt.
Die mittlere Intensität der Direktstrahlung in einer bestimmten geographischen Region ist abhängig von der Tages- und Jahreszeit sowie von der Meereshöhe. Aus Messungen von MÜLLER (1984) aus den Schweizer Alpen aus Höhen zwischen 1500 m und 4000 m hat GILGEN (unveröff.) eine multiple Regressionsgleichung bestimmt, mittels derer die mittlere Direktstrahlungsintensität für jeden Zeitpunkt an jedem Ort des digitalen Geländemodells berechnet werden kann: Für die direkte Sonnenstrahlung I_{os} auf die zum Strahlengang normale Ebene bei klarem Himmel in den Schweizer Alpen ergibt sich folgende Gleichung:

$$I_{os}(z, h, \delta) = k_o + \sum_{i=1}^{12}(k_i x_i)$$

$I_{os}(z, h, \delta)$:	Direkte Sonnenstrahlung [W/m^2]
z:	Meereshöhe [m] (1500 m $\leq$ z $\leq$ 4000 m)
h:	Stundenwinkel der Sonne [°] (12 Uhr = 0°)
δ:	Deklinationswinkel der Sonne [Grad]

Tab. 8. Koeffizienten der Strahlungsgleichung.
Coefficients of the radiation equation.

i	k_i: 1.1. - 21.6.	k_i: 22.6. - 31.12.	x_i =
0	-10831.36295	-11526.51552	-
1	0.04130790	0.042981	z
2	157.21824	139.83135	$\log_e(z)$
3	1.60066854	1.72364897	h^2
4	10717.99492	11495.59927	cos(h)
5	120.17583	121.23979	$\delta \cdot \cos(h)$
6	-0.04740781	-0.04142628	$z \cdot \cos(h)$
7	-120.12943	-122.77428	δ
8	-0.01245105	-0.005448087	$\delta^2 \cdot \log_e(z)$
9	-0.000063512	-0.000072955	$\delta^2 \cdot h^2$
10	0.01864848	0.01882712	$\delta \cdot h^2$
11	0.000365385	0.000830230	$\delta^3 \cdot \log_e(z)$
12	-0.000047021	-0.000049649	h^4

Der Deklinationswinkel ist eine Funktion der Jahreszeit. Er kann mit folgender Näherungsformel nach PALMAGE (1976 in FUNK 1985) berechnet werden:

$$\sin(\delta) = \sin(23.4438°) \cdot \sin(\sigma)$$

23.4438° Ekliptikschiefe

$$\sigma = 279.9348 + d + 1.914827 \sin(d) - 0.079525 \cos(d) + (0.019938 \sin 2d) - 0.001620 \cos(2d)$$

$$d = \frac{(j-1)\,360°}{365}; \quad j\text{: Jahrestag}$$

Um den Einfluss der Bewölkung zu berücksichtigen, wurde aus der SMA-Strahlungsdatenbank der mittlere Tagesgang der relativen Sonnenscheindauer für jeden Monat berechnet. Tab. 9 zeigt die relative Sonnenscheindauer nach der Strahlungsdatenbank der SMA.
In den Stunden in die der Sonnenaufgang bzw. Sonnenuntergang fällt, ergeben sich grosse Messfehler durch die kurze zur Verfügung stehende Messzeit.

Tab. 9. Relative Sonnenscheindauer Davos (1590 m ü.M.; LT-Koordinaten: 783575/ 187475; Zeitraum: 1931-1970).
Relative duration of sun shine in Davos (1590 m a.s.l.; LT-coordinates: 783575/187475; period: 1931-1970).

Uhrzeit	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Juni	Juli	Aug	Sep	Okt	Nov	Dez
4 - 5	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
5 - 6	-	-	-	27.4	24.8	26.2	31.0	28.2	-	-	-	-
6 - 7	-	-	-	34.4	42.7	46.4	51.3	44.0	44.3	-	-	-
7 - 8	-	-	111.9	45.6	52.1	52.7	57.3	54.0	79.9	294.8	-	-
8 - 9	-	42.8	53.2	50.8	53.6	53.8	59.4	57.1	58.8	52.0	16.6	-
9 - 10	32.9	48.8	55.8	53.9	53.3	54.4	60.7	58.6	61.6	58.7	39.5	21.5
10 - 11	49.1	53.8	56.6	54.0	51.2	51.4	59.9	58.1	63.3	60.4	51.2	46.6
11 - 12	50.9	53.1	56.3	52.8	48.4	48.1	58.4	57.4	61.8	60.5	53.3	51.7
12 - 13	49.1	52.0	54.4	50.0	45.4	45.9	55.5	56.3	60.5	60.2	52.1	50.3
13 - 14	48.1	50.7	52.0	49.0	42.1	45.5	52.0	53.2	57.1	57.9	50.8	48.0
14 - 15	44.3	45.8	49.1	46.1	40.4	44.6	49.2	50.1	54.4	55.1	45.6	44.6
15 - 16	66.5	51.9	47.2	43.6	38.6	42.6	47.6	46.5	49.0	56.6	55.1	82.3
16 - 17	-	-	65.3	41.0	35.0	38.2	43.0	40.9	54.1	80.2	-	-
17 - 18	-	-	-	20.9	17.1	19.9	22.4	18.5	-	-	-	-
18 - 19	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Hier treten Werte auf, die teilweise weit über 100% Sonnenscheindauer anzeigen. Diese offensichtlich fehlerhaften Daten wurden durch die Werte der Stunde nach Sonnenaufgang bzw. vor Sonnenuntergang ersetzt. Ebenso wurden die Werte aller Stunden, in denen die Messstation Davos im Schatten liegt durch die Werte der Sonnenaufgangs- bzw. Sonnenuntergangsstunde ersetzt, um für exponierte Punkte im Gelände einen möglichst sinnvollen Wert für die relative Sonnenscheindauer zu erhalten. Bei der Integration der Strahlung werden die Strahlungsintensitäten dann mit der mittleren relativen Sonnenscheindauer des jeweiligen Zeitpunktes gewichtet.
Weiterhin haben wir aus dem digitalen Höhenmodell (DHM) die Horizontwinkel in 32 Himmelsrichtungen bestimmt (GILGEN et al. 1988). Da die Höheninformation im DHM in 10 m-Intervalle diskretisiert ist, treten starke Sprünge in den Horizontwinkeln benachbarter Pixel auf, wenn der Hang in Richtung des betrachteten Horizontwinkels stark ansteigt. Dieser Effekt wurde mit einem Generalisierungsfilter ausgeglichen.
Die Strahlung auf eine beliebig geneigte Fläche erhält man, indem die Strahlung auf die zum Strahlengang normale Ebene mit dem Cosinus des Winkels zwischen der Strahlungsrichtung der Sonne und dem Vektor, der auf der Fläche senkrecht steht (Normalenvektor), gewichtet wird.

Mittels bekannter astronomischer Formeln wird der Lauf der Sonne berechnet, für jeden Zeitpunkt überprüft, ob die Sonne über dem Horizont steht und die potentielle Direktstrahlung in 20-Minutenintervallen numerisch integriert. Das Ergebnis dieser Strahlungssimulation liegt als 12-Kanal ZDF-File vor, der für jeden Monat die potentiellen Direktstrahlungssummen unter Berücksichtigung der Meereshöhe und des mittleren Tagesgangs der Bewölkung enthält. Karte 2 zeigt die räumliche Verteilung der mittleren täglichen Strahlungssummen im Monat Juni. In Rot sind Gebiete mit hoher, in Blau solche mit niedriger Strahlungssumme dargestellt. Der Farbkontrast wurde mittels Histogrammausgleich optimiert.
Die Direktstrahlungssimulation wurde auch für den Zeitraum der effektiven Vegetationsperiode (Kap. 3.3.4) durchgeführt.

3.3.4. Ausaperung und Vegetationszeit

Der Beginn der Vegetationszeit ist in den Alpen nicht durch die Temperatur bestimmt, sondern durch die Ausaperung. Durch die Akkumulation grosser Schneemengen im Winter sind die Temperaturen bei der Ausaperung bereits so hoch, dass die Pflanzen sofort mit dem Wachstum beginnen können. "Wenn also in der alpinen Region die weisse Decke von der ruhenden Pflanzenwelt weicht, dann finden die frühlingsdurstigen Triebe gleich eine warme Luft vor, die ihnen ein rasches Wachsen und Blühen ermöglicht." (SCHRÖTER 1926). Da die Ausaperung wiederum stark von winterlichen Schneeverfrachtungen und den Strahlungsverhältnissen im Frühjahr abhängig ist, besteht nur ein schwacher Zusammenhang zwischen Höhe und Dauer der Vegetationszeit. Das Ende der Vegetationszeit ist auch in den Alpen durch die Temperatur bestimmt. Fig. 5 zeigt den Zusammenhang zwischen der Höhe und dem Ende der Vegetationszeit, definiert als der Tag im meteorologischen Jahr (Dezember bis November), an dem die Tagesmitteltemperatur 5°C unterschreitet.
Aus LANDSAT-MSS Satellitendaten wurde von KELLER (1987) eine Ausaperungskarte erstellt. Das Auflösungsvermögen des benutzten Sensors beträgt ca. 70 m. Es ist etwas gröber als das 50 m-Raster der MaB-Davos Datenbank.
Aus der Ausaperungskarte und der Höhenabhängigkeit des Endes der Vegetationsperiode kann somit für jedes Pixel der Beginn, das Ende und die Dauer der Vegetationsperiode abgeleitet werden.

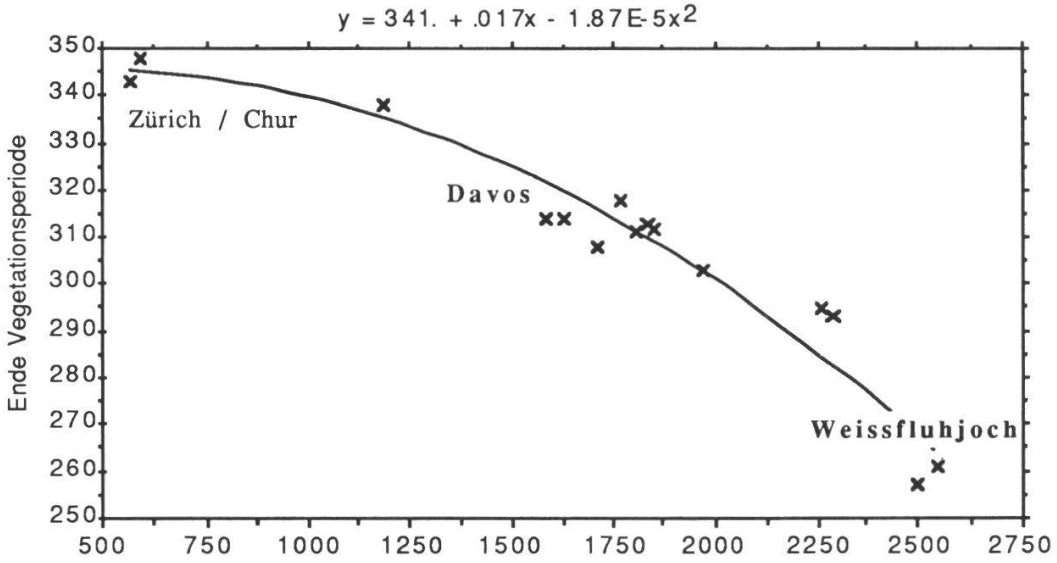


Fig. 5. Zusammenhang zwischen der Meereshöhe (m) und dem Ende der Vegetationsperiode (Tag im metereologischen Jahr). (Erläuterung s. Text)
Relation between altitude above sea level (m) and the end of the vegetation period (day in the meteorological year). (Details see text).

3.3.5. Niederschlag

LANDOLT (1977) gibt auch eine "Zunahme der jährlichen Niederschlagsmenge mit der Höhe um 5-10 cm pro 100 m (zahlreiche lokale Ausnahmen)" an. Eine Analyse der Niederschlagsmessungen des Zeitraums 1901-1940 der um Davos gelegenen Klimastationen (UTTINGER 1964) zeigt jedoch keinen signifikanten Zusammenhang zwischen Meereshöhe und Niederschlag. So hat die Station 'Davos Platz' (1561 m) mit 1000 mm einen nur geringfügig niedrigeren Niederschlag als die Station 'Weissfluhjoch Bahnstation' (2663 m) mit 1165 mm. Die nur wenig entfernte Station 'Weissfluhjoch Versuchsfeld' (2540 m) hat dagegen einen Jahresniederschlag von 1600 mm. Die tiefer gelegenen Stationen 'Klosters' (1200 m) und 'Langwies' (1377 m) haben mit 1282 mm und 1130 mm höhere Werte als Davos. In Zürich wurde an verschiedenen Stationen im gleichen Zeitraum auf Höhen zwischen 463 m und 676 m Niederschläge von 1073 mm bis 1150 mm gemessen. Dieses Ergebnis zeigt, dass die Variabilität des Niederschlages von der Höhe nicht direkt bestimmt ist. Der Niederschlag wird zwar durch hohe Gebirge in Folge der Abkühlung der Luftmassen erhöht, jedoch kommt es in einem engeren

geographischen Gebiet für eine bestimmte Messstation, bzw. für einen bestimmten Punkt im Gelände, viel mehr auf das Relief und die besondere Lage als auf die Höhe an. Modelle zur Berechnung der Verteilung des Niederschlages aufgrund der Strömungsverhältnisse an der Erdoberfläche existieren noch nicht. Daher nehmen wir für die Simulation den Niederschlagseintrag als konstant an und betrachten die Unterschiede in der Einstrahlung als Indikator für die ökologischen Feuchteverhältnisse.

3.4. EDAPHISCHE STANDORTSDATEN

3.4.1. Neigung

Die Hangneigung wurde wie die Exposition vom Digitalen Höhenmodell abgeleitet. Für die Genauigkeit gelten die gleichen Ausführungen wie bei der Exposition. Zusammen mit der Exposition ist die Neigung ein wichtiger Faktor, der den Strahlungshaushalt des Standorts bestimmt. Darüberhinaus kommt der Neigung auch noch eine eigenständige Bedeutung zu. Sie beeinflusst die mechanische Belastung der Vegetation durch Schneerutsche, den oberflächlichen Wasserabfluss und die Erosion und Deposition von nährstoffhaltigem Bodenfeinmaterial.

3.4.2 Gestein und Bodentyp

Die Variablen Gestein und Bodentyp wurden von KRAUSE (1986) erhoben. Hierbei handelt es sich um Flächendaten, die durch konventionelle Kartierung im Gelände erhoben wurden. Dabei wurden Arbeitskarten im Massstab 1:10'000 sowie Ortholuftbilder im gleichen Massstab verwendet. Die minimale Flächengrösse einer bestimmten Kartiereinheit beträgt 10 ha. Pro Teilfläche sind bis zu 2 Bodentypen in der Datenbank gespeichert. Es wurden 28 Bodentypen mit 47 Untertypen nach dem Bodenklassifikationssystem FAP (1978) unterschieden. Darüberhinaus sind 4 Stufen Skelettgehalt, 4 Stufen Feinerdekörnung, 4 Stufen pflanzenverfügbare Gründigkeit, sowie Flächenanteile der Sondertypen Vernässung, Blöcke/Schutt und Fels erhoben worden. Die Variable Ausgangsmaterial unterscheidet 14 Gesteinstypen.

3.5. ANTHROPO-ZOOGENE STANDORTSFAKTOREN

3.5.1. Landnutzung

Die Nutzung ist einer der wichtigsten Standortsfaktoren für die Vegetation. Sie ist auf einem hohen hierarchischen Niveau in starkem Masse deterministisch für die Vegetation. Auf forstwirtschaftlich genutzten Flächen findet sich eine Waldgesellschaft oder ein Sukzessionsstadium zu einer Waldgesellschaft (Schlagflur, Jungwuchs). Auf gemähten Flächen findet sich eine Wiesengesellschaft usw. Der Einfluss des Menschen auf die Vegetation ist in der Definition von FLAHAULT und SCHRÖTER (1910) zwar nicht explizit als Standortsfaktor aufgeführt, wird in der vorliegenden Arbeit aber als anthropozoogener Standortsfaktor (Biotischer Faktor i. w. S.) behandelt.
Im Projekt MaB-Davos wurden die Landnutzung und die Landnutzungsgeschichte von GÜNTER (1985) erhoben. Er unterschied 10 Nutzungsarten für die Jahre 1900, 1929, 1949, 1965, 1982. Die Kartierung der aktuellen Nutzung basiert dabei ausschliesslich auf Geländeerhebungen, wobei Ortholuftbilder als Kartiergrundlage zur Verfügung standen. Für die Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte wurden Stereoluftbildpaare und Befragungen der Grundeigentümer hinzugezogen. Dieses Vorgehen erlaubt nur eine grobe Nutzungskartierung sowohl im Hinblick auf die Klassifikation der Nutzungstypen als auch auf die räumliche Genauigkeit. Wie ein Vergleich mit ZUMBÜHL (1983) zeigt, ist eine differenzierte Bestimmung der Nutzung nur durch Befragung der Eigentümer oder langjährige, flächendeckende Beobachtung möglich. Nutzung ist kein Phänomen, das sich auf ein einzelnes Jahr bezieht. Es spielt hier vielmehr die mittelfristige Nutzungsgeschichte des Standorts (Fruchtfolge, Mäh- und Düngerhythmus, Wechsel zwischen Mahd und Weide in den letzten Jahren) eine entscheidende Rolle. Hinzu kommt der langfristige Einfluss historischer Nutzungsformen, der heute kaum mehr flächendeckend und flächenbezogen rekonstruiert werden kann. Bereits im 13. Jahrhundert wurde das Gebiet von den Walsern besiedelt, die mit Brandrodung grosse Weideflächen schufen. Seit Mitte des 14. Jahrhunderts gibt es zwei Kirchen in Davos Dorf und Platz. Bis in die Mitte des 19. Jahrhunderts wurde im Landwassertal am Silberberg Zinnschmelze betrieben. Das hierfür nötige Holz wurde sicherlich auch aus dem heutigen MaB-Testgebiet bezogen. Die daraus resultierenden ökologischen Einflüsse auf die heutige Vegetation sind nicht mehr flächenbezogen zu rekonstruieren. Die von GÜNTER (1985) erstellten Nutzungskarten erlauben jedoch eine Rekonstruktion der Nutzungsänderung seit 1900.

Tab. 10. Nutzungsänderung von 1900 bis 1982 (%)
Changes in land use from 1900 to 1982 (%).
Nutzungsklassen -*Land use classes:*
1: Fettwiese (2-schürig) - *hay meadow (mowed twice a year)*
2: Alpwiese (1-schürig) - *hay meadow (mowed once a year)*
3: Mähder (1/2-schürig) -*hay meadow (mowed every two years)*
4: Weide - *pasture*
5: Wald - *forest*
6: beweideter Wald - *pastured forest*
7: Acker -*arable land*
8: ungenutzt - *unused*
9: nicht nutzbar - *unusable*
Weitere Erklärungen im Text. -*Further details see text.*

	Nutzungsklasse	1	2	3	4	5	6	7	8	9
A1	*Melico-Piceetum*	.	-2	-10	-3	23	-12	.	2	1
A2	*Veronico latifoliae-Piceetum*	-4	.	.	-1	93	-87	.	.	.
A3	*Sphagno-Piceetum calamagrostietosum*	.	.	-2	-4	18	-13	.	2	.
A4	*Sphagno-Piceetum adenostyletosum*	1	-1	.	.	3	-3	.	.	.
A5	*Calamagrostidi variae-Piceetum*	.	.	.	-11	48	-36	.	.	.
A6	*Larici-Piceetum*	-1	-2	-2	-10	42	-28	.	1	.
A7	*Larici-Pinetum cembrae*	.	.	.	-13	9	3	.	2	.
A8	*Erico-Pinetum montanae* auf Dolomit	.	.	.	-3	3	.	.	.	.
A9	*Erico-Pinetum montanae* auf Serpentin	.	.	.	-2	1	.	.	.	1
A10	*Sphagno-Pinetum montanae*	.	.	.	.	.	.	.	.	.
A11	Legföhrengebüsch auf Silikat	.	.	.	-22	18	5	.	.	.
A12	Legföhrengebüsch auf Dolomit	.	.	-6	2	7	.	.	.	-4
A13	Legföhrengebüsch auf Serpentin	.	.	.	-1	-2	1	.	.	1
A14	*Alnetum viridis/Adenostylo-Cicerbitetum*	.	-4	-2	-13	5	-1	.	15	.
A15	*Betula-Sorbus aucuparia*-Ges.	-21	.	-7	.	19	9	.	.	.
B16	*Rhododendro-Vaccinietum*	.	-1	-1	-11	1	1	.	9	1
B17	*Empetro-Vaccinietum*	.	.	.	-5	1	.	.	5	.
B18	*Calamagrostietum villosae*	.	.	-7	-36	4	-5	.	45	.
B19	*Junipero-Arctostaphyletum juniperetosum*	.	-1	-3	2	1	.	.	1	.
B20	*Junipero-Arctostaphyletum callunetosum*	.	-1	-1	2	.	.	.	.	.
B21	Flechtenheiden	.	.	.	.	.	.	.	.	.
C22	*Caricetum fuscae*	1	-17	-8	21	1	1	.	1	-1
C23	*Caricetum davallianae*	-3	-2	-41	32	3	.	.	11	.
C24	*Eriophoro-Trichophoretum caespitosi*	-2	-12	-9	19	2	.	.	2	.
C25	*Montio-Cardaminetalia/Caricion davall.*	.	1	-6	5	.	1	.	1	-1
D26	*Calthion*	4	-11	-8	13	-1	2	.	1	-1
D27	*Ran. aconitifolius-Trisetum flav.*-Ges.	4	-8	-7	11	.	.	.	.	.
D28	"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	-1	1	.	-1	1	.	.	.	.
D29	*Heracleum* -Faz. der *Tris. flav.*-Ges.	11	-4	-3	-2	.	-1	-1	1	.
D30	*Campanula scheuchzeri-Tris. flav.*-Ges.	12	-21	-13	13	4	.	.	5	1
D31	*Polygono-Trisetion* (ebene, höhere Lagen)	.	-46	.	46	.	.	.	.	.
D32	*Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Ges.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
E33	*Nardion* (saure, nährstoffarme Standorte)	-6	-28	-4	40	.	-2	.	.	.
E34	*Nardion* (saure, wechseltr. Standorte)	1	.	-61	22	2	1	.	35	.
E35	*Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae*	.	3	-44	29	1	-1	.	12	1
E36	*Seslerion coeruleae/Caricion ferrugineae*	-1	3	-33	24	-2	4	.	4	-1

Tab. 10. Forts. (contin.)

Nutzungsklasse		1	2	3	4	5	6	7	8	9
E37	*Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion*	.	7	-7	.	.	.	.	.	.
F38	*Poion alpinae* (tiefere Lagen)	-19	-9	-10	37	.	1	.	.	.
F39	*Poion alpinae* (höhere Lagen)	.	-21	-1	23	.	-2	.	.	1
F40	*Rumicetum alpini*	5	-9	.	5	.	.	.	.	.
F41	*Alchemillo-Deschampsietum caespitosi*	.	.	.	.	.	.	.	.	.
F42	*Nardion* (tiefere Lagen)	-4	-9	-6	6	9	1	.	4	-1
F43	*Nardion* (höhere Lagen)	.	-6	-4	5	3	-1		.1	2
G44	*Carex curvula Nardus stricta*-Rasen	.	.	.	-2	.	.	.	.	2
G45	*Caricetum curvulae*	.	.	.	.	.	.	.	.	.
G46	*Salicion herbaceae*	.	.	.	-1	.	.	.	.	1
G47	*Festuco-Trifolietum thalii*	.	.	.	-7	.	.	.	.	7
G48	*Aveno-Nardetum/Festucetum halleri*	.	.	.	.-3	1	.	.	.	3
G49	*Elynetum*	.	.	.	-18	.	.	.	.	18
H50	*Seslerion coeruleae/Poion alpinae*	.	.	.-1	1	.	.	.	.	.
H51	*Seslerion coeruleae,* v.a. *Semperviretum*	.	.	.	-8	.	.		7	1
H52	*Seslerion coeruleae,* teils *Caricetum firmae*	.	.	.	-1	.	.	.	.	1
H53	*Arabidion coeruleae*	.	.	.	-3	.	.	.	1	2
H54	*Caricetum ferrugineae*	.	.	.	-5	-5	.	.	.	11
I55	Serpentinrasen auf Rohböden	.	.	.	-19	.	.	.	.	19
I56	Serpentinrasen auf rel. entwickelten Böden	.	.	.	-1	.	.	.	.	1
K57	*Androsacion alpinae*	.	.	.	.	.	-1	.	1	-1
K58	Vegetation auf Silikatblockhalden	.	.	.	.	.	.	.	.	.
K59	*Thlaspeion rotundifolii, Androsacion*	.	.	.	-4	.	1	.	2	1
K60	Vegetation auf Dolomitblockhalden	.	.	-4	4	.	.	.	.	.
K61	Schutt- und Felsvegetation, auf Serpentin	.	.	.	-3	1	.	.	.	2
L62	Rohes Silikatgestein; Firn, Wasser	.	.	.	.	.	.	.	.	.

Tab. 10 zeigt die Änderung der prozentualen Häufigkeiten der Nutzungsklassen in den einzelnen Vegetationseinheiten von 1900 bis 1982. Der Wert -12 in Zeile 1, Spalte 6 bedeutet beispielsweise, dass sich die Nutzungsklasse 6 (beweideter Wald) auf den Flächen, die 1982 von der Waldgesellschaft *Melico-Piceetum* (A1) bewachsen sind, gegenüber 1900 um 12% verringert hat.

Kleine Werte der Nutzungsänderungen dürften grösstenteils durch nicht passgenaue Überlagerung der Vegetations- und Nutzungskarten bedingt sein (s.a. Kap. 4.2.1). Sie können deshalb nicht interpretiert werden. Betrachtet man nur Werte, die grösser als etwa 10% sind, zeigen sich einige interessante Trends.

Die Wälder (A1-A9) zeigen insgesamt eine Tendenz zu weniger häufigeren, d.h. extensiveren Weidenutzung. Besonders das *Veronico latifoliae-Piceetum*

zeigt einen fast vollständigen Übergang von beweidetem Wald zu unbeweidetem Wald. Das dürfte auch der für diese Gesellschaft lokal entscheidende ökologische Faktor sein, der sie vom *Melico-Piceetum* unterscheidet, das im Untersuchungsgebiet sonst sehr ähnliche Standortansprüche zeigt.
Die Legföhrengebüsche auf Silikat (A11), Grünerlengebüsche (A14) und Birkenvorwälder (A15) zeigen eine starke Verschiebung von Weide zu Wald. Dies ist zu erwarten, da sie noch im potentiellen Bereich der Wälder wachsen. Da es sich aber nur um etwas mehr als 20% der Bestände handelt, die diese Nutzungsverschiebung zeigen, muss angenommen werden, dass der grösste Teil der Gesellschaft durch Nutzungsaufgabe im 19. Jahrhundert bedingt ist. GÜNTER (1985) zitiert auch einige Quellen vom Ende des letzten bzw. Anfang dieses Jahrhunderts, die die "Verwilderung" ehemals intensiv genutzter und gepflegter (!) Weideflächen belegen. Die räumliche Verteilung dieser über hundert Jahre zurückliegenden Nutzungsänderung kann heute nur noch durch die Interpretation der Vegetationsverteilung der Silikatlegföhrengebüsche, Grünerlengebüsche und Birkenvorwälder rekonstruiert werden. Besonders interessant ist, dass ein grosser Teil der Birkenvorwälder auf ehemaligen Fettwiesen steht.
Das gleiche gilt für die (sub)alpinen Zwergstrauchgesellschaften (B16-B21), soweit es sich um Bestände unterhalb der potentiellen Waldgrenze handelt. Diese können von den Weidegesellschaften (*Nardion, Poion alpinae*) nur mit Kenntnis der langfristigen Nutzungsgeschichte standörtlich differenziert werden. Entsprechend ist auch für die genaue Abgrenzung der alpinen Rasen gegen die Zwergstrauchgesellschaften die langfristige Nutzungsgeschichte massgeblich.
Die Moore (C22-C25) zeigen eine starke Tendenz von ehemaliger Wiesenwirtschaft zu heutiger Beweidung. Diese nassen und nährstoffarmen Standorte wurden ehemals möglicherweise als Streuwiesen genutzt. Welche Pflanzengesellschaft sich auf solchen Flächen damals befunden hat, kann heute nicht mehr mit Sicherheit festgestellt werden, da in Davos derartige Flächen nicht mehr gemäht werden.
Bei den Fettwiesen (D26-D32) zeigt sich eine schwache Tendenz der Intensivierung der (noch verbliebenen) Grünlandflächen.
Die subalpinen Magerwiesen (Alpwiesen und Mähder, E33-E37) zeigen eine deutliche Tendenz zur Extensivierung der Nutzung, d.h. Beweidung oder Nutzungsaufgabe.
Die Fettweiden (*Poion alpinae* F38, F39) wachsen auf ehemals intensiver genutzten Flächen (Fettwiesen oder Alpwiesen), die durch diese ehemalige

Düngung eine Verbesserung des Standortsverhältnisse erfahren haben. Die Magerweiden (*Nardion* F42, F43) dagegen zeigen keine deutliche Nutzungsänderung. Sie wachsen auf Flächen, die zu keiner anderen Nutzung (ausser Forstwirtschaft) zu gebrauchen sind.
Die alpinen Rasen (G44-I56) zeigen nur geringe Nutzungsänderung von ehemals beweidet zu heute nicht nutzbar. Ob diesen von GÜNTER kartierten Änderungen eine andere Einschätzung der sozio-ökonomischen Bedingungen oder eine Standortsdegradation zugrunde liegt, ist nicht klar.

3.6. DAS DISPLAYSYSTEM FÜR DIGITALE RASTERKARTEN

Zur Darstellung der digitalen Karten auf dem Bildschirm und zum Ausdrucken der Karten auf PostScript®-Druckern wurde auf der µ-VAX/GPX am Geographischen Institut der ETH Zürich ein Displaysystem entwickelt. Das Programm ZDF_GPX dient zum Display beliebiger 8-bit ZDF-Rasterfiles (ZDF = Züricher Datenformat; SEIDEL 1976) des Testgebiets MaB-Davos. Es bietet die Möglichkeit, Karten kategorischer Variablen (z.B. Vegetationstypen) mehrfarbig darzustellen, kontinuierliche Variablen (z.B. Strahlungssummen) mit einem bestimmten Farbverlauf (z.B. Blau-Grün-Gelb-Rot) einzufärben und 'color composites' von Satellitendaten darzustellen. Über die Rasterinformation wird topographische Vektorinformation gelegt (Landeskoordinatensystem, Höhenlinien, Grenze des Testgebiets, Grenze der aktuellen Wälder und Beschriftung wichtiger topographischer Punkte). Über eine PostScript®-Schnittstelle ist die Ausgabe der Karten auf schwarz-weissen und farbigen PostScript®-Druckern möglich.

3.6.1. Das Konzept der Farb- und Grauton-Manipulation

Den Videowerten des ZDF-Rasterfiles werden über zwei Tabellen Farben zugeordnet (Fig. 6). Die erste Tabelle ist die 'lookup table', die den Videowerten Farbindices zuweist, die zweite Tabelle, die 'virtual color map' legt die Rot-, Grün- und Blauwerte der Farbindices fest. Bei 8-bit Files können 256 verschiedene Videowerte auftreten. Auf dem µ-VAX/GPX Display stehen gleichzeitig 248 verschiedene Farben zur Verfügung, die aus 256^3 = 16 777 216 möglichen Farben ausgewählt werden können. Die 'lookup table' bildet den Wertebereich der Videowerte auf den Wertebereich der Farbindices ab. Die 'virtual color map' enthält die bis zu 248 ausgewählten Farben.

LUT:

VV	VCI
0	3
1	0
2	3
3	1
...	
255	46

VCM:

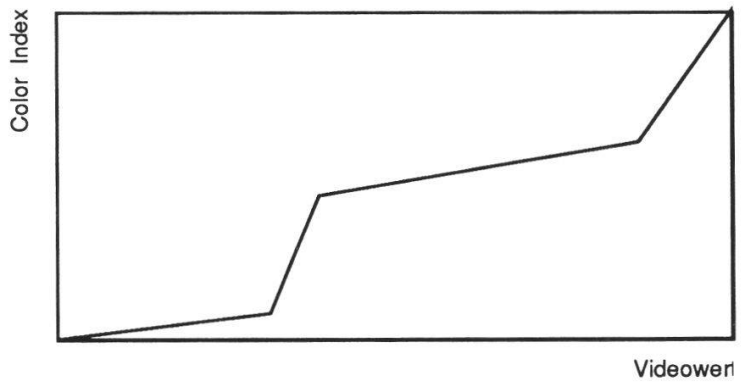
VCI	R	G	B
0	0.0	0.0	0.0
1	1.0	0.0	0.0
2	1.0	1.0	0.0
3	0.0	0.0	1.0
...			
248	1.0	1.0	1.0

Fig. 6. Beziehung zwischen Videowert (VV), 'virtual color index' (VCI) und dem Rot-Grün-Blau Farbsystem (R,G,B) in der 'lookup table' (LUT) und in der 'virtual color map' (VCM).
Relation between video value (VV), virtual color index (VCI) and the red-green-blue color system (R,G,B) in the lookup table (LUT) and in the virtual color map (VCM).

Mit der 'lookup table' kann z.B. erreicht werden, dass verschiedene Kategorien in der gleichen Farbe dargestellt werden. Im Beispiel in Fig. 6 wird der Videowert 0 blau, der Videowert 1 schwarz, die Videowerte 2 und 3 rot dargestellt.
Bei schwarz-weiss Ausgabe legt die 'lookup table' den Grauton der Darstellung fest: Der Farbindex 0 wird schwarz, der Farbindex 248 weiss abgebildet. Die 'virtual color map' hat keinen Einfluss auf die Darstellung bei schwarz-weissen Ausgabegeräten.
Wenn der 'color index' gleich dem Wert für 'missing values' im ZDF-Headerfile (NDUM) ist, wird das Pixel weiss dargestellt. Wenn der ZDF-File keine 'missing values' enthält muss der Wert NDUM im ZDF-Headerfile auf -1 gesetzt werden.
Zum Erstellen einer 'lookup table' stehen zwei Programme zur Verfügung:

`$ SETITC`

"SET Image Transfer Characteristics"
Dieses Programm legt ein Polygon durch gegebene Stützstellen:

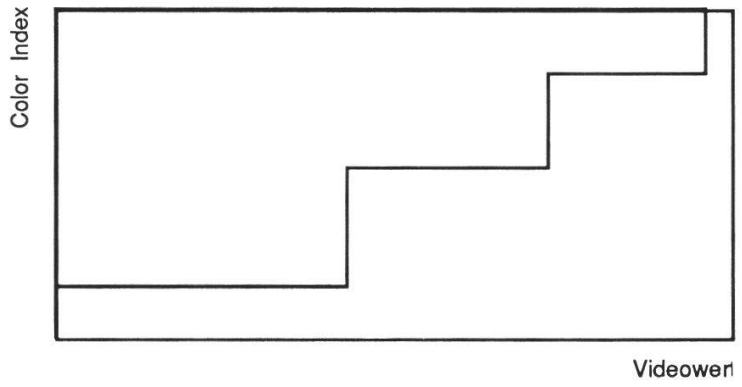


`enter VV VCI`

VV ist der Videowert, VCI der 'virtual color index'. Die Videowerte müssen in aufsteigender Reihenfolge eingegeben werden. Zwischen den angegebenen Werten wird linear interpoliert. Das Programm wird beendet, wenn der Video Wert 255 eingegeben wird.

`$ SETLUT`

"SET LookUp Table"
Mit diesem Programm kann eine stufenförmige 'lookup table' erstellt werden, mit der Bereiche von Videowerten in der gleichen Farbe dargestellt werden können:



`enter FROM TO vv (0 0 to stop)`

Hier ist der Bereich der Videowerte einzugeben, für den der 'color index' gesetzt werden soll.

`enter ICOL`

Hier wird der korrespondierende 'color index' eingegeben. Diese beiden Abfragen werden wiederholt, bis 0 0 eingegeben wird.

Die 'virtual color map' kann mit dem Programm SETVCM oder mit der interaktiven Farbauswahloption im Programm ZDF_GPX erstellt werden. Mit dem Programm SETVCM wird ein Farbverlauf für kontinuierliche Variablen festgelegt. Zum Einfärben von Karten mit kategorischen Daten sollte die

interaktive Farbauswahl benutzt werden. Das Programm SETVCM wird aufgerufen mit:

```
$ SETVCM
```

```
enter INDEX R G B
```

Hier ist der 'virtual color index' und die korrespondierende Farbe im Rot-Grün-Blau System einzugeben. Die Abfrage wird wiederholt bis als 'virtual color index' der Wert 248 eingeben wird. Die 'virtual color indices' müssen in aufsteigender Reihenfolge angeben werden. Zwischen den angegebenen 'virtual color indices' werden die Farben linear interpoliert.
Beispiel: Die Eingabe
0 1 0 0
128 1 1 0
248 0 1 0
erzeugt einen Farbverlauf von rot (VCI=0) über gelb (VCI=128) nach grün (VCI=248).

3.6.2. Das Programm ZDF_GPX

Mit diesem Programm werden Karten am Bildschirm dargestellt und auf PostScript®-Druckern ausgegeben. Voreinstellungen sind im Dialog durch eckige Klammern gekennzeichnet. Das Programm wird aufgerufen mit:

```
$ ZDF_GPX
```

Die Parameter für die Karte werden dann interaktiv abgefragt:

```
ZDF-input-file:
default: RFILE.ZDF
```

Hier wird der darzustellende Filename abgefragt. Wenn bei diesem Programmlauf vorher schon ein Filename angegeben wurde, ist der alte Filename der 'default' Wert (in diesem Beispiel RFILE.ZDF). Dies erleichtert das wechseln des darzustellenden Kanals innerhalb eines Files.
Wenn der ZDF-File mehr als zwei Kanäle enthält, stehen zwei Displaymöglichkeiten zur Verfügung:

```
select: [1] pseudocolor image (1 channel)
        (2) color composite (3 channels)
```

Mit Option 1 können kategorische Daten dargestellt werden oder kontinuierliche Variablen eingefärbt werden ('pseudocolor image', z.B. mit einem Regenbogen von Blau nach Rot.).
Option 2 dient zur Darstellung von Mehrkanal-Satellitendaten. Dabei kann eine Kombination von 3 Kanälen ausgewählt werden,

die den Farben Blau, Grün und Rot zugeordnet werden.
Liegen im ZDF-File weniger als 3 Kanäle vor, wird automatisch Option 1 gewählt.
Wenn 'pseudocolor image' gewählt wird, folgt die Abfrage des darzustellenden Kanals:

`select channel:`

`enter '1st bit' and 'n bits' for IBITS (2I1):`

Das erste Bit und die Anzahl der Bits die dargestellt werden sollen kann im Format (2I1) eingegeben werden.
Default: Alle 8 Bits werden dargestellt.
Wenn ein 'color composite' gewählt wurde, folgt die Abfrage der darzustellenden Kanäle:

`select channels for b, g, r: (3I2) [1,2,3]`

`select scale:`

```
(1) 1: 25'000
(2) 1: 50'000
[3] 1:100'000
```

Hier kann der Massstab der Karte gewählt werden. Der exakte Massstab wird nur im PostScript®-Output erreicht. Es gilt:
1:100'000 ganzer Kartenausschnitt
1:50'000 1/4 des Kartenausschnitts
1:25'000 1/16 des Kartenausschnitts wird dargestellt.
Default: 1:100'000

`enter left lower corner of window (x,y)`

Wenn nicht der Massstab 1:100'000 gewählt wird, muss die linke untere Ecke des darzustellenden Ausschnitts in Landestopographie-Koordinaten [km] eingeben werden. Wenn die rechte obere Ecke des gewählten Ausschnitts ausserhalb der Gesamtkarte liegt wird der Ausschnitt automatisch so verschoben, dass er ganz auf dem Kartenausschnitt 1:100'000 liegt.

`lookup table:`

`default: RFILE.LUT`

Die 'lookup table' ordnet den Videowerten im ZDF-File Farbindices zu. Damit können bei thematischen Karten mehrere Kategorien mit der gleichen Farbe dargestellt werden. Bei kontinuierlichen Daten (z.B. Satellitendaten) kann mit der 'lookup table' der Kontrast beeinflusst werden.
Bei PostScript®-Output auf einer schwarz-weiss Device legt der 'color index' den Grauton fest: 0 = schwarz, 255 = weiss.
Default: Gleicher Filename wie der ZDF-File aber mit der Extension '.LUT'. Wird der angegebene bzw. 'default' File nicht gefunden, wird folgende 'lookup table' verwendet:
0 = 1; 1 = 1; 2 = 2;...;[248... 255] = 248
Format: Videowert Farbindex; ein Wertepaar je Zeile ('free format'). Zulässige Werte für die Farbindices sind [1...248]. Wird als Farbindex der im ZDF-Headerfile angegebene NDUM-Wert ange-

geben, werden die entsprechenden Pixel nicht gezeichnet.
Bei der Darstellung von 'color composite images' entfällt diese Abfrage.

`virtual color map:`
`default: RFILE.VCM`

Die 'virtual color map' weist den Farbindices Farben zu. Bei PostScript®-Output auf einem schwarz-weissen Drucker wirkt sich die 'virtual color map' nur auf den Display am Bildschirm aus, nicht auf den schwarz-weissen Papieroutput.
Default: Gleicher Filename wie der ZDF-File aber mit der Extension '.VCM'. Wird der angegebene bzw. default File nicht gefunden, wird die 'color map' RAINBOW.VCM verwendet. Bei dieser entsprechen die Farbindices [1...248] dem Regenbogen von Blau über Grün und Gelb zu Rot.
Format: Für jede Farbe eine Zeile mit:
Farbindex, Rot-Wert, Grün-Wert, Blau-Wert ('free format'). Die Farbwerte müssen zwischen 0 und 1 liegen (real).
Bei der Darstellung von 'color composite images' entfällt diese Abfrage.
Nach diesen Abfragen wird das Bild gemäss der gesetzten Bildparameter aufgebaut.
Danach erscheint im Dialogfenster das Hauptmenue:

```
-1  STOP
[0] plot
(1) new file
(2) new subset
(3) read new lookup table
(4) read new color map
(5) histogram equation
(6) data base
(7) color selection
(8) color control
(9) PostScript output
```

(-1) Beendet das Programm.
[0] Erstellt die Karte neu nach geänderten Bildparametern.
(1) Setzen eines neuen Filenamens und/oder Kanals
(2) Setzen eines neuen Massstabes und/oder Bildausschnitts.
(3) Lesen einer neuen 'lookup table'.
(4) Lesen einer neuen 'color map'.
(5) Histogrammausgleich. Diese Option optimiert den Kontrast bei kontinuierlichen Bilddaten. Die 'color map' muss alle Werte von 1 bis 248 sinnvoll definieren (empfohlen MABDAT: RAINBOW:VCM. Diese 'virtual color map' beinhaltet einen Farbverlauf entsprechend dem Regenbogen von Blau (0) über Grün (83) und Gelb (165) zu Rot (248).). Nach dieser Option kommt die Abfrage:

`enter MIN MAX`

Hier kann angegeben werden, auf welchen Wertebereich der Videowerte der Histogrammausgleich angewendet werden soll. Alle Pixel mit Videowert < MIN werden mit Farbindex 1, alle Pixel mit Videowert > MAX werden mit Farbindex 248 gezeichnet.

`invert ? [n]`

Der normale Histogrammausgleich ordnet den kleinsten Videowerten die kleinsten Farbindices zu. Der 'invertierte Histogrammausgleich' ordnet den kleinsten Videowerten die grössten Farbindices zu.
Sollen mehrere Bilder gleichzeitig am Bildschirm dargestellt und der Histogrammausgleich benutzt werden, so muss nach der Option (5) das Bild mit Option (0) neu erstellt werden.

(6) Abfrage der Werte aus der Datenbank MaB-DAVOS. Nach dieser Option kommt die Aufforderung

`click on the map`

Wenn der Cursor mit der Maus in den Kartenausschnitt gefahren wird, ändert sich die Cursorform zu einem Kreuz. Wenn jetzt eine Stelle angeklickt wird, werden für diese Stelle die Daten aus der Datenbank herausgelesen und im Textfenster im Klartext ausgedruckt. Diese Prozedur kann beliebig oft wiederholt werden. Durch klicken in den weissen Rand an der rechten Kartenseite wird der Datenbankmodus verlassen.

(7) Interaktive Farbauswahl.
Nach Wahl dieser Option erscheint ein neues Graphikfenster mit einem Farbrad. Im Textfenster wird der zu setzende Farbindex abgefragt. Nach Eingabe eines Farbindex kann durch Klicken ins Farbrad eine Farbe ausgewählt werden. Diese wird im rechten unteren Quadrat dargestellt. Mit den beiden 'Reglern' kann durch Anklicken die Helligkeit und Sättigung der im Farbrad dargestellten Farben verändert werden. Dies kann wiederholt werden bis die gewünschte Farbe im Quadrat steht. Durch Anklicken des Quadrates wird die Farbe in der Karte eingetragen. Durch Eingabe des Farbindex 0 im Dialogfenster wird der interaktive Farbauswahlmodus verlassen. Für die interaktive Farbauswahl sind nur die Farbindices 1 bis 128 zulässig!

(8) 'color control'
Hier kann die Farbgebung bei 'color composite images' beein-

flusst werden, indem für jeden Kanal ein 'color offset' angegeben wird. Das ist eine Konstante die zu dem jeweiligen Videowert addiert wird. Dadurch kann der Kontrast des gesamten Bildes reduziert oder ein Farbstich ausgeglichen werden.
Mit der 'saturation power' kann die Farbintensität des Bildes gesteuert werden. Dabei wird eine Potenztransformation der Sättigung ausgeführt. Wenn eine Potenz kleiner 1 angeben wird, steigt die Sättigung, bei einer Potenz grösser 1 wird sie verringert.

(9) PostScript output.
Mit dieser Option wird eine Kopie der am Bildschirm dargestellten Karte im PostScript®-Format auf dem File ZDF.PSC erstellt. Bei schwarz-weissen Druckern werden die Farbindices 1 bis 248 auf einen Graukeil von Schwarz bis Weiss abgebildet. Der PostScript®-File wird von einem separaten Batch-Job erstellt.

`enter new title that will apear on the map (A20)`
Der hier angegebene Titel erscheint oben rechts auf der Karte.

`enter device for PostScript output:`
`[1] OL2115 (2) CS100 (3) VT600`
Hier kann zwischen verschiedenen Ausgabegeräten gewählt werden:
1) Texas Instruments OmniLaser 2115 (sw, 300 dpi)
2) QMS ColorScript 100 (farbig, 300 dpi)
3) Laserdrucker (sw, 600 dpi)
Die Ausgabe über den OmniLaser 2115 erfolgt direkt am Geographischen Institut, die Ausgabe der beiden anderen Drucker über die Druckstation RZSPEZ im Rechenzentrum der ETH Zürich.

3.7. DIE BENUTZUNG DER DATENBANK MAB-DAVOS

Die Datenbank besteht aus einer Reihe von Rasterfiles, die im Rahmen des Projekts MaB-Davos in den Jahren 1980-1984 erstellt wurden. Die Daten liegen im ZDF-Format (SEIDEL 1976) vor. Die vorhandenen Daten sind in SEIDEL (1984) beschrieben.
Zum komfortablen Zugriff auf die Daten wurden auf der VAX-750 des Geographischen Instituts der ETH einige FORTRAN-Unterprogramme entwickelt und später auf die μ-VAX/GPX transferiert.

Tab. 11. Die Unterprogramme der Datenbank MaB-Davos.
Subroutines of the data based system MaB-Davos.

Unterprogramm	Funktion
MABDB	Öffnet die Datenbankfiles, initialisiert einige Variablen
CLMAB	Schliesst nicht benötigte Datenbankfiles
RDPIX	Sequentielles Lesen der Daten
GTPIX	'Direct access' Lesen der Daten

Alle Unterprogramme sind in folgender Bibliothek gespeichert:

DISK$USER:[FISCHER.MABLIB]MABLIB.OLB

Die Unterprogramme kommunizieren untereinander und mit dem Benutzerhauptprogramm über COMMON-Blocks. Es müssen im Hauptprogramm nur die COMMON-Blocks deklariert werden, die Variablen enthalten, die tatsächlich benutzt werden. Diese COMMON-Blocks, die Variablendeklaration und Variablen Beschreibung stehen auf dem File

DISK$USER:[FISCHER.MABLIB]MABDB.BLK

und können bei Bedarf in eigene Hauptprogramme kopiert werden.

3.7.1. Die COMMON-Blocks

Nach Aufruf der Unterprogramm RDPIX oder GTPIX stehen die Werte des jeweiligen Pixels in folgenden COMMON-Blocks:
(Alle Variablen sind vom Typ INTEGER, wenn nichts anders angegeben ist. In Klammern sind die möglichen Werte angegeben.)

COMMON /VEGET/	Daten aus File VEGET50D
VTYP(1-3)	kartierte Vegetationseinheiten (63)
VSIG(1-3)	Signatur (30)
VKOM	Komplexitätszahl (1-6)
COMMON /BODEN/	Daten aus File BODEN50DE
IBTYP(1,2)	1. und 2. Bodentyp (0-28)
IBTYP(3,4)	Gewichtung des Bodentyp (0-3)
IBTYP(5,6)	Untertyp des 1. und 2. Bodentyps (0-47)
IGEO	Gestein (0-14)
ISTYP(1-3)	Sondertypen: Vernässung, Blöcke, Fels (0-3)

ISTYP(4-6)	- " - für 2. Bodentyp
IGRUND(1-2)	Gründigkeit (0-3) des 1. und 2. Bodentyps
IKORN(1-2)	Körnigkeit (0-3) des 1. und 2. Bodentyps
ISKEL(1-2)	Skelettanteil (0-3) des 1. und 2. Bodentyps
COMMON /NUTZ/	Daten aus File NUTZUNG
INUTZ(1-5)	Nutzung 1982,1965,1949,1929,1900 (0-10)
COMMON /DGM/	Daten aus File MBDGM
IHOE	Höhe in mNN (m)
IEXP	Exposition (Grad)
INEI	Neigung (Grad)
IX	z.Z. unbenutzt
PERI	Perimeter: 1=innerhalb, 0=ausserhalb
COMMON /SIM/	Daten aus File SZDAVOS82
VEGSIM	simulierte Vegetation MAB 82 (BINZ und WILDI 1988) (79 Einheiten)
COMMON /NEUSIM/	Daten aus File VEGSIM
VEGNEU(2)	1. und 2. simulierte Vegetationseinheit (0-63)
COMMON /MOI/ MOIST	
MOIST(1)	Strahlung eff. Vegetationsperiode (0-255) [kJ/m^2/d/20000*255]
COMMON /STRAHL/	Strahlung (File: STRAHL)
ISTRA(1)	direkte Strahlung Heuperiode [kW/h·a]
ISTRA(2)	" " Vegetationsperiode [kW/h·a]
ISTRA(3)	" " Heuperiode [kJ/m^2/d/20000*255]
ISTRA(4)	" " Vegetationsperiode [kJ/m^2/d/20000*255]
COMMON /APER82/	Ausaperung (File: APER82)
APER(1)	erstmals aper 1982 (aus File: AP82DAYA) (69 78 96 112 180)*2
APER(2)	letztmals Schnee 1982 (aus File: AP82DAYS) (55 69 78 96 112)*2
APER(3)	Mittelwert aus AP82A und AP82S 110: Ausaperung vor dem 110. Tag 360: Gletscher
APER(4):	Ausaperungskategorien [1,8]
COMMON /LS5TM/	Landsat Thematic Mapper 3-JUL-1985
TM191(6)	Kanal 1-6,7 (0-255)
COMMON /WAHR/	Wahrscheinlichkeiten der Vegetationseinheiten
VPROB1(64)	Wahrscheinlichkeiten für den 1. Bodentyp (0-255)
VPROB2(64)	" für den 2. Bodentyp (0-255)
COMMON /MORPHO/	Daten aus File MORPH
MORPH	Morphotope

COMMON-Blocks zur Steuerung des Unterprogramms RDPIX

COMMON /RDPOPT/
PERIOP (logical) Perimeteroption
COMMON /RDINC/
INC Increment beim sequentiellen Lesen [def. 1]

3.7.2. Unterprogramm MABDB

Dieses Unterprogramm muss als erstes vor allen anderen aufgerufen werden. Es öffnet alle Datenfiles und initialisiert die Parameter für die anderen Unterprogramme. Dieses Unterprogramm hat keine Übergabeparameter.
Aufruf:

CALL MABDB

MABDB kann in einem Hauptprogramm mehrmals aufgerufen werden. Bei jedem Aufruf werden die internen Variablen zum sequentiellen Verarbeiten der Daten auf den Anfang gesetzt.

3.7.3. Unterprogramm CLMAB (CLose MAB-File)

Dieses Unterprogramm schliesst nicht benötigte Datenfiles. Dadurch kann der Ablauf der Programme beschleunigt werden.
Aufruf:

CALL CLMAB (lun)

'lun' ist die 'logical unit number' des Datenbankfiles.

Tab. 12. Nummern, Namen und Inhalt der Datenbankfiles.
Numbers, names and contents of data base files.

Nr.	File	Inhalt
11	VEGET50E	erhobene Vegetationskarte
12	MBDGM	Digitales Gelände Modell
13	BODEN50DE	Boden und Gestein
14	NUTZUNG	Landnutzung
15	SZDAVOS82	simulierte Vegetation von BINZ und WILDI (1988)
16	STRAHLUNG	simulierte Strahlung
17	APER82	Ausaperung
19	DISCH191_50M	Landsat Thematic Mapper Szene vom 3. Juli 1985
20	MORPH	Morphologie
21	VEGSIM	simulierte Vegetation
23	VEGPROB1	Wahrscheinlichkeiten des 1. Vegetationstyps
24	VEGPROB2	Wahrscheinlichkeiten der 2. Vegetationstyps

Tab. 12 gibt eine Übersicht die Nummern und Namen der Files, die mit den hier beschriebenen Unterprogrammen zugänglich sind.

3.7.4. Unterprogramm RDPIX (ReaD PIXel)

Dieses Unterprogramm dient zum sequentiellen Lesen der Daten innerhalb des Perimeters. Jeder Aufruf liefert die Werte eines Pixels. Der erste Aufruf liefert die Werte des ersten Pixels der ersten Zeile, die im Perimeter liegt.
Aufruf:

CALL RDPIX (*label)

'*label' hat die gleiche Funktion wie 'END=label' im FORTRAN READ-Statment.

Über den COMMON-Block 'COMMON/RDPOPT/PERI' mit der LOGICAL-Variablen PERI kann gesteuert werden, ob nur die Werte innerhalb des Perimeters gelesen werden sollen:
PERI=.TRUE. bewirkt, dass die Pixel ausserhalb des Perimeters übersprungen werden und bei jedem Aufruf die Werte eines Pixels im Perimeter gelesen werden. Nur im Digitalen Gelände Modell, in der Landsat Szene und in einigen Strahlungsfiles sind Werte ausserhalb vom Perimeter vorhanden.

3.7.5. Unterprogramm GTPIX (GeT PIXel)

Dieses Unterprogramm dient zum direkten Lesen eines bestimmten Pixels (direct access). Übergabeparameter sind die Landeskoordinaten des Pixels in Metern. Die Werte des Pixels stehen in den gleichen COMMON-Blocks wie beim Unterprogramm RDPIX.
Aufruf:

CALL GTPIX (LTCOOR,label)
LTCOOR: INTEGER; DIMENSION(2)
LTCOOR(1): X-Koordinate in m (N/S)
LTCOOR(2): Y-Koordinate in m (E/W)
label ist eine alternative RETURN- Adresse
für Fehler
Z.B.:
LTCOOR(1)=187000
LTCOOR(2)=783500

4. DAS BAYES-MODELL

Das Problem der Simulation der räumlichen Verteilung von Pflanzengesellschaften kann als diskriminanzanalytisches Problem aufgefasst werden. Für jeden Punkt im Gelände muss aufgrund von Standortsfaktoren entschieden werden, welche Pflanzengesellschaft dort wächst. Da die im MaB-Projekt Davos erhobenen Standortsfaktoren jedoch zum grossen Teil kategorische Variablen sind, kann ein metrisches Modell (z.B. lineare Diskriminanzanalyse) nicht angewendet werden.
Im MaB-Projekt wurde von ZUMBÜHL und BINZ (BINZ und WILDI 1988) eine Parallelepiped-Klassifikation (PPD-Klassifikation: MATHER 1987) gewählt. Dieser auf dem Konzept der ökologischen Grenzen beruhende Algorithmus wurde von BOX (1981) erfolgreich für eine globale Simulation der Verteilung von Vegetationsformationen auf der Basis von Klimavariablen eingesetzt. Für die regionale Simulation der Verteilung von Vegetationsassoziationen erwies sich das Verfahren jedoch als sehr problematisch. Bei zu eng gefassten Grenzen sind grosse Teile der Karte nicht simulierbar, bei zu weit gefassten ist der Algorithmus nicht eindeutig. Das Mehrdeutigkeitsproblem wurde im MaB-Projekt mit einer a priori festgelegten Prioritätenliste gelöst, die allerdings nicht vegetationskundlich legitimiert ist. Das Ergebnis war mit nur ca. 20% richtig simulierten Pixeln nicht befriedigend. Auch im deutschen MaB-Projekt in Berchtesgaden wurde eine PPD-Klassifikation zur Simulation der Vegetation benutzt (HEHL und LANGE 1987). Mit einer sehr komplexen Abgrenzung, die für jede Kategorienkombination separat die Möglichkeit bzw. Unmöglichkeit des Auftretens der verschiedenen Pflanzengesellschaften definiert, wurde eine Übereinstimmung von 59% mit der erhobenen Karte erreicht. Bei der Häufigkeitsverteilung der in diesem Projekt bearbeiteten fünf Pflanzengesellschaften (57%, 28%, 7%, 7%, 0.3%) ist allerdings schon mit einer Zufallszuordnung unter Berücksichtigung der Häufigkeiten eine Übereinstimmung von 41% zu erwarten.
Theoretisch wäre ein Multinomial-Modell zur Lösung des vorliegenden Problems geeignet (DEICHSEL und TRAMPISCH 1985). Hierzu muss jedoch die Häufigkeitsverteilung in einer mehrdimensionalen Kontingenztabelle bestimmt werden. Für sechs Standortsvariablen mit je 10 Kategorien und 63 Vegetationseinheiten hat diese Kontingenztafel $63 \cdot 10^6$ Felder. Für gesicherte Aussagen über die Häufigkeitsverteilung in der Kontingenztabelle sollten pro Feld etwa 10 Beobachtungen zu Verfügung stehen. Hierzu sind somit ca. 63

Millionen Beobachtungen erforderlich. Da der Perimeter nur etwa 34'000 Pixel umfasst, sind von einem solchen Ansatz keine befriedigenden Ergebnisse zu erwarten.
Bei dem für die vorliegende Arbeit entwickelten und in diesem Kapitel beschriebenen Modell treten die genannten Schwierigkeiten nicht auf, da es von bivariaten Häufigkeitsverteilungen zwischen jeweils einer Standortsvariablen und den Vegetationseinheiten ausgeht. Das Modell basiert auf der Annahme, dass die ökologischen Standortsfaktoren weitgehend voneinander unabhängig auf die Vegetation einwirken, d.h. dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Gesellschaft bei einer bestimmten Kategorie eines Faktors unabhängig von den anderen Faktoren ist. Diese Annahme ermöglicht es, die multivariaten Auftretenswahrscheinlichkeiten aller Vegetationseinheiten mit Hilfe der Bayes-Regel (Thomas Bayes, 1702-1761 vgl. KLEITER 1980) aus den bivariaten Häufigkeitsverteilungen zu schätzen. Damit kann für jedes Pixel die wahrscheinlichste Vegetationseinheit bestimmt werden.

4.1. DER BAYES-KLASSIFIKATOR

In Kapitel 4.1 werden die folgenden Symbole verwendet:

i	Index, der den i-ten Vegetationstyp bezeichnet [1, 2, ... m].
m	Anzahl der Vegetationstypen.
k	Index, der die k-te Kategorie einer Standortsvariablen bezeichnet [1, 2, ... n].
n	Anzahl der Kategorien der Standortsvariablen.
u	Index, der die u-te Standortsvariable bezeichnet [1, 2, ... q].
q	Anzahl der Standortsvariablen.
V_i	i-ter Vegetationstyp.
x_u	u-te Standortsvariable.
$\vec{x}$	Standortsvektor
f_{uik}	Element der Kontingenztabelle der u-ten Standortsvariablen, das die Häufigkeit des i-ten Vegetationstyps bei der k-ten Kategorie der Standortsvariablen darstellt.
$f_{u.k}$, $f_{ui.}$, $f_{u..}$	Zeilen-, Spalten- und Gesamtsumme der u-ten Kontingenztabelle.
g_{uik}	Element der angepassten Kontingenztabelle.
$p(x)$	Univariate a priori Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Standortsbedingung x.
$p(\vec{x})$	Multivariate a priori Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Standortsvektors $\vec{x}$.
$p(V_i,x)$	A priori Wahrscheinlichkeit für das Auftreten des Vegetationstyps i und der Standortsbedingung x.
$p(V_i\|x)$	Univariate bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Vegetationstyps V_i.

$p(V_i \mid \vec{x})$	Multivariate bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Vegetationstyps i.
$p(x_u \mid V_i)$	Univariate bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Standortsbedingung x_u bei gegebenem Vegetationstyp V_i.
$p(\vec{x} \mid V_i)$	Multivariate bedingten Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Standorts $\vec{x}$ bei gegebenem Vegetationstyp V_i.
$\hat{p}(\ldots)$	Schätzung einer Wahrscheinlichkeit.

Das Bayes-Modell basiert auf den bivariaten Häufigkeitsverteilungen (Kontingenztabellen) der abhängigen Variablen (Vegetationseinheit) und den unabhängigen Variablen (Standortsfaktoren: Meereshöhe, Neigung, Strahlung, Ausgangsgestein, Boden, Nutzung usw.). Die Tabelle einer zweidimensionalen Häufigkeitsverteilung hat folgende Form:

$$\begin{array}{ccccc|c}
f_{11} & \cdots & f_{1k} & \cdots & f_{1n} & f_{1.} \\
\cdots & & \cdots & & \cdots & \\
f_{i1} & \cdots & f_{ik} & \cdots & f_{in} & f_{i.} \\
\cdots & & \cdots & & \cdots & \\
f_{m1} & \cdots & f_{mk} & \cdots & f_{mn} & f_{m.} \\
\hline
f_{.1} & \cdots & f_{.k} & \cdots & f_{.n} & f_{..}
\end{array}$$

Die Zeilen entsprechen den Vegetationseinheiten (Kategorien der abhängigen Variablen), die Spalten den ökologischen Standortsfaktoren (Kategorien der unabhängigen Variablen). f_{ik} ist die Häufigkeit des Vorkommens der i-ten Vegetationseinheit bei der k-ten Kategorie der betrachteten Standortsvariablen. $f_{i.}$ ist die Randsumme der i-ten Zeile, die absolute Häufigkeit der i-ten Vegetationseinheit. $f_{.k}$ ist die Spaltensumme der k-ten Kolonne, die absolute Häufigkeit der k-ten Kategorie des Standortsfaktors. $f_{..}$ ist das 'grand total', die Gesamtsumme aller Werte der Tabelle. Als Beispiel zeigt Tab. 13 die Häufigkeitsverteilung der Waldgesellschaften in 100 m Höhenintervallen.
Aus den Kontingenztabellen lassen sich die a priori-Wahrscheinlichkeiten $\hat{p}(x)$ der Kategorien der unabhängigen Variablen x als relative Häufigkeiten der jeweiligen Kategorie schätzen:

$$\hat{p}(x) = f_{.k} / f_{..} \qquad (1)$$

Analog ergibt sich für die Schätzung der a priori-Wahrscheinlichkeit einer Vegetationseinheit V_i:

$$\hat{p}(V_i) = f_{i.} / f_{..} \qquad (2)$$

Tab. 13. Häufigkeitsverteilung der 15 Waldgesellschaften auf 8 Höhenstufen.
Frequency distribution of 15 forest communities in 8 altitude intervals.
D = Dolomit - *dolomite*, S = Serpentin - *serpentine*

Elevation (m)	1600	1700	1800	1900	2000	2100	2200	2300	$f_{i.}$	$\hat{p}(V_i)$
Melico-Piceetum	57	158	131	89	26	.	.	.	461	.072
Veronico latifoliae-Piceet.	1	90	23	.	.	.	.	.	114	.018
Sphagno-Piceetum calam.	143	562	635	501	314	81	.	.	2236	.350
Sphagno-Piceetum aden.	40	107	71	76	69	16	.	.	379	.059
Calamagrostidi vari.-Piceet.	.	1	8	20	14	1	.	.	44	.007
Larici-Piceetum	5	199	530	475	287	154	6	.	1656	.259
Larici-Pinetum cembrae	.	.	.	11	44	45	2	.	102	.016
Erico-Pinetum mont. (D)	.	1	13	10	10	.	.	.	34	.005
Erico-Pinetum mont. (S)	.	73	74	67	22	.	.	.	236	.037
Sphagno-Pinetum montanae	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.000
Legföhren (Silikat)	.	8	83	99	120	82	36	.	428	.067
Legföhren (D)	.	.	5	22	32	26	.	.	85	.013
Legföhren (S)	.	25	63	63	79	87	52	1	370	.058
Alnetum vir./A.-Cicerbitet.	.	9	44	114	49	12	.	.	228	.036
Betula-Sorbus aucup.-Ges.	.	5	3	5	.	.	.	.	13	.002
$f_{.k}$	246	1238	1683	1552	1067	504	96	1	6387	
$\hat{p}(x)$	.039	.194	.264	.243	.167	.079	.015	.000		1.000

Tab. 14. Schätzungen der bedingten Wahrscheinlichkeiten $\hat{p}(V_i|x)$ [°/oo].
Estimates of the conditional probabilities $\hat{p}(V_i|x)$ [°/oo].
D = Dolomit - *dolomite*, S = Serpentin - *serpentine*.

Elevation (m)	1600	1700	1800	1900	2000	2100	2200	2300	Σ	Σ_{rel}
Melico-Piceetum	232	128	78	57	24	.	.	.	519	.065
Veronico latifoliae-Piceet.	4	73	14	.	.	.	.	.	91	.011
Sphagno-Piceetum calam.	581	454	377	323	294	161	.	.	2190	.274
Sphagno-Piceetum adeno.	163	86	42	49	65	32	.	.	438	.055
Calamagrostidi vari.-Piceet.	1	5	13	13	2	.	.	.	34	.004
Larici-Piceetum	20	161	315	306	269	306	63	.	1440	.180
Larici-Pinetum cembrae	.	.	.	7	41	89	21	.	158	.020
Erico-Pinetum mont.(D)	.	1	8	6	9	.	.	.	24	.003
Erico-Pinetum mont.(S)	.	59	44	43	21	.	.	.	167	.021
Sphagno-Pinetum montanae	.	.	.	.	1	.	.	.	1	.000
Legföhren (Silikat)	.	6	49	64	112	163	375	.	769	.096
Legföhren (D)	.	.	3	14	30	52	.	.	99	.012
Legföhren (S)	.	20	37	41	74	173	542	1000	1887	.236
Alnetum vir./ A.-Cicerbitetum	.	7	26	73	46	24	.	.	176	.022
Betula-Sorbus aucup.-Ges.	.	4	2	3	.	.	.	.	9	.001
Summe	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	1000	8000	
Summe, relativiert	.125	.125	.125	.125	.125	.125	.125	.125		1.000

4.1.1. Bedingte Wahrscheinlichkeiten

Die Schätzungen für die univariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten $\hat{p}(V_i|x)$ (state-conditional probability), d.h. die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten des Vegetationstyps i, wenn die Kategorie k des Standortsfaktors x gegeben ist, sind die Elemente der spaltenweise relativierten Kontingenztabelle (Beispiel s. Tab. 14):

$$\hat{p}(V_i|x) = f_{ik} / f_{.k} \qquad (3)$$

Die Zeilensummen in Tab. 14 sind zu den Erwartungswerten der relativen Häufigkeit der Vegetationseinheiten proportional, wenn alle Kategorien der unabhängigen Variablen gleich häufig vorkommen würden. D.h. die relativierten Zeilensummen sind die a priori-Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten einer Vegetationseinheit unter der Annahme von gleichverteilten unabhängigen Variablen. Diese Tabelle ist unabhängig von der Häufigkeitsverteilung der unabhängigen Variablen im jeweiligen Untersuchungsgebiet.
Mit Hilfe einer solchen Tabelle können aus veränderten a priori-Wahrscheinlichkeiten der unabhängigen Variablen neue a priori-Wahrscheinlichkeiten der abhängigen Variablen geschätzt werden (s. Kap. 4.5).

4.1.2. Multivariate bedingte Wahrscheinlichkeiten

Die multivariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(V_i|\vec{x})$ für das Auftreten der verschiedenen Vegetationstypen werden nach der Bayes Formel (DUDA und HART 1973, S. 32) aus den bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(\vec{x}|V_i)$ berechnet:

$$p(V_i|\vec{x}) = \frac{p(\vec{x}|V_i)\, p(V_i)}{p(\vec{x})} \qquad \text{(Bayes Formel)} \qquad (5)$$

mit:

$p(V_i\|\vec{x})$	Bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Vegetationstyps i bei gegebenem Standort $\vec{x}$.
$p(\vec{x}\|V_i)$	Bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Standorts $\vec{x}$ bei gegebenem Vegetationstyps i.
$\vec{x}$	Vektor der Standortsvariablen.
$p(V_i)$	A priori-Wahrscheinlichkeit der Vegetationseinheit i.

Die Schätzung der a priori-Wahrscheinlichkeit $\hat{p}(V_i)$ ist die relative Häufigkeit der Vegetationseinheit.

$p(\vec{x})$ A priori-Wahrscheinlichkeit der Standortsbedingungen $\vec{x}$ (= Standortsvektor); konstant an einem gegebenen Punkt.

Die multivariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(\vec{x}|V_i)$ können unter der Annahme, dass die Einflüsse der Standortsfaktoren auf die Vegetation untereinander unabhängig sind, aus den univariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(x|V_i)$ geschätzt werden:

$$\hat{p}(\vec{x}|V_i) = \prod_{u=1}^{q} \hat{p}(x_u|V_i)$$

mit:

$\hat{p}(\vec{x}|V_i)$ Schätzung der multivariaten bedingten Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Standorts $\vec{x}$ bei gegebenem Vegetationstyp i.

$\hat{p}(x_u|V_i) = f_{uik} / f_{ui.}$ Schätzung der univariaten bedingten Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Standortsbedingung x_u bei gegebenem Vegetationstyp V_i.

Für jeden Punkt im Gelände ergibt sich somit ein Vektor der Auftretenswahrscheinlichkeit aller Vegetationseinheiten. Diejenige Vegetationseinheit mit der höchsten Wahrscheinlichkeit ist dann das Simulationsergebnis. In der digitalen Bodenkarte sind für die meisten Pixel zwei Bodentypen angegeben. Für jeden angegebenen Bodentyp wird eine Vegetationseinheit simuliert, so dass als Ergebnis bis zu zwei Vegetationseinheiten pro Pixel vorliegen.

4.2. ERSTELLUNG DER KONTINGENZTABELLEN

Die Kontingenztabellen können entweder aus vorhandenen pflanzensoziologischen Aufnahmen oder aus digitalisierten Karten abgeleitet werden. Um aus den Kontingenztabellen Wahrscheinlichkeiten berechnen zu können, müssen die Tabellen auf erhärteten Stichproben beruhen. Das bedeutet, dass die einzelnen Beobachtungen unabhängig voneinander sind und eine zufällige Stichprobe der Population (Grundgesamtheit) darstellen. Bei pflanzensoziologischen Untersuchungen in Mitteleuropa wird in der Regel keine statistische

Versuchsplanung zugrunde gelegt. Es kann deshalb nicht davon ausgegangen werden, dass eine aus pflanzensoziologischen Tabellen erstellte Kontingenztabelle die Häufigkeitsverteilung der Pflanzengesellschaften repräsentiert. Ziel dieser Arbeiten ist es, alle im Untersuchungsgebiet existierenden Vegetationstypen und alle vorkommenden Standortstypen zu dokumentieren. Daher besteht in diesen Datensätzen eine Tendenz zur Gleichverteilung sowohl der Vegetations- als auch der Standortstypen. In dieser Arbeitsmethode ist implizit die Annahme enthalten, dass objektiv erkennbare Vegetationseinheiten existieren. Diese Annahme ist umstritten und soll hier nicht näher behandelt werden. Dieses Problem ist u.a. bei FISCHER und BEMMERLEIN (1989) diskutiert.

Die Tendenz zur Gleichverteilung lässt sich nachweisen durch den Vergleich der relativen Häufigkeiten der Pflanzengesellschaften in pflanzensoziologischen Tabellen mit der Häufigkeit der Pflanzengesellschaften, die sich aus kartographischen Datenerhebungen ergeben. Exemplarisch sind in Fig. 7 die Verhältnisse der alpinen Rasengesellschaften auf Silikatgestein dargestellt, die von VETTERLI (1982) bei Davos pflanzensoziologisch untersucht wurden. Deutlich ist erkennbar, dass die selteneren Gesellschaften (*Trifolietum thalii*, *Aveno-Nardetum* und *Elynetum*) überproportional häufig vertreten sind. Das umfangreiche Datenmaterial pflanzensoziologischer Arbeiten aus dem Gebiet von Davos (GIGON 1971, HUNDT 1985, KUOCH 1970, KUOCH und AMIET 1970,

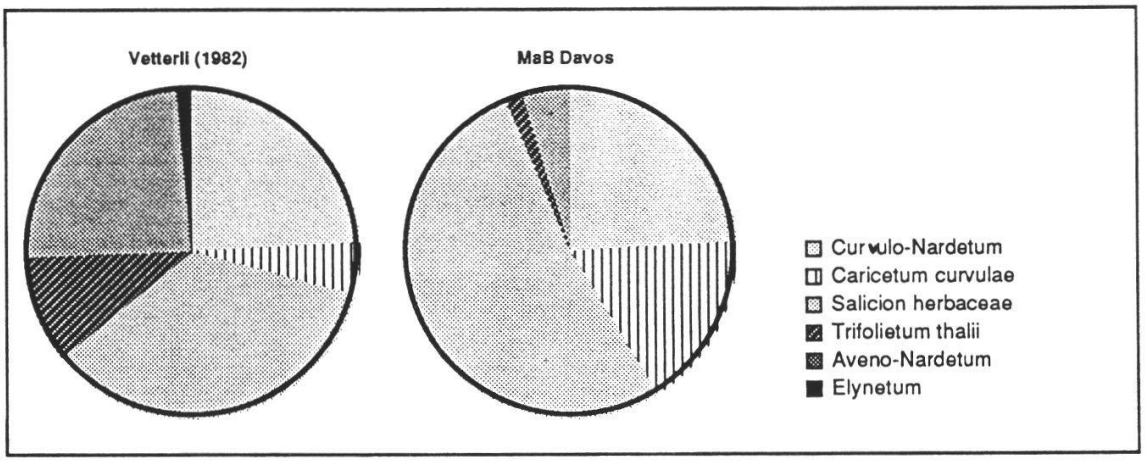


Fig. 7. Relative Häufigkeiten der Vegetationstypen der alpinen Rasen auf Silikat bei VETTERLI (1982) und Flächenanteil im Testgebiet Davos.
Relative frequency of the alpine mat vegetation types on silicate according to VETTERLI (1982) and relative area of these types in the test site Davos.

VETTERLI 1981,1982, ZUMBÜHL 1983) und Graubünden (BRAUN-BLANQUET und SUTTER 1976) ist aus diesem Grund für die Erstellung der Kontingenztabellen nicht verwendbar.
Aus diesem Grund wurden die Kontingenztabellen für das Vegetationsmodell als Stichprobe aus den digitalen Karten des MaB-Projekts abgeleitet. Hierbei können die Beobachtungen zufällig oder regelmässig über das Untersuchungsgebiet verteilt werden. Eine zufällige Verteilung hat den Vorteil, dass auch bei regelmässigen Mustern im Untersuchungsgebiet die Ergebnisse repräsentativ sind. Mit einer regelmässigen Verteilung der Beobachtungen lässt sich eine vorgegebene, konstante räumliche Auflösung einhalten. Da aufgrund von Autokorrelationsanalysen (s. Kap. 4.3.1) das Vorliegen von regelmässigen Mustern im Untersuchungsgebiet ausgeschlossen werden kann, wurden die Kontingenztabellen auf der Basis eines regelmässigen Rasters aus den digitalen Karten abgeleitet.

4.2.1. Die Überlagerung verschiedener Datenebenen

Bei der Erstellung der Kontingenztabellen durch Überlagerung digitaler Karten treten in Abhängigkeit vom Datentyp verschiedene Schwierigkeiten auf. **Rasterdaten** sind relativ problemlos zu überlagern. Die vom digitalen Höhenmodell abgeleiteten Rastervariablen Neigung, Exposition, Horizontüberhöhung und direkte Sonnenstrahlung sind räumlich völlig konsistent und können problemlos überlagert werden. Auch bei den auf Satellitendaten beruhenden Variablen (Ausaperung) kann von einer weitgehend pixelgenauen geometrischen Korrektur ausgegangen werden. Nur in den höchstgelegenen Gipfelregionen kann aufgrund der Parallaxe eine Verschiebung um 1-2 Pixel auftreten.
Flächendaten verursachen dagegen eine Reihe von Problemen. Die **räumliche Genauigkeit**, d. h. die Genauigkeit der Lage der in der Geländekartierung erhobenen Grenzen zwischen den Kartiereinheiten hängt stark vom Orientierungsvermögen des Bearbeiters ab. Wenn ein präziser Höhenmesser zur Verfügung steht, kann zumindest die Höhenlage eines Punktes auf etwa 10 m genau bestimmt werden. Dies ist nicht möglich bei 'Gegenhangkartierung', die wegen der besseren Übersichtlichkeit und aus ökonomischen Gründen gelegentlich durchgeführt werden muss. Die horizontale Lage im Gelände ist jedoch bei fehlenden Orientierungspunkten schwierig zu bestimmen. Besonders im Bereich der alpinen Rasen, wo über hunderte von Metern keine markanten Punkte vorhanden sind, ist häufig mit Fehlern zu rechnen. Durch

die Verwendung von Ortholuftbildern wurde im MaB Projekt versucht, diesen Fehler klein zu halten.
Die **thematische Auflösung** betrifft die Klassifikation kontinuierlicher Variablen. Sowohl die Vegetation als auch die Böden sind kontinuierliche Phänomene. Nur die Klassifikation ermöglicht eine Kartierung kontinuierlicher Variablen als Flächendaten. Die Klassifikation ist jedoch weitgehend konventionell, wie die Vielzahl existierender Boden- und Vegetations-Klassifikationskonzepte zeigt (FISCHER und BEMMERLEIN 1989). Wenn die Abgrenzung der Klassen in verschiedenen Variablen nicht aufeinander abgestimmt ist, entstehen Inkonsistenzen, die die Möglichkeit der Vorhersage begrenzen. Eine Lösung für dieses Problem bietet die Verwendung kontinuierlicher Variablen im Modell oder die Entwicklung von aufeinander abgestimmten Klassifikationssystemen.
Für die Kartierung in einem gegebenen Massstab (hier 1:10'000) muss aus der fachwissenschaftlich begründeten Klassifikation durch Zusammenfassen von Primär-Einheiten (z.B. Pflanzen-Assoziationen) zu Kartiereinheiten ein dem jeweiligen Projektziel und Kartiermassstab angepasste Einteilung in Kartiereinheiten getroffen werden. Diese Klassifikation muss auf die Grösse der kleinsten Teilflächen abgestimmt sein, die bei der Kartierung noch ausgeschieden werden sollen. Die **räumliche Auflösung** beeinflusst auch die statistischen Ergebnisse einer Analyse über den Zusammenhang zwischen verschiedenen Variablen. Es können keine verlässlichen Informationen über hauptsächlich kleinflächig vorkommende Pflanzengesellschaften wie Flachmoore gewonnen werden, wenn die Bodentypen, von denen diese Pflanzengesellschaften abhängig sind, in der Bodenkarte nicht auskartiert sind. Daher dürfen nur solche Variablen in einer Analyse benutzt werden, die zumindest näherungsweise gleiche räumliche Auflösung aufweisen. Hier liegt ein Problem der Datenbank Davos. Die feinste räumliche Auflösung hat die Vegetationskarte mit 1 ha. Die Bodenkarte hat eine räumliche Auflösung von 4 ha. Für die Nutzungskarte ist kein Wert angegeben. Sie scheint jedoch eine räumliche Auflösung von mehr als 10 ha zu haben (vgl. Kap. 4.3.1).
Weitere Inkonsistenzen der Daten entstehen bei der **Digitalisierung** durch die Umwandlung von Vektordaten in Rasterdaten. Die Linien der erhobenen Karten werden zunächst auf einem Trommelscanner in ein Graustufen-Rasterbild umgewandelt. Durch Setzen eines geeigneten Schwellenwerts werden sie dann in ein Binär-Rasterbild transformiert, das nur noch die Information 'weiss' oder 'schwarz' enthält. Aus diesem wird dann mit einem Linienverdünnungs-Algorithmus ein Linienbild erzeugt. Arbeitsaufwendiger kann das

gleiche Ergebnis auch durch manuelles Abfahren der Linien auf einem Digitizer erhalten werden. Danach werden den einzelnen Flächen Codes für den Inhalt zugewiesen. Bei der folgenden Rastervergröberung erfolgt nochmals eine starke Abstraktion, die zu Verschiebungen von den Grenzen einzelner Datenebenen führen kann.
Die räumliche Genauigkeit könnte verbessert werden, wenn vor der Geländekartierung auf photogrammetrischem Weg eine Basiskarte erstellt würde, auf der alle Strukturen und Grenzlinien, die im Luftbild erkenntlich sind, eingetragen sind, auch wenn sie zunächst noch nicht identifiziert werden können. Sodann sollte als erste Kartierung die der Vegetation erfolgen, da diese Ebene als einzige an der Erdoberfläche erkennbar ist. Aus diesen beiden Karten kann dann eine Basiskarte erstellt werden, die allen anderen Teilprojekten wie Gestein, Boden, Nutzung usw. als Kartierungsgrundlage dient. Die in der Vegetationskarte eingezeichneten Grenzen dienen als Orientierungspunkte für

Tab. 15. Beziehung zwischen Nutzung und Vegetation.
Relation between land use and vegetation.
dtTS/ha·a = Doppelzentner (100 kg) Trockensubstanz pro Hektar und Jahr
quintal (100kg) dry matter per hectar and year

Nutzungskategorie	Vegetation
1) Wald	Alle Waldgesellschaften inkl. Grünerlengebüsch und Vorwald ohne Legföhren.
2) Mahd	Alle Wiesengesellschaften sowie Feucht- und Nassstandorte.
3) Weide, ungepflegt	Alle beweideten Flächen, die holzige Pflanzen enthalten (subalpine Zwergsstrauchges., Legföhrengebüsche) sowie alpine Rasen. Die Kategorie "ungenutzt" nach GÜNTER (1985) wurde hierzugezählt, da bei dem hohen Wildbesatz des Gebiets und wegen der meist nicht umzäunten Almen zumindest von Beweidung durch Haustiere (Rinder, Schafe, Pferde) sowie Hoch- und Niederwild ausgegangen werden muss.
4) Weide, intensiv	Alle Weidegesellschaften ohne holzige Pflanzen (*Poion alpinae, Nardion*)
5) nicht nutzbar	Alle Gesellschaften, die nach der Untersuchung von PETERER (1985) einen landwirtschaftlichen Ertrag von höchstens 1dtTS/ha·a haben. (Flechtenheiden, Schutt- und Rohbodenvegetation, Fels, Firn, Wasser).
6) Siedlung	Alle Flächen die in der Vegetationskarte als Siedlung ausgewiesen sind.

die anderen Kartierer, die dann selbstverständlich pflanzensoziologische Vegetationseinheiten unterscheiden können müssen. Die Kartierer können dann ihre Grenzen bewusst neben die Vegetationsgrenzen zeichnen oder zusätzliche Grenzlinien einführen. Nur so ist gewährleistet, dass die gleiche im Gelände scharf erkennbare Grenze nicht in drei verschiedenen Teilkarten an drei verschieden Stellen verläuft.
Besonders deutlich zeigen sich die Schwierigkeiten, die sich bei der digitalen Überlagerung mehrerer konventionell erhobenen Karten ergeben, bei der Überlagerung der Nutzungskarte mit der Vegetationskarte. Offensichtliche "Fehler", wie z.B als Fettwiese genutzte Wälder oder nicht nutzbare Fettwiesen, ergeben sich aus der nicht genau deckungsgleichen Grenzziehung der einzelnen Karten und der unterschiedlichen Aggregierung.
Aufgrund dieser Schwierigkeiten wurde für die Simulation nicht die von GÜNTER (1985) erhobene Nutzungskarte benutzt sondern eine aus der Vegetation abgeleitete. Da bei der Geländeerhebung der Nutzungskarte diese ja offensichtlich auch nur aus der Vegetation abgeleitet wurde, scheint dieses Vorgehen berechtigt. Zur Ableitung der Nutzung von der Vegetation wurde eine vereinfachte Nutzungsklassifikation benutzt, die nur 6 Nutzungsklassen umfasst. Diese 6 Nutzungsklassen, die in Tab. 15 dargestellt sind, können eindeutig Gruppen von Vegetationstypen zugeordnet werden.

4.3. DAS PROBLEM DER UNABHÄNGIGKEITEN

Für das Bayes-Modell sind drei verschiedene Unabhängigkeiten zu fordern:
1) Die Unabhängigkeit der Beobachtungen, auf denen die Kontingenztabellen beruhen.
2) Die Unabhängigkeit der Wirkungen der Standortsfaktoren auf die Vegetation.
3) Die Unabhängigkeit der Standortsfaktoren untereinander.

Diese Annahmen werden in diesem Kapitel diskutiert.

4.3.1. Unabhängigkeit der Beobachtungen

Die räumliche Autokorrelation

Bei der statistischen Analyse räumlicher Prozesse, muss damit gerechnet werden, dass die Beobachtungen aufgrund von räumlicher und zeitlicher Autokorrelation nicht unabhängig sind. LEGENDRE und FORTIN (1989) defi-

nieren Autokorrelation wie folgt: "A variable is said to be autocorrelated (or regionalized) when its value, measured at a particular sampling point, allows an approximation of the value of the same variable at other points of space or time, if one knows the shape of the autocorrelation function (for instance, a gradient)." Das bedeutet, dass zwei nahe beieinander gelegene Beobachtungspunkte nicht zwei unabhängige Beobachtungen repräsentieren, sondern in Abhängigkeit der Form der Autokorrelationsfunktion mehr oder weniger zweimal die gleiche Beobachtung sind. Um den Einfluss der räumlichen Autokorrelation auf die Kontingenztabellen abschätzen zu können, wurden für alle im Modell benutzten Variablen die Korrelogramme berechnet. Ein gebräuchlicher Koeffizient zur Beschreibung der Autokorrelation **metrischer Variablen** ist der verallgemeinerte Moran Koeffizient I (1950, zit. nach CLIFF und ORD 1981, S. 17):

$$I = \frac{n}{S_0} \frac{\sum_{(2)} w_{ij} z_i z_j}{\sum_{i=1}^{n} z_i^2}$$

mit:

$\sum_{(2)} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n} \; ; \; i \neq j$

n	Anzahl Beobachtungen
w_{ij}	räumlicher Beziehungskoeffizient
z_i	$x_i - \bar{x}$, wobei x_i die Beobachtung am i-ten Ort ist
S_0	$= \sum_{(2)} w_{ij}$

Der räumliche Beziehungskoeffizient w_{ij} gibt die Art der räumlichen Beziehung an. Im einfachsten Fall ist er 1, wenn die beiden Beobachtungen i und j benachbart sind, und 0 wenn sie nicht benachbart sind (binäre Wichtungskoeffizienten). Es können aber auch kontinuierliche Wichtungskoeffizienten gewählt werden, etwa die inverse Distanz der Beobachtungen. Betrachtet man nicht nur unmittelbar benachbarte Punkte sondern nacheinander alle Punktpaare, die gleichen Abstand haben, bzw. in die gleiche Distanzklasse fallen, so erhält man die räumliche Autokorrelation in Abhängigkeit von der Distanz. Die Graphen dieser Funktion heissen Korrelogramme. Für die Berechnung der Autokorrelation muss Stationarität des stochastischen Prozesses angenommen werden.

Der Erwartungswert der Autokorrelation E(I) ist nach CLIFF und ORD (1981, S. 21):

$$E(I) = \frac{-1}{n-1}$$

n: Anzahl Beobachtungen

Bei dem grossen Stichprobenumfang dieser Untersuchung ist der Erwartungswert mit $-3.8 \cdot 10^{-6}$ näherungsweise Null.
Die Varianz der Autokorrelation Var (I) ist:

$$Var(I) = \frac{n[(n^2-3n+3)S_1 - nS_2 + 3S_0^2] - b_2\,[(n^2-n)S_1 - 2nS_2 + 6S_0^2]}{(n-1)^{(3)}S_0^2}$$

mit:

$$S_1 = \tfrac{1}{2}\sum_{(2)}(w_{ij} + w_{ji})^2$$

$$S_2 = \sum_{i=1}^{n}(w_{i.} + w_{.j})^2$$

wobei $w_{i.} = \sum_{j=1}^{n} w_{ij}$ und $w_{.j} = \sum_{j=1}^{n} w_{ji}$

$$b_2 = \frac{m_4}{m_2^2}$$

m_2 ist das zweite Moment (Varianz): $\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^2$

m_4 das vierte Moment: $\frac{1}{n}\sum_{i=1}^{n}(x_i - \bar{x})^4$

$(n-1)^{(3)} = (n-1)(n-2)(n-3)$

Der Wertebereich des Autokorrelationskoeffizienten I liegt in der Regel nicht zwischen -1 und +1, wie der Pearson Korrelationskoeffizient. Für grosses n und symmetrische Wichtungskoeffizienten ist die obere Grenze des Autokorrelationskoeffizienten nach CLIFF und ORD (1981, S. 21):

$$|I| \leq \frac{n}{S_0}\left[\frac{2nS_1 - S_2}{4n(n-1)}\right]^{1/2} = I_{max}$$

Transformiert man den Moran I-Koeffizienten linear nach diesem Wertebereich, so dass die resultierenden Koeffizienten, wie der Pearson Korrelationskoeffizient, zwischen +1 und -1 liegen, erhält man den modifizierten Autokorrelationskoeffizienten r_d.
Die Berechnungen vereinfachen sich, wenn die Punkte auf einem regelmässigen Gitter in einem rechteckigen Ausschnitt mit r Zeilen und c Spalten liegen und symmetrische, binäre Wichtungskoeffizienten gewählt werden. Vergleicht man jeden Punkt mit je einem, der darüber, darunter, links und rechts in einem bestimmten Abstand d liegt, so spricht man in Analogie zum Schach von der Turm-Konstellation (rook's case, Fig. 8). In diesem Fall berechnen sich S_0, S_1 und S_2 nach UPTON und FINGLETON (1985) wie folgt:

$$S_0 = 2 [c (r - d) + r (c - d)]$$
$$S_1 = 2 S_0$$
$$S_2 = 8 (8rc - 7rd - 7cd + 4d^2)$$

mit:

r	Anzahl Zeilen
c	Anzahl Spalten
d	Distanz in Anzahl Zeilen bzw.Spalten

Die Korrelogramme der metrischen Variablen mit diesem modifizierten Autokorrelationskoeffizienten r_d sind in Fig. 9 dargestellt. Wegen des grossen Stichprobenumfangs ist die Standardabweichung aller Werte der Kurve mit etwa 0.002 so klein, dass sie graphisch nicht dargestellt wurde. Für die Höhe über dem Meer zeigt sich auch bei relativ grossen Distanzen eine hohe räumliche Autokorrelation. Dies ist eine Folge der grossräumigen Muster in der Topographie mit den parallelen Seitentälern des Landwassertals, dem Flüelatal, dem Dischmatal, dem Sertigtal und dem Monsteiner Tal. Die Korrelogramme der Hangneigung und der direkten Sonnenstrahlung dagegen zeigen, dass die Muster dieser Variablen auf einem wesentlich kleineren Massstab liegen.

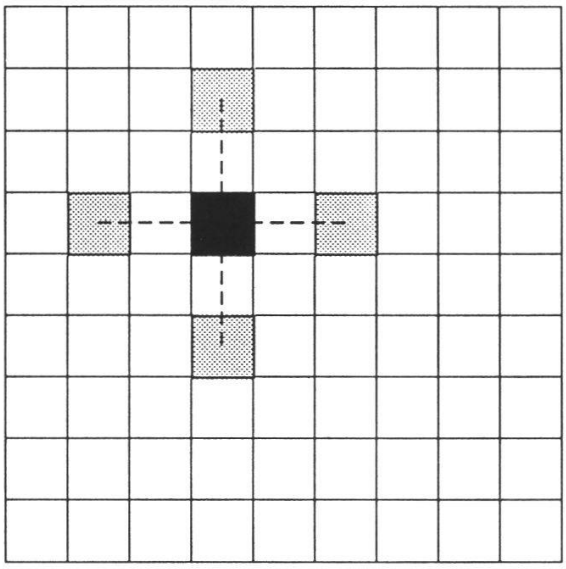


Fig. 8. Turm-Konstellation: 4 gleich weit vom schwarzen Punkt entfernte Nachbarpunkte.
Rock's case: 4 neighbour points with same distance to the black point.

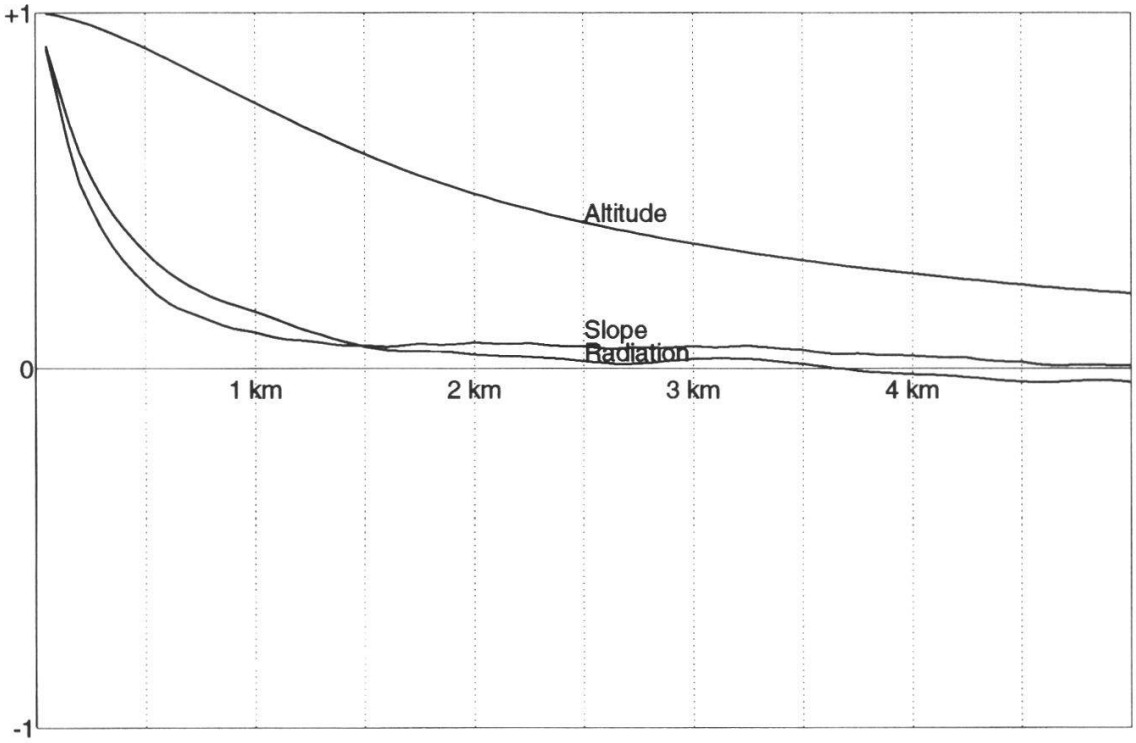


Fig. 9. Korrelogramme der metrischen Variablen
Correlograms of the metric variables.
Altitude a.s.l. = Höhe über Meer, *slope* = Neigung, *radiation* = Strahlung

Für **kategorische Variablen** ist die Anzahl der ungleichen Kategorien benachbarter Punkte ein Mass für die Autokorrelation J_{tot} (join-count statistics, CLIFF und ORD 1981, S.11 ff.):

$$J_{tot} = \frac{1}{2} \sum_{(2)} w_{ij} y_{ij}$$

mit:

$\sum_{(2)} = \sum_{i=1}^{n} \sum_{j=1}^{n}$, $i \neq j$

n	Anzahl Beobachtungen
w_{ij}	räumlicher Beziehungskoeffizient
$y_{ij} = 1$	wenn die Punkte i und j zu verschiedenen Kategorien gehören
$y_{ij} = 0$	wenn die Punkte i und j zur gleichen Kategorie gehören

Der Erwartungswert für J_{tot} ist:

$$E(J_{tot}) = S_0 \sum_{r=1}^{k-1} \sum_{s=r+1}^{k} \frac{n_r n_s}{n(n-1)}$$

mit:

k	Anzahl der Kategorien
n_r	Anzahl Punkte der Kategorie r
n_s	Anzahl Punkte der Kategorie s

Für binäre, symmetrische Gewichte ist der Wertebereich von J_{tot}:

$$J_{tot} = \left[0 \ , \ \frac{S_0}{2}\right]$$

Relativiert man J_{tot} mit dem Maximalwert erhält man die relativierte Join-Count Statistik J_{rel}, die einen Wertebereich von 0 bis 1 hat:

$$J_{rel} = \frac{J_{tot}}{\frac{1}{2} S_0}$$

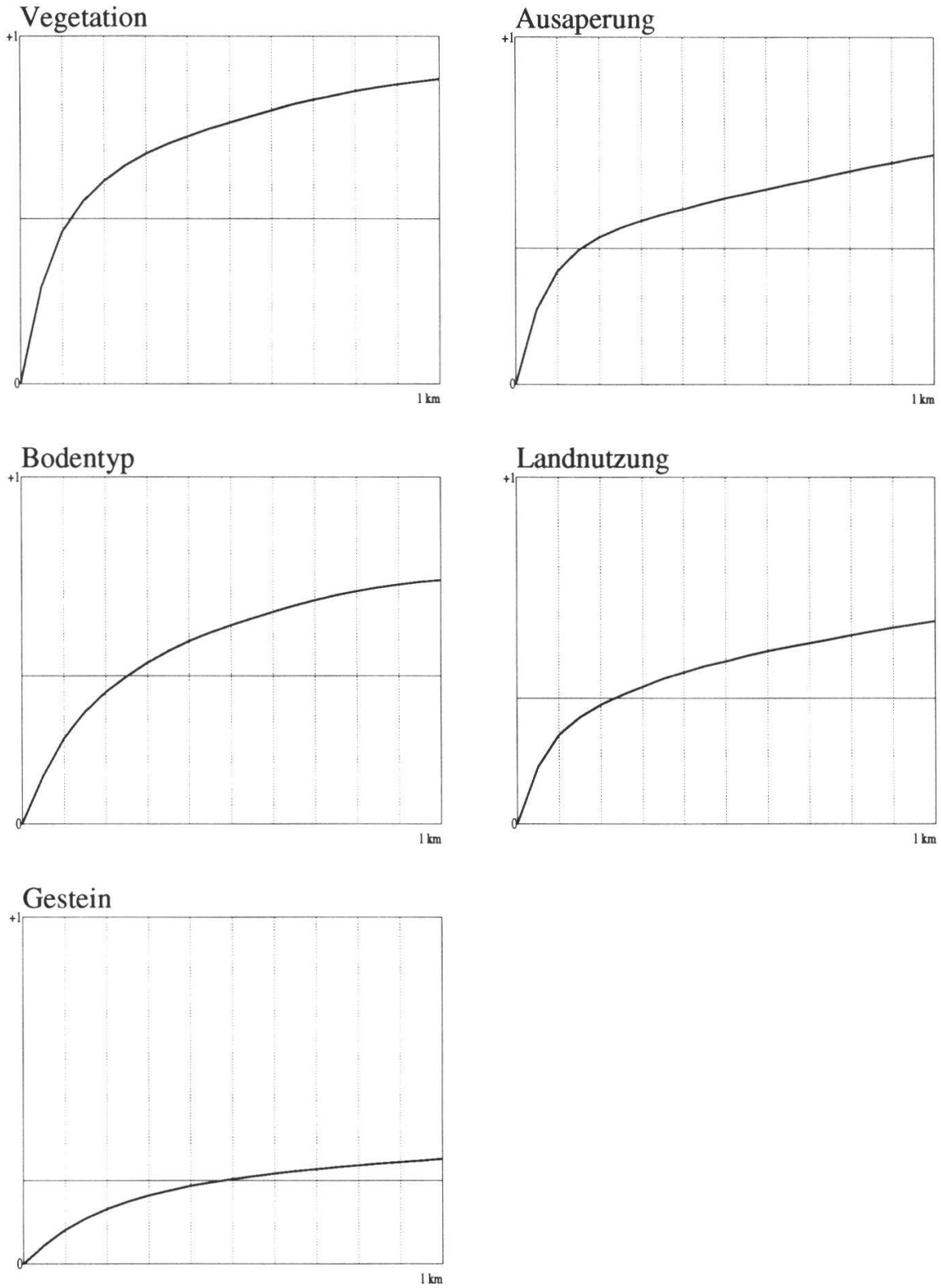


Fig. 10. Korrelogramme der kategorischen Variablen. (Erläuterungen siehe Text).
Correlograms (Join count statistics) of the categorical variables (details see text).

Die Korrelogramme mit der relativierten Join-Count Statistik J_{rel} für die Vegetation und die kategorischen Standortsvariablen sind in Fig. 10 dargestellt. Die horizontale Linie markiert dabei den unter der Annahme von räumlicher Unabhängigkeit erwarteten Wert (entspricht 0 bei Morans I). Bei diesem Koeffizienten bedeutet der Wert 0 maximal positive räumliche Autokorrelation (entspricht +1 bei Morans I) und der Wert 1 maximal negative räumliche Autokorrelation (entspricht -1 bei Morans I). An der Vegetation zeigt sich, dass bei einer Distanz von knapp 150 m der bei Unabhängigkeit erwartete Wert auftritt. Beim Bodentyp wird dieser Wert erst in einer Distanz von 250 m erreicht, beim Gestein bei knapp 500 m, bei der Landnutzung nach GÜNTER (1985) bei 300 m und bei der Ausaperung bei 150 m. Zur Interpretation dieser Werte muss berücksichtigt werden, dass die Autokorrelation kategorischer Variablen von der zugrundeliegenden Klassifikation und der räumlichen Auflösung der Kartierung abhängig ist. Bei der Vegetations- und der Bodenkarte decken sich die Werte in etwa mit der von den Kartierern angestrebten Genauigkeit von 1 ha bzw. 4 ha (KRAUSE 1986, ZUMBÜHL 1986). Bei der Landnutzungskartierung von GÜNTER (1985) fehlen Angaben zur angestrebten Kartiergenauigkeit, so dass hier kein Vergleich möglich ist. Aufgrund eigener Beobachtungen im Testgebiet erscheint der Wert von 300 m ein plausibles Mass für die räumliche Auflösung der Landnutzungskarte zu sein. Die im Vergleich mit den anderen kategorischen Variablen relativ weit reichende räumliche Autokorrelation in der Variablen Gestein deutet auf grossflächige Muster in der geologischen Karte hin. Dies trifft insofern zu, als das ganze Gebiet des Dischmatales aus Gneis besteht. Bei einer feineren Gesteinsklassifikation, die etwa noch zwischen Ortho- und Paragneis differenziert, würde das Korrelogramm sicher kleinräumigere Muster zeigen. Das Korrelogramm der Ausaperungskarte, die von Keller (1987) mittels multitemporaler Klassifikation von LANDSAT MSS Daten gewonnen wurde, ist vom räumlichen und zeitlichen Auflösungsvermögen des Satellitensensors geprägt.

Bei der Erstellung der Kontingenztabellen muss nun aufgrund der in Fig. 9 und 10 dargestellten Korrelogramme die Distanz für die einzelnen Beobachtungen so festgelegt werden, dass die geforderte Unabhängigkeit der Beobachtungen garantiert ist. Im Hinblick auf das Ziel der Analyse, die Vegetation zu simulieren, orientiert sich die statistische Versuchsplanung zur Erstellung der Kontingenztabellen primär am Korrelogramm der Vegetationskarte. Es wurde deshalb ein regelmässiges Raster mit 150 m Gitterweite gewählt. Bei dieser Distanz ist die Autokorrelation auch für die wichtigsten kategorischen Variablen gering. Der Einfluss der räumlichen Autokorrelation auf die

Kontingenztabellen, und damit auf die Modellergebnisse, wird damit so weit wie möglich reduziert. Die Gefahr, dass bei regelmässiger Datenerhebung regelmässige Muster im Untersuchungsobjekt die Ergebnisse verfälschen, kann für die vorliegenden Karten aufgrund der Autokorrelationsanalyse ausgeschlossen werden, da regelmässige Muster zu periodischen Schwankungen im Korrelogramm führen würden.

4.3.2. Unabhängigkeit der Wirkungen

Das Gesetz der relativen Standortskonstanz

Das Bayes-Modell setzt voraus, dass die Standortsfaktoren unabhängig voneinander auf die Vegetation wirken, d. h. dass die Wahrscheinlichkeit für das Auftreten einer Gesellschaft bei einer bestimmten Kategorie eines Faktors unabhängig von den anderen Faktoren ist. Diese Unabhängigkeitsforderung scheint dem von WALTER und WALTER (1953) postulierten "Gesetz der relativen Standortskonstanz" zu widersprechen, das eine Abhängigkeit der Wirkung verschiedener Standortsfaktoren auf die Pflanzenarten postuliert. Als Beispiel führt er u.a. den Blutfruchtbaum (*Terminalia porphyrocarpa*) an, dessen Ansprüche an die edaphischen Feuchteverhältnisse vom Jahresniederschlag abhängig sind. In bezug auf Vegetationstypen - nicht Arten - ist diese Frage jedoch von der gewählten Vegetationsklassifikation abhängig. Bei entsprechend feiner Klassifikation der Vegetation werden die standörtlich verschiedenartigen Wuchsorte einer Pflanzenart unterschiedlichen Vegetationstypen zugeordnet. Innerhalb dieser Vegetationstypen sind die Abhängigkeiten geringer als innerhalb einer einzelnen Art. Das Ziel der pflanzensoziologischen Vegetationsklassifikation ist die Bildung von floristisch, physiognomisch und standörtlich weitgehend einheitlichen Assoziationen. Es ist daher anzunehmen, dass im Hinblick auf das hier diskutierte Vegetationsmodell die Forderung nach unabhängiger Wirkung der Standortsfaktoren zumindest näherungsweise als erfüllt betrachtet werden kann.

Um diese These zu belegen, wurde die Korrelation zwischen Meereshöhe und direkter Sonnenstrahlung für jeden Vegetationstyp untersucht. Es ist zu erwarten, dass die gleichen Vegetationseinheiten mit zunehmender Meereshöhe bei höheren Strahlungssummen auftreten, da die Strahlung die niedrigere Allgemeintemperatur kompensiert. Für jeden Vegetationstyp wurde der Pearson-Korrelationskoeffizient berechnet, der den linearen Zusammenhang zwischen zwei Variablen beschreibt (Tab. 16). Bezogen auf das gesamte Untersuchungsgebiet beträgt die Korrelation zwischen Meereshöhe und

Tab. 16. Korrelation zwischen Meereshöhe und Direktstrahlung in den einzelnen Vegetationstypen. (Details s. Text).
Correlation between altitude above sea level and direct solar radiation within the vegetation types . (Details see text).

n Stichprobenumfang - *sample size*
r Korrelationskoeffizient - *correlation coefficient*
95% VB 95%-Vertrauensbereich für den Korrelationskoeffizienten
95% confidence interval for the correlation coefficient
sig. >.33 Irrtumswahrscheinlichkeit für r >0.33: * 5%, ** 1%, *** 0.1%
*significance level for r > .33: * 5%, ** 1%, *** 0.1%*

Vegetationstyp	Nr.	n	r	95% VB	sig.>.33
Melico-Piceetum	A 1	61	**0.603**	0.414, 0.742	**
Veronico latifoliae-Piceetum	A 2	15	0.644	0.196, 0.869	
Sphagno-Piceetum calamagrostietosum	A 3	258	0.207	0.087, 0.321	
Sphagno-Piceetum adenostyletosum	A 4	42	0.299	-0.006, 0.553	
Calamagrostidi variae-Piceetum	A 5	7	0.111	-0.701, 0.797	
Larici-Piceetum	A 6	186	0.354	0.221, 0.474	
Larici-Pinetum cembrae	A 7	12	0.373	-0.256, 0.780	
Erico-Pinetum montanae (Dolomit)	A 8	3	0.000	-1.000, 1.000	
Erico-Pinetum montanae (Serpentin)	A 9	31	-0.093	-0.433, 0.271	
Sphagno-Pinetum montanae	A 10	0	0.000	-1.000, 1.000	
Legföhren (Silikat)	A 11	53	0.487	0.250, 0.669	
Legföhren (Dolomit)	A 12	10	0.129	-0.545, 0.702	
Legföhren (Serpentin)	A 13	37	0.294	-0.033, 0.564	
Alnetum viridis/Aden.-Cicerbitetum	A 14	24	-0.154	-0.525, 0.266	
Betula-Sorbus aucuparia-Ges.	A 15	2	0.000	-1.000, 1.000	
Rhododendro-Vaccinietum	B 16	259	0.365	0.254, 0.466	
Empetro-Vaccinietum	B 17	103	0.219	0.027, 0.396	
Calamagrostietum villosae	B 18	3	0.000	-1.000, 1.000	
Junipero-Arctostaphyletum	B 19	322	**0.539**	0.456, 0.612	***
Jun.-Arctostaphyletum callunetosum	B 20	27	0.536	0.195, 0.761	
Flechtenheiden	B 21	28	0.317	-0.064, 0.617	
Caricetum fuscae	C 22	18	0.391	-0.093, 0.725	
Caricetum davallianae	C 23	14	0.511	-0.027, 0.819	
Eriophoro-Trichophoretum caesp.	C 24	2	0.000	-1.000, 1.000	
M.-Cardaminetalia/Caricetalia davall.	C 25	1	0.000	-1.000, 1.000	
Calthion, Polygono-Ranunculetum	D 26	6	0.656	-0.333, 0.958	
Ran. aconoitifolius-Trisetum flav.-Ges.	D 27	28	-0.036	-0.404, 0.341	
"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	D 28	30	-0.253	-0.562, 0.118	
Heracleum sph.-Facies d. Tris. flav. G.	D 29	93	0.479	0.305, 0.622	
Cam. scheuchzeri-Trisetum flav.-Ges.	D 30	45	0.543	0.297, 0.722	
Polygono-Trisetion (Terrasse)	D 31	10	0.739	0.204, 0.934	
Ligusticum mutellina-Festuca viol.-G.	D 32	1	0.000	-1.000, 1.000	
Nardion (nährstoffarme, saure Stando.)	E 33	5	-0.805	-0.996, 0.690	
Nardion (wechseltr., saure Standorte)	E 34	35	**0.737**	0.535, 0.859	***
Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae	E 35	40	**0.568**	0.312, 0.747	*
Seslerion/Caricion ferrugineae	E 36	26	**0.917**	0.822, 0.963	***
Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion	E 37	9	0.154	-0.568, 0.742	
Poion alpinae (tiefe Lagen)	F 38	12	0.719	0.248, 0.915	
Poion alpinae (hohe Lagen)	F 39	59	**0.826**	0.723, 0.893	***

Tab. 16 (Fortsetzung - contin.)

Vegetationstyp	Nr.	n	r	95% VB	sig.>.33
Rumicetum alpini	F 40	0	0.000	-1.000, 1.000	
Alchemillo-Deschapsietum caespitosi	F 41	1	0.000	-1.000, 1.000	
Nardion (tiefe Lagen)	F 42	38	0.087	-0.240, 0.395	
Nardion (hohe Lagen)	F 43	154	**0.535**	0.411, 0.639	***
Curvulo-Nardetum u.ä.	G44	198	0.302	0.170, 0.423	
Caricetum curvulae	G45	141	0.330	0.174, 0.470	
Salicion herbaceae	G46	428	0.348	0.262, 0.428	
Festuco violaceae-Trifolietum thalii	G47	13	0.263	-0.337, 0.711	
Aveno-Nardetum/Festucetum halleri	G48	39	-0.015	-0.329, 0.302	
Elynetum	G49	0	0.000	-1.000, 1.000	
Seslerion/Poion alpinae	H50	26	0.491	0.128, 0.738	
Seslerion v.a *Seslerio sempervirentis*	H51	64	0.469	0.252, 0.641	
Seslerion z.T. *Caricetum firmae*	H52	11	0.734	0.194, 0.933	
Arabidion coeruleae	H53	25	0.522	0.160, 0.760	
Caricetum ferrugineae	H54	2	0.000	-1.000, 1.000	
Serpentinrasen (Rohboden)	I 55	21	**0.705**	0.394, 0.872	*
Serpentinrasen (rel. entwickelte Böden)	I 56	9	0.535	-0.201, 0.885	
Androsacion alpinae	K57	208	0.121	-0.016, 0.253	
Silikatblockhalden	K58	177	0.093	-0.055, 0.238	
Thlaspeion/Androsacion	K59	41	0.135	-0.180, 0.425	
Dolomitblockhalden	K60	3	0.000	-1.000, 1.000	
Serpentinfelsvegetation	K61	139	0.338	0.182, 0.478	
Fels, Firn, Wasser	L 62	221	0.102	-0.030, 0.231	

direkter Sonnenstrahlung 0.33, da mit zunehmender Meereshöhe die Atmosphärendicke abnimmt und der maximal mögliche Direktstrahlungsfluss zunimmt. Auch die Abschattung durch die umliegenden Berge nimmt mit zunehmender Meereshöhe ab. Somit kann eine Abhängigkeit der Strahlungsansprüche von der Meereshöhe nur in den Vegetationstypen angenommen werden, die eine höhere Korrelation zwischen Meereshöhe und Direktstrahlung als 0.33 annehmen. Für fünf Typen ist die Korrelation mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von weniger als 0.1% grösser als 0.33, und zwar im *Junipero-Arctostaphyletum* (B19), im wechseltrockenen, sauren *Nardion* (E34), im *Seslerion/Caricion ferrugineae* (E36), im *Poion alpinae* der hohen Lagen (F39) und im *Nardion* der hohen Lagen (F43). Im *Melico-Piceetum* (A1) ist die Irrtumswahrscheinlichkeit kleiner als 1%. Für diese Gesellschaften sind in Fig. 11 die Scatterdiagramme dargestellt. Die Ellipsen in dieser Figur sind die Linien gleicher Wahrscheinlichkeitsdichte, die 90% aller Beobachtungen umfassen. Im *Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae* (E35) sowie in den Serpentinrasen auf Rohboden (I55) ist die Irrtumswahr-

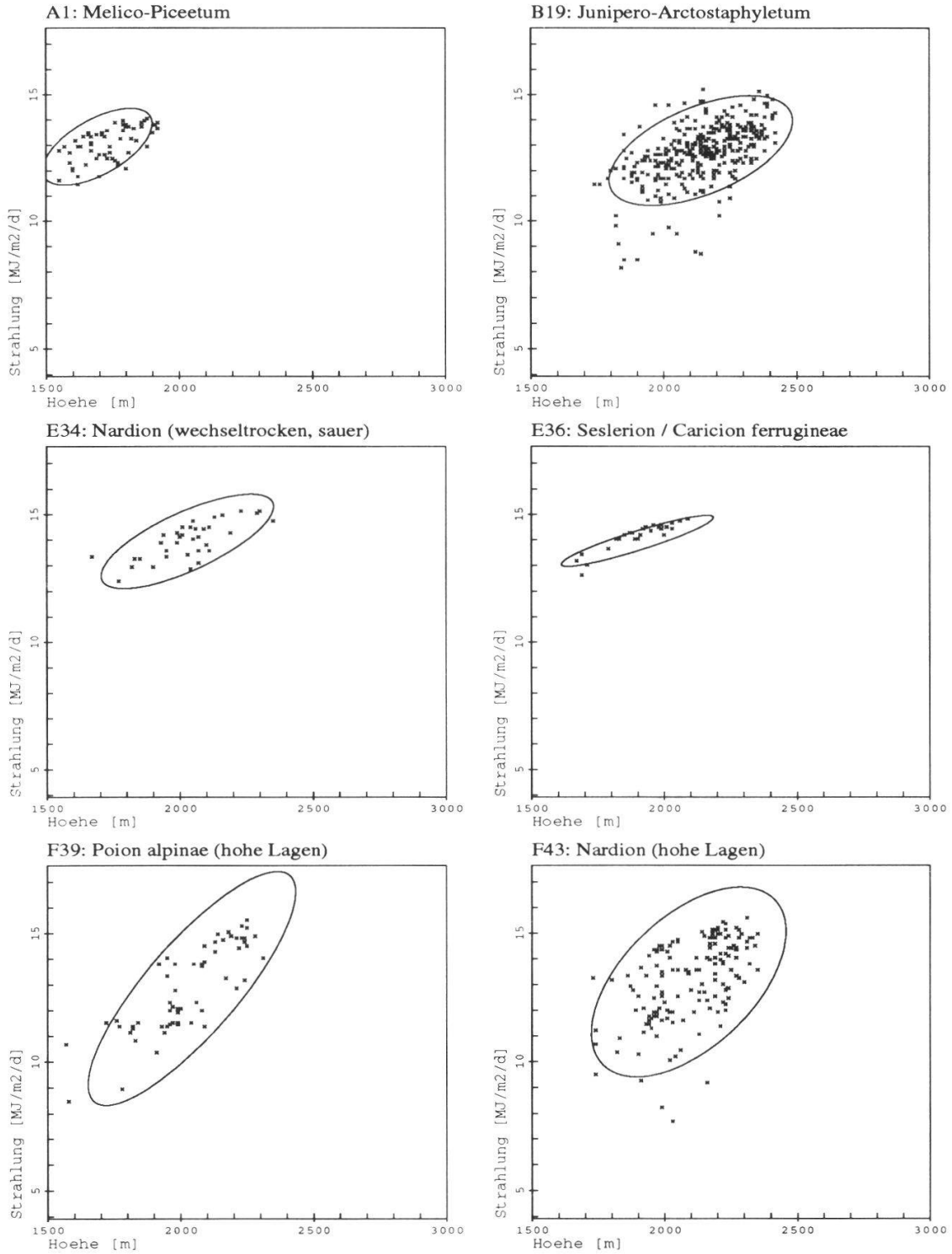


Fig. 11. Verteilung der Vorkommen der Gesellschaften mit der stärksten Abhängigkeit von Meereshöhe und Direktstrahlung. Die Ellipsen zeigen die Linien gleicher Wahrscheinlichkeitsdichte, die 90% aller Beobachtungen umfassen.
Distribution of the plant communities with the strongest correlation between altitude above sea level and direct solar radiation. Ellipses indicate lines of equal density of probability that covers 90% of all observations.

scheinlichkeit kleiner als 5%. Bei allen anderen Vegetationstypen kann keine Abhängigkeit nachgewiesen werden.
Versuche, die relative Standortskonstanz in das Modell einzubeziehen (vgl. Kap. 4.4), zeigen keine Verbesserung des Ergebnisses. Das deutet darauf hin, dass die Nichtberücksichtigung der Abhängigkeiten kein limitierender Faktor für das Modell ist. Für den vorliegenden Datensatz kann die Annahme der Unabhängigkeit der Wirkungen der Standortsfaktoren folglich als erfüllt gelten.

4.3.3. Unabhängigkeit der Standortsfaktoren

Naturgesetzmässige Abhängigkeiten
Abhängigkeiten der Standortsfaktoren voneinander können naturgesetzmässig sein, wie die Abhängigkeit des Ausaperungszeitpunkts von der Meereshöhe. Für das Modell hat das zur Folge, dass die redundante Information zu einer unterschiedlichen Gewichtung der Variablen führt. Wenn etwa Meereshöhe und Ausaperung als Variablen benutzt werden, erhöht die Ausaperung das Gewicht der Meereshöhe. Eine ungleiche Gewichtung ist jedoch nicht unerwünscht, sondern nach WATANABE's "ugly duckling theorem" (1985, S. 452) sogar Voraussetzung um überhaupt Gruppen definieren zu können. Dieses Theorem besagt, dass die Ähnlichkeit zweier beliebiger, nichtidentischer Objekte eine Konstante ist, wenn die Ähnlichkeit als Anzahl gleicher Prädikate definiert wird und die Prädikate, anhand derer die Ähnlichkeit gemessen wird, gleiches Gewicht haben. Eine Konsequenz aus diesem Theorem ist, dass eine natürliche Klassifikation von Objekten nicht existiert. Um die auf einer impliziten Gewichtung in der pflanzensoziologischen Methode beruhenden Klassifikation der Vegetation (NOY-MEIR et al. 1975, FISCHER und BEMMERLEIN 1989) im Modell zu reproduzieren sind also geeignete Gewichtungen erforderlich. Durch Auswahl geeigneter Variablen besteht die Möglichkeit den Einfluss der Abhängigkeiten auf das Modell zu steuern (s. Kap. 4.7).
Neben der Auswahl der Standortsfaktoren sind die Abhängigkeiten der Variablen untereinander bei kategorischen Variablen auch von deren Klassifikation abhängig. Werden als Bodentypen etwa die Kategorien Silikatregosol und Karbonatregosol verwendet, sind diese von der Variablen Gestein abhängig, da der erste Typ nur auf Flächen mit Silikatgestein und der zweite nur auf Flächen mit Karbonatgestein vorkommt. Diese Abhängigkeit kann beseitigt werden indem entweder die beiden Regosole zu einer Bodeneinheit zusam-

mengefasst werden, oder indem die Variablen Gestein und Bodentyp zu einer integralen Variablen zusammengefasst werden. Die zweite Möglichkeit führt zu einer sehr grossen Kontingenztabelle, da die Anzahl der Spalten der neuen Tabelle gleich dem Produkt aus der Anzahl der Spalten der beiden ursprünglichen Tabellen ist. Dabei besteht die Gefahr, dass die Häufigkeiten in den einzelnen Feldern der Kontingenztabelle wegen eines zu geringen Stichprobenumfangs nicht zuverlässig geschätzt werden können. Aus diesem Grund wurde die zweite Möglichkeit gewählt. Die von Krause (1986) erhobenen Kartiereinheiten werden nach fachwissenschaftlichen Kriterien

Tab. 17. Zuordnung der Bodenkartiereinheiten (Krause 1986) zu den im Modell verwendeten Bodentypengruppen.
Relation between the soil type mapping units (Krause 1986) and the soil type groups used in the model.

Bodentypengruppe	typisches Profil (nach Benzler et al. 1982)	Bodentyp (Nr.) (nach Krause 1986)
Fels	C	Fels (0)
Lithosole	AC-C	Silikatlithosol (1)
		Mischgesteinslithosol (2)
		Karbonatlithosol (3)
Rohböden	A_i-C	Humussilikatboden (4)
		Humuskarbonatboden (5)
		Humussilikatgesteinsboden (6)
		Humuskarbonatgesteinsboden (7)
		- " - auf Fels (8)
		Humusmischgesteinsboden (10)
		- " - auf Fels (11)
Regosole/Rendzinen	A_h-C	Karbonatregosol (9)
		Silikatregosol (12)
		Mischgesteinsregosol (13)
		Rendzina (14)
Fluvisol	A_h-M-II...	Fluvisol (15)
Braunerden	A_h-B_v-C	Saure Braunerde (16)
		Braunerde (17)
Podsole	L-O-A_h-A_e-B_h-B_s-C	Braunpodsol (18)
		Podsol (19)
		Humuseisenpodsol (20)
Gleye	A_h-G_o-G_r	Karbonatrohgley (21)
		Silikatrohgley (22)
		Braunerdegley (23)
		Buntgley (24)
		Fahlgley (25)
		Gesteinsgley (28)
Halbmoore	nH-(F-)-II...	Halbmoor (26)
		Saueres Halbmoor (27)

derart zusammengefasst, dass die Abhängigkeit des Bodentyps vom Gestein weitgehend reduziert wird.

Stichprobe, Population, Universum

Ein weiterer Grund für Abhängigkeiten kann darin bestehen, dass die Stichproben nicht repräsentativ für die Vegetationstypen sind. Bei geeigneter Datenerhebung erlaubt eine Stichprobe eine unbeeinflusste Schätzung von Grössen einer statistischen Population. Die Stichprobe ist die Menge der vorliegenden Beobachtungen. Die Population ist die Menge der zu einem bestimmten Zeitpunkt existierenden Realisierungen eines Phänomens (z.B. Vegetation). Der Begriff statistische "Population" ist nicht mit dem in der Populationsbiologie gebräuchlichen Begriff identisch. Neben der Stichprobe und der statistischen Population muss in diesem Zusammenhang aber noch eine weitere Menge, das Universum (die Menge aller möglichen statistischen Populationen) berücksichtigt werden. Wenn die statistische Population keine zufällige Realisierung des Universums darstellt, so ist auch die Stichprobe nicht unbeeinflusst. Die Gefahr, dass aufgrund dessen Abhängigkeiten in der Stichprobe vorhanden sind, ist um so grösser, je kleiner die geographische Basis, d.h. das Gebiet, in dem die Stichprobe erhoben wird, ist. Eine Vergrösserung der geographischen Basis ist jedoch nur bedingt möglich, da mit grösserer Entfernung kulturhistorische Einflüsse, historisch chorologische Phänomene und andere grossräumige Phänomene in der Vegetation an Bedeutung gewinnen, die im hier vorgestellten regionalen Modell nicht berücksichtigt sind.

Die Abhängigkeiten der Standortsfaktoren voneinander, die von den naturräumlichen Gegebenheiten und den sozioökonomischen Bedingungen des Untersuchungsgebiets zum Untersuchungszeitpunkt beeinflusst sind, haben Einschränkungen für die Übertragbarkeit der Kontingenztabellen auf andere Gebiete und auf Szenarien zur Folge. Dies betrifft vor allem die folgenden, wegen fehlender empirischer Grundlage nicht simulierbaren Fälle:

- Fettwiesenwirtschaft wird gegenwärtig im Untersuchungsgebiet nur auf Alluvium und karbonathaltiger Mischmoräne betrieben. Sie kann deshalb auf anderen geologischen Schichten nicht simuliert werden.
- Karbonatgestein kommt fast nur in der alpine Stufe und fast nur in Süd-Exposition vor. Die intensive Weidenutzung der alpinen Kalkrasen bedingt, dass kein Zwergstrauchgürtel auf Kalk und Dolomit ausgebildet ist.
- Waldwirtschaft wird nicht auf Alluvium, Kalk und in der supra-subalpinen Stufe (*Larix-Pinus cembra*-Gürtel sensu SCHMID 1961) betrieben.

Tab. 18. Korrelationskoeffizienten r zwischen den metrischen Variablen.
Correlation coefficient r between the metric variables.

	Höhe	Neigung
Neigung	0.26	
Strahlung	0.33	-0.20

Diese genannten Fälle definieren Einschränkungen für Szenarien, und sind bei der Anwendung des Modells und der Interpretation der Ergebnisse zu berücksichtigen.
Die naturräumlichen Gegebenheiten bedingen, dass in unterschiedlichen Untersuchungsgebieten z.B. bestimmte Gesteinstypen nur in einer bestimmten Höhenstufe vorkommen. Diese naturräumlichen Abhängigkeiten beeinflussen die Schätzungen der bedingten Wahrscheinlichkeiten. Wenn der Gesteinstyp, von dem eine bestimmte Pflanzengesellschaft abhängig ist, in einer Höhenstufe nicht oder nur selten vorkommt, so wird die bedingte Wahrscheinlichkeit des Auftretens dieser Höhenstufen bei der Pflanzengesellschaft $p(x|V_i)$ unterschätzt. Tritt der Gesteinstyp in der betrachteten Höhenstufe gehäuft auf, wird die bedingte Wahrscheinlichkeit überschätzt.
Um abzuschätzen, wie gross diese Abhängigkeiten im Untersuchungsgebiet sind, wurden für die im Modell benutzten metrischen Variablen die Korrelationskoeffizienten berechnet.
Die positive Korrelation zwischen Meereshöhe und Neigung zeigt eine geringe Tendenz zu steilerem Gelände in höheren Lagen. Die positive Korrelation zwischen Meereshöhe und Strahlung beruht auf der abnehmenden Atmosphärendicke bei zunehmender Meereshöhe und dem damit zunehmenden maximal möglichen Direktstrahlungsfluss. Da die niedrigsten Strahlungssummen an steilen Nordhängen vorkommen, ist der Korrelationskoeffizient

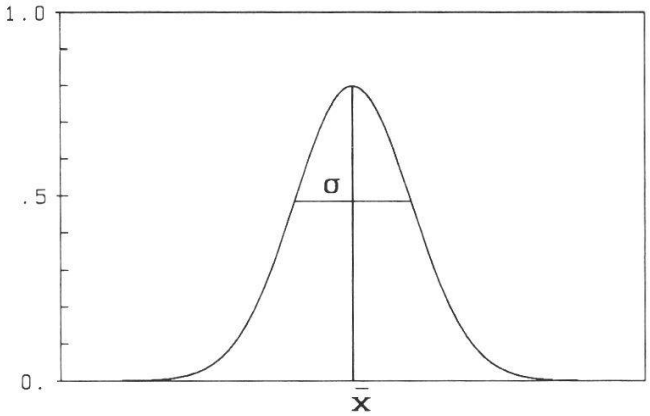
Tab. 19. Kontingenzkoeffizient K für Paare von Standortsfaktoren.
Contingency coefficient for pairs of site factors.

	Höhe	Neigung	Strahlung	Gestein	Bodentyp	Nutzung
Neigung	0.20					
Strahlung	0.17	0.17				
Gestein	0.17	0.15	0.20			
Bodentyp	0.29	0.20	0.12	0.30		
Nutzung	0.46	0.18	0.15	0.20	0.40	
Ausaperung	0.39	0.09	0.17	0.12	0.25	0.35

zwischen Strahlung und Neigung negativ. Die letzten beiden Koeffizienten sind durch physikalische Abhängigkeiten der Maximalwerte bedingt und nicht durch eine spezielle Ausprägung des Untersuchungsgebiets.
Für alle Variablen, die metrischen und die kategorischen, wurde der Kontingenzkoeffizient K, (SACHS 1979, S. 72) berechnet.
Die grössten Abhängigkeiten bestehen zwischen der Variablen Nutzung und der Meereshöhe (K=0.46), dem Bodentyp (K=0.40) sowie der Ausaperung (K=0.35), da die Verteilungsmuster der Landnutzung von den naturräumlichen Voraussetzungen abhängen. Dies wird im Modell dadurch berücksichtigt, dass die Variable 'Nutzung' zur Definition von Untermodellen benutzt wird.
Die relativ hohe Korrelation zwischen Meereshöhe und Ausaperung (K=0.39) zeigt eine hohe Redundanz der Information. Es ist daher zu erwarten, dass die Einbeziehung der Ausaperung in das Modell die Vorhersage nicht massgeblich verbessert.

4.4. PARAMETRISIERUNG

In Kapitel 4.1 wurden die multivariaten bedingten Wahrscheinlichkeiten des Auftretens der verschiedenen Vegetationstypen aus bivariaten Kontingenztabellen geschätzt. Dazu müssen die kontinuierlichen Variablen Höhe, Neigung und Strahlung willkürlich in Intervalle unterteilt werden. Die kontinuierlichen Variablen werden dann wie kategorische Variablen behandelt. Dieses Verfahren hat den Vorteil, dass keine Annahmen über die Verteilung der Variablen gemacht werden müssen. Allerdings geht bei der Transformation einer kontinuierlichen Variablen in eine kategorische Variable Information verloren. Das Modell kann nur noch berücksichtigen, ob zwei Werte im gleichen Intervall liegen oder nicht. Die Distanzen zwischen ungleichen Intervallen können nicht ausgewertet werden. Zudem muss in Abhängigkeit von der Breite der Intervalle eine grosse Zahl von Parametern geschätzt werden. In Kapitel 4.3 wurde gezeigt, dass diese Schätzungen von verschiedenen Faktoren beeinflusst sein können. Nimmt man an, dass diese Einflüsse auf die Schätzungen der bedingten Wahrscheinlichkeiten zufällig verteilt sind mit Mittelwert 0, können diese Fehler durch Anpassen eines geeigneten, funktionalen Zusammenhangs ausgeglichen werden. Da die bedingten Wahrscheinlichkeiten eine Optimumkurve darstellen, liegt es nahe, eine Gausskurve anzupassen (Fig. 12). Hierbei sind nur zwei Parameter zu schätzen, während



$$p(x|V_i) = \frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}\, e^{-(x-\bar{x})^2/2\sigma^2}$$

Fig. 12. Die Gauss'sche Normalverteilung.
The Gaussian normal distribution.

beim kategorischen Ansatz die Anzahl der zu bestimmenden Parameter in Abhängigkeit von der Diskretisierung etwa 5 bis 15 beträgt.
Um die Parameter $\bar{x}$ und σ zu bestimmen gibt es drei Möglichkeiten.
1) Mittelwert und Standardabweichung der Stichprobe
2) Logit-Regression
3) Iterative Anpassung der Gauss'schen Kurve
Diese Verfahren werden in den folgenden Kapiteln diskutiert.

4.4.1. Mittelwert und Standardabweichung der Stichprobe

Eine einfache Methode zur Bestimmung der Gauss'schen Kurve besteht in der Benutzung des Mittelwerts und der Standardabweichung der Stichprobe als Schätzung für $\bar{x}$ und σ^2.

$$\bar{x} = \frac{\sum_{i=1}^{n} x_i}{n}$$

$$\sigma^2 = \frac{\sum_{i=1}^{n} (x_i - \bar{x})^2}{n-1}$$

Wenn die Stichprobe jedoch nicht aus dem ganzen möglichen Wertebereich der Variablen x stammt, führt dieses Verfahren zu fehlerhaften Schätzungen.

Das ist etwa bei Vegetationstypen der Fall, die auch unterhalb von 1500 m Meereshöhe vorkommen. Aus diesen Höhen liegen keine verwertbaren Beobachtungen vor.

4.4.2. Logit-Regression

Eine zweite Möglichkeit ergibt sich aus der Logarithmierung der Gauss'schen Formel (JONGMAN et al. 1987):

$$\log_e(p(x|V_i)) = \log_e(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}) - 0.5\,\frac{(x-\bar{x})^2}{\sigma^2}$$

$$= \log_e(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}) - 0.5\,(x^2-2x\bar{x}+\bar{x}^2)/\sigma^2$$

$$= \log_e(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}) - \frac{1}{2\sigma^2}x^2 + \frac{\bar{x}}{\sigma^2}x - \frac{\bar{x}^2}{2\sigma^2}$$

mit:

$$b_o = \log_e(\frac{1}{\sqrt{2\pi}\,\sigma}) - \frac{\bar{x}^2}{2\sigma^2}$$

$$b_1 = \frac{\bar{x}}{\sigma^2}$$

$$b_2 = -\frac{1}{2\sigma^2}$$

ergibt sich die quadratische Gleichung:

$$\log (p(x|V_i)) = b_o + b_1x + b_2x^2$$

deren Koeffizienten durch eine polynomiale Regression bestimmt werden können. Als Beobachtungen werden die bedingten Wahrscheinlichkeiten in equidistanten Variablenintervallen benutzt. Aus diesen Koeffizienten können die gesuchten Parameter wie folgt bestimmt werden:

$$\bar{x} = \frac{-b_1}{2b_2}$$

$$\sigma = \frac{1}{\sqrt{-2b_2}}$$

Diese Analysen wurden mit der IMSL-Routine RCURVE durchgeführt. Da die bedingten Wahrscheinlichkeiten logarithmiert werden, können die Variablenintervalle, in denen der jeweilige Vegetationstyp nicht beobachtet wurde, für die Bestimmung der Parameter nicht berücksichtigt werden, da der Logarithmus nur für streng positive Werte definiert ist. Vor allem bei Vegetationstypen, die im Untersuchungsgebiet selten sind, führt dieses Verfahren zu unsicheren Ergebnissen. Ein weiterer Nachteil der auf dem Kriterium der kleinsten quadratischen Abweichung von logarithmierten Wahrscheinlichkeiten beruhenden polynomialen Regression besteht darin, dass kleine Werte einen grösseren Einfluss auf das Ergebnis haben als grosse. Die Parameter der Wahrscheinlichkeitsverteilung werden also besonders stark von untypischen Beobachtungen bestimmt.

4.4.3. Iterative Anpassung der Gauss'schen Kurve

Ein drittes Verfahren, das die Nachteile der Logit-Regression nicht aufweist, ist die direkte, iterative Anpassung der Gauss'schen Kurve an die Beobachtungen. Als Startwerte für die Parameter (initial estimates) werden Mittelwert und Standardabweichung der Stichprobe benutzt. Diese werden dann so verändert, dass die Quadrate der Abweichungen der Beobachtungen von der Gauss'schen Kurve minimal sind. Wenn die Fehler unabhängig und normal verteilt sind, führt dieses Verfahren zu einer Maximum Likelihood Lösung der Schätzung (JONGMAN et al. 1987). Für die Berechnungen wurde die IMSL-Routine DRNLIN eingesetzt. Um möglichst verlässliche Ergebnisse zu erzielen, wurden einige seltene Vegetationseinheiten nach fachwissenschaftlich begründeten Kriterien mit anderen zusammengefasst, die bezüglich des jeweiligen Standortsfaktors die gleichen oder sehr ähnliche Ansprüche haben. Es zeigte sich, dass für nahezu alle Vegetationseinheiten der Verlauf der so bestimmten Wahrscheinlichkeitsdichte innerhalb des Vertrauensbereichs (nach SACHS 1979, S. 41) der bedingten Wahrscheinlichkeiten in den einzelnen Variablenintervallen liegt. In einigen Fällen, in denen dieses

Tab. 20. Mittelwert und Standardabweichung der metrischen Variablen.
Mean and standard deviation of the metric variables.

Vegetationseinheit		Höhe ü.M.		Neigung		Strahlung	
Melico-Piceetum	A 1	1694	96	25	5	165	9
Veronico latifoliae-Piceetum	A 2						
Sphagno-Piceetum calamagrost.	A 3	1759	14	26	83	123	32
Calamagrostidi variae-Piceetum	A 5						
Sphagno-Piceetum adenostyletosum	A 4			28	43	105	20
Larici-Piceetum	A 6	1824	12	25	53	162	13
Larici-Pinetum cembrae	A 7	2111	86	29	6	125	32
Erico-Pinetum montanae (Dolomit)	A 8	1761	12	18	92	157	12
Erico-Pinetum montanae (Serpentin)	A 9						
Legföhren (Silikat)	A 11	1931	13	32	60	105	13
Legföhren (Dolomit)	A 12	1960	97	34	8	122	50
Legföhren (Serpentin)	A 13	1971	17	23	80	159	19
Alnetum viridis/Aden.-Cicerbitetum	A 14	1852	79	32	10	108	36
Betula-Sorbus aucuparius-Ges.	A 15	1748	13	25	28	115	7
Rhododendro-Vaccinietum	B 16	2109	10	25	83	131	20
Empetro-Vaccinietum	B 17	2301	83	26	7	152	22
Calamagrostietum villosae	B 18	1850	10	32	33	119	39
Junipero-Arctostaphyletum	B 19	2140	16	28	61	163	13
Jun.-Arctostaphyletum callunetosum	B 20			32	51		
Flechtenheiden	B 21	2256	13	30	78	152	27
Caricetum fuscae	C 22	2014	18	8	52	148	12
Caricetum davallianae	C 23	1938	17	20	93	167	10
Eriophoro-Trichophoretum caesp.	C 24	2103	91	7	5	160	7
M.-Cardaminetalia/Caricetalia davall.	C 25	2186	16	20	71	175	18
Calthion	D 26	1557	68	6	7	139	9
Ran. aconitifolius-Trisetum flav. Ges.	D 27						
"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	D 28			4	2		
Heracleum-Facies d. Tris. flav.-Ges.	D 29	1609	63	11	7	142	15
Campanula scheuchzeri-Tris.flav.-Ges.	D 30	1744	17	18	78	161	17
Polygono-Trisetion (Terrasse)	D 31	1900	49	7	6	144	10
Ligusticum mutellina-Fest. viol.-Ges.	D 32	2028	15	25	61	178	11
Nardion (nährstoffarme, sauere St.)	E 33						
Nardion (wechseltr., sauere Standort)	E 34	2028	15	25	61	178	11
Nardion/Seslerion/Caricion ferr.	E 35	2043	10	21	69	176	6
Seslerion/Caricion ferrugineae	E 36	1899	13	25	54	178	6
Caricion ferrerr./Polygono-Trisetion	E 37	2085	46	15	6	179	5
Poion alpinae (tiefe Lagen)	F 38	1659	53	19	9	149	29
Poion alpinae (hohe Lagen)	F 39	2042	18	13	92	164	27
Nardion (Weiden tiefe Lagen)	F 42	1733	10	21	73	146	22
Nardion (Weiden hohe Lagen)	F 43	2090	17	20	81	167	22
Carex curvula-Nardus stricta Rasen	G 44	2405	12	25	101	182	16
Caricion curvulae	G 45	2527	13	31	132	172	25
Salicion herbaceae	G 46	2427	12	21	117	166	26
Festuco-Trifolietum thalii	G 47	2277	10	21	78	191	11
Aveno-Nardetum/Festucetum halleri	G 48	2292	12	29	73	185	14
Seslerion/Poion alpinae	H 50	2154	92	17	7	187	8

Tab. 20 (Forts. - continued)

Vegetationseinheit		Höhe ü.M.		Neigung		Strahlung	
Seslerion coeruleae sempervirentis	H51	2252	14	26	105	191	10
Seslerion z.T. *Caricetum firmae*	H52	2435	96	27	6	193	6
Arabidion coeruleae	H53	2300	10	17	93	190	10
Serpentinrasen (Rohboden)	I 55	2406	10	12	40	192	7
Serpentinrasen (rel.entw.Böden)	I 56	2264	47	12	4	173	9
Androsacion alpinae	K57	2573	15	29	94	161	36
Silikatblockhalden	K58	2460	13	22	96	172	22
Thlaspeion/Androsacion	K59	2414	14	30	102	190	16
Dolomitblockhalden	K60	2350	52	23	7	152	22
Serpentinfelsvegetation	K61	2370	15	19	84	172	23
Fels, Firn, Wasser	L 62	2645	12	31	141	156	33

heuristische Verfahren nicht konvergierte, wurde aufgrund visueller Beurteilung des Kurvenverlaufs entweder die Lösung der Logit-Regression oder die der Schätzung aus der Stichprobe benutzt. Die Ergebnisse, die für die Simulation benutzt wurden, zeigt Tab. 20.

4.4.4. Bivariate bedingte Wahrscheinlichkeit

Um die relative Standortskonstanz (vgl. Kap. 4.3.2) im Modell zu berücksichtigen, kann für Paare von Variablen die bivariate Form der Gauss'schen Formel zur Berechnung der bedingten Wahrscheinlichkeiten eingesetzt werden:

$$p(x_1, x_2 \mid V_i) = \frac{1}{2\pi\sigma_1\sigma_2\sqrt{1-r^2}} \exp\left\{ -\frac{0.5}{1-r^2}\left[\left(\frac{x_1-\bar{x}_1}{\sigma_1}\right)^2 - 2r\,\frac{(x_1-\bar{x}_1)(x_2-\bar{x}_2)}{\sigma_1\,\sigma_2} + \left(\frac{x_2-\bar{x}_2}{\sigma_2}\right)^2\right]\right\}$$

mit:

$p(x_1, x_2 \mid V_i)$	bivariate bedingte Wahrscheinlichkeit
$\bar{x}_1, \bar{x}_2$	Mittelwerte der beiden Variablen
σ_1, σ_2	Standardabweichungen der beiden Variablen
σ_{12}	Kovarianz
$r = \frac{\sigma_{12}}{\sqrt{\sigma_1^2\sigma_2^2}}$	: Korrelationskoeffizient

Wie schon im Kapitel 4.3.2 erwähnt, wird mit dieser Erweiterung des Modells im vorliegenden Fall aber keine Verbesserung der Ergebnisse erzielt.

4.4.5. Ökologische Präferenzfunktion

Die bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(x|V_i)$, die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von bestimmten Standortsbedingungen bei gegebener Vegetation, sind von der a priori-Wahrscheinlichkeit $p(x)$ der Standortsbedingungen abhängig. Ebenso sind die bedingten Wahrscheinlichkeiten $p(V_i|x)$, die Wahrscheinlichkeiten für das Auftreten von bestimmten Vegetationstypen bei gegebenen Standortsbedingungen, von der a priori-Wahrscheinlichkeit $p(V_i)$ der Vegetationstypen abhängig. Beide sind deshalb wenig geeignet, um die Standortsansprüche der Vegetationstypen zu vergleichen und die ökologischen Optima und Amplituden der Vegetationstypen zu beschreiben. Die mit der a priori-Wahrscheinlichkeit relativierten bedingten Wahrscheinlichkeiten sind jedoch unabhängig von den a priori-Wahrscheinlichkeiten. Aus der Bayes Formel (Kap. 4.1.2) folgt:

$$\frac{p(V_i|x)}{p(V_i)} = \frac{p(x|V_i)}{p(x)}$$

Diese Funktion beschreibt die r e l a t i v e Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Vegetationstyps bei gegebenen Standortsbedingungen. Der Wert 1 bedeutet, dass der Typ mit genau der Wahrscheinlichkeit auftritt, die seiner Häufigkeit im Untersuchungsgebiet entspricht. Ist die relative Wahrscheinlichkeit kleiner als 1, so meidet die Pflanzengesellschaft die jeweiligen Standortsbedingungen, ist er grösser als 1 präferiert der Vegetationstyp die Standortsbedingungen. Diese Funktion der relativierten Wahrscheinlichkeitsdichte wird deshalb im folgenden **ökologische Präferenzfunktion** genannt.
Um die einzelnen Gesellschaften leichter vergleichen zu können, wurde eine Gauss'sche Kurve an die ökologischen Präferenzfunktionen angepasst.

$$\frac{p(V_i|x)}{p(V_i)} = \max \cdot e^{-(x-\bar{x})^2/2\sigma^2}$$

In den Tab. 21 bis 23 sind die Maxima (max), Optima ($\bar{x}$) und Standardabweichungen (σ) der ökologischen Präferenzfunktionen für die wichtigsten Pflanzengesellschaften des Untersuchungsgebiets dargestellt. Das Maximum

zeigt, wie stark ein Vegetationstyp von dem Standortsfaktor abhängig ist. Typen, deren Maximum nahe bei 1 liegt, verhalten sich weitgehend indifferent bezüglich des untersuchten Faktors, während Typen, deren Maximum gross ist, eine hohe Spezifität für einen bestimmten Bereich des Standortsfaktors haben. Das Optimum gibt an, bei welchem Wert des Standortsfaktors $p(V_i|x)$ maximal ist. Somit ist die **ökologische Amplitude** einer Pflanzengesellschaft (range) der Bereich des Standortsfaktors, für den die ökologische Präferenzfunktion grösser als 1 ist.
Die Grenzen dieses Intervalls lassen sich bestimmen indem die Gauss'sche Kurve logarithmiert wird:

$$1 = \frac{p(V_i|x)}{p(V_i)} = \max \cdot e^{-(x-\bar{x})^2/2\sigma^2}$$

$$\log_e(1) = \log_e(\max) - \frac{1}{2\sigma^2} x^2 + \frac{\bar{x}}{\sigma^2} x - \frac{\bar{x}^2}{2\sigma^2}$$

mit:

$$\log_e(1) = 0$$

$$b_o = \log_e(\max) - \frac{\bar{x}^2}{2\sigma^2}$$

$$b_1 = \frac{\bar{x}}{\sigma^2}$$

$$b_2 = -\frac{1}{2\sigma^2}$$

erhalten wir die Grenzen der ökologischen Amplitude x_1 und x_2 als Lösung der quadratischen Gleichung:

$$x_{1,2} = \frac{-b_1 \pm \sqrt{b_1^2 - 4b_o b_2}}{2b_2}$$

Wenn das Optimum der Gesellschaft nahe bei Null liegt, kann die rechnerisch ermittelte untere Grenze der ökologischen Amplitude negativ sein. Für Variablen, die im negativen Bereich nicht definiert sind, wie die direkte Sonnen strahlung oder die Neigung, ist in diesen Fällen die untere Grenze der ökologischen Amplitude Null. Bei der Interpretation der ökologischen Amplitude

muss, wie auch beim Optimum, der Maximalwert der ökologischen Präferenzfunktion berücksichtigt werden. Eine kleine ökologische Amplitude bei geringem Maximum bedeutet, dass die Gesellschaft keinen Bereich des ökologischen Faktors besonders bevorzugt. Die ökologische Amplitude bedeutet nicht, dass die betreffende Gesellschaft ausserhalb dieses Bereichs nicht vorkommen kann. Ausserhalb der ökologischen Amplitude ist die Wahrscheinlichkeit des Auftretens der Gesellschaft jedoch geringer als aufgrund der Häufigkeit der Gesellschaft und der Häufigkeit der betreffenden Standortsverhältnisse zu erwarten ist. Gegenüber der herkömmlichen Methode, die ökologische Amplitude als den grössten und kleinsten beobachteten Wert anzugeben, hat das hier vorgestellte Verfahren zwei Vorteile:

1) Die Schätzung für die ökologische Amplitude nimmt nicht monoton mit dem Stichprobenumfang zu, wie es bei Statistiken der Fall ist, die auf Extremwerten beruhen.
2) Zur Definition wird die gesamte Verteilung der Gesellschaft herangezogen, so dass die ökologische Amplitude vor allem auch von den typischen, mittleren Beobachtungen der Gesellschaft bestimmt ist.

In den Tabellen nicht aufgeführt sind Gesellschaften, für die die Parameter der Präferenzfunktion nicht zuverlässig geschätzt werden können, weil sie zu selten sind oder weil ihr Optimum zu weit ausserhalb des Beobachtungsintervalls liegt. Bei der Auswahl der dargestellten Gesellschaften wurde die absolute Häufigkeit der Vegetationstypen, die Verteilung der Häufigkeiten auf die Variablenintervalle, auf denen die Schätzung der Parameter beruhen, und fachwissenschaftliche Plausibilität der Ergebnisse berücksichtigt. Bei Gesellschaften die völlig indifferent bezüglich des Faktors sind, sind keine Werte in den Tabellen angegeben. Exemplarisch sind in Fig. 13 bis 15 die ökologischen Höhen-, Neigungs- und Direktstrahlungs-Präferenzfunktionen für einige Gesellschaften dargestellt.

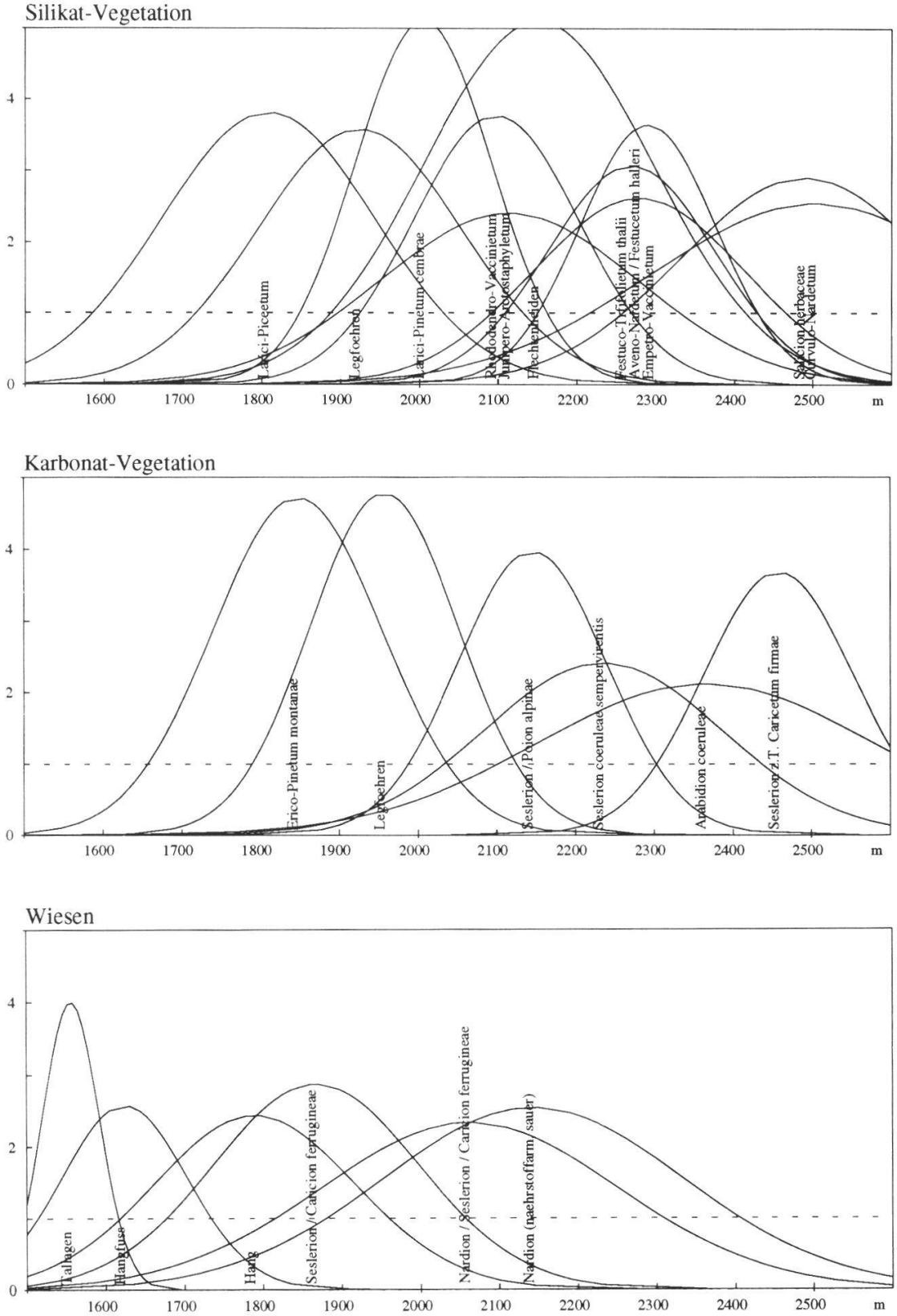


Fig. 13. Ökologische Höhen-Präferenzfunktionen der häufigsten Pflanzengesellschaften.
Ecological altitude preference function of the most frequent plant communities.

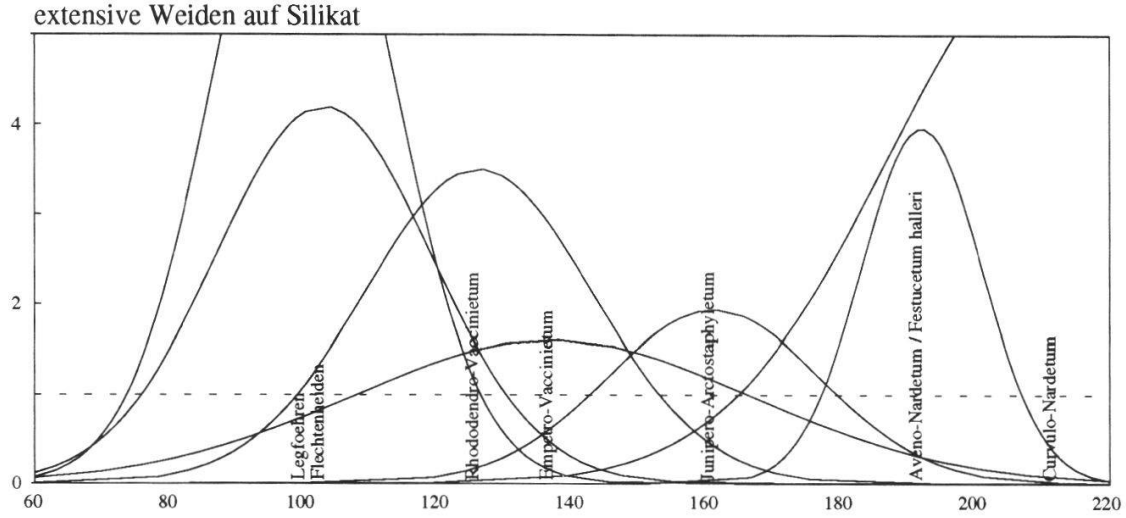


Fig. 14. Ökologische Strahlungs-Präferenzfunktionen der extensiven Weiden auf Silikatgestein.
Ecological radiation preference Function of the extensive pastures on silicate.

Tab. 21. Parameter der ökologischen Höhen-Präferenzfunktionen.
Parameters of the ecological altitude preference function.
1) Parameter berechnet mittels log-Regression - *parameter estimated by log-regression*

Vegetationstyp		n	max.	$\bar{x}$	σ	ökol. Amplitude	
Melico-Piceetum	A 1	55	7.2	1590	140	1300	1880
Sphagno-Piceetum calamagr.	A 3	258	7.0	1340	330	690	1990
Larici-Piceetum	A 6	179	3.8	1800	130	1580	2030
Larici-Pinetum cembrae	A 7	13	5.1	2000	80	1840	2160
Erico-Pinetum montanae (Serpentin)	A 9	31	4.8	1720	110	1510	1920
Legföhren (Silikat)	A 11	51	3.6	1920	130	1710	2130
Legföhren (Dolomit)	A 12	10	4.8	1950	90	1780	2120
Legföhren (Serpentin)	A 13	41	2.6	1940	180	1690	2190
Alnetum vir./A.-Cicerbitetum	A 14	24	5.5	1850	70	1710	1980
Rhododendro-Vaccinietum	B 16	235	3.8	2090	100	1920	2260
Empetro-Vaccinietum	B 17	101	3.6	2290	80	2150	2420
Junipero-Arctostaphyletum	B 19	298	2.4	2110	160	1890	2330
Flechtenheiden	B 21	43	5.1	2150	140	1880	2410
"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	D 28	32	4.0	1550	30	1490	1610
Heracleum-Facies d. *Tris. flav.*-Ges.	D 29	86	2.6	1620	80	1510	1730
Campanula scheuchzeri-Tris. flav.-Ges.	D 30	43	2.4	1780	120	1610	1950
Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae	E 35	36	2.3	2060	190	1810	2300
Seslerion/Caricion ferrugineae	E 36	27	2.9	1860	130	1670	2050
Poion alpinae (hohe Lagen)	F 39	66	1.3	2050	230	1880	2220
Nardion (Weiden tiefe Lagen)	F 42	37	5.1	1710	80	1560	1850
Nardion (Weiden hohe Lagen)	F 43	183	1.4	2110	220	1930	2280

Tab. 21. (Fortsetzung - continued)

Vegetationstyp		n	max.	$\bar{x}$	σ	ökol. Amplitude	
Krummseggen-Borstgrasrasen	G44	198	2.5	2500	210	2210	2780
Caricion curvulae [1)]	G45	178	9.1	2940	250	2350	3150
Salicion herbaceae	G46	412	2.9	2480	150	2250	2710
Festuco-Trifolietum thalii	G47	11	3.1	2260	100	2100	2420
Aveno-Nardetum/Festucetum halleri	G48	38	2.6	2270	130	2090	2460
Seslerion/Poion alpinae	H50	25	4.0	2140	90	1980	2300
Seslerio-Semperviretum	H51	60	2.4	2230	150	2030	2430
Seslerion z.T. *Caricetum firmae*	H52	15	3.7	2450	90	2300	2610
Arabidion coeruleae	H53	24	2.1	2360	210	2100	2620
Serpentinrasen (Rohboden)	I 55	23	2.9	2440	140	2240	2650

Tab. 22. Parameter der ökologischen Direktstrahlungs-Präferenzfunktionen.
Parameters of the ecological direct solar radiation preference function.

Vegetationstyp		n	max.	$\bar{x}$	σ	ökol. Amplitude	
Melico-Piceetum	A 1	55	2.86	165.	10.	151.	179.
Sphagno-Piceetum calamagr.	A 3	258	5.22	64.	43.	0.	142.
Larici-Piceetum	A 6	179	2.01	161.	16.	142.	180.
Larici-Pinetum cembrae	A 7	13	4.51	109.	13.	86.	132.
Erico-Pinetum montanae (Dolomit)	A 8	3	1.99	169.	17.	149.	189.
Erico-Pinetum montanae (Serpentin)	A 9	31	1.87	147.	21.	124.	170.
Legföhren (Silikat)	A 11	51	7.77	100.	13.	74.	126.
Legföhren (Serpentin)	A 13	41	1.72	155.	22.	132.	178.
Rhododendro-Vaccinietum	B 16	235	3.50	126.	17.	99.	153.
Empetro-Vaccinietum	B 17	101	1.60	137.	30.	108.	166.
Junipero-Arctostaphyletum	B 19	298	1.94	161.	16.	143.	179.
Flechtenheiden	B 21	43	4.20	103.	16.	76.	130.
Caltion	D 26	10	2.06	136.	16.	117.	155.
"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	D 28	32	3.39	139.	8.	126.	152.
Heracleum-Facies d. *Tris. flav.*-Ges.	D 29	86	2.16	127.	22.	100.	154.
Campanula scheuchzeri-Tris. flav.-Ges.	D 30	43	1.37	139.	35.	111.	167.
Polygono-Trisetion (Terrasse)	D 31	10	2.57	145.	11.	130.	160.
Poion alpinae (hohe Lagen)	F 39	66	1.13	155.	43.	134.	176.
Nardion (Weiden tiefe Lagen)	F 42	37	3.24	109.	25.	71.	147.
Nardion (Weiden hohe Lagen)	F 43	183	1.12	160.	43.	140.	180.
Curvulo-Nardetum	G 44	198	6.00	212.	25.	165.	259.
Caricion curvulae	G 45	178	0.99	160.	90.	-	-
Salicion herbaceae	G 46	412	-	-	-	-	-
Aveno-Nardetum/Festucetum halleri	G 48	38	3.96	192.	9.	177.	207.
Seslerion/Poion alpinae	H 50	25	5.67	190.	8.	175.	205.
Seslerio-Semperviretum	H 51	60	7.59	192.	6.	180.	204.
Seslerion z.T. *Caricetum firmae*	H 52	15	8.24	198.	10.	177.	219.
Arabidion coeruleae	H 53	24	5.00	192.	7.	179.	205.
Serpentinrasen (rel.entw.B.)	I 56	9	2.56	177.	14.	158.	196.

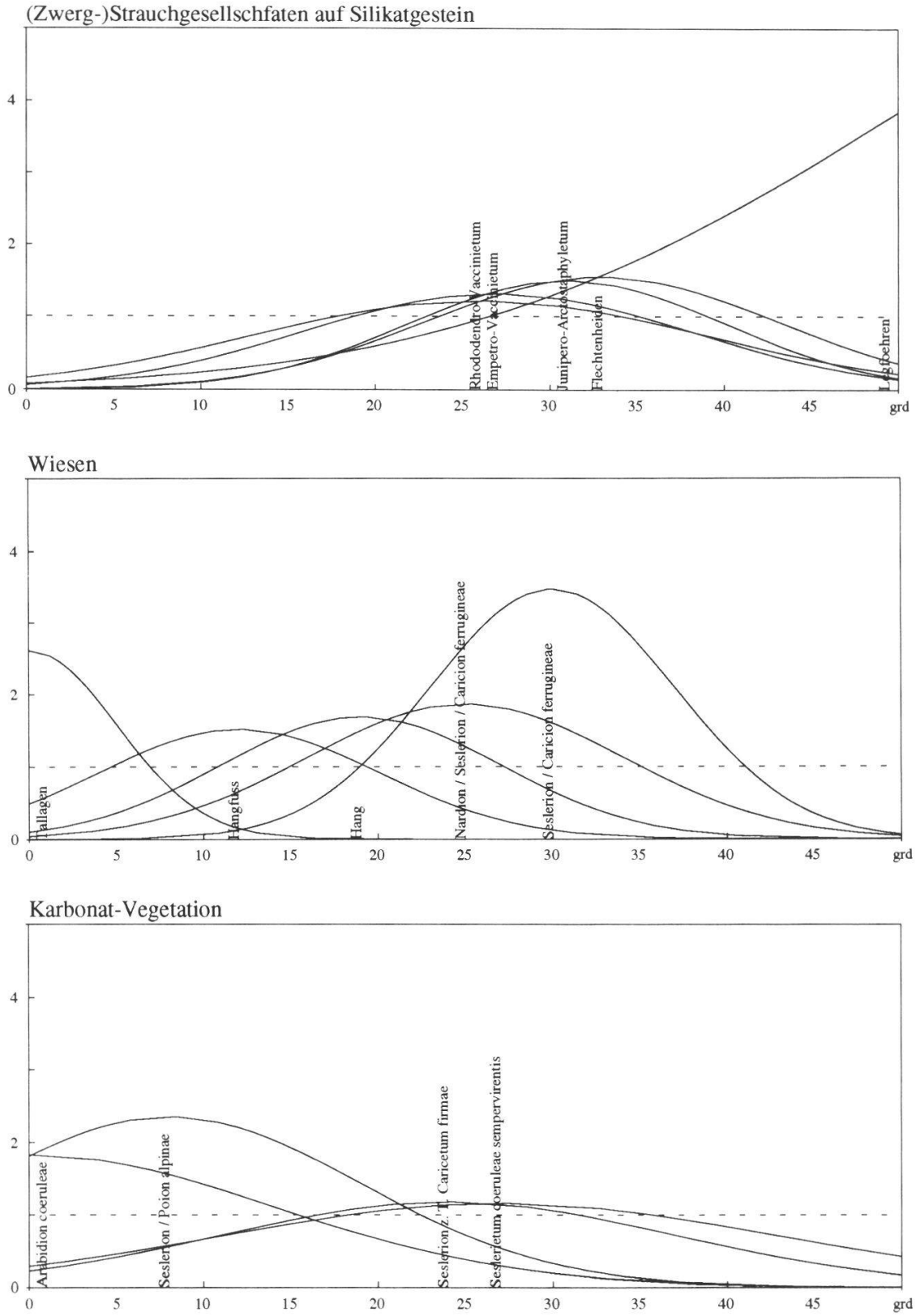


Fig. 15. Ökologische Neigungs-Präferenzfunktionen der Wald- und Strauchgesellschaften auf Silikatgestein.
Ecological slope preference function of the forest and shrub communities on silicate.

Da das digitale Höhenmodell auf einem 100 m-Raster beruht und die Genauigkeit mit zunehmender Steilheit des Geländes abnimmt, treten bei den Schätzungen der ökologischen Präferenzfunktion bei Neigungen über ca. 30° grössere Varianzen auf. Für Gesellschaften, die ihr Optimum deutlich über 30° haben, wie die Legföhren auf Silikat, können die Parameter folglich nicht verlässlich geschätzt werden. Sie sind in der Tabelle nicht aufgeführt.

Tab. 23. Parameter der ökologischen Neigungs-Präfenzfunktionen.
Parameters of the ecological slope preference function.
1) Parameter berechnet auf der Basis des Intervalls [10°, 50°] - *Parameter estimated from the interval [10°, 50°]*
2) Parameter berechnet mittels log-Regression - *Parameter estimated by log-regression.*

Vegetationstyp			n	max.	$\bar{x}$	σ	ökol. Amplitude	
Melico-Piceetum	A	1	70	1.7	23	7	16	30
Sphagno-Piceetum	A	3/4	305	1.2	25	13	17	33
Larici-Piceetum	A	6	179	1.7	24	7	17	31
Larici-Pinetum cembrae	A	7	12	1.9	36	10	25	47
Erico-Pinetum montanae(Serpentin)[1]	A	9	23	2.5	19	5	12	26
Legföhren (Silikat)	A	11	51	8.4	<45	29	26	-
Legföhren (Serpentin)	A	13	42	1.4	19	11	10	28
Rhododendro-Vaccinietum	B	16	227	1.2	25	13	17	33
Empetro-Vaccinietum	B	17	103	1.3	27	11	19	35
Junipero-Arctostaphyletum [1]	B	19/20	319	1.5	31	9	23	39
Flechtenheiden	B	21	45	1.5	33	10	24	42
Caltion	D	26/27	39	2.3	0	11	0	14
"Typische" *Trisetum flavescens*-Ges.	D	28	31	5.8	0	4	0	7
Heracleum-Facies d. *Tris. flav.*-Ges.	D	29	86	1.5	11	9	3	19
Campanula scheuchzeri-Tris. flav.-Ges.	D	30	43	1.7	19	8	11	27
Polygono-Trisetion (Terrasse)	D	31	10	2.5	0	10	0	14
Nardion	E	33/34	38	4.0	30	6	20	40
Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae	E	35	35	1.9	25	10	14	36
Seslerion/Caricion ferrugineae	E	36	27	3.5	30	7	19	41
Poion alpinae (Weiden tiefe Lagen)	F	38	12	1.8	0	18	0	20
Poion alpinae (Weiden hohe Lagen)	F	39	60	1.2	15	15	5	25
Nardion (Weiden tiefe Lagen)	F	42	37	-	<45	-	-	-
Nardion (Weiden hohe Lagen)	F	43	183	1.1	14	20	4	24
Carex curvula-Nardus stricta-Rasen	G	44	197	-	-	-	-	-
Caricion curvulae	G	45	168	-	-	-	-	-
Salicion herbaceae	G	46	411	2.2	0	22	0	28
Festuco-Trifolietum thalii [2]	G	47	11	1.9	22	7	14	30
Aveno-Nardetum/Festucetum halleri	G	48	38	2.1	37	9	26	48
Seslerion/Poion alpinae	H	50	25	3.6	0	14	0	22
Seslerio-Semperviretum	H	51	60	1.2	26	18	16	36
Seslerion z.T. *Caricetum firmae*	H	52	15	1.2	23	13	16	30
Arabidion coeruleae	H	53	24	3.7	0	14	0	23
Serpentinrasen (Rohboden)	I	55	22	7.7	10	3	4	16

4.5. SCHÄTZUNG DER A PRIORI-WAHRSCHEINLICHKEIT

Der in Kapitel 4.1 bis 4.4 beschriebene Ansatz ermöglicht eine Simulation der aktuellen Vegetationsverteilung. Das Modell kann in dieser Form zur flächendeckenden Vegetationskartierung, ausgehend von stichprobenhaften Erhebungen im Kartierungsgebiet, eingesetzt werden. Wenn es jedoch zur Simulation der Vegetation unter anderen Landnutzungsszenarien oder in anderen Untersuchungsgebieten eingesetzt werden soll, müssen die a priori-Wahrscheinlichkeiten der Vegetationseinheiten an die veränderten Verhältnisse angepasst werden. Im univariaten Fall geschieht dies durch Anpassung der Kontingenztabellen an die veränderten Häufigkeitsverteilungen der Kategorien der Standortsfaktoren im neuen Untersuchungsgebiet oder im neuen Landnutzungsszenarium:

$$g_{uik} = f_{uik} \cdot \frac{f_{u.k}^{*}}{f_{u.k}}$$

mit:

- g_{uik} Element der angepassten Kontingenztabelle
- $f_{u.k}^{*}$ beobachtete Häufigkeit der k-ten Kategorie der u-ten Standortsvariablen in dem zu simulierenden Untersuchungsgebiet bzw. Landnutzungsszenarium
- $f_{u.k}$ beobachtete Häufigkeit der k-ten Kategorie der u-ten Standortsvariablen in der Stichprobe.

Die Zeilensummen der angepassten Kontingenztabellen sind proportional zu den a priori-Wahrscheinlichkeiten der Vegetationseinheiten in dem zu simulierenden Szenarium bezüglich der Standortsvariablen u:

$$\hat{p}_u(V_i) = \frac{g_{ui.}}{g_{u..}}$$

Das geometrische Mittel dieser univariaten Schätzungen der a priori-Wahrscheinlichkeiten für die Vegetationseinheiten, ist die multivariate Schätzung der a priori-Wahrscheinlichkeiten:

$$\hat{p}(V_i)^* = \left(\prod_{u=1}^{q} \hat{p}_u(V_i) \right)^{1/q}$$

Nun können die Wahrscheinlichkeiten des Auftretens der Vegetationseinheiten für alle Pixel nach Formel (5) (Kap. 4.1.2) berechnet werden. Da $p(\vec{x})$ für alle Vegetationseinheiten eines Pixels konstant ist und die Summe der bedingten Wahrscheinlichkeiten aller Vegetationseinheiten gleich 1 sein muss, ergibt sich:

$$p(V_i|\vec{x}) = \frac{p(\vec{x}|V_i)\, p(V_i)}{\sum_{i=1}^{m} (p(\vec{x}|V_i)\, p(V_i))}$$

Diese Berechnungen werden für jede Nutzungsklasse separat ausgeführt. Das Modell ist dadurch in Untermodelle aufgeteilt. Das Modell ist somit ein Lokationsmodell (DEICHSEL und TRAMPISCH 1985, S. 97). Dieses Vorgehen hat den Vorteil, dass für jede Nutzungsklasse, die eine Vegetationsformation determiniert, separat die für diese Vegetation wichtigsten Standortsvariablen ausgewählt werden können. Darüberhinaus wird eine genauere Schätzung der a priori-Wahrscheinlichkeiten der Vegetationstypen bei der Simulation von Szenarien erreicht, da die veränderten Häufigkeitsverteilungen der Standortstypen in den Nutzungsklassen berücksichtigt werden.
Die Anpassung der Kontingenztabelle ist nur für Gebiete zulässig, die ähnliche naturräumliche Bedingungen aufweisen wie das Gebiet, aus dem die Stichprobe stammt. Für den vorliegenden Datensatz kann die Gültigkeit für den Teil des Einzugsgebiets des Landwassers angenommen werden, der über 1500 m über dem Meer liegt. Jenseits der Wasserscheiden, im Prättigau und im Engadin, herrscht ein anderes Grossklima als im Testgebiet. Unterhalb von 1500 m ü.M. liegen keine Beobachtungen vor. Um das Modell auf andere Gebiete anzuwenden, ist es erforderlich, eine neue Stichprobenerhebung durchzuführen.

4.6. GENERALISIERUNGSFILTER

Um die unterschiedliche räumliche Auflösung der Datenbank und der erhobenen Vegetationskarte auszugleichen, d.h. den unterschiedlichen Generalisierungsgrad der Karten einander anzugleichen, werden die Wahrscheinlichkeiten noch mit einem Generalisierungsfilter geglättet, indem sie in einem 3x3 Pixel grossen Fenster gemittelt werden.

$$\hat{p}^*(i,j) = \frac{1}{9}\left(\sum_{k=-1}^{1} \sum_{l=-1}^{1} \hat{p}(i+k,j+l) \right)$$

$\hat{p}(i,j)$ Schätzung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines bestimmten Vegetationstyps in der Rasterzelle (i,j).

Mit diesem Filterungsprozess wird neben der Anpassung der simulierten Vegetationskarte an die räumliche Auflösung der erhobenen Karte eine Simulation der "Konkurrenz" zwischen den Vegetationseinheiten erreicht. Eine Vegetationseinheit, die an einer bestimmten Stelle im Gelände optimale Bedingungen hat, d.h. eine hohe Auftretenswahrscheinlichkeit zeigt, kann sich dadurch auf Nachbarpixel "ausbreiten" auf denen eine Gesellschaft simuliert wurde, die dort isoliert und nur unter suboptimalen Standortsbedingungen wächst.

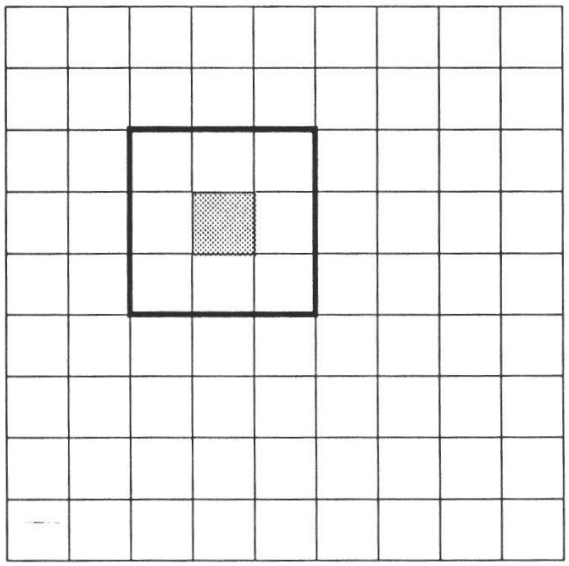


Fig. 16. Generalisierungsfilter: Der Wert des grauen Pixels wird durch den Mittelwert der Pixel im dick umrandeten Fenster ersetzt.
Generalisation filter: the value of the grey pixel is replaced by the mean of the pixels inside the bordered window.

4.7. VARIABLENAUSWAHL

4.7.1. A priori-Auswahl mit informationstheoretischen Statistiken

Zur Auswahl der Variablen können fachwissenschaftliche Kriterien oder statistische Analysen herangezogen werden. Eine Auswahl auf Grund fachwissenschaftlicher Kriterien wurde bereits in Kapitel 4.2.1, 4.3.3 und in Kapitel 3 diskutiert.
Informationstheoretische Methoden bieten die Möglichkeit, den Informationsgehalt kategorischer Variablen sowie den Zusammenhang zwischen solchen Variablen zu messen. Der bivariate Zusammenhang zwischen den Standortsfaktoren und der Vegetation ist ein Mass für die a priori-Bedeutung einer Variablen für das Vegetationsmodell. Ausführliche Darstellungen zur Informationstheorie, insbesondere deren Anwendung in der Vegetationskunde und Geographie finden sich u.a. bei MARGALEF (1958), SCHWARZ (1981), FEOLI et al. (1984). Die **Entropie H(A)** ist ein Mass für den Informationsgehalt der Variablen A:

$$H(A) = - \sum(p(i) \log_2(p(i)))$$

mit:

H(A)	Entropie der Variablen A
p(i)	Wahrscheinlichkeit des Auftretens der i-ten Kategorie

Die Entropie ist um so grösser, je mehr Kategorien die Variable enthält und je gleichmässiger die Beobachtungen auf die Kategorien verteilt sind. Sie ist also abhängig von der gewählten Klassifikation, d.h. der Definition der Kategorien. In Tab. 24 sind die Entropien der im Modell benutzten Variablen aufgeführt. Die höchste Entropie hat die Vegetation, da diese Variable die meisten Kategorien aufweist. Die geringste Entropie zeigt die Variable Gestein, da der grösste Teil des Untersuchungsgebiets auf die Kategorie Silikatgestein entfällt.
Im bivariaten Fall werden die Entropien der beiden Variablen aus den relativierten Randsummen der Kontingenztabelle berechnet. In dieser Arbeit ist dabei zwischen der unabhängigen Variablen A (Standortsfaktoren) und der abhängigen Variablen B (Vegetation) zu unterscheiden.

$$H(A) = - \sum(p(x) \log_2(p(x)))$$
$$H(B) = - \sum(p(V_i) \log_2(p(V_i)))$$

Die Entropie kategorischer Variablen ist ähnlich der Varianz bei metrischen Variablen. Die Entropie einer Variablen lässt sich in einen Anteil aufspalten, der beiden Variablen gemeinsam ist und **Synentropie T(A,B)** genannt wird, und in einen Anteil der spezifisch für die betreffende Variable ist. Die Synentropie ist analog zur Kovarianz bei quantitativen Skalen.

$$T(A,B) = -\sum_{i=1}^{m} \sum_{k=1}^{n} p(V_i,x) \log_2\left(\frac{(p(x)\cdot p(V_i))}{p(V_i,x)}\right)$$

mit:

$$p(V_i,x) \approx \hat{p}(V_i,x) = f_{ik}/f_{..}$$

Die Gesamtentropie der Kontingenztabelle wird **Verbundentropie H(AxB)** genannt:

$$H(AxB) = -\sum_{i=1}^{m} \sum_{k=1}^{n} p(V_i,x) \log_2(p(V_i,x))$$

mit:

$$p(V_i,x) \approx \hat{p}(V_i,x) = f_{ik}/f_{..}$$

Die Synentropie ist nicht nur vom Grad der Organisation, sondern auch von der Entropie der Variablen abhängig. Es gilt:

$$0 \leq T(A,B) \leq \min(\, H(A), H(B)\,)$$

Die Synentropie ist 0, wenn die beiden Variablen völlig unabhängig sind, und sie hat ihren Maximalwert bei perfekter Abhängigkeit. Ein Mass für den Zusammenhang zwischen zwei Variablen, das unabhängig von der Entropie der Variablen ist, erhält man durch das Relativieren der Synentropie mit der Verbundentropie. Dieser informationstheoretische **Zusammenhangskoeffizient S(A,B)** ist analog zum Korrelationskoeffizienten. Der Zusammenhangskoeffizient ist wie der Korrelationskoeffizient symmetrisch und variiert zwischen 0 und 1.

$$S(A,B) = \frac{T(A,B)}{H(AxB)}$$

Ein zur Regression analoges Konzept, bei dem zwischen abhängigen und unabhängigen Variablen unterschieden wird, ist das Kanalmodell oder

Sender-Empfänger-Modell. Die Begriffe 'Sender' und 'Empfänger' deuten auf die Herkunft des Konzepts aus der Theorie der Nachrichtenübertragung hin und bezeichnen die unabhängige (Sender) und abhängige Variable (Empfänger). Die Abhängigkeit des Empfängers vom Sender wird durch den **Vorhersageindex VI** (KRIPPENDORF 1986) beschrieben.

$$VI = \frac{T(A,B)}{H(B)}$$

Der Vorhersageindex entspricht dem Regressionskoeffizienten bei quantitativen Skalen. Er ist ein Mass für den Anteil der Entropie der abhängigen Variablen, der durch die unabhängige Variable "erklärt" werden kann.
Für die im Modell benutzten Variablen wurden die Entropie und der Vorhersageindex nach obiger Definition berechnet. Die Resultate sind in Tab. 24 dargestellt.
Nach den informationstheoretischen Statistiken in Tab. 24 wird die Vegetation am besten durch die Landnutzung, die Meereshöhe und die Geologie "erklärt".
Die direkte Sonnenstrahlung variiert im Lauf des Jahres. Für die Simulation muss die mittlere Strahlung während einer bestimmten Periode benutzt werden. Im MaB-Projekt wurden hier zwei Varianten gewählt: die erste Heuperiode vom 16. Mai bis 15. Juli und die Vegetationsperiode vom 16. Mai bis zum 30 September. Beide haben den Nachteil, dass sie eine feste Zeitspanne umfassen, die die unterschiedliche Vegetationszeit in den verschiedenen Vegetationsstufen nicht berücksichtigt. Dies gelingt jedoch, wenn die tatsächliche Vegetationsperiode benutzt wird, die definiert ist als der Zeitraum

Tab. 24. Entropie und Vorhersageindex der im Modell benutzten Variablen.
Entropy and predictability index of the variables used in the model.

Variable	Entropie	Vorhersageindex (%)
Vegetation	4.9	-
Landnutzung	2.0	47.6
Höhe ü. M.	3.6	30.9
Geologie	1.2	29.8
Ausaperung	2.4	25.3
Bodentypengruppen	2.4	23.2
Neigung	2.0	18.1
Strahlung (16.05-15.07.)	3.3	12.5
Strahlung (Vegetationsperiode)	3.3	11.6
Strahlung (16.05.-30.09.)	3.3	10.7

zwischen der Ausaperung und dem Tag im Jahr, an dem die Tagesmitteltemperatur unter 5°C fällt (s. Kap. 3.3.4). Vergleicht man den Vorhersageindex dieser drei Strahlungsvariablen, so zeigt die mittlere Strahlung während der Heuperiode mit 12.5% den numerisch höchsten Vorhersagewert. Diese Periode fällt für einen Grossteil der Vegetationseinheiten in die Zeit der Ausaperung, die auch von der Sonnenstrahlung abhängt. Die Ausaperung hat mit 25.3% einen vergleichsweise hohen Vorhersageindex. Der hohe Vorhersageindex der Strahlung in der ersten Heuperiode ist daher durch einen grossen Anteil von redundanter Information bedingt. Den niedrigsten Vorhersageindex hat die mittlere Sonnenstrahlung im Zeitraum 15. Mai bis 30. September. Diese Variable misst für viele Vegetationseinheiten die Strahlung während einer Zeit, zu der die Pflanzen noch nicht oder nicht mehr aktiv sind, also von der Strahlung auch nicht beeinflusst werden. Aus diesen Gründen wurde für die Simulation die mittlere Direktstrahlung pro Tag während der tatsächlichen Vegetationsperiode benutzt, die einen Vorhersageindex von 11.6% hat.

4.7.2. A posteriori-Auswahl mit Simulationsversuchen

Eine a posteriori-Auswahl der Variablen kann aufgrund der Ergebnisse von Simulationsversuchen getroffen werden. Dabei wird nacheinander je eine Variable bei der Simulation nicht berücksichtigt. Die Zunahme der Simulationsfehler ist ein a posteriori-Mass für die Bedeutung der nicht berücksichtigten Variablen. Zum Vergleich der simulierten mit der erhobenen Vegetationskarte siehe Kap. 4.8. Bei diesem Verfahren werden, im Gegensatz zur bivariaten a priori-Beurteilung der Variablen, implizit auch die Abhängig-

Tab. 25. Prozentualer Anteil richtig simulierter Pixel in den einzelnen Nutzungsklassen in Abhängigkeit von der Variablenauswahl. (Die höchsten Werte sind fett, die niedrigsten Werte kursiv dargestellt.)
Percentage portion of correctly simulated pixels within the land use classes depending on variable selection. (The highest values are printed in bold, the lowest in italic.)

Nutzungsklasse	nicht berücksichtigte Variable							Anzahl
	keine	Höhe	Neig.	Strahl.	Geo.	BGR	Aper	Pixel
Wiesen	62.9	60.1	*56.8*	61.2	**63.0**	57.4	60.7	3320
intensive Weide	**76.0**	74.7	75.7	75.9	*73.3*	74.9	75.3	2507
Wald	**65.9**	65.1	65.3	65.3	65.1	*64.5*	65.0	5417
extensive Weide	**75.2**	70.8	75.7	70.3	71.4	*70.2*	73.8	16379
nicht nutzbar	77.4	**77.5**	75.8	77.3	*69.6*	72.6	77.1	7391

keiten zwischen den Variablen berücksichtigt. Die Auswahl der Variablen wird im Modell für jede Nutzungsklasse separat getroffen. Die Ergebnisse dieser Simulationsversuche zeigt Tab. 25.
In der Nutzungsklasse der Wiesen wurde das beste Simulationsergebnis ohne Berücksichtigung der Variablen Gesteinstyp erzielt. Ein grosser Teil der als Wiesen genutzten Flächen liegt auf Gebieten, die in der geologischen Karte als "diverse Gesteine" kartiert sind. In dieser Kategorie sind sehr verschiedene Gesteinstypen zusammengefasst, die im Gelände kleinräumig wechseln und deshalb in der Karte nicht aufgelöst wurden. Für die Simulation bedeutet dies, dass für diese Flächen keine Information über den Gesteinstyp vorliegt. Dieser Sachverhalt verursacht die geringe Bedeutung des Gesteins für die Simulation der Wiesen. Die grösste Bedeutung für die Simulation der Wiesen hat die Neigung und der Bodentyp. Dies deutet daraufhin, dass für eine Verbesserung der Simulation der Wiesen in erster Linie genauere Information für den Boden erforderlich ist. In Kapitel 5 wird dies durch ein Modell, das auf gemessenen bodenchemischen Variablen beruht, bestätigt werden.
In der Nutzungsklasse "nicht nutzbar" konnte das Simulationsergebnis durch Verzicht auf die Variable Höhe verbessert werden. Nicht nutzbare Flächen sind vor allem durch anstehenden Fels und durch Serpentingeröll bedingt. Diese Faktoren sind nicht an eine bestimmte Höhenstufe gebunden.
In allen anderen Nutzungsklassen wird das beste Ergebnis erzielt, wenn alle 6 Variablen in das Modell einbezogen werden.
Die schlechtesten Simulationsergebnisse wurden durch Weglassen der Variablen Neigung (bei den Wiesen), Bodentyp (bei den Wäldern und den extensiven Weiden) und des Gesteinstyps (bei den intensiven Weiden und den nicht nutzbaren Flächen) erreicht. Daran zeigt sich die grosse Bedeutung der edaphischen Faktoren für die räumliche Verteilung der Pflanzengesellschaften.

4.8. VERGLEICH DER SIMULIERTEN MIT DER ERHOBENEN VEGETATIONSKARTE

In der Datenbank sind für jede Teilfläche bei der Vegetation bis zu 3 Einheiten, beim Bodentyp bis zu 2 Einheiten angegeben. Das Modell simuliert für jeden Bodentyp eine Vegetationseinheit. Da sich die Teilflächen der Vegetations- und Bodenkarte nicht decken, kann nicht eindeutig entschieden werden, welche der drei Vegetationseinheiten und welche der beiden Bodentypen auf einem bestimmtem Pixel vorkommen. Daher muss ein Pixel dann

als **vollständig richtig** simuliert betrachtet werden, wenn eine der beiden simulierten Vegetationseinheiten mit einer der drei kartierten Vegetationseinheiten übereinstimmt. Da die Vegetation ein kontinuierliches Phänomen ist, besteht bei der Kartierung der Vegetation ein gewisser Ermessensspielraum für den Kartierer, welcher Vegetationseinheit eine bestimmte Teilfläche zuzuordnen ist. Um diesen Ermessensspielraum beim Vergleich der erhobenen mit der simulierten Vegetationskarte gerecht zu werden, werden Pixel, bei denen das Modell eine zu den kartierten Einheiten ähnliche Vegetationseinheit simuliert hat, als '**bedingt richtig**' bezeichnet. Zwei Vegetationseinheiten werden in diesem Zusammenhang als ähnlich betrachtet, wenn es Übergänge zwischen ihnen im Untersuchungsgebiet gibt. Dabei wurde die Liste der bei ZUMBÜHL (1986) angegebenen Übergänge zugrunde gelegt. Die Vergleichsmatrix in Fig. 17 ist die graphische Darstellung der spaltenweise relativierten Kontingenztabelle, die die erhobene Vegetationskarte mit der simulierten vergleicht. Dunkle Rasterzellen zeigen hohe Häufigkeiten an, weiss steht für Null. Für fast alle Vegetationseinheiten finden sich die grössten Häufigkeiten auf der Diagonalen der Matrix.

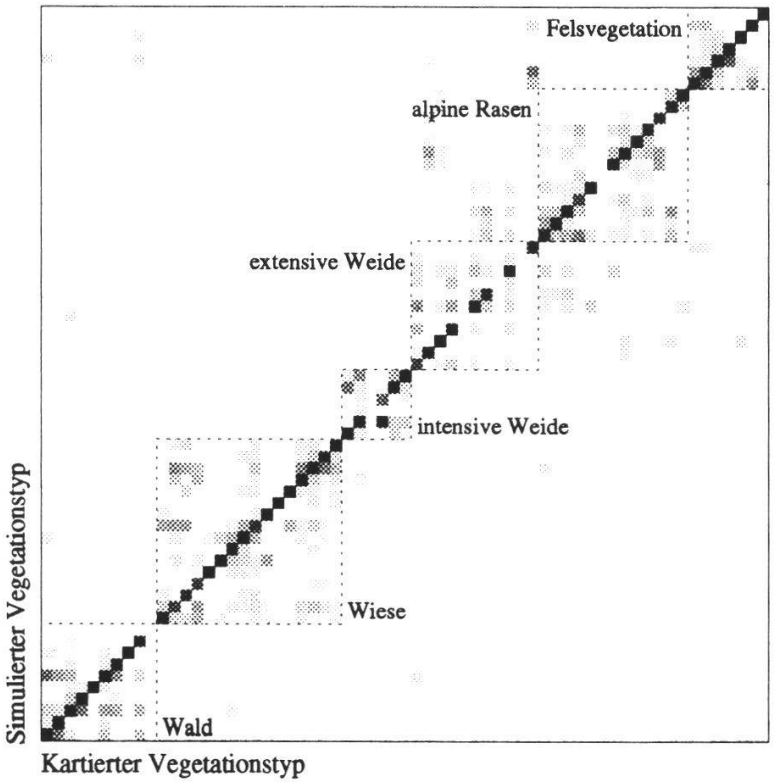


Fig. 17. Vergleich der simulierten mit der erhobenen Vegetationskarte.
Comparison of the simulated and the recorded vegetation map.

Tab. 26. Mit dem Modell erzielte Ergebnisse. - *Results obtained with the model.*

	vollständig richtig (%)	bedingt richtig (%)	Fehler (%)	Anzahl Pixel
gesamt:	73	91	9	35058
Wiese	63	89	11	3220
Weide, intensiv	76	97	3	2507
Weide, extensiv	75	92	8	16379
Wald	66	93	7	5417
nicht nutzbar	78	85	15	7391

Tab. 26 zeigt die mit diesem Modell erzielten Ergebnisse. Die grösste Fehlerquote tritt mit 15% bei den nicht nutzbaren Flächen auf. Dies ist mit der gröberen räumlichen Auflösung der Bodenkarte, vor allem in den landwirtschaftlich nicht interessanten Gebieten zu erklären. Kleinflächige Schutt- und Blockfelder sind im Gegensatz zur Vegetationskarte in der Bodenkarte nicht als eigene Einheiten ausgeschieden. Der geringste Anteil vollständig richtig simulierter Pixel findet sich bei den Wiesen. Diese Flächen sind meist intensiv genutzt, wobei sehr unterschiedliche Düngeverfahren und Düngeintensitäten eingesetzt werden. Dies hat einen grossen Einfluss auf die Ausprägung der Wiesengesellschaften, wie ZUMBÜHL (1983) zeigte. Bei der Landnutzungskartierung im MaB Projekt wurden diese unterschiedlichen Nutzungsformen jedoch nicht differenziert. Auch in dem benutzen Bodenklassifikationssystem spiegeln sich diese Unterschiede offensichtlich nicht ausreichend wider. Mit insgesamt 73% richtig simulierter Pixel (und 91% zumindest bedingt richtig simulierter Pixel) sind die Ergebnisse dennoch für planerische Anwendungen ausreichend.
Mit einem zweistufigen Filterprozess lassen sich die falsch simulierten Pixel im Hinblick auf ihre räumliche Verteilung klassifizieren. Der erste Filter

Tab. 27. Geometrische Fehlerklassenstatistik. - *Geometric error classes statistics.*

Klasse	Geometrie (%)	Anzahl Pixel (%)	Fehler (%)	Karte (%)
A	Punkte	149	4.8	0.4
B	schmale Linien	827	26.8	2.4
C	breitere Linien	1433	46.4	4.1
D	Flächen	681	22.0	1.9

klassifiziert nach der Häufigkeit weiterer falsch simulierter Pixel in einer 3 x 3 Pixel grossen Umgebung in die Klassen A = 0 (einzelne Pixel), B = 1-2 (lineare Elemente), C = 3-7 (Streifen und Randbereiche von Flächen) und D = 8 (Flächen). Der zweite Filter ordnet alle Pixel der Klasse C, in deren 3 x 3 Pixel grossen Umgebung mindestens ein Pixel der Klasse D vorkommt, der Klasse D zu. Damit umfasst die Klasse C nur noch streifenförmige Elemente und die Klasse D Flächen inklusive der Ränder. Tabelle 25 zeigt die Häufigkeitsverteilung der Fehler in diesen Klassen. Karte 4 zeigt die räumliche Verteilung der falsch simulierten Pixel. Einzelne Pixel sind grün dargestellt, schmale Linien gelb, breite Linien rot und flächige Fehler blau.
4.8% der Fehler (149 Pixel) entfallen auf isoliert liegende Punkte, deren Umgebung zumindest bedingt richtig simuliert ist. Diese Fehler erklären sich durch das beschränkte räumliche Auflösungsvermögen der Datenbasis. 26.8% der Fehler (827 Pixel) sind lineare Elemente. Diese liegen meist an der Grenze wichtiger Standortsfaktoren, vor allem an geologischen Gesteinsgrenzen, und sind durch die begrenzte räumliche Genauigkeit der Kartierung zu erklären. 46.0% entfallen auf die Klasse C. Diese Fehler sind lineare Elemente, die breiter als ein Pixel sind (räumliche Kartierfehler >50 m) sowie kleine isolierte Flächen (< 9 Pixel). Nur 22.0% aller falsch simulierten Pixel (1.9% der gesamten Karte) liegen in grösseren falsch simulierten Flächen. Diese werden im folgenden genauer diskutiert.

1) Auf der geologisch heterogenen rechten Landwassertalseite treten kleinräumige Wechsel des geologischen Untergrundes auf, die in der geologischen Kartierung nicht ausgeschieden sind. Diese kleinräumigen Muster, die kleiner als die räumliche Auflösung der geologischen Karte, aber grösser als die Auflösung der Vegetationskarte sind, wurden als "diverse Gesteine" kartiert. Information über den geologischen Untergrund liegt somit nicht vor. Da die Geologie aber in der informationstheoretischen Analyse den höchsten Vorhersagewert für die Vegetation hat (s. Kap. 4.7.1), sind auf diesen Flächen erhebliche Fehler zu erwarten. Sie sind durch das Fehlen wichtiger ökologischer Information erklärbar.
2) In der Bodentypenkarte sind Schutt- und Blockfelder nicht als eigene Kategorie ausgeschieden. Daher können diese, in der Vegetationskarte als verschiedene Typen geführten Einheiten, nicht differenziert werden. Kleinflächige Felspartien sind in der Bodenkarte nur als Untertyp aufgeführt. Die Vegetationskarte weist eine feinere Unterscheidung der alpinen Rasen flachgründiger Standorte von der Felsvegetation auf, die nicht vollständig simuliert werden kann.

3) Zwischen Ober und Unter Laret kommt an einem Südhang auf Serpentinit der Perlgras-Fichtenwald (*Melico-Piceetum*) vor. Zwischen Serpentinit und Ophicalzit gibt es einen fliessenden Übergang mit mehr oder weniger starker Karbonatbeimengung im Serpentinit. Auf der fraglichen Fläche ist der Serpentinit bereits mit Kalk durchsetzt. Die petrographische Abgrenzung zwischen Serpentinit und Ophicalzit ist hier nicht auf die ökologische Abgrenzung zwischen *Melico-Piceetum* und *Erico-Pinion* abgestimmt.
4) Südöstlich der Chüpfenflue ist Silikatvegetation auf Kalk kartiert worden. Bei diesem Standort handelt es sich um eine Mittelmoräne zwischen zwei ehemaligen kleinen Gletscherzügen, von denen der eine aus dem Kalkgebiet, der andere aus Silikatgebiet kam. Die beiden Flanken der Moräne bestehen entsprechend aus verschiedenem Material. Dies ist in der geologischen Karte nicht differenziert.
5) An der oberen Grenze des subalpinen Zwergstrauchgürtels sind an einigen Stellen Zwergstrauchgesellschaften simuliert worden, obwohl die Vegetationskarte bereits alpine Rasen ausweist. Hier spiegelt sich im Modell die Verschiebung der Vegetationsgürtel durch Beweidung und Weidepflege an der Grenze zwischen der subalpinen und der alpinen Stufe wieder. Die Nutzungsgeschichte ist eine sehr schwer zu erhebende Variable, da exakte flächenbezogene Aufzeichnungen nur selten vorliegen. Luftbilder liegen für das Untersuchungsgebiet erst seit 1929 vor. Die Sukzessionsgeschwindigkeit im alpinen Raum ist wegen der kurzen Vegetationszeit und den niedrigen Temperaturen sehr langsam. Daher muss davon ausgegangen werden, dass der Einfluss der menschlichen Nutzung auf die Vegetation wesentlich weiter zurück reicht. Alte Gesetze und Nutzungsrechte erlauben keine Rückschlüsse auf die tatsächlichen Nutzungen und Nutzungsintensitäten, da es keine Angaben gibt, ob sie eingehalten oder ausgenutzt worden sind. Die Nutzungsgeschichte ist somit eine Variable, die die Möglichkeiten prognostischer Modelle limitiert.
6) Östlich des Schiahorns sind Kalkschneetälchen (*Arabidion*) und alpine Rasen auf Kalk (*Seslerion*) verwechselt worden. Aufgrund des Reliefs ist hier mit Kaltluftabfluss zu rechnen, der in der Simulation jedoch nicht berücksichtigt werden konnte, da Modelle hierfür nicht vorliegen. Diese Simulationsfehler zeigen, dass nicht nur die lange Schneebedeckung für die Ausbildung dieser Gesellschaft massgeblich ist, wie bei ZUMBÜHL (1986) angeben ist, sondern dass Kaltluftabfluss eine kürzere Schneedeckendauer kompensieren kann.

7) Im Dischmatal treten häufig Verwechslungen von *Rhododendron-* und Legföhrengebüschen auf. Für die standörtliche Differenzierung dieser beiden Gesellschaften liegen auch in der Literatur nur wenig Angaben vor.
8) Grünerlen-Gebüsche (*Alnetum viridis*) findet man im Untersuchungsgebiet auf grundfeuchten, oft bachnahen Flächen. In der Bodenkarte sind sie wegen ihrer geringen Grösse meist nicht ausgeschieden.
9) In der Nähe von Almhütten sind stellenweise Borstgrasrasen (*Nardion*) simuliert worden, während in der Vegetationskarte Fettweiden kartiert sind. Hier spielt offensichtlich eine Bodenverbesserung durch Düngung in der Nähe der Almen eine Rolle, die sich im benutzten Bodenklassifikationssystem nicht widerspiegelt, oder wegen des gröberen räumlichen Auflösungsvermögens der Bodenkarte nicht erfasst sind. Düngemassnahmen in der alpinen Stufe können lang anhaltende Veränderungen der Vegetation verursachen, wie HEGG (1984) anhand von 50jährigen Dauerflächenbeobachtungen auf der Schynigen Platte bei Interlaken nachweisen konnte.

4.9. ANWENDUNGSBEISPIELE

Das vorgestellte Modell kann benutzt werden, um Informationen über die Vegetation, die für Teilflächen des Untersuchungsgebiets, Transekte oder einzelne Punkte (pflanzensoziologische Aufnahmen) vorliegen, in die Fläche zu interpolieren. Es ist somit ein Hilfmittel zur Vegetationskartierung. Da auch in der kommerziellen Kartographie die elektronische Datenverarbeitung immer weitere Verbreitung findet, ist zu erwarten, dass in Zukunft für immer mehr Gebiete die nötigen Standortskarten in digitaler Form zugänglich sein werden. Für digitale Geländemodelle wird das in allernächster Zeit schon der Fall sein.
Durch Veränderung der Landnutzungskarte können Prognosen über die zu erwartende Vegetation bei veränderter Landnutzung erstellt werden. Aus der veränderten Vegetation kann auch auf die zu erwartende landwirtschaftliche Produktivität geschlossen werden. Für Wiederaufforstungen gibt das Modell wertvolle Hinweise auf die natürlichen Waldtypen für eine naturnahe Forstwirtschaft.

4.9.1. Klimaszenarium

Als Anwendungsbeispiel für das Modell soll in diesem Kapitel ein aktuelles Szenarium vorgestellt werden, das die Veränderung der landwirtschaftlichen Situation in Davos unter veränderten grossklimatischen Bedingungen beschreibt. Es wird angenommen, dass die Temperaturen als Folge des globalen Treibhauseffekts um ca. 2°C ansteigen. Mit Hilfe des vorgestellten Modells kann dann die zu erwartende Änderung der räumlichen Verteilung der Pflanzengesellschaften simuliert werden. Bei diesem Szenarium wurde ferner angenommen, dass die Landwirte ihre traditionellen Nutzungsmuster beibehalten. Eine Veränderung der Bodenverhältnisse wurde wegen der geringen Geschwindigkeit der bodenbildenden Prozesse zunächst vernachlässigt. Die Veränderung der thermischen Verhältnisse wurden im Modell durch eine Reduktion der Meereshöhe um 400 m realisiert. Da die Daten, die dem Modell zugrunde liegen, nur Beobachtungen oberhalb 1500 m umfassen, konnten die Teile des Testgebiets, die unter 1900 m liegen nicht bearbeitet werden.

Diese Simulation wird im folgenden mit der Vegetation unter heutigen Bedingungen verglichen. Die auffälligsten Veränderungen der Vegetation zeigen sich an der Grenze zwischen subalpinem Zwergstrauchgürtel und alpinen Rasen. Aufgrund der für die Vegetation günstigeren Temperaturverhältnisse weiten sich die Zwergstrauchbestände (v.a. das *Junipero-Arctostaphyletum*) deutlich aus. Ihre Höhengrenze verschiebt sich allerdings um weniger als 400 Höhenmeter, da mit zunehmender Höhe flachgründige Böden das Vorkommen der Zwergstrauchgesellschaften ausschliessen. Da sich die alpinen Rasen aus edaphischen Gründen nicht nach oben ausweiten können, kommt es zu einer drastischen Reduktion der für die Almwirtschaft wichtigen Matten. Karte 3 und 5 zeigen die simulierte Verbreitung der Vegetationstypen unter heutigen Bedingungen bzw. die bei erhöhter Temperatur zu erwartenden Verhältnisse.

Jedem simulierten Vegetationstyp kann ein mittlerer landwirtschaftlicher Ertrag zugeordnet werden (PETERER 1985). Damit ist es möglich, eine landwirtschaftliche Ertragsbilanz zu erstellen. Der aus der simulierten Vegetationskarte (Szenarium: Ist-Zustand) berechnete landwirtschaftliche Gesamtertrag (Heu- und Weideertrag) zeigt mit 103% von dem aus der erhobenen Vegetationskarte abgeleiteten Ertrag eine sehr gute Übereinstimmung. Der Heuertrag wird mit 111% vom Modell etwas überschätzt. Dagegen fällt der Weideertrag mit 92% etwas zu gering aus. Für das simulierte Klimaszenarium

ergibt sich ein nahezu unveränderter Gesamtertrag (103%). Der Heuertrag steigt durch die höhere Produktivität der Wiesen jedoch auf 142%. Dagegen fällt der Weideertrag durch den Verlust der alpinen Rasen auf insgesamt 88%. In Karte 6 sind die Flächen auf denen eine Ertragszunahme durch Temperaturerhöhung zu erwarten ist rot, Flächen mit einer Ertragsabnahme blau dargestellt. Je dunkler die Farbe dargestellt ist, desto grösser ist die erwartete Ertragsänderung.

4.9.2. Wahrscheinlichkeitskarten

Statt den Vegetationstyp mit der jeweils höchsten Auftretenswahrscheinlichkeit in der Karte darzustellen, kann auch die Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines bestimmten Vegetationstyps kartographisch dargestellt werden. Karte 7 zeigt die Wahrscheinlichkeit des Auftretens des Waldtyps *Sphagno-Piceetum*. In Rot sind Flächen mit hoher Auftretenswahrscheinlichkeit dargestellt, Blau zeigt niedrige Wahrscheinlichkeiten. Auf den weissen Flächen ist die Wahrscheinlichkeit null. Diese Karten eröffnen eine völlig neue Dimension geobotanischer Karten. Bislang stellten geobotanische Karten einen Zustand dar, der existiert (Karten der aktuellen Vegetation) oder einen Zustand, der existieren könnte (Klimaszenarium, potentielle natürliche Vegetation: KOWARIK 1987). Die Wahrscheinlichkeitskarten zeigen dagegen die aktuell existierende Möglichkeit des Auftretens eines bestimmten Vegetationstyps. Hieraus ergeben sich verschiedene Anwendungsmöglichkeiten.

Im Rahmen der Landschaftsplanung ergibt sich in Mitteleuropa häufig die Notwendigkeit, für bestimmte Biotope, die beispielsweise Strassenbaumassnahmen zum Opfer fallen, Ersatzflächen zu finden. Die grössten Erfolgsaussichten, durch entsprechende Biotopmanagementmassnahmen einen gewünschten Vegetationstyp zu erhalten, bestehen auf den Flächen, die in der Wahrscheinlichkeitskarte hohe Werte anzeigen. Die Wahrscheinlichkeitskarten sind also eine Planungsgrundlage, um die optimalen Flächen auszuwählen.

Im Rahmen von Biotopkartierungen werden nur ausgewählte, aus der Sicht des Naturschutzes wertvolle Vegetationstypen auskartiert. Der Kartieraufwand kann unter Umständen erheblich reduziert werden, wenn aufgrund von Wahrscheinlichkeitskarten der zu kartierenden Biotoptypen diejenigen Teilgebiete des Kartiergebietes festgelegt werden, in denen das Vorkommen von wertvollen Biotopen erwartet werden kann.

5. DAS WIESEN-MODELL

Das in Kapitel 4 beschriebene Modell arbeitet mit metrischen und mit kategorischen Daten flächendeckend für das ganze MaB-Testgebiet. Für einen Teil der Vegetation, die Fett- und Magerwiesen, wird nun ein Modell entwickelt, das ausschliesslich metrische Variablen benutzt. Dabei wird der Zusammenhang zwischen Vegetation und Standort nicht mittels Überlagerung von Karten untersucht, sondern aufgrund differenzierter pflanzensoziologischer Aufnahmen und bodenchemischer Analysen.

5.1. KANONISCHE KORRESPONDENZANALYSE

Im Kontext der in der numerischen Ökologie häufig benutzten geometrischen Raumkonzepte (ORLOCI 1966) ist das Vegetationsmodell die Abbildung eines Punktes vom ökologischen Raum, dessen Achsen von den Standortsfaktoren gebildet werden, auf den floristischen Raum mit Pflanzenarten als Achsen. Eine solche Abbildung kann z.B. faktorenanalytisch (GOODALL 1954, PIELOU 1984) geschehen. Der faktorenanalytischen Abbildung liegt ein lineares Modell zugrunde. Das Verhalten der Arten (species response curve) ist jedoch in der Regel nicht linear, meist nicht symmetrisch und oft bimodal (AUSTIN 1987). Deshalb wäre ein nichtlineares Abbildungsmodell sinnvoll.
Ein solches Modell hat die von TER BRAAK (1987) entwickelte Kanonische Korrespondenzanalyse zum Inhalt. Eine ausführliche Darstellung dieser Methode findet sich in TER BRAAK (1987) und JONGMAN et al. (1987). Die Kanonische Korrespondenzanalyse ist als Erweiterung des Programms DECORANA (HILL 1979, HILL und GAUCH 1980) im Programm CANOCO (TER BRAAK 1988) implementiert. Sie ist eine Approximation des Gauss'schen Modells. Das Gauss'sche Modell geht davon aus, das die Verteilungen der Arten in bezug auf die Standortsfaktoren die Form einer Gauss'schen Glockenkurve (Kap. 4.4) haben. Die Aufnahmen werden entlang der neuen Achsen so angeordnet, dass sich die Vorkommen der Arten möglichst wenig überlappen. Dadurch werden die verschiedenen Vegetationstypen optimal getrennt. Die Kanonische Korrespondenzanalyse verarbeitet zwei Sätze von Variablen, unabhängige Variablen (Standortsfaktoren) und abhängige Variablen (Artmächtigkeit der Pflanzenarten). Als Ergebnis erhält man für jede pflanzensoziologische Aufnahme Koordinaten, die Linearkombinationen der

Standortsfaktoren sind, und die Eigenschaft haben, dass sich die Gauss'schen Glockenkurven der Artmächtigkeiten der Pflanzenarten möglichst wenig überschneiden. Die Koeffizienten der Linearkombination sind die Regressionskoeffizienten der Regression der Standortsfaktoren bezüglich der neuen Achsen.
Wie bei der Faktorenanalyse ist die meiste Information über die Struktur des Datensatzes in den ersten Dimensionen des neuen Raumes enthalten. Dadurch kann man sich ohne grossen Informationsverlust auf die Interpretation weniger Dimensionen beschränken. Die Reduktion der Dimensionen bietet die Möglichkeit, die Beziehungen zwischen den Vegetationstypen in einem zweidimensionalen Scatterdiagramm darzustellen und eine Diskriminanzfunktion visuell zu kontrollieren. Wenn sich die verschiedenen Vegetationstypen in diesem Raum nicht überschneiden, kann dieses Modell zur Vegetationssimulation eingesetzt werden. Aus den Standortsvariablen kann die Position einer Probefläche, für die keine Information über die Vegetation vorliegt, in diesem reduzierten ökologischen Raum berechnet werden. Damit kann auf die dort wachsende Vegetation geschlossen werden.

5.2. DATENMATERIAL

Dieses Modell wurde auf den Datensatz von ZUMBÜHL (1983) angewendet. Dieser Datensatz umfasst 50 pflanzensoziologische Aufnahmen von Wiesen aus der Umgebung von Davos. Zu diesen Aufnahmen liegen neben Angaben zu der Höhe über dem Meer, der Neigung und der Exposition auch bodenchemische Analysen vor. Diese umfassen den pH-Wert, den organischen Kohlenstoffgehalt der Böden, die Konzentrationen von K_2O, P_2O_5, Ca^{2+}, Mg^{2+}, die Kationenaustauschkapazität (KAK) und die Basensättigung (S%).

5.3. ERGEBNISSE

Für die Kanonische Korrespondenzanalyse wurden nur Arten berücksichtigt, die eine Stetigkeit von mindestens 10% haben. Seltene Arten tragen nur wenig zur Gesamtstruktur des Datensatzes bei. Sie erzeugen aber ein "Rauschen", das die Datenstrukturen verschleiern kann. Das Datenmaterial ist sehr heterogen. Es umfasst nährstoffreiche Fettwiesen und Magerwiesen. Bei

solchen Datensätzen ist es vorteilhaft, nur die An- oder Abwesenheit der Arten in den Aufnahmeflächen zu berücksichtigen. Leider umfassen die bodenchemischen Analysen keine Messungen zum pflanzenverfügbaren Stickstoff. Dies ist ein wichtiger Standortsfaktor in terrestrischen Ökosystemen. Ersatzweise wurden deshalb die mittleren Zeigerwerte für den Stickstoff (mN, nach LANDOLT 1977) in die Analyse mit einbezogen. (Zeigerwerte sind empirische Zahlen, die die Ansprüche einer Art an einen Standortsfaktor, wie Stickstoffversorgung, ausdrücken. Werden die Zeigerwerte aller Arten einer Probefläche gemittelt, erhält man mittlere Zeigerwerte, die die ungefähren Standortsbedingungen beschreiben.)
Die von der Kanonischen Korrespondenzanalyse berechneten Eigenwerte sind ein Mass für die Trennung der Arten entlang der jeweiligen Achse, die Dispersion genannt wird. Die Dispersion ist ein Mass für die Bedeutung der Achse, analog zur Varianz bei der Faktorenanalyse. Für den analysierten Datensatz ergeben sich folgende Werte:

Achse	Eigenwert	kumulativ %
1	0.37406	45.2
2	0.15625	64.0
3	0.10324	76.5
4	0.05083	82.6

Summe aller Eigenwerte: 0.82822

Aus dem Eigenwert und der Summe aller Eigenwerte lässt sich der Dispersionsanteil auf den Achsen berechnen. Die erste Achse umfasst rund 45% der Dispersion, die ersten beiden Achsen stellen 64% der Gesamtdispersion des Datensatzes dar. Verglichen mit anderen Kanonischen Korrespondenzanalysen pflanzensoziologischen Datensätzen ist das ein relativ hoher Wert. Der reduzierte Variablenraum spiegelt also die wesentlichen Strukturen des Datensatzes wider. In Fig. 18 ist das Scatterdiagramm dieser Analyse dargestellt. Die verschiedenen Vegetationstypen sind durch unterschiedliche Symbole gekennzeichnet. Die Grösse der Symbole entspricht der Lage der Aufnahme auf der dritten Achse. Unter dem Diagramm ist ein Vergleichssymbol gezeichnet, das die maximale Grösse der Symbole zeigt. Daneben ist der Wertebereich der Koordinaten der 3. Achse angegeben.
Das *Polygono-Trisetion* und die diesem nahe stehende *Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Gesellschaft trennen sich deutlich von den Magerwiesen ab. Innerhalb der Magerwiesen kommt es jedoch zu grossen Überschneidungen.
Der Ort einer Aufnahme im Raum der neuen Dimensionen kann als Linear-

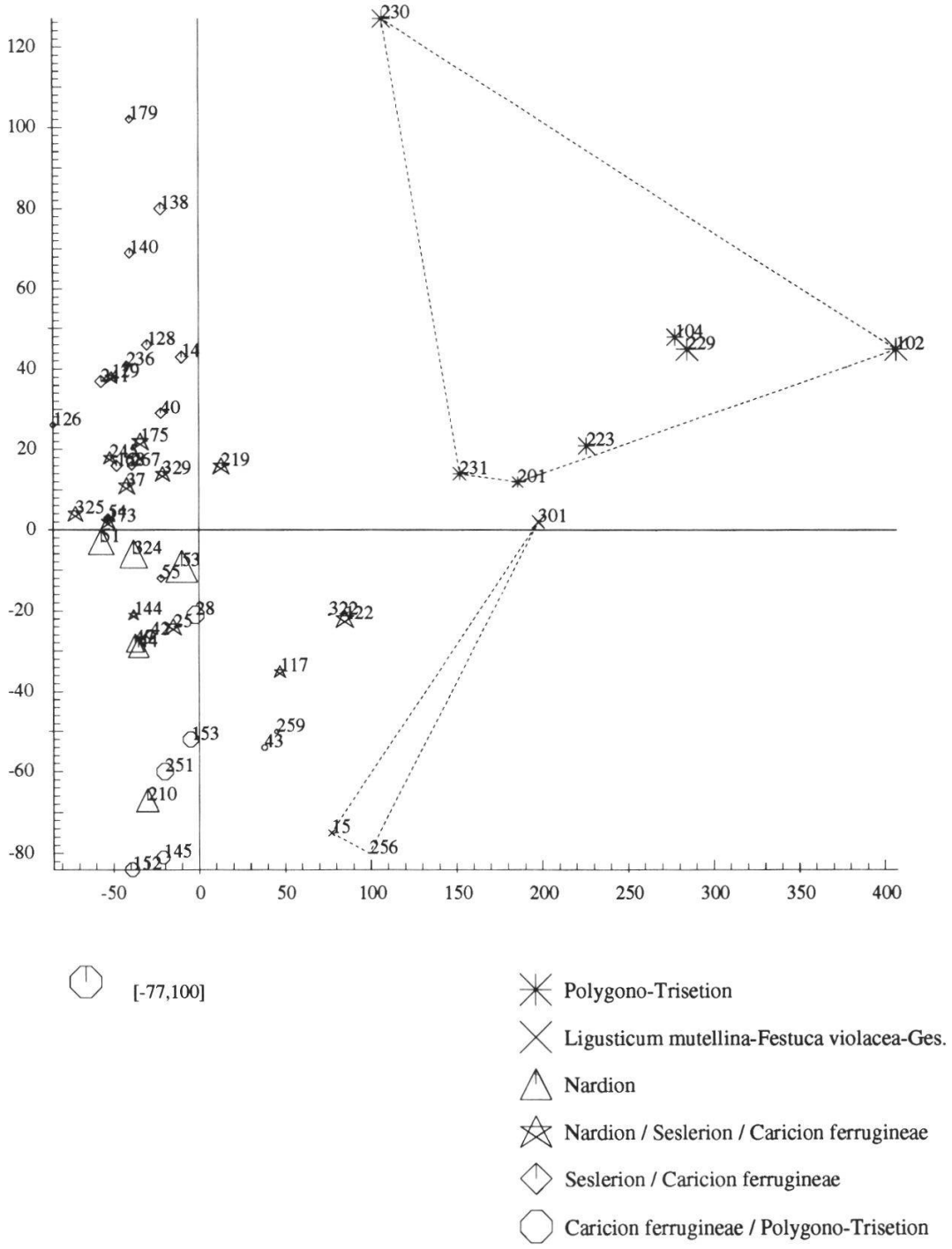


Fig. 18. Scatterdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse der Wiesen.
Scatter diagram of the canonical correspondence analysis of the meadows.

kombination der Standortsvariablen berechnet werden. Hierzu müssen die Standortsvariablen mit dem Mittelwert und der Standardabweichung der Stichprobe, mit der die Kanonische Korrespondenzanalyse durchgeführt wurde, standardisiert werden. Aus den standardisierten Standortsvariablen können dann mit den Regressionskoeffizienten die Koordinaten auf den beiden Achsen berechnet werden.

$$c_1 = \sum_{u=1}^{q} b_{1u} z_u$$

$$c_2 = \sum_{u=1}^{q} b_{2u} z_u$$

mit:

c_1, c_2	Koordinate auf der 1. bzw. 2. Achse
b_{1u}, b_{2u}	Regressionskoeffizient der u-ten Standortsvariablen mit der 1. bzw. 2. Achse
z_u	standardisierte Standortsvariable: $z_u = \frac{x_u - \bar{x}_u}{\sigma_u}$
$\bar{x}_u$	Mittelwert der u-ten Standortsvariablen
σ_u	Standardabweichung der u-ten Standortsvariablen

Die Parameter für diese Berechnung sind in Tab. 28 aufgelistet.

Tab. 28. Parameter zur Berechnung der Aufnahmekoordinaten aus den Standortsfaktoren für den Gesamtdatensatz.
Parameters for the calculation of sample scores from site factors in the whole data set.
KAK Kationenaustauschkapazität - *cations exchange capacity*
S% Basensättigung - *base saturation*
mN mittlere Stickstoffzahl - *indicator value for nitrogen*

Standortsfaktor	Mittelwert	Standard-abweichung	Regressionskoeffizient Achse 1	Achse 2
Höhe	2001.3762	108.2046	-.280	-.393
Neigung	40.7418	13.5352	-.041	.036
org. C	7.9306	1.4032	.047	.101
K_2O	1.4621	1.3364	.026	-.006
P_2O_5	4.4694	2.2296	-.037	-.070
pH	5.0663	0.6474	.157	.025
Ca^{2+}	242.7708	146.6624	-.268	-.070
Ca^{2+}/Mg^{2+}	3.2043	2.3995	.097	-.004
KAK	25.7063	7.3305	.079	.058
S%	68.8501	16.5002	-.244	.121
mN	3.0102	0.8052	.712	-.219

Nimmt man an, dass die Aufnahmen im Raum der 2 ersten neuen Dimensionen bivariat normal verteilt sind, kann für alle Punkte die Wahrscheinlichkeit des Auftretens aller Vegetationstypen mit der bivariaten Form der Bayesformel berechnet werden:

$$p(V_i|c_1,c_2) = \frac{p(c_1,c_2|V_i) \cdot p(V_i)}{p(c_1,c_2)}$$

Da $p(c_1,c_2)$ für einen bestimmten Punkt konstant ist, kann

$$p(c_1,c_2|V_i) \cdot p(V_i)$$

als Diskriminanzfunktion für die Simulation benutzt werden.

$$p(c_1,c_2|V_i) = \frac{1}{2\pi\sigma_{1i}\sigma_{2i}\sqrt{1-r_i^2}} \cdot e^{\frac{-0.5}{1-r_i^2}\left[\frac{(c_1-\bar{c}_{1i})^2}{\sigma_{1i}^2} - 2r\frac{(c_1-\bar{c}_{1i})(c_2-\bar{c}_{2i})}{\sigma_{1i}\,\sigma_{2i}} + \frac{(c_2-\bar{c}_{2i})^2}{\sigma_{2i}^2}\right]}$$

mit:

π	Kreiszahl ($\approx$ 3.1415926535898)
c_1, c_2	Koordinate auf der 1. bzw. 2. Achse
$\bar{c}_{1i}$, $\bar{c}_{2i}$	Mittelwert der Koordinaten des i-ten Vegetationstyps auf der 1. bzw. 2. Achse
σ_{1i}, σ_{2i}	Standardabweichung der Koordinaten des i-ten Vegetationstyps auf der 1. bzw. 2. Achse
r_i	Korrelation der Koordinaten des i-ten Vegetationstyps auf der 1. und 2. Achse

Für den vorliegenden Datensatz wurden folgende Ergebnisse erzielt:

Vegetationstyp:	richtig simuliert (%):
Polygono-Trisetion	100
Ligusticum mutellina-Festuca violacea Gesellschaft	100
Nardion	50
Nardion/Seslerion/Caricion ferrugineae	25
Seslerion/Caricion ferrugineae	85
Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion	78

Wie Fig. 18 zeigt, können mit dieser Analyse die nährstoffreichen Wiesen (*Polygono-Trisetion* und *Ligusticum mutellina-Festuca violacea*-Gesellschaft) von den Magerwiesen abgetrennt werden. Innerhalb der Magerwiesen

kommt es jedoch zu starken Überlappungen der Vegetationstypen. Um eine bessere Auftrennung der Magerwiesen zu erreichen, wurde die Kanonische Korrespondenzanalyse mit einem Teildatensatz wiederholt, der nur die Magerwiesen enthält. Diese Analyse der verbleibenden 40 Aufnahmen zeigte folgende Eigenwerte:

Achse	Eigenwert	kumulativ (%)
1	0.17976	33.1
2	0.12194	55.6
3	0.06463	67.5
4	0.04017	74.9
	Summe aller Eigenwerte: 0.54269	

Fig. 19 zeigt das Scatterdiagramm dieser Analyse mit den Grenzlinien der Diskriminanzfunktion. Mit dieser Diskriminanzfunktion werden 6 von 40 Aufnahmen einem falschen Vegetationstyp zugeordnet. Die Fehler treten vor allem im linken Teil des Scatterdiagramms bei der Abgrenzung des *Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion* gegen das *Nardion* und das *Nardion/ Seslerion/ Caricion ferrugineae* auf. Betrachtet man die Verteilung der Aufnahmen des *Caricion ferrugineae/Polygono-Trisetion* so fällt auf, dass diese Einheit in zwei Gruppen aufgetrennt ist. Drei Aufnahmen (43, 259 und 322), die alle zur "Einheit 11" in ZUMBÜHL (1983) gehören, liegen im 3. Quadranten des Diagramms. Die restlichen liegen mit Ausnahme von Aufnahme 42 im 4. Quadranten. Wendet man die Diskriminanzfunktion auf diese 5-Gruppen-Klassifikation an, treten nur noch 3 falsche Zuordnungen auf (Aufnahme 42, 55 und 129). Somit sind also 92.5% der Magerwiesen aufgrund des Standorts dem richtigen Vegetationstyp zugeordnet worden.
Mit Hilfe einer nichtlinearen Abbildung der Aufnahmepunkte aus dem floristischen Raum auf den ökologischen Raum und einer Diskriminanzfunktion auf der Basis der Bayes-Formel ist es also möglich, die verschiedenen Vegetationtypen zu trennen. Die zweistufige Analyse ermöglicht eine Beschränkung auf nur zwei Dimensionen und damit die visuelle Kontrolle der Diskriminanzfunktion in einem zweidimensionalen Scatterdiagramm.

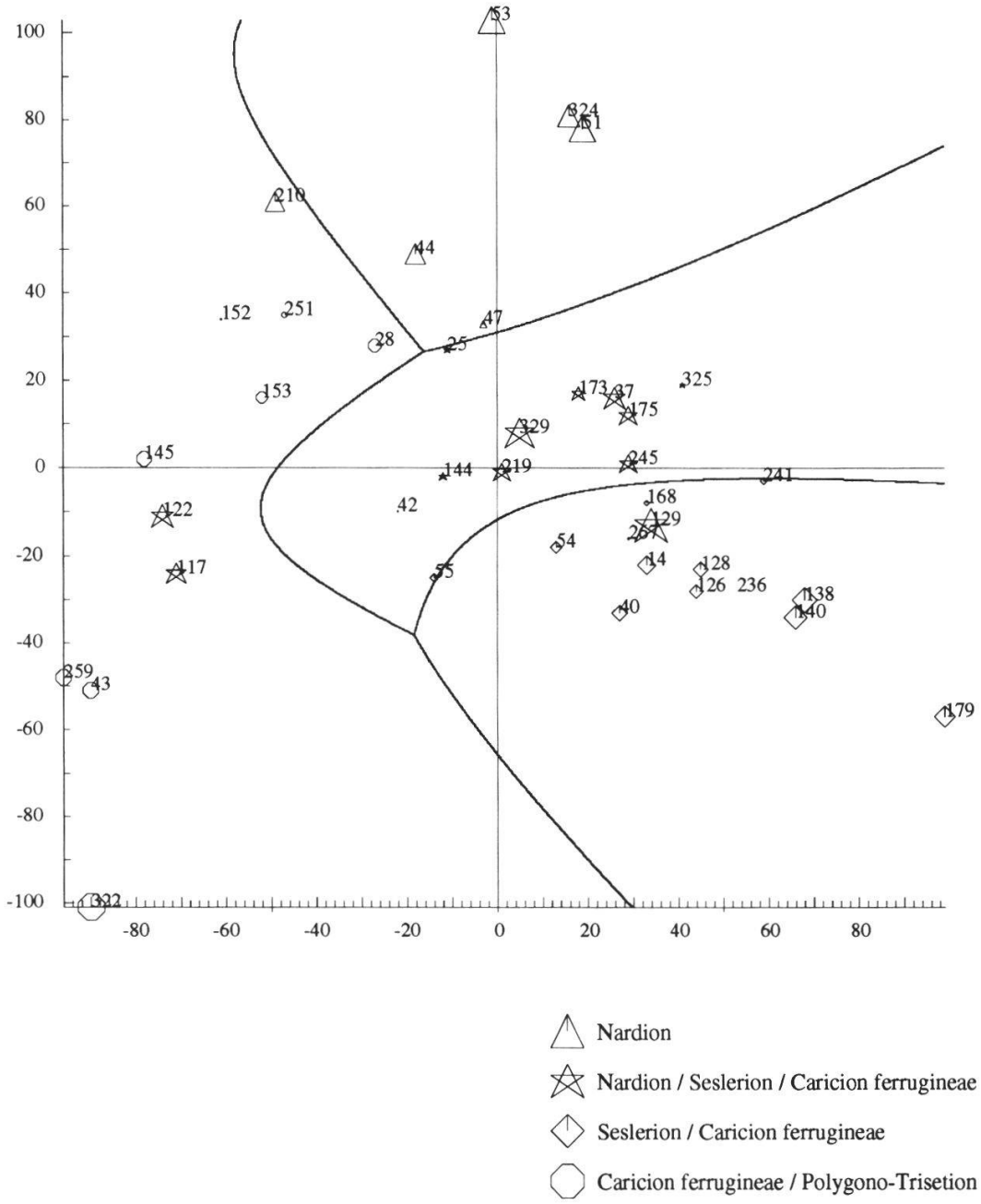


Fig. 19. Grenzlinien der Diskriminanzfunktion für 4 Gruppen.
Boundaries of the discriminant function for 4 groups.

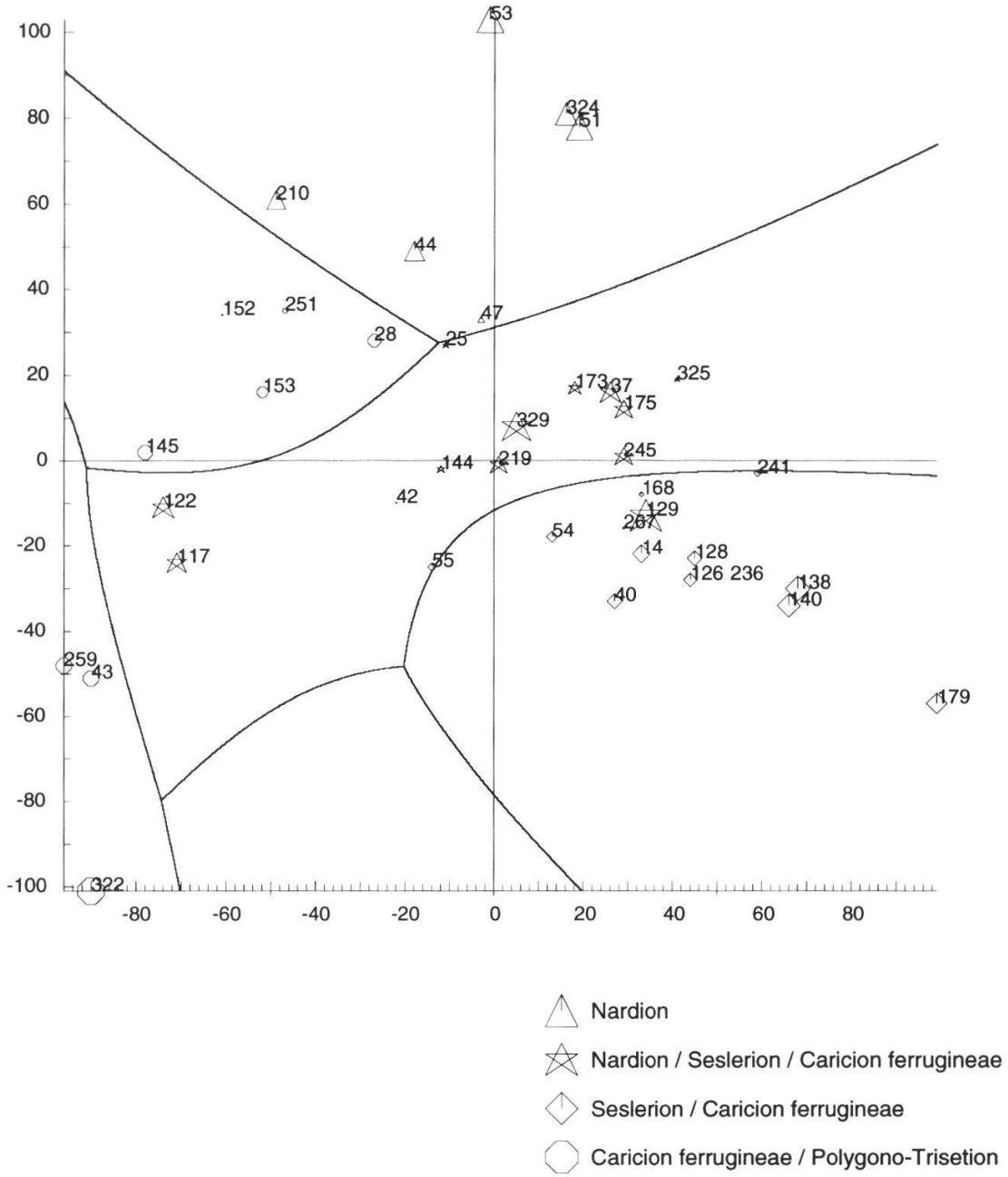


Fig. 20. Grenzlinien der Diskriminanzfunktion für 5 Gruppen.
Boundaries of the discriminant function for 5 groups.

6. DISKUSSION

In dieser Arbeit wurde erfolgreich ein nicht-dynamisches, deterministisches Modell für die Simulation der räumlichen Verteilung von Vegetationstypen eingesetzt. Dieses Ergebnis steht im Gegensatz zu den Arbeiten von McCune und Allen (1985) die die Dynamik von Wäldern im Bitterroot Canyon (Montana, USA) untersuchten und zu dem Schluss kamen, dass auf ähnlichen Standorten nicht notwendigerweise ähnliche Wälder wachsen. Alle von ihnen untersuchten Standorte weisen gleiches geologisches Ausgangsgestein und eine ähnliche Topographie auf. Die Vegetation unterscheidet sich in verschiedenen Seitentälern jedoch in der Dominanz der Baumarten (v.a. *Abies grandis, Taxus brevifolius* und *Thuja plicata*). Als Ursache für die Vegetationsunterschiede führen die Autoren hauptsächlich historische Faktoren an, die langfristige, räumliche und zeitliche Verteilung von Waldbränden. Entgegen den Befunden von McCune und Allen (1985) wurden in der vorliegenden Arbeit mit einem deterministischen Modell sehr gute Ergebnisse erzielt. Über 70% aller Pixel konnten vollständig richtig simuliert werden, während McCune und Allen (1985) nur etwa 10% der Variabilität der Vegetation durch die Standortsfaktoren erklären konnten. Dies hat hauptsächlich zwei Gründe:
Zum einen sind bei ökologischen Untersuchungen verschiedene Ebenen zu unterscheiden. Auf der autökologischen Ebene wird das Verhalten eines einzelnen Lebewesens untersucht, auf der populationsökologischen Ebene das Verhalten einer Population (Fortpflanzungsgemeinschaft) und auf der synökologischen Ebene das Verhalten abstrakter Phyto- oder Zoocoenosetypen. Diese Ebenen sind nicht streng voneinander zu trennen. Zwischen ihnen gibt es beliebige Übergänge. Jede dieser Ebenen hat andere interessierende Phänomene. Bei ökologischen Untersuchungen muss das Auflösungsvermögen der Arbeitsmethode an den räumlichen, zeitlichen und thematischen Massstab der interessierenden Phänomene angepasst werden. Der thematische Massstab von Vegetationstypen wird durch den Klassifikationsprozess festgelegt, mit dem die abstrakten Vegetationstypen definiert werden. In der Arbeit von McCune und Allen (1985) werden die Waldtypen durch die dominante Baumart definiert, ein Konzept das sehr enge Beziehungen zur populationsökologischen Ebene hat. In der mitteleuropäischen Tradition spielt dagegen die Dominanz einer einzelnen Art nur eine untergeordnete Rolle für die Definition der Typen. Die Vegetationstypen werden als Kombination der reinen Anwesenheit bestimmter Arten definiert. So könnte möglicherweise ein Wald

mit *Abies grandis, Taxus brevifolius* und *Thuja plicata* als ein einheitlicher Vegetationstyp aufgefasst werden, bei dem dann eine deterministische Beziehung zum Standort bestehen würde. Für die Anwendbarkeit deterministischer Modelle in der Synökologie ist also das zugrundeliegende Klassifikationskonzept ausschlaggebend.

Der zweite Grund mag in der langfristigen Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets und der langsamen Sukzessionsgeschwindigkeit im alpinen Klima zu suchen sein. Bereits im 13. Jahrhundert wurde das Gebiet von den Walsern besiedelt. Es ist anzunehmen, dass innerhalb kurzer Zeit alle landwirtschaftlich nutzbaren Flächen durch Brandrodung urbar gemacht wurden. Danach dürfte eine lange Periode gefolgt sein, in der sich die Nutzungsmuster nur wenig geändert haben. Die Untersuchung über die Landnutzungsänderung von GÜNTER (1985), die nur die Periode von 1900 bis 1982 behandelt, zeigt erst in den letzten Jahrzehnten grössere Änderungen. Aufgrund der kurzen Vegetationszeit und der niedrigen Temperaturen in der subalpinen und alpinen Vegetationsstufe wirken sich die Nutzungsänderungen jedoch nur langsam auf die Artenzusammensetzung der Vegetation aus. Änderungen in der Vegetationsstruktur, wie der Übergang zu "hochrasigen Weiden" nach der Aufgabe der Weidenutzung, wirken sich nicht auf die pflanzensoziologische Klassifikation der Vegetation aus, da die Klassifikationskriterien primär nur die Artenzusammensetzung, nicht aber die Vegetationsstruktur, umfassen. Somit kann in bezug auf die benutzte Vegetationsklassifikation die Nutzung in erster Näherung als konstant betrachtet werden.

Der im Modell benutzte Bayes-Klassifikator ermöglicht es auf einfache Weise, verschiedene Variablentypen (binäre, nominale, metrische), die bei ökologischen Untersuchungen meist vorliegen, miteinander in Beziehung zu setzen. Jeder metrischen Variablen kann eine andere Verteilungsfunktion zugrundegelegt werden. Darüber hinaus hat der "Bayes-Ansatz" gegenüber dem statistischen "Standard-Ansatz" (KLEITER 1980) unter anderem den Vorteil, dass eine Hypothese (z.B. "Vegetationstyp A kommt vor") durch Wahrscheinlichkeiten direkt bewertet wird. Beim Standard-Ansatz werden Hypothesen entweder angenommen oder verworfen. Diese Bewertung mittels Wahrscheinlichkeiten ermöglicht eine völlig neue Darstellungsform geobotanischer Karten. Diese zeigen üblicherweise, wo ein Vegetationstyp tatsächlich vorkommt. Die kartographische Darstellung der Wahrscheinlichkeit des Auftretens eines Vegetationstyps zeigt dagegen, wo ein Vegetationstyp vorkommen könnte. Solche Karten können wertvolle Hilfsmittel für den Naturschutz und die Landschaftplanung sein.

Eine aktuelle Anwendung des Modells stellt die Simulation der Vegetation unter veränderten grossklimatischen Bedingungen dar. Bei einer globalen Temperaturerhöhung ist zu erwarten, dass sich Vegetationsgürtel nach oben verschieben. Diesem Prozess wirkt jedoch die mit zunehmender Höhe abnehmende Bodenqualität entgegen. Mit Hilfe des beschriebenen Modells ist es möglich, diese beiden Prozesse quantitativ gegeneinander abzuwägen. Die Simulation der Vegetation unter veränderten Temperaturbedingungen zeigte, dass die Verschiebung der Vegetationsgürtel in der alpinen Stufe deutlich geringer ausfällt, als aufgrund der Temperaturerhöhung zu erwarten wäre. Vor allem die als sommerliche Weide für die Landwirtschaft in der alpinen Region so wichtigen alpinen Rasen können sich kaum nach oben ausweiten. Sie werden dagegen von unten von den subalpinen Zwergstrauchgesellschaften verdrängt. Diese Ertragsverluste werden durch einen grösseren Heuertrag in den tiefergelegenen Fettwiesen ausgeglichen. Diese Änderung wird jedoch eine drastische Änderung der landwirtschaftlichen Strukturen erfordern, da die Viehwirtschaft vollständig auf ganzjährige Stallhaltung umgestellt werden muss.

Die Grenzen der Anwendbarkeit dieser Simulationen liegen, neben den schon diskutierten Annahmen und theoretischen Voraussetzungen des Modells, in der Verfügbarkeit und Qualität der notwendigen Daten. Mit der zunehmenden Automatisierung und Digitalisierung der kommerziellen Kartographie werden in Zukunft immer mehr Standortskarten digital zur Verfügung stehen. Die Qualität der in der Simulation benutzten Karten sollte in bezug auf das räumliche und thematische Auflösungsvermögen aufeinander abgestimmt sein. Die räumliche Genauigkeit der simulierten Karten kann nicht grösser sein, als diejenige der zugrundeliegenden Standortskarten. Es wäre wünschenswert, wenn die Informationen über die Beziehung zwischen Vegetation und Standort aus der pflanzensoziologischen Grundlagenforschung genommen werden könnte. Leider ist in der pflanzensoziologischen Forschung bis heute die Bedeutung einer statistischen Aufnahmeplanung für unverfälschte und reproduzierbare Ergebnisse zu wenig erkannt worden. Es bleibt zu hoffen, dass diese Arbeit mit dazu beiträgt, die Anwendung multivariater statistischer Methoden in der Ökologie zu verbreiten. Eine abschliessende Beurteilung der Übertragbarkeit, der Zuverlässigkeit und der Grenzen des vorgestellten Modellansatzes kann erst getroffen werden, wenn das Modell auch in anderen geographischen Gebieten mit anderen Vegetationstypen getestet worden ist, und prognostizierte Änderungen in der Vegetation mit tatsächlich eingetretenen Vegetationsänderungen verglichen werden können.

ZUSAMMENFASSUNG

Die Abhängigkeiten der Vegetation vom Standort in einem Modell zu formalisieren, ist Voraussetzung zur Erstellung quantitativer Prognosen über Veränderungen der Vegetation aufgrund von geplanten oder erwarteten Veränderungen der Standortsverhältnisse. In dieser Arbeit wird ein solches Modell für ein etwa 100 km^2 grosses Gebiet um Davos in den Schweizer Alpen erstellt.
Es wird eine Übersicht über das Klima, die Geologie und die Böden des Untersuchungsgebiet gegeben. Eine syntaxonomische Übersicht aller Vegetationseinheiten und eine synoptische Gesellschaftstabelle aller bislang publizierten pflanzensoziologischen Aufnahmen aus dem Gebiet vermitteln ein Bild der simulierten Vegetation.
Die aus dem Schweizer MaB-Projekt in Form digitaler Rasterkarten mit einer Auflösung von 50 m x 50 m zur Verfügung stehenden Standortsvariablen werden im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Vegetationssimulation diskutiert.
Mit dem auf einem Bayes-Klassifikator basierenden Vegetationsmodell konnte die Verteilung der Vegetationstypen in der Landschaft erfolgreich simuliert werden. Das Modell ermöglicht die Verarbeitung verschiedener Variablentypen und beliebiger Verteilungsfunktionen. Die Anwendungsvoraussetzungen der Methode, die Übertragbarkeit und Methoden zur a priori und a posteriori Variablenauswahl werden diskutiert und für die vorliegenden Daten untersucht. Als Anwendungsmöglichkeiten des Modells werden Vegetationskartierung, Prognose für Szenarien (Klimaerwärmung) und Wahrscheinlichkeitskarten einzelner Vegetationstypen vorgestellt.
Aus den Modellparametern kann die ökologische Präferenzfunktion abgeleitet werden, die die ökologische Amplitude und die Optima der Vegetationstypen quantitativ beschreibt. Die ökologische Präferenzfunktion hat den Vorteil, dass die ökologische Amplitude nicht mit dem Stichprobenumfang monoton zunimmt und nicht von den (untypischen) Extremwerten definiert wird.
In einem zweiten Modellansatz wird der Bayes-Klassifikator mit einer Kanonischen Korrespondenzanalyse verknüpft. Dieses Modell basiert auf metrischen Bodendaten und pflanzensoziologischen Aufnahmen. Es stellt eine nichtlineare Abbildung des ökologischen Raums auf den floristischen Raum dar. Ein mehrstufiger Prozess ermöglicht die visuelle Kontrolle der Simulation.
Im Kap. 3 ist die Datenbank und das für diese Arbeit entwickelte Displaysystem zur Darstellung digitaler Karten auf einer μ-VAX Graphikworkstation beschrieben.

SUMMARY

In order to make quantitative predictions of changes in vegetation on the basis of planned or anticipated changes in the habitat, it is necessary to formalize the dependencies of the vegetation on the habitat by means of a model. In the present work such a model is set up for an area of approx. 100 km^2 around Davos in the Swiss Alps.
An overview is provided of the climate, geology and the soils in the investigated area. A syntaxonomical overview of all vegetation units and a synoptical table of all phytosociological samples from the area published to date provide a picture of the simulated vegetation.
The available habitat variables in the form of digital grid maps with a resolution of 50 m x 50 m obtained form the Swiss MaB project are discussed in respect of their significance to the simulation of vegetation.
By means of the vegetation model based on a Bayes classificator, it was possible to simulate successfully the distribution of vegetation types in the landscape. The model enables diverse variable types and any distribution functions to be processed. The presumptions for

the application of the model, the transferability, and methods for a priori and a posteriori selection of variables are discussed and investigated for the present data set. Vegetation mapping, prediction of scenarios (e.g. climatic warming), and probability maps for individual types of vegetation are introduced as possible applications of the model.
The ecological preference function, which quantitatively describes the ecological amplitude and the optima of the vegetation types, can be derived from the model parameters. The ecological preference function has the advantage that the ecological amplitude does not increase monotonously with the sample size and is not defined by the (untypical) extreme values.
In a second modelling approach, the Bayes classificator is linked with a canonical correspondence analysis. This model is based on metrical soil data and phytosociological samples. It represents a non-linear projection of the ecological space onto the floristic space. A multistage process makes possible the visual control of the simulation.
The data base and the display system developed for this study for representing digital maps on a μ-VAX graphic work station are described in the appendix.

RÉSUMÉ

La formalisation de la dépendance de la végétation de l'habitat dans un modèle est la supposition pour faire des prévisions quantitatives sur le changement de la végétation en cause de changements de circonstances de l'habitat projetés ou attendus.
Dans cette thèse un modèle est élaboré pour une région d'à peu près 100 km^2 dans les environs de Davos (Alpes Suisses).
Un exposé du climat, de la géologie et des sols de la région examinée est donné.
Un aperçu syntaxonomique de tous les groupements végétaux et un tableau synoptique des associations végétales de tous les relevés phytosociologiques de cette région publiés jusqu'à présent donne une image de la végétation simulée.
Les variables en forme de cartes-trame digitalisées avec une définition de 50 m x 50 m résultant du projet suisse MaB sont discutées quant à leur valeur pour la simulation de végétation.
La distribution des types de végétation dans le paysage a pu être simulée avec succès avec le modèle de végétation basé sur un classificateur Bayes. Le modèle permet l'emploi simultané de différents types de variables et de fonctions de distributions. Les conditions d'application de la méthode, la transmission et les méthodes pour la sélection des variables à priori et à posteriori sont discutées et étudiées pour les dates présentes.
Les applications possibles du modèle sont présentées par la cartographie de végétation, le pronostic pour scénarios (chauffage du climat) et par les cartes de probabilité de quelques types de végétation.
Les paramètres du modèle permettent la fonction préférentielle écologique qui décrit quantitativement l'amplitude écologique et les optimums des types de végétation.
La fonction préférentielle écologique a l'avantage que l'amplitude écologique n'augmente pas uniformément avec le nombre du contrôle au hasard et qu'elle n'est pas définie par les valeurs extrêmes (non-typiques).
Dans un deuxième modèle le classificateur Bayes est combiné avec une analyse canonique de correspondance. Ce modèle, basé sur les dates métriques du sol et sur les relevés phytosociologiques, présente une reproduction non-linéaire de l`espace floristique. Un procès progressif permet le contrôle visuel de la simulation.
La banque de dates et le système de display pour la production de cartes digitales avec une workstation graphique μ-VAX A l'appendice sont décrites dans l'appendice.

LITERATURVERZEICHNIS

AUSTIN M. P., 1987: Models for the analysis of species' response to environmental gradients. Vegetatio *42,* 11-22.

BARKMAN J.J., MORAVEC J. und RAUSCHERT S., 1986: Code of phytosociological nomenclature. (2nd ed.). Vegetatio *67,* 145-195.

BEMMERLEIN F.A. und FISCHER H.S., 1985: Das pflanzensoziologische Programmsystem am Regionalen Rechenzentrum Erlangen. Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. *44,* 373-378.

BENZELER J.-H., FINNERN H., MÜLLER W., ROESCHMANN G., WILL K. H. und WITTMANN O., 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung. (3. Aufl.). Schweizerbart, Stuttgart (in Kommission). 331 S.

BINZ A. und HEITZ C., 1986: Schul- und Exkursionsflora für die Schweiz mit Berücksichtigung der Grenzgebiete. Bestimmungsbuch für die wildwachsenden Gefässpflanzen. (18. Aufl.). Schwabe, Basel. 624 S.

BINZ H.R. und WILDI O., 1988: Das Simulationsmodell MaB-Davos. Schlussber. Schweiz. MaB-Programm *33.* Bundesamt für Umweltschutz, Bern. 197 S.

BNL 1982: Landschaftsdatenkatalog. Bundesanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Bonn-Bad Godesberg. 11 S.

BOX E.O., 1981: Macroclimate and plant forms: An introduction to predictive modelling in phytogeography. Task for Vegetation Science *10.* Junk, The Hague. 258 S.

BRAUN-BLANQUET J. und SUTTER R., 1976: Verzeichnis der geobotanischen und pflanzensoziologischen Arbeiten über Graubünden. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *58,* 45-49.

BRAUN-BLANQUET J. 1928: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. (1. Aufl.). Springer, Berlin. 330 S.

BRAUN-BLANQUET J., 1948: Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätiens. Teil 1. Vegetatio *1,* 29-41, 129-146, 285-316.

BRAUN-BLANQUET J., 1949: Übersicht der Pflanzengesellschaften Rätiens. Teil 2. Vegetatio *2,* 20-37, 214-237, 341-360.

BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. (3. Aufl.). Springer, Wien. 865 S.

BRAUN-BLANQUET J., 1969: Die Pflanzengesellschaften der rätischen Alpen im Rahmen ihrer Gesamtverbreitung. I. Teil: *Caricetea curvulae* und *Elyno-Seslerietea.* Bischofberger, Chur. 100 S.

CADISCH J. et al., 1927: Geologische Karte von Mittelbünden. 1:25'000. Blatt B, Davos. Hofer, Zürich.

CLIFF R.D. und ORD J. K., 1981: Spatial processes: Models and applications. Pion Press, London. 266 S.

DEICHSEL G. und TRAMPISCH H.J., 1985: Clusteranalyse und Diskriminanzanalyse. Stuttgart. 133 S.

DIERSCHKE H. (Red.), 1975: Vegetation und Substrat. Ber. Int. Symp. IVV, Rinteln 1969. Cramer, Vaduz. 550 S.

DIERSCHKE H. (Red.), 1977: Vegetation und Klima. Ber. Int. Symp. IVV, Rinteln 1975. Cramer, Vaduz. 615 S.

DUDA R.O. und HART P.E., 1973: Pattern classification and scene analysis. Wiley, New York. 482 S.

EHRENDORFER F., 1973: Liste der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Fischer, Stuttgart. 318 S.

ELLENBERG H. und KLÖTZLI F., 1972: Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mitt. EAFV Birmensdorf. *48,4.* 930 S.

ELLENBERG H., 1979: Zeigerwerte der Gefässpflanzen Mitteleuropas. Scripta Geobotanica *IX.* (2. Aufl.). Goltze, Göttingen. 122 S.

FAP 1978.: Kartieranleitung. Interner Methodenbericht. Eidg. Forschungsanstalt für landw. Pflanzenbau (FAP), Zürich-Reckenholz. 129 S. (Polykopie).

FEOLI E., LAGONEGRO M. und ORLOCI L., 1984: Information analysis of vegetation data. Tasks for vegetation science *10.* Junk, The Hague. 143 S.

FISCHER H.S., 1986: Zur Vorhersage ökologischer Parameter aufgrund der floristischen Struktur der Vegetation. Tuexenia *6,* 405-414.

FISCHER H.S. und BEMMERLEIN F.A., 1988: Multivariate Methoden in der Ökologie. Kursskript. Institut für Botanik und Pharmazeutische Biologie, Univ. Erlangen-Nürnberg. 156 S. (Polykopie).

FISCHER H.S. und BEMMERLEIN F.A., 1989: An outline for data analysis in phytosociology: past and present. Vegetatio *81:* 17-28. (Reprinted in: MUCINA L. und DALE M.B., 1989, Numerical syntaxonomy. Advances in vegetation science *10.* Kluwer, Dordrecht. 215 S.).

FLAHAULT C. und SCHRÖTER C., 1910: Phytogeographische Nomenklatur. Berichte und Vorschläge. IIIe Congrès Intern. Botanique, Bruxelles, 14-22 mai 1910. Zürcher und Furrer, Zürich. 28 S.

FUNK M., 1985: Räumliche Verteilung der Massenbilanz auf dem Rhonegletscher und ihre Beziehung zu Klimaelementen. Zürcher Geogr. Schr. *24.* 183 S.

GAUCH H.G., 1982: Multivariate analysis in community ecology. Cambridge studies in ecology *1.* Cambridge Univ. Press, Cambridge. 298 S.

GIGON A., 1971: Vergleich alpiner Rasen auf Silikat- und auf Karbonatboden. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *48.* 148 S.

GILGEN H., STEIGER D. und FISCHER H.S., 1988: Horizontbestimmung in einem digitalen Geländemodell. Ber. und Skripten Geogr. Inst. ETH Zürich *37.* 37 S.

GINSBURG T., 1970: Die statistische Auswertung von langjährigen Temperaturreihen. Veröff. Schweiz. Meteorol. Zentralanstalt, Zürich, *19.* 42 S.

GOODAL D.W., 1954: Objective methods for the classification of vegetation. III. An essay in the use of factor analysis. Austr. J. Bot. *2,* 304-324.

GREEN R.H., 1979: Sampling design and statistical methods for environmental biologists. Wiley, New York. 257 S.

GREIG-SMITH P., 1957: Quantitative plant ecology. Butterworths, London.

GREIG-SMITH P., 1983: Quantitative plant ecology. Studies in ecology *9.* Blackwell, Oxford/London. 358 S.

GÜNTER T.F., 1985: Landnutzungsänderungen in einem alpinen Tourismusort. Schlussber. Schweiz. MaB-Programm Nr. *13.* Bundesamt für Umweltschutz, Bern. 169 S.

HAEUPLER A., 1974: Statistische Auswertung von Punktrasterkarten der Gefäßpflanzen Süd-Niedersachsens. Scripta Geobot. *8.* 141 S.

HEFTI R. und BÜHLER U., 1986: Zustand und Gefährdung der Davoser Waldungen. Schlussber. Schweiz. MaB-Programm Nr. *23.* Bundesamt für Umweltschutz, Bern. 124 S.

HEGG O., 1984: 50jährige Dauerflächenbeobachtungen im *Nardetum* auf der Schyningen Platte ob Interlaken. Verh. Ges. Ökologie *12,* 159-166.

HEHL S. und LANGE E., 1987: Erstellen und Überprüfen EDV-erzeugter Vegetationskarten in der alpinen Stufe im Nationalpark Berchtesgaden. Diplomarbeit. TU Berlin, FB Landschaftsentwicklung. 125 S. (Polykopie).

HESS H.E., LANDOLT E. und HIRZEL R., 1984: Bestimmungschlüssel zur Flora der Schweiz und angrenzende Gebiete. (2. Aufl.). Birkhäuser, Basel/Stuttgart. 657 S.

HILL M.O. 1979: DECORANA - A FORTRAN Program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Ecology and Systematic. Cornell Univ., Ithaca. 52 S.

HILL M.O. und GAUCH H.G., 1980: Detrended correspondence analysis: An improved ordination technique. Vegetatio *42,* 47-58.

HOLDRIDGE L.R., 1967: Life zone ecology. Tropical Science Center, San José.

HUNDT R., 1985: Untersuchungen zur Höhendifferenzierung der *Polygono-Trisetion-*

Gesellschaften im Gebiet von Davos. Ber. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich. *52,* 74-116.

JANCEY B., 1979: Species ordering on a variance criterion. Vegetatio *39,* 59-63.

JONGMAN R.H.G., TER BRAAK C.J.F. und VAN TONGEREN O.F.R., 1987: Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen. 299 S.

JUHASZ-NAGY P., 1976: Spatial dependence of plant populations. Part 1: Equivalence analysis (an outline for a new model). Acta Bot. Acad. Sci. Hungaricae *22(1-2),* 61-78.

JUHASZ-NAGY P., 1984: Spatial dependence of plant populations. Part 2: A family of new models. Acta Bot. Acad. Sci. Hungaricae *30,* 363-402.

KELLER M., 1987: Ausaperungskartierung mit Landsat-MSS Daten zur Erfassung ökologischer Einflussgrößen im Gebirge. Diss. Univ. Zürich. 111 S.

KERSHAW K.A. und LOONEY J.H.H., 1985: Quantitative and dynamic plant ecology. (3rd ed.). Arnold, London. 282 S.

KLEITER G.D., 1980: Bayes-Statistik: Grundlagen und Anwendungen. De Gruyter, Berlin/ New York. 569 S.

KOWARIK I., 1987: Kritische Anmerkungen zum theoretischen Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation mit Anregungen zu einer zeitgemäßen Modifikation. Tuexenia *7,* 53-68.

KRAUSE M., 1986: Die Böden von Davos: Ertragspotential, Belastbarkeit und Gefährdung durch Nutzungsänderungen. Schlussber. Schweiz. MaB-Programm Nr. 18. Bundesamt für Umweltschutz, Bern. 148 S.

KREBS C. J., 1989: Ecological methodology. Harper & Row., New York. 654 S.

KRIPPENDORF K., 1986: Information theory. Structural models for qualitative data. Saga Univ. Paper series on Quantitative Applications in the Social Sciences 07-062. Saga Pub., Beverly Hills. 96 S.

KUOCH R., 1970: Die Vegetation auf Stillberg (Dischmatal, Kt. Graubünden). Mitt. EAFV *46(4),* 329-343.

KUOCH R. und AMIET R., 1970: Die Verjüngung im Bereich der oberen Waldgrenze. Mitt. EAFV *46(4),* 159-328.

LANDOLT E., 1977: Ökologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *64.* 208 S.

LANDOLT E., KRÜSI B.O. und ZUMBÜHL G., 1986: Vegetationskartierung und Untersuchungen zum landwirtschaftlichen Ertrag im MaB6-Gebiet Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *88.* 152 S.

LEEMANS R., 1990: Possible changes in natural vegetation pattern due to a global warming. Working Paper *90-08.* Publication number *108* of the Biosphere Dynamics Project. Intern. Inst. for Applied Systems Analysis, Laxenburg (Austria). 13 S.

LEGENDRE L. und LEGENDRE P., 1983: Numerical ecology. Developments in Environmental Modelling *3.* Elsevier, Amsterdam. 419 S.

LEGENDRE P. und FORTIN M.-J., 1989: Spatial pattern and ecological analysis. Vegetatio *80,* 107-138.

MARGALEF D.R., 1958: Information theory in ecology. General Systems *3,* 36-71.

MATHER P.M., 1987: Computer processing of remotely-sensed images. Wiley, New York. 352 S.

MCCUNE B. und ALLEN T.F.H., 1985: Will similar forests develop on similar sites? Can. J. Bot. *63,* 367-376.

MOSER H.R., KELLER M. und KUNZ S., 1986: Klima und Luftbelastung. In: WILDI O. und EWALD K., 1986, Der Naturraum und dessen Nutzung im alpinen Tourismusgebiet von Davos. Ergebnisse des MaB-Projekts Davos. Ber. EAFV, Birmensdorf, *289,* 107-118.

MUELLER-DOMBOIS D. und ELLENBERG H., 1974: Aims and methods of vegetation Ecology. Wiley, New York. 547 S.

MÜLLER H., 1984: Zum Strahlungshaushalt im Alpenraum. Mitt. Versuchsanst. Wasser-

bau, Hydrologie Glaziologie ETH Zürich *71.* 167 S.

NOY-MEIR I., WALKER D. und WILLIAMS W.T., 1975: Data transformation in ecological ordinations. II. On the meaning of data standardization. J. Ecol. *63,* 779-800.

OBERDORFER E., 1977: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil I. Fels- und Mauergesellschaften, alpine Fluren, Wasser-, Verlandungs- und Moorgesellschaften. Fischer, Stuttgart/New York. 311 S.

OBERDORFER E., 1978: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil II. Sand und- Trockenrasen, Heide- und Borstgrasgesellschaften, alpine Magerrasen, Saumgesellschaften, Schlag- und Hochstauden-Fluren. Fischer, Stuttgart/New York. 355 S.

OBERDORFER E., 1983a: Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil III Wirtschaftswiesen und Unkrautgesellschaften. Fischer, Stuttgart/New York. 455 S.

OBERDORFER E., 1983b: Pflanzensoziologische Exkursionsflora. (5. Aufl.). Ulmer, Stuttgart. 1051 S.

ORLOCI L., 1966: Geometric models in ecology. J. Ecol. *54,* 193-215.

ORLOCI L., 1978: Multivariate analysis invegetation research. (2nd ed.). Junk, The Hague. 451 S.

ORLOCI L. und KENKEL N.C., 1985: Introduction to data analysis with examples from population and community ecology. Statistical Ecology Monographs, Vol. *1.* Intern. Cooperative Publ. House, Burtonsville. 339 S.

PETERER R., 1985: Ertragskundliche Untersuchungen von gedüngten Mähwiesen der subalpinen Stufe bei Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *84.* 100 S.

PIELOU E.C., 1977: Mathematical ecology. Wiley, New York. 385 S.

PIELOU E.C., 1984: The interpretation of ecological data. A primer on classification and ordination. Wiley, New York. 263 S.

PODANI J., 1984: Spatial processes in the analysis of vegetation: theory and review. Acta Bot. Hungariaca *30(1-2),* 75-118.

PRENTICE I.C., 1989: Developing a global vegetation dynamics model: Results of an IIASA summer workshop. Intern. Inst. f. Applied Systems Analysis, Laxenburg, Austria. 48 S.

SACHS L., 1979: Statistische Methoden. (4. Aufl.). Springer, Berlin/Heidelberg/New York. 105 S.

SCHMID E., 1961: Erläuterungen zur Vegetationskarte der Schweiz. Beitr. geobot. Landesaufn. Schweiz *39.* 52 S.

SCHRÖTER C., 1926: Das Pflanzenleben der Alpen. Eine Schilderung der Hochgebirgsflora. (2. Aufl.). Zürich. 1288 S.

SCHWARZ R., 1981: Informationstheoretische Methoden. GEOMOD. Modelle und Methoden in der Geographie und Regionalforschung. *2.* Schöningh, Paderborn. 68 S.

SEIDEL K., 1976: Digitale Bildverarbeitung. Technischer Bericht, Photogr. Inst. ETH Zürich, Anhang D. 5 S. (Polykopie).

SEIDEL K., 1984: MaB-Davos Synthese: Beschreibung der Datenfiles. Inst. Kommunikationstechnik ETH-Zürich. 39 S. (Polykopie).

SHIMWELL D.W., 1971: The description and classification of vegetation. Univ. of Washington Press, Seattle. 322 S.

TER BRAAK C.J.F., 1987: Unimodal models to relate species to environment. Diss. Univ. Wageningen. 151 S.

TER BRAAK C.J.F., 1988: CANOCO - a FORTRAN Program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis, principal components analysis and redundancy analysis (version 2.1). Technical report: *LWA-88-02.* Agricultural Mathematics Group. Wageningen. 95 S.

UTTINGER H., 1964: Klimatologie der Schweiz. E: Niederschlag. Schweiz. Meteorol. Zentralanstalt, Zürich. 124 S.

VAN DER MAAREL E. (ed.), 1980: Classifaction and ordination advances in vegetation science 2. Kluwer Acad. Press, Dortrecht. 188 S.

VETTERLI L., 1981: Pflanzensoziologische Kartierung in der alpinen Stufe 1:2'500. Angew. Pflanzensoziologie *26,* 259-276.

VETTERLI L., 1982: Alpine Rasengesellschaften auf Silikatgestein bei Davos mit farbiger Vegetationskarte 1:2'500. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *76.* 92 S.

VON HUMBOLT A. und BONPLAND A., 1807: Ideen zu einer Geographie der Pflanzen nebst einem Naturgemälde der Tropenländer. Cotta, Tübingen. 182 S.

WALTER H. und WALTER E., 1953: Einige allgemeine Ergebnisse unserer Forschungsreise nach Südwestafrika 1952/53: Das Gesetz der relativen Standortskonstanz; das Wesen der Pflanzengemeinschaften. Ber. Deutsch. Bot. Ges. *66,* 28-36. (Nachdruck in: LAUER W. und KLINK H.-J., 1978, Pflanzengeographie. Darmstadt. 573 S.)

WALTER H. und LIETH H., 1960: Klimadiagramm-Weltatlas. VEB Fischer, Jena.

WARD J.H., 1963: Hierarchical grouping to optimize an objective function. J. Amer. Stat. Ass. *58,* 236-244.

WATANABE S., 1985: Pattern recognition: human and mechanical. Wiley, New York. 570 S.

WHITTAKER R.H., 1975: Communities and ecosystems. (2nd ed.). Macmillan, New York/ London. 385 S.

WILDI O., 1986: Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methode. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *90.* 226 S.

WILDI O., 1989: A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. Vegetatio *81,* 95-106.

WILDI O. und ORLOCI L., 1983: Management and multivariate analysis of vegetation data. (2nd ed.). Ber. EAFV *215.* 139 S.

WILDI O. und ORLOCI L., 1990: Numerical exploration of community pattern. SPB Acad.Press, The Hague. 124 S.

WILDI O. und EWALD K., 1986: Der Naturraum und dessen Nutzung im alpinen Tourismusgebiet von Davos. Ergebnisse des MaB-Projekts Davos. Ber. EAFV Birmensdorf *289.* 336 S.

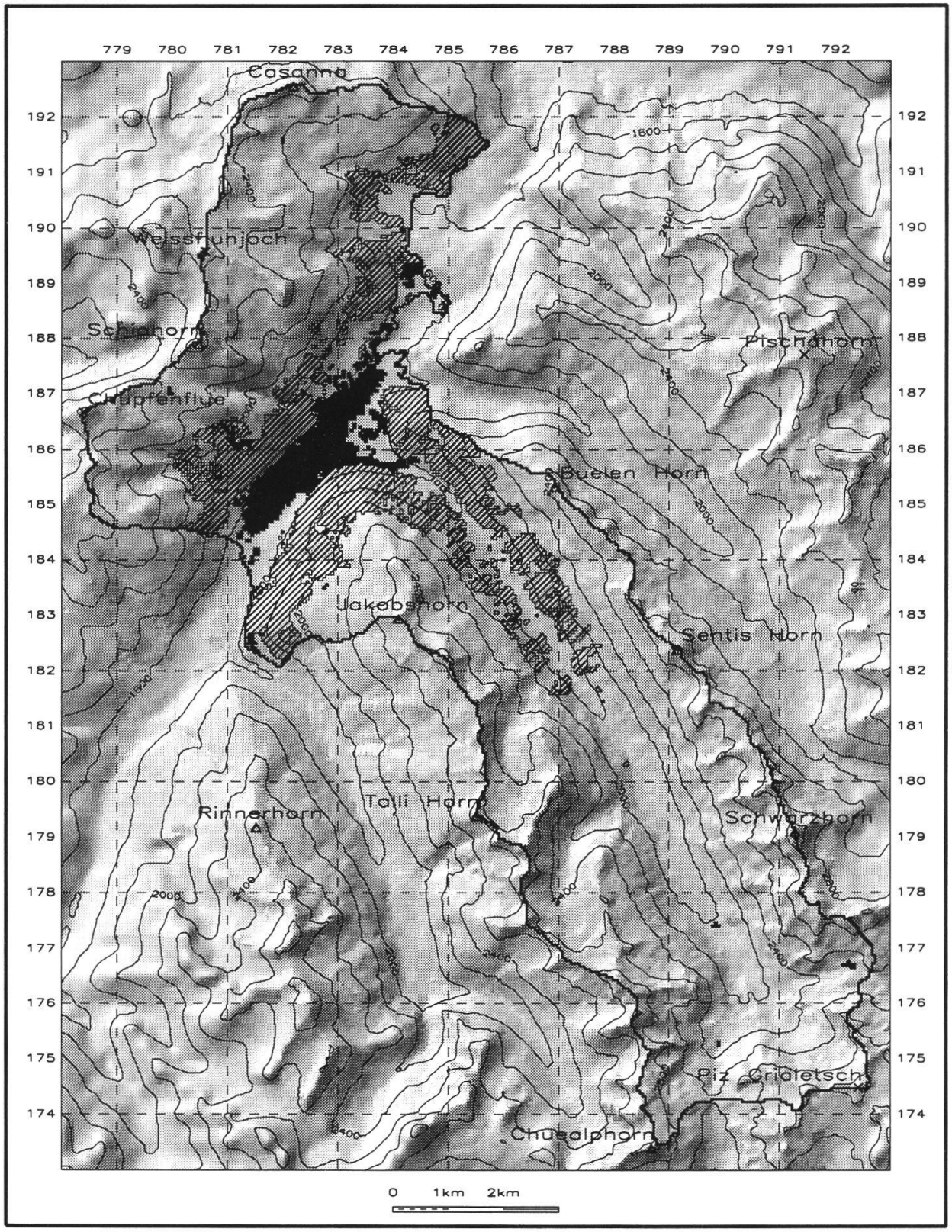
ZUMBÜHL G., 1983: Pflanzensoziologische Untersuchungen von gemähten Magerrasen bei Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *81.* 101 S.

ZUMBÜHL G., 1986: Vegetationskartierung des MaB6-Testgebietes Davos. In: LANDOLT E., KRÜSI B.O. und ZUMBÜHL G. (Hrsg.), Vegetationskartierung und Untersuchungen zum landwirtschaftlichen Ertrag im MaB6-Gebiet Davos. Veröff. Geobot. Inst. ETH, Stiftung Rübel, Zürich *88,* 13-113.

Adresse des Autors: Dr. Hagen S. FISCHER
Dipl.-Biol. Univ.
Institut für angewandte ökologische Studien (ifanos)
Hessestraße 4
D-90443 Nürnberg

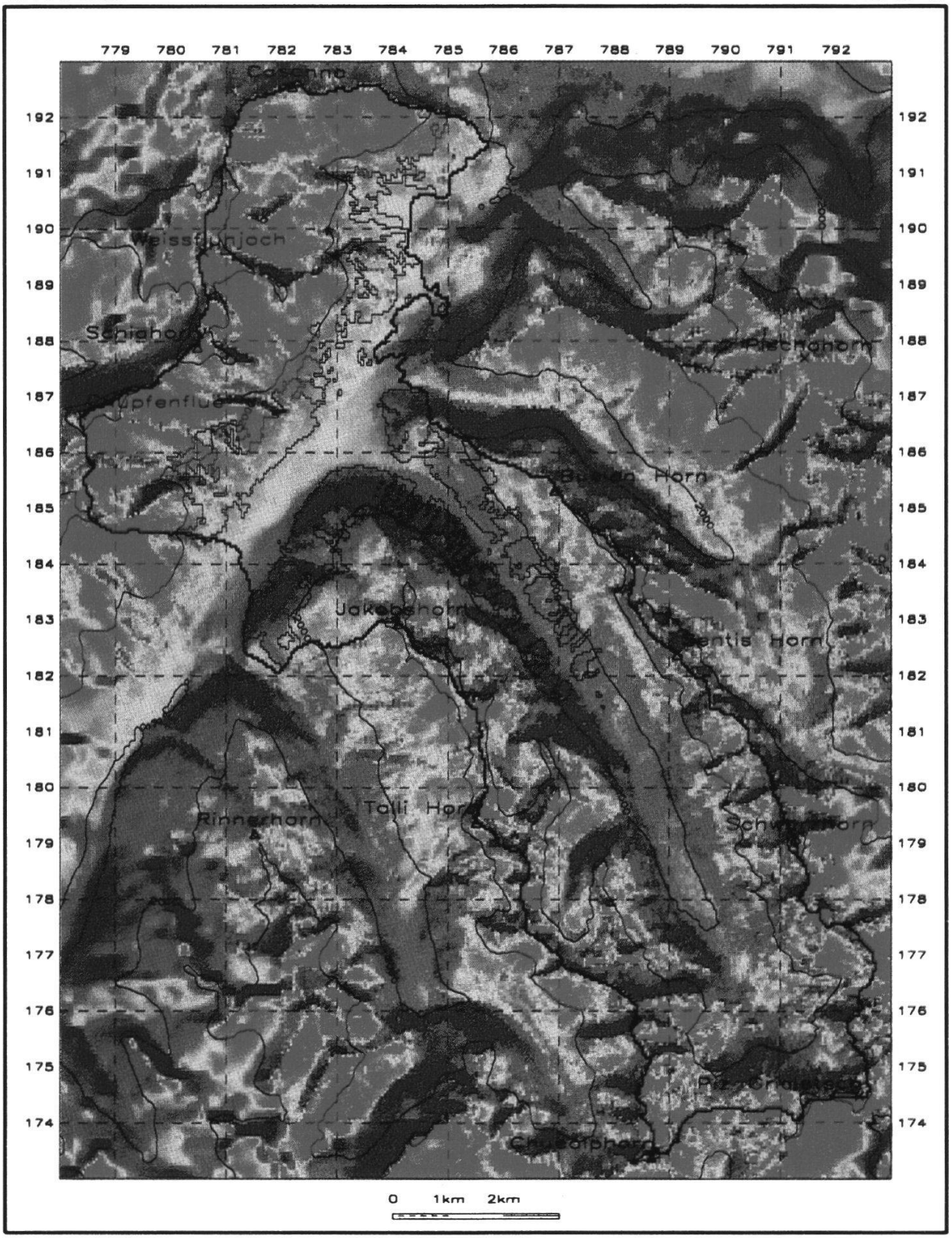
Davos

1:100'000 Karte 1



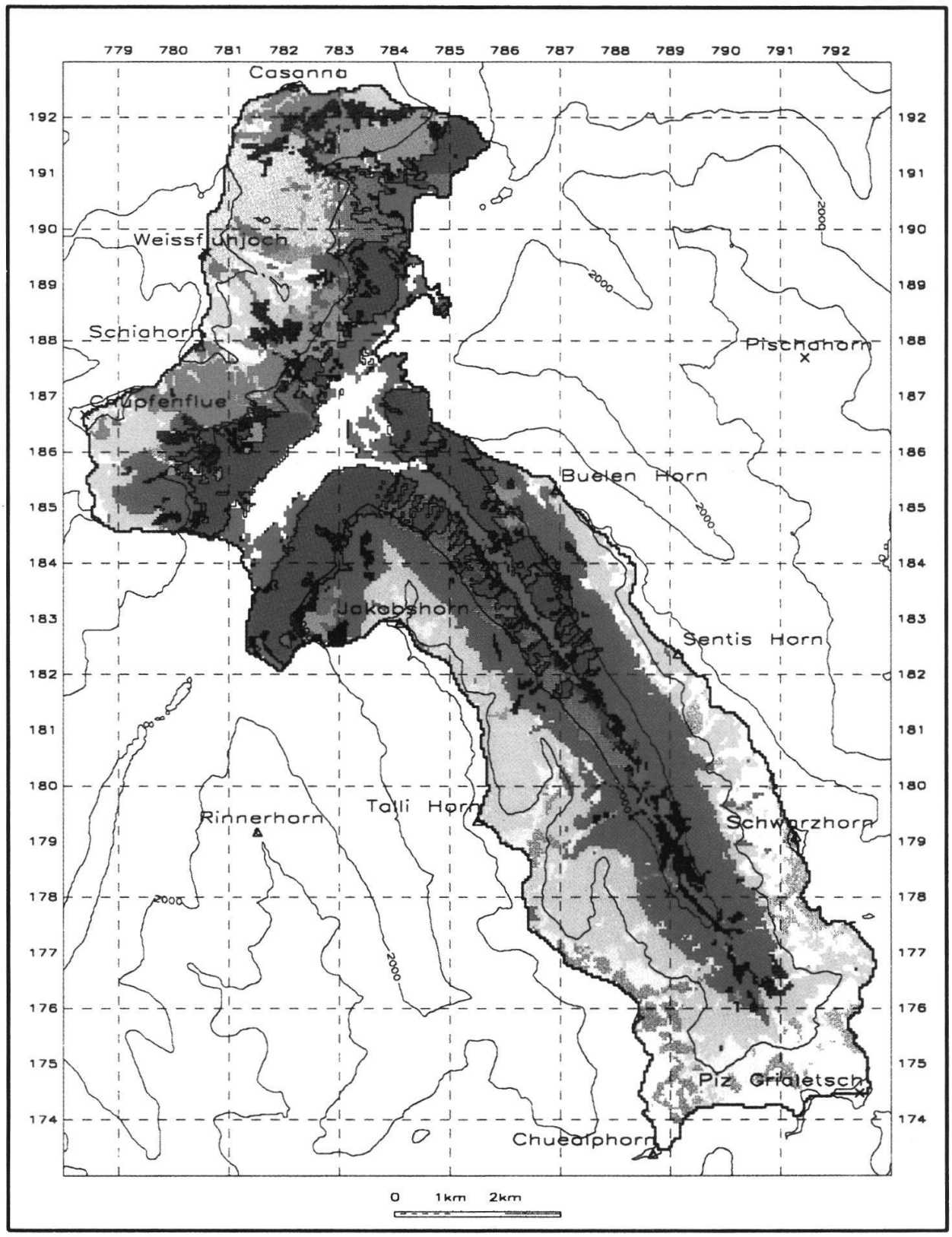
Davos

1:100'000 Karte 2



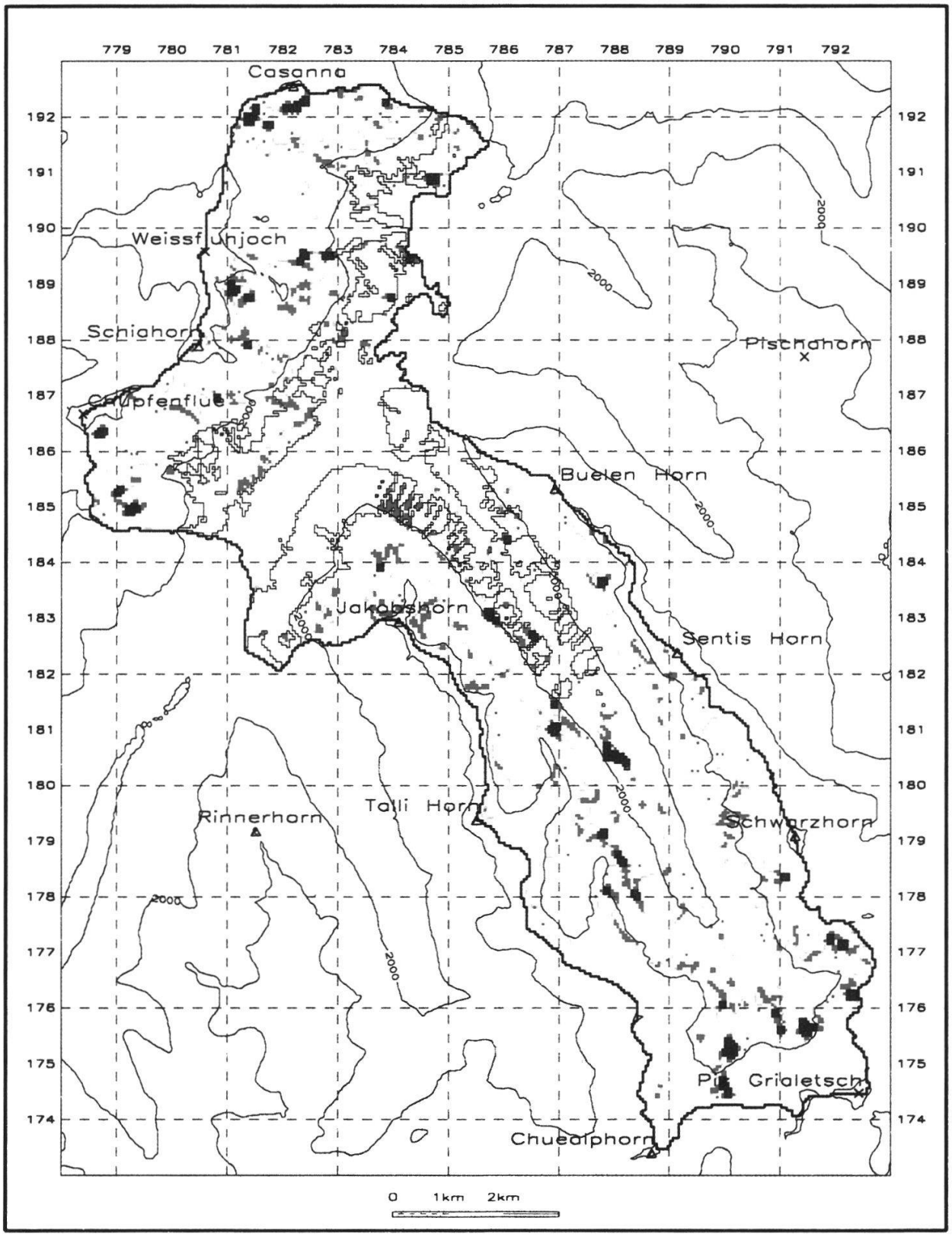
Davos

1:100'000 Karte 3



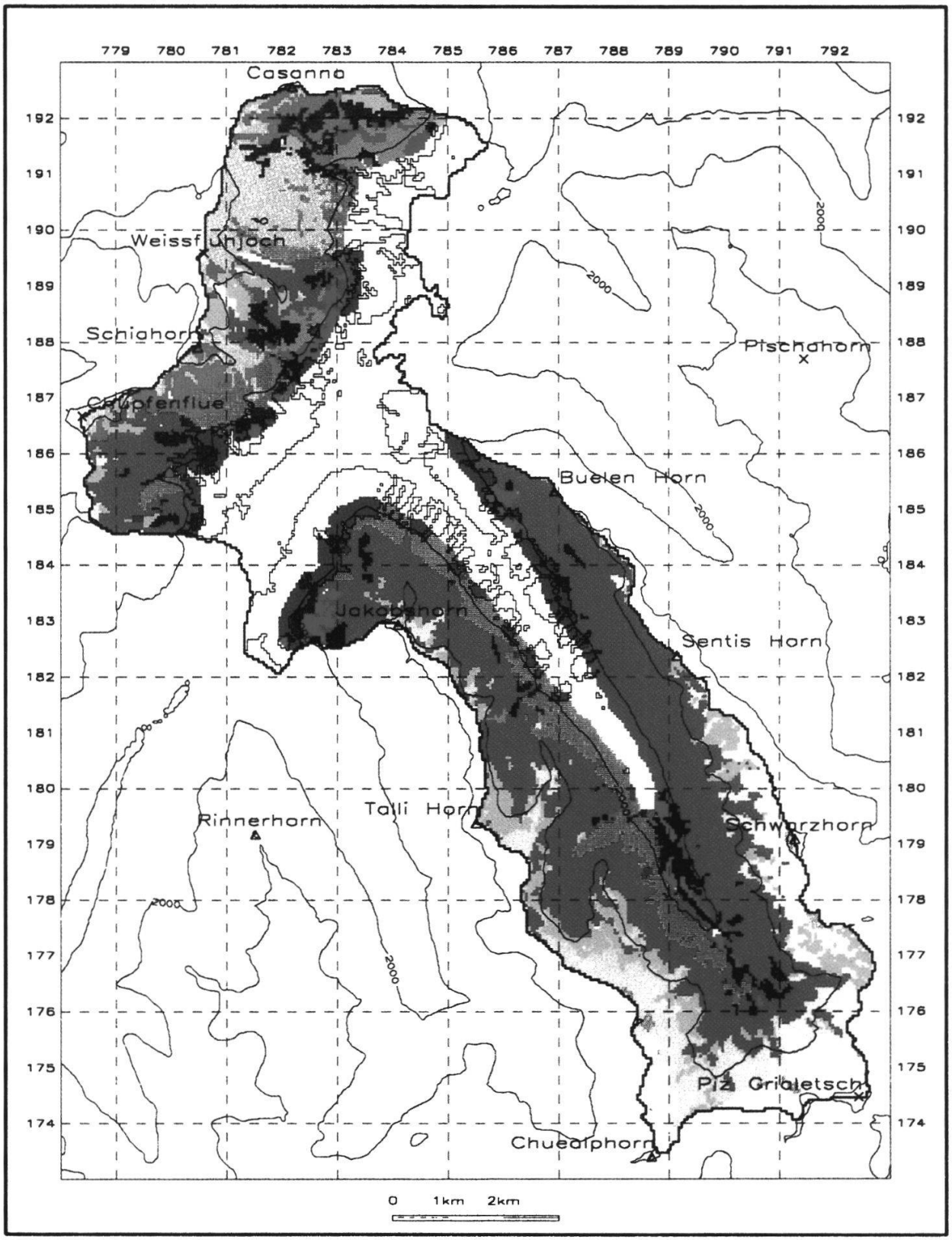
Davos

1:100'000 Karte 4



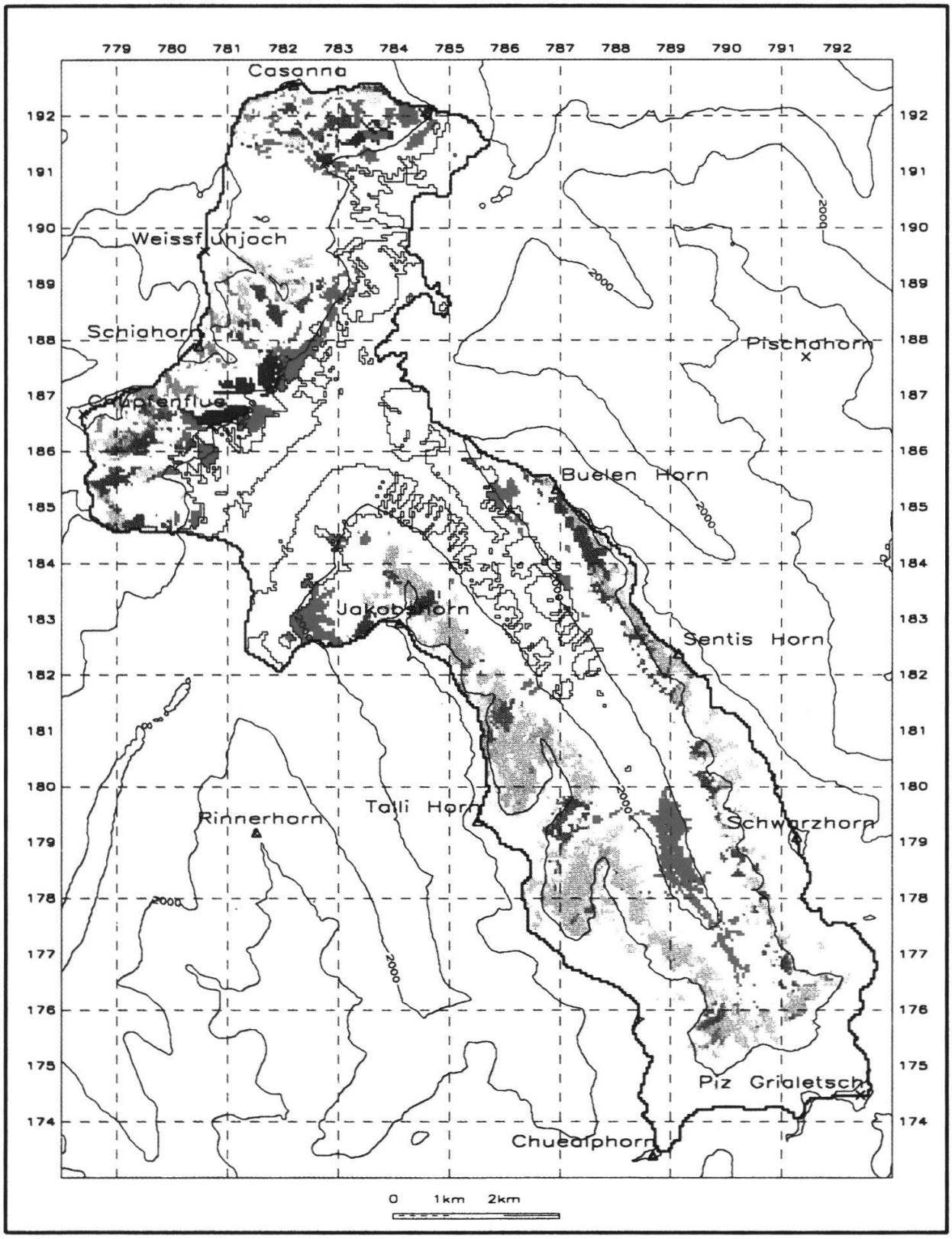
Davos

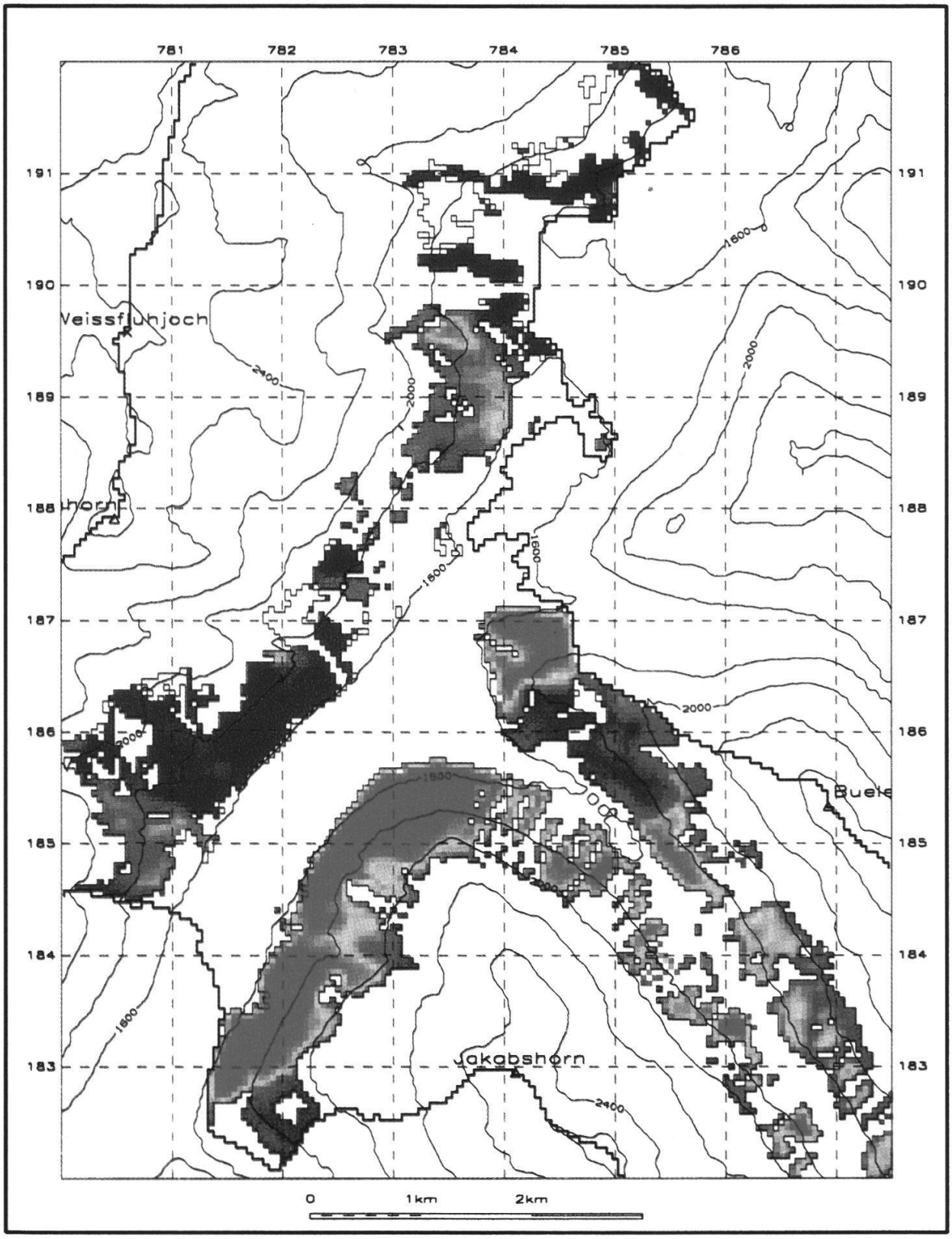
1:100'000 Karte 5



Davos

1:100'000 Karte 6



Davos

1:50'000 Karte 7