

Primärsukzession von Phytozönosen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft

Von der Fakultät für
Umweltwissenschaften und Verfahrenstechnik
der Brandenburgischen Technischen Universität Cottbus zur
Erlangung des akademischen Grades eines

Doktor der Naturwissenschaften

genehmigte Dissertation

vorgelegt von
Diplom-Biologin
Birgit Felinks
aus Altenhündem

- 1. Gutachter: Prof. Dr. G. Wiegleb
- 2. Gutachterin: Prof. Dr. I. Hensen

Tag der mündlichen Prüfung: 24. Mai 2000

Inhaltsverzeichnis

A	Konzeption und theoretische Grundlagen	5
1	Konzeption.....	5
1.1	Zielstellung	5
1.2	Studium der Primärsukzession in der Bergbaufolgelandschaft	5
1.3	Definition der räumlichen Maßstabebenen	7
1.4	Definition der zeitlichen Maßstabebenen.....	8
2	Theoretische Grundlagen.....	9
2.1	Artengemeinschaft.....	9
2.2	Sukzession	10
2.2.1	Individualistisches und organismisches Konzept	10
2.2.2	Facilitation, Inhibition und Tolerance	13
2.2.3	Primär- und Sekundärsukzession.....	14
2.2.4	Plant Functional Types	16
2.3	Konzepte zur Berücksichtigung von Dynamik in der Vegetationskunde.....	17
B	Untersuchungsgebiet und Methodik	20
1	Das Untersuchungsgebiet	20
1.1	Naturraumausstattung	20
1.2	Einfluss der menschlichen Tätigkeit, insbesondere des Braunkohlentagebaus, auf die Naturraumausstattung	26
1.3	Untersuchungsräume	30
1.4	Probestellen.....	31
1.4.1	Landschaftstransekt 1, ehemaliger Tagebau Schlabendorf-Nord	32
1.4.2	Landschaftstransekt 2, ehemaliger Tagebau Schlabendorf-Süd	32
1.4.3	Landschaftstransekt 3, ehemalige Tagebaue Koyne-Grünewalde	32
1.4.4	Landschaftstransekt 4, ehemaliger Tagebau Plessa	34
2	Methodik.....	34
2.1	Auswahl der Probestellen und Probenahmedesign.....	34
2.2	Bodenkundliche Untersuchungsmethoden	36
2.3	Datenauswertung	36
C	Ergebnisse	39
1	Floristische Charakterisierung der Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet	39
1.1	Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet	39
1.1.1	Vegetationsarme bzw. -freie Sandflächen und Rohkippen.....	39
1.1.2	Von <i>Corynephorus canescens</i> dominierte Kurzgrasrasen	39
1.1.3	Artenreiche Sandtrockenrasen	40
1.1.4	Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen	40
1.1.5	"Ältere" Sandtrockenrasen.....	41
1.1.6	Krautreiche Pionierbestände	41
1.1.7	Hochwüchsige Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte.....	42
1.1.8	Ansaaten auf meliorierten Flächen	42
1.1.9	<i>Calamagrostis epigejos</i> -Hochgrasbestände.....	46

1.2	Charakterisierung der Vegetationstypen unter Berücksichtigung der mittleren Artmächtigkeit	46
1.3	Zusammenfassende Charakterisierung der Vegetationstypen	51
1.4	Analyse der Vegetationstypen unter Verwendung autökologischer Eigenschaften	52
1.4.1	Ausbreitungstypen	53
1.4.2	Bestäubungstypen	53
1.4.3	Lebensformtypen	55
1.4.4	Strategietypen	55
1.5	Explorative Datenanalyse mittels multivariater Methoden	56
1.5.1	DCA-Ordination	56
1.5.2	DCA-Ordination auf Basis der mittleren Artmächtigkeit	60
1.5.3	Clusteranalyse	62
2	Wechselbeziehungen der Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet mit gemessenen und nominalen Umweltparametern	63
2.1	Wechselbeziehungen zwischen Vegetationstypen und einzelnen Umweltparametern	63
2.2	Multivariate Analysen	65
2.3	Wechselbeziehungen zwischen Arten und berücksichtigten Umweltparametern	68
2.4	Wechselbeziehungen einzelner Vegetationstypen mit Umweltparametern	72
2.5	Analyse von Artenzahl und Deckungsgrad	72
3	Analyse der kleinräumigen Heterogenität an einer Probestelle	76
3.1	Floristische Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen an einer Probestelle	76
3.2	Transektauswertung	78
3.2.1	Transekt 111B – Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen	78
3.2.2	Transekt 136 – Artenreicher Sandtrockenrasen	81
3.2.3	Transekt 412A – "Älterer" Sandtrockenrasen	85
3.2.4	Zusammenfassende Darstellung der Transektanalyse	88
3.3	Analyse auf Autokorrelation	88
3.3.1	Test auf räumliche Autokorrelation im Transektverlauf	91
3.3.2	Test auf räumliche Autokorrelation in einem Gitternetz	95
4	Analyse der räumlichen Heterogenität auf einer Probefläche	98
4.1	Beschreibung einzelner Rasterflächen	98
4.2	Auswertung der Rasterflächen mittels 'point pattern analysis'	107
5	Analyse der zeitlichen Vegetationsdynamik	117
5.1	Zeitliche Vegetationsdynamik auf einzelnen Probestellen	117
5.2	Florula Diversity	121
5.3	Analyse zeitlicher Vegetationsdynamik unter Einbeziehung von Umweltparametern	123
5.4	Auswertung 26-jähriger Dauerflächen von der Außenhalde Buckow	125
D	Diskussion	137
1	Diskussion der Vegetationseinheiten unter vegetationskundlichen und standörtlichen Aspekten	137
1.1	Vegetationskundliche Einordnung der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet	137
1.2	Einordnung der Vegetationstypen im Hinblick auf standörtliche Parameter	139
2	Sukzessionsmechanismen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft	141

2.1	Besonderheiten des Sukzessionsverlaufs in der Bergbaufolgelandschaft	142
2.2	Mechanismen in den frühen Sukzessionsstadien.....	146
3	Diskussion räumlicher Muster	147
3.1	Räumliche Muster auf der Ebene der Probestellen.....	148
3.2	Räumliche Muster auf der Ebene der Probeflächen	148
3.2.1	Methodische Ansätze zur Aufdeckung räumlicher Muster	149
3.2.2	Kleinräumige Vegetationsmuster im Untersuchungsgebiet	151
4	Diskussion zeitlicher Prozesse – Ableitung eines Sukzessionsschemas	155
4.1	Sukzessionsschema für terrestrische Offenlandbereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft	156
4.2	Vergleich mit Sukzessionsbeschreibungen aus anderen Gebieten	159
4.3	Einfluss kontinuierlicher und diskreter Phänomene auf den Sukzessionsverlauf in der Bergbaufolgelandschaft	162
5	Naturschutzfachliche Aspekte	167
E	Zusammenfassung	173
	Danksagung	175
	Literaturverzeichnis	177
	Abkürzungsverzeichnis	194
	Abbildungsverzeichnis	195
	Tabellenverzeichnis	196
	Anhang	197

A Konzeption und theoretische Grundlagen

1 Konzeption

1.1 Zielstellung

Ziel der vorliegenden Arbeit ist die Beschreibung der aktuellen terrestrischen Phytozönosen in den naturnahen Offenlandbereichen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft, die Ableitung von Sukzessionsmechanismen und die Rekonstruktion des natürlichen primären Sukzessionsverlaufs in dem Untersuchungsgebiet. Der Arbeit liegt die Annahme zu Grunde, dass die Beobachtbarkeit von Sukzessionsmechanismen im Wesentlichen von der verwendeten räumlichen und zeitlichen Maßstabsebene abhängig ist. Dem Scannen verschiedener Skalenbereiche und einer anschließenden explorativen Datenanalyse mit dem Ziel der Hypothesenbildung wird deshalb ein hoher Stellenwert beigemessen. Diese zunächst vorwiegend deskriptiv ausgerichtete Arbeitsweise wurde gewählt, da zu Beginn der Untersuchungen keine hinreichenden Erkenntnisse über kausale Beziehungen zwischen Vegetationsbeständen, abiotischen Standortfaktoren, biotischen Konkurrenzsituationen und Störungsphänomenen für das Gebiet der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft vorlagen, welche die Ableitung einer begründeten Arbeitshypothese ermöglicht hätten. Darauf aufbauend können dann in einem nächsten Schritt generalisierende Aussagen zu Sukzessionsmechanismen und Prognosen für eine Vegetationsentwicklung in den terrestrischen Offenlandbereichen abgeleitet werden.

Die vegetationskundlichen Untersuchungen waren eingebettet in den Forschungsverbund "Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche" (BTUC 1998). Ziel dieses Verbundprojektes war es u.a., mit Hilfe der diskursiven Leitbildmethode wissenschaftlich begründete Grundlagen zur Herstellung und Erhaltung von sich selbst organisierenden Flächen mit naturnahen Biozönosen und Ökosystemen abzuleiten sowie Handlungsanweisungen für die in den Sanierungsplänen geforderte naturschutzfachliche Detailplanung bereitzustellen. Um Missverständnisse zu vermeiden, sei an dieser Stelle darauf hingewiesen, dass mit dem Begriff "naturnahe" Flächen die in den Sanierungsplänen ausgewiesenen Renaturierungs- und Sukzessionsflächen zu verstehen sind – im Gegensatz zu den Flächen, die z.B. für eine land- oder forstwirtschaftliche Folgenutzung vorgesehen sind.

1.2 Studium der Primärsukzession in der Bergbaufolgelandschaft

Die Bergbaufolgelandschaft (BFL) bietet wie kaum ein anderes Gebiet in Mitteleuropa die Möglichkeit, pflanzliche Wiederbesiedlung auf den infolge von massiven Eingriffen in die Landschaft entstandenen Offenlandflächen – wobei sozusagen das unterste nach oben gekehrt wurde - zu beobachten und zu analysieren. Diese großflächigen, vegetationsfreien Standorte sind, abgesehen von dem Tagebaugeschehen selbst, "geschichtslos". D.h. zu Beginn der Vegetationsentwicklung existiert keine reichhaltige und langlebige Diasporenbank, die auf die weitere Vegetationsentwicklung maßgeblichen Einfluss nehmen kann. Brachgefallene Ackerflächen oder auch Sturmwurfflächen können als Beispiel für das andere Extrem genannt werden, da in diesem Fall unmittelbar nach Entstehung der Offenfläche bereits Diasporen der ehemaligen Vegetation verfügbar sind. Die Faszination die von einer Analyse der Vegetati-

onsentwicklung auf vollständig neu entstandenen Flächen ausgeht, lässt sich aus der Vielfalt der Veröffentlichungen aus ganz unterschiedlichen Gebieten ablesen. Als Beispiele mögen hier die Beschreibungen der pflanzlichen Wiederbesiedlung nach einem Vulkanausbruch (Mount St. Helens: del Moral 1993, 1998; Krakatau: Whittaker et al. 1989, Whittaker & Bush 1993), infolge einer Absenkung des Wasserspiegels in einem See in Skandinavien (Rydin & Borgegard 1988, 1991), von Gletschervorfeldern (Lüdi 1958, Grims 1982, Vetass 1997, Frenot et al. 1998), von Küstendünen (van der Maarel 1997) und auf Abraumhalden (Bradshaw 1993) dienen. Darstellungen der Vegetationsverhältnisse ehemaliger Braunkohlentagebaugebiete liegen für das mitteldeutsche Revier von Hanf (1937, 1939), Beer (1955), Klemm (1966), Westhus (1981), Dorsch & Dorsch (1989), Durka et al. (1995, 1997), Schmiedeknecht (1996), Tischew (1998) und FBM (1997, 1999); für das rheinische Braunkohlenrevier von Bauer (1970), Wolf (1985, 1998) sowie für das tschechische Braunkohlenrevier von Prach (1987) und Pysek & Pysek (1988, 1989) vor. Aus dem nordamerikanischen Gebiet können als vergleichbare Untersuchungen z.B. die Arbeiten von Bramble & Ashley (1955) oder Holl & Cairns (1994) genannt werden. Bisherige vegetationskundliche Arbeiten aus dem Gebiet der Niederlausitzer BFL beschränken sich zumeist auf eine sehr allgemein gehaltene Charakterisierung von z.B. Pietsch (1983, 1990), Möckel (1992, 1993), Jentsch (1994) und Katzur (1997) oder die Darstellung räumlich eng umgrenzter Gebiete (Jentsch 1975, Pietsch 1988, 1998). Da die Veröffentlichungen aus der Niederlausitz entweder nur Bezug auf eine räumliche Skala nehmen (Berücksichtigung von nur einer Probeflächengröße), oder eine zeitliche Momentaufnahme darstellen, liefern sie zwar wertvolle Hinweise auf das floristische Potenzial der Region und ermöglichen eine vegetationskundliche Einschätzung der jeweiligen Untersuchungsflächen – sie sind jedoch nicht ohne weiteres für die Ableitung eines generellen Sukzessionsverlaufs im Untersuchungsgebiet (UG) geeignet. Dies liegt vor allem darin begründet, dass sich das verwendete Probenahmedesign in allen Fällen eng an eine pflanzensoziologische Vorgehensweise anlehnt und somit – bewusst oder unbewusst – die Bedeutung räumlicher Skalen vernachlässigt (Wiegleb 1992).

Zwar wird eine Erforschung der Vegetationsdynamik dadurch erleichtert, dass Pflanzen im terrestrischen Bereich relativ leicht erfasst werden können, daraus abgeleitete Aussagen, z.B. in Bezug auf eine homogene floristische Artenzusammensetzung, jedoch immer in Relation zu der verwendeten Maßstabebene zu sehen sind. So ist eine Fläche nur dann als homogen einzuschätzen, wenn alle Proben, die unter dem gewählten Maßstab entnommen werden, nach den vorgegebenen qualitativen und quantitativen Kriterien ähnlich sind (Jax et al. 1993). Dies hat zur Folge, dass Untersuchungen, die sich vorrangig an topographischen Grenzen orientieren, zumeist deutlich zum Ausdruck bringen, dass kein Vegetationsbestand zu gleicher Zeit an verschiedenen Orten bzw. zu verschiedenen Zeiten am gleichen Ort die gleiche Artenzusammensetzung aufweist (Gleason 1926, Watt 1947). Hingegen kommen pflanzensoziologische Arbeiten, die im Wesentlichen die Elemente der Einheiten selbst (z.B. Charakterarten) zur Typisierung heranziehen, zu ganz anderen Ergebnissen. Dies impliziert, dass es sowohl für die Auffindung räumlicher Muster aber auch für die Ableitung zeitlicher Prozesse von ausschlaggebender Bedeutung ist, zu welchem Zeitpunkt, in welchen räumlichen und zeitlichen Abständen sowie auf welcher Flächengröße Pflanzen erfasst werden.

1.3 Definition der räumlichen Maßstabsebenen

Seitdem ab Mitte der 50er Jahre multivariate Methoden verstärkt Eingang in die ökologische Forschung gefunden haben und es sich einfacher gestaltete, sowohl kontinuierliche Übergänge als auch ein aggregiertes Auftreten von Arten mittels Ordinationsmethoden aufzudecken (z.B. Greig-Smith 1952, 1961, Kershaw 1961, 1974), stieß das Thema der räumlichen Heterogenität auf immer stärkeres Interesse (vgl. z.B. McIntosh 1981). In der gegenwärtigen Diskussion dominiert die Vorstellung, dass Natur nicht homogen ist, sondern Heterogenität per se aufweist, die nicht ausschließlich das Ergebnis von 'noise'-produzierenden Prozessen ist (O'Neill et al. 1991, Legendre 1993, Wiens 1995). Räumliche Heterogenität wird daher in der Vegetationskunde nicht länger nur als statistisches Ärgernis eingestuft, sondern vielmehr als eigenständiger biologischer Faktor, der auf verschiedenen Skalen untersucht wird (vgl. z.B. Wiens 1989, Levin 1992, Horne & Schneider 1995). Von ausschlaggebender Bedeutung ist in diesem Zusammenhang die Wahl der Probeflächengröße (Jax et al. 1996). So kann die unter Annahme einer zufälligen Verteilung "richtige" Flächengröße, bei dem Auftreten aggregierter Muster schon wieder zu klein sein. Das in der Pflanzensoziologie weit verbreitete Konzept des Minimumareals zeigt hier keinen problemorientierten Lösungsansatz. Vielmehr ist die entstehende Kurve lediglich ein Resultat verschiedener Muster. Das "Minimumareal" gibt daher keinen Aufschluss darüber, ob die gewählte Flächengröße tatsächlich repräsentativ für die auf einer bestimmten Maßstabsebene wirkenden Mechanismen ist (Juhász-Nagy & Podani 1983). Da a priori keine Maßstabsebene definiert werden kann, die als optimal für das Aufspüren von Mustern gilt, sind Sukzessionsanalysen die ausschließlich auf einer Probeflächengröße beruhen mit gewisser Skepsis zu betrachten. Um geeignete Flächengrößen für eine Bearbeitung der zu Grunde liegenden Fragestellung herauszufiltern, ist deshalb zunächst ein Scannen des Datensatzes erforderlich (Jax et al. 1996). Ausgehend von diesen Ergebnissen können dann beobachtete Muster einer bestimmten Maßstabsebene zugeordnet werden (Bartha et al. 1995). Für eine Verwendung verschiedener Maßstabsebenen spricht auch die Tatsache, dass auf verschiedenen Maßstabsebenen Eigenschaften unterschiedlich zum Ausdruck kommen können (Weiher & Keddy 1995). So ermöglicht diese Vorgehensweise z.B. eine Unterscheidung zwischen Pflanzen, die auf Grund räumlicher Nähe miteinander agieren können und solchen, die infolge räumlicher Entfernung keine derartigen Interaktionen aufweisen (Zobel et al. 1996).

Die Wahrnehmung räumlicher Muster ist eng an die Kategorien 'grain' und 'extent' als Komponenten von Maßstabsangaben gekoppelt (Allen et al. 1984, Wiens 1989, Allen & Hoekstra 1990), wobei unter 'grain' im Rahmen dieser Arbeit die Größe der einzelnen Probefläche verstanden wird, 'extent' hingegen sich auf den Gesamtumfang der Probeflächen (unter Einbeziehung der Kriterien Anzahl, Abstand und Anordnung) an jeder Probestelle bezieht¹ (Wiegand 1992). Es ist davon auszugehen, dass mit zunehmendem 'grain' die einzelne Fläche in sich bereits eine höhere Heterogenität aufweist und somit die Varianz zwischen den einzelnen Probeflächen sinkt. Ebenso wird sich bei gleich bleibendem 'grain' aber größerem 'extent' die Heterogenität erhöhen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass seltene Arten bei Notierung des Deckungsgrades bei zunehmendem 'grain' unterrepräsentiert, bei Notierung von Präsenzangaben jedoch überrepräsentiert sind (Wiens et al. 1993).

¹ Mit Probestelle wird in diesem Zusammenhang ein mit GPS eingemessener Punkt bezeichnet, dem mehrere vegetationskundlich bearbeiteten Probeflächen zugeordnet sind.

Als einheitlicher Bezugspunkt für die weiteren Auswertungen wurde für alle Probeflächen im UG zunächst eine einheitliche Größe festgelegt. Die einzelnen Probeflächen wurden als Fokalebene festgelegt und in Beziehung zu einer höheren und einer niedrigeren Maßstabsebene gesetzt (Wiegleb 1996). Die Einbeziehung der höheren Ebene basiert dabei im Wesentlichen auf den Ergebnissen anderer Teilprojekte, die im Rahmen des LENAB-Verbundprojektes (BTUC 1998) ihren Untersuchungsschwerpunkt auf der landschaftlichen Ebene der Niederlausitzer BFL angesiedelt hatten, z.B. Biotoptypenkartierung und Fernerkundung, so dass die Umgebung der einzelnen Probeflächen nicht als undifferenzierte Matrix im Raum verblieb (Felinks et al. 1998). Ebenso musste die unterhalb der Fokalebene angeordnete Maßstabsebene nicht als 'black-box' behandelt werden. Vielmehr wurde hier ein detaillierter Ansatz gewählt, indem alle auf einer Fläche vorkommenden Individuen punktgenau erfasst und mittels statistischer Methoden ausgewertet wurden. Dadurch konnte ein Bereich zwischen 1 x 1 cm und 200 x 200 cm kontinuierlich bearbeitet werden.

Insgesamt soll das gewählte Probenahmedesign eine Erfassung und Analyse der Vegetation auf folgenden räumlichen Skalen ermöglichen:

1. Mikroebene: Erfassung und Auswertung punktgenauer Rasterdaten
2. Mesoebene: Vegetationsschätzung auf Probeflächen einheitlicher Größe
3. Makroebene: Vergleich einzelner Probestellen sowie der vier Landschaftstransekte und der zwei Hauptuntersuchungsräume

1.4 Definition der zeitlichen Maßstabsebenen

Neben der Berücksichtigung räumlicher Muster erfordert eine umfassende Analyse der Vegetationsdynamik die Einbeziehung zeitlicher Prozesse (Hurlbert 1990, Podani et al. 1993, Réjmanek & Leps 1996), wobei eine gemeinsame Bearbeitung dieser beiden Bereiche jedoch häufig in den Hintergrund tritt (vgl. aber Juhász-Nagy & Podani 1983, Czárán & Bartha 1989, Bartha 1992, Podani et al. 1993).

Zur Analyse der zeitlichen Vegetationsdynamik wurden in der vorliegenden Arbeit drei, ebenfalls auf verschiedenen Maßstabsebenen anzusiedelnde, Ansätze gewählt. Eine Vorgehensweise bestand darin, auf den einzelnen Probestellen Dauerflächen einzurichten, die im Verlauf von vier Vegetationsperioden jährlich vegetationskundlich erfasst wurden. Dieser Ansatz lag zu Beginn der Untersuchungen nahe, denn zum einen deuteten Literaturangaben darauf hin (Wolf 1985, Pietsch 1988), dass insbesondere auf jüngeren Probeflächen eine "rasche" Vegetationsentwicklung zu erwarten ist und zum anderen war auf diese Weise sichergestellt, dass alle Vegetationsaufnahmen von mir selbst durchgeführt werden konnten und somit immer dieselben Tendenzen bei Schätzung der Vegetationsbedeckung auftraten. Allerdings ist bei diesem Ansatz zu berücksichtigen, dass vierjährige Dauerflächenuntersuchungen einen zu kurzen Zeitraum umfassen, um Sukzessionstrends eindeutig von Fluktuationen abzugrenzen (Stampfli 1992), bzw. der nur über einen kurzen Zeitabschnitt beobachtete Wechsel in der Artenzusammensetzung eher die Autökologie einzelner Arten abbildet und daher nur eingeschränkt zur Ableitung zeitlicher Vegetationsdynamik herangezogen werden kann. Jedoch lassen sich auch selbst aus langjährigen Untersuchungen aus vermeintlich klaren Trends nicht mit letzter Sicherheit Hinweise auf eine zukünftige Vegetationsentwicklung auf den Probeflä-

chen ableiten, wie Beispiele von Bröring & Wiegleb (1998) und Brux (mündliche Mitteilung) deutlich aufzeigen und ihre Interpretation daher immer nur im Verbund mit anderen Methoden möglich ist. In einem zweiten Ansatz wurden deshalb die von Jentsch (1996) zur Verfügung gestellten 26-jährigen Dauerflächenuntersuchungen von der Außenhalde Buckow in die Auswertungen mit einbezogen.

Da sich sowohl die Arbeiten während des aktiven Bergbaus als auch die Sanierungstätigkeiten zeitlich sehr gut zurück verfolgen lassen, ist es möglich, das jeweilige Flächenalter in der BFL mit hoher Genauigkeit zu bestimmen, so dass sich als dritter Ansatz die Chronosequenzmethode anbietet. In diesem Fall wird aus einem räumlichen Nebeneinander auf ein zeitliches Nacheinander der Vegetationsverhältnisse geschlossen. Insgesamt konnte auf diese Weise ein Zeitraum von mehr als 70 Jahren "gleichzeitig" untersucht werden. Da die Substratverhältnisse in der BFL durch eine kleinräumige Heterogenität charakterisiert sind und verschiedene Sanierungstechniken die einzelnen Probestellen in unterschiedlichem Ausmaß beeinflusst haben, kann die hypothetische Vergleichbarkeit jedoch nur mit einigen Einschränkungen angenommen werden. Darüber hinaus ist die Vegetation in der Umgebung der Probestellen verschieden ausgebildet, so dass Diasporen in unterschiedlichem Ausmaß zur Verfügung stehen. Eine Wiederholbarkeit des Sukzessionsverlaufs kann daher selbst auf vergleichbaren Substraten nur mit starken Einschränkungen angenommen werden. Deshalb wurde die Chronosequenzmethode im Rahmen der vorliegenden Arbeit nur dazu benutzt, um Hypothesen zu vertiefen; zu ihrer Falsifizierung wurde sie nicht herangezogen (Austin 1981). Außerdem wurden die Ergebnisse der Chronosequenzmethode unter Berücksichtigung der Ergebnisse der Dauerflächenuntersuchungen auf ihre Praktikabilität und Plausibilität hin überprüft.

2 Theoretische Grundlagen

Da nicht erst bei der Interpretation der Ergebnisse, sondern bereits bei der Formulierung der Zielstellung und der Auswahl der verwendeten Methoden, sowohl unbewusst als auch beabsichtigt, Grundsätze und Erfahrungshorizonte der Bearbeiterin mit einfließen (Jessel 1996), sollen im Folgenden kurz die theoretischen Grundlagen dargelegt werden, auf die, insbesondere während der Diskussion, immer wieder Bezug genommen wird.

2.1 Artengemeinschaft

Wesentlich erscheint mir an dieser Stelle eine Definition des Begriffes "Artengemeinschaft", wie er in der vorliegenden Arbeit benutzt wird. In der englischsprachigen Literatur wird der Begriff 'community' häufig sehr allgemein verwandt und umfasst dann eine Ansammlung von Arten in einem wie auch immer definierten räumlichen und zeitlichen Ausschnitt, wobei Interaktionen zwischen Arten nur Bestandteil einiger Definitionen sind. Folgende Beispiele mögen dies verdeutlichen (vgl. auch Begon et al. 1996):

"Ecological communities are groups of species living closely enough together for the potential of interaction." (Abele et al. 1984)

"The most inclusive definition of a community is all the organisms in a prescribed area. This definition is usually restricted in at least four ways – spatial, trophic, taxonomic, and life forms." (Roughgarden & Diamond 1986)

"The term 'community' is used here as 'the sum total of all living organisms in a given area' without reference to interactions, and without taxonomic restrictions." (Wolda 1987)

Im deutschsprachigen Raum hingegen wird mit Biozönose häufig die "Gemeinschaft der in einem Biotop regelmäßig vorkommenden pflanzlichen und tierischen Lebewesen verschiedener Arten, die untereinander und mit ihrer abiotischen Umwelt in Wechselwirkung stehen" bezeichnet (ANL 1991). Diese Definition betont das ökologische Wirkungsgefüge der beteiligten Arten und impliziert, das in einer Biozönose herrschende Prinzip der Selbstregulation.

Da aus einer ähnlichen Artenzusammensetzung aber nicht zweifelsfrei auf die zu Grunde liegenden abiotischen und biotischen Bedingungen geschlossen werden kann, wird in dieser Arbeit, in Anlehnung an Wolda (1987), der Begriff Artengemeinschaft (aber auch Phytozönose bzw. Vegetationsbestand) als das gemeinsame Vorkommen von Pflanzen (Arten und Individuen) in einem topographisch definierten Raumausschnitt verwendet, ohne dass damit weitergehende Aussagen zu biotischen oder abiotischen Wechselwirkungen vorgenommen werden. Im englischsprachigen Raum wird an dieser Stelle auch häufig der neutralere Begriff 'species-assemblage' benutzt. Der Begriff "Pflanzengesellschaften" wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit in diesem Zusammenhang nicht benutzt, da er im deutschsprachigen Raum im Wesentlichen mit einer pflanzensoziologischen Klassifizierung in Verbindung gebracht wird.

2.2 Sukzession

Sukzession ist als einer der zentralen Begriffe in der Vegetationskunde einzuschätzen. Daher wird es verständlich, dass sich die in der Literatur verwendeten Definitionen von "Sukzession" sowohl in ihrer Detailliertheit als auch im Hinblick auf die Betonung von für den Sukzessionsverlauf relevante Mechanismen unterscheiden. Häufig wird Sukzession als eine Aufeinanderfolge verschiedener Phytozönosen bzw. dominanter Arten innerhalb einer Phytozönose am gleichen Ort definiert (u.a. van der Maarel & Werger 1980, Bornkamm 1985, Huston & Smith 1987, Bick 1989). Wesentlich detaillierter definieren Begon et al. (1996) Sukzession als eine nicht jahreszeitlich abhängige, gerichtete und kontinuierliche Abfolge von Besiedlungs- und Extinktionsmustern, die eine große Bandbreite zeitlicher Skalen umfasst und als Ergebnis verschiedener zu Grunde liegender Mechanismen gewertet werden kann. Die Autoren fassen unter dem Begriff "Muster" Vegetationsstruktur und Artenzusammensetzung zusammen. Allerdings ist eine gerichtete Vegetationsentwicklung nicht auf eine Vegetationsveränderung vom Pionier- zum Klimaxstadium beschränkt (z.B. Finegan 1984). Als weiteres Kriterium führen z.B. Bakker et al. (1996) an, dass verschiedene Sukzessionsverläufe auch durch unterschiedliche Zeitspannen charakterisiert sind. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll die Definition von Begon et al. (1996) zu Grunde gelegt werden.

Die Tatsache, dass zum einen eher eine Beschreibung des Sukzessionsverlaufs, zum anderen eher die für die zeitliche Vegetationsdynamik relevanten Mechanismen in den Vordergrund gerückt werden, ist im Wesentlichen auf die Entwicklung und Ausprägung der "Sukzessionsforschung" selbst, wie in den folgenden Kapiteln dargelegt wird, zurückzuführen.

2.2.1 Individualistisches und organismisches Konzept

Zeitlichen Veränderungen der Vegetation an einem Ort galt das Interesse schon seit alters her (z.B. Theophrast ca. 300 v. Chr.). Seinen wahren Aufschwung erhielt dieses Thema jedoch

erst ab ca. 1800, was u.a. in den Beobachtungen von Thoreau (1860), den Sukzessionsstudien von Cowles (1899) an der Dünenvegetation vom Lake Michigan oder auch dem fundamentalen Werk von Warming (1896) deutlich zum Ausdruck kommt. Im Verlauf des 20. Jahrhunderts wurde Sukzessionsforschung dann im Wesentlichen durch die Diskussion zwischen Vertretern des "organismischen Konzeptes" (stellvertretend Clements 1916, 1936) und des "individualistischen Konzeptes" (stellvertretend Gleason 1926) geprägt. Da ausführliche Beschreibungen und Analysen sowohl der "Entwicklung der Sukzessionsforschung" als auch der beiden o.g. Konzepte von z.B. Drury & Nisbet (1973), Mac Mahon (1980), McIntosh (1985) und Trepl (1994) vorliegen, sollen an dieser Stelle lediglich Aspekte des organismischen und des individualistischen Konzeptes herausgegriffen und dargestellt werden, die für die spätere Diskussion der Vegetationsdynamik in der BFL von Bedeutung sein werden.

Dem von Clements (1916, 1936) begründetem organismischen Konzept liegt die Annahme zu Grunde, dass Sukzession ein geordneter Prozess ist, der gerichtet und vorhersagbar entlang einer bestimmten Abfolge von Stadien in einem stabilen und sich im Gleichgewicht befindlichen Klimaxstadium mündet, in dem die dominierenden Arten alle anderen verdrängen. Dieser zeitliche Prozess lässt sich in die folgenden Stadien gliedern:

1. Entstehung offener Bodenflächen
2. Einwanderung von Arten (unter Berücksichtigung des auf der Fläche bereits vorhandenen Diasporenpotenzials)
3. Etablierung und Wachstum der Arten bis zur Reife
4. Wachstum und Ausbreitung der Arten verursachen Konkurrenz um Ressourcen
5. Reaktion: die allmähliche Veränderung in der Artenzusammensetzung führt zu einer Veränderung der anderen Umweltparameter
6. Die kontinuierliche Aufeinanderfolge der Stadien 4 und 5 führt schließlich zu einer Stabilisierung des Vegetationsbestandes in Abhängigkeit von den vor Ort herrschenden Klimabedingungen

Als generelle Merkmale sind für den fortschreitenden Sukzessionsverlauf eine Verlangsamung der Sukzessionsrate, eine Zunahme der Artdiversität und Komplexität, höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung und eine Dominanz "höherer" Lebensformen zu nennen.

Obwohl ein Monoklimax, d.h. ein völliger Ausgleich der zu Sukzessionsbeginn voneinander abweichenden Standortverhältnisse im Verlauf der Sukzession, eigentlich kaum beobachtet werden konnte und auch bereits sehr früh kritisiert wurde, versuchte Clements (1936) mit einer Vielzahl von Begriffen die vorgefundenen Ausnahmen zu berücksichtigen. Eine Vorgehensweise, die u.a. von Whittaker (1953) stark kritisiert wurde. Dieses Dilemma konnte auch durch Einführung des Polyklimax-Konzeptes (Tansley 1939), demzufolge sich auch in klimatisch einheitlichen Gebieten in Abhängigkeit von den Standortfaktoren mehrere Klimaxgesellschaften ausbilden, nur unzureichend gelöst werden. Whittaker (1953) schließlich geht davon aus, dass Pflanzenbestände interagieren und infolge der Entstehung von Mustern auf der landschaftlichen Ebene schließlich ein Mosaik verschiedener Klimax-Ausprägungen (Klimax-Schwarm) zu beobachten ist. Im Gegensatz zu Clements bezieht u.a. Whittaker (1953, 1974) zyklische Veränderungen durchaus mit ein, stellt eine Zunahme der Diversität im Sukzessionsverlauf in Frage und hält auch eine Degradation der Standortbedingungen für möglich.

Zusammenfassend ist zu sagen, dass alle o.g. Ansätze mehr oder weniger stark davon ausgehen, dass Sukzession einen wiederholbaren Ablauf darstellt, der durch innere Gesetzmäßig-

keiten bestimmt wird. Da zufällige Ereignisse kaum Berücksichtigung finden, wird die Historie der einzelnen Fläche weitestgehend ausgeklammert (Trepl 1994).

Im Gegensatz basiert das v.a. auf Gleason (1926) zurückgehende individualistische Konzept darauf, dass Pflanzengemeinschaften zwar in einer ähnlichen Zusammensetzung beobachtet werden können, die jedoch nicht reproduzierbar ist. Ebenso hält Gleason (1926) Interaktionen zwischen Pflanzen, wie z.B. Beschattungseffekte, für durchaus möglich, ohne dass sich daraus jedoch Rückschlüsse auf die Ausprägung einer Pflanzengemeinschaft als voneinander abhängige Arten ableiten lassen. Trepl (1994) drückt dies folgendermaßen aus: "Hängt das gemeinsame Auftreten allein von ähnlichen Ansprüchen an äußere Faktoren ab, dann kann eine Art mit beliebigen anderen von ähnlichen Ansprüchen zusammen – oder auch allein – vorkommen." In Bezug auf die zeitliche Vegetationsdynamik lässt sich daraus der Schluss ziehen, dass, unter Berücksichtigung von z.B. des Wanderungsvermögens einzelner Arten, den vor Ort herrschenden Umweltbedingungen sowie der Historie der Fläche, "der Vegetationswandel [...] einen nicht deterministischen und historischen Charakter" hat (Trepl 1994). Sukzession kann daher als ein Prozess charakterisiert werden, der in einem bestimmten Raumausschnitt im Wesentlichen auf die Eigenschaften der Arten selbst (z.B. Physiologie, Lebensstrategie, Wuchsform oder 'life-history') zurückzuführen ist (Pickett et al. 1987). Eine ähnliche Einschätzung des Sukzessionsverlaufs ist aus den Arbeiten von Noble & Slatyer (1980), Peet & Christensen (1980), White & Pickett (1985b), Huston & Smith (1987), Peet (1992) und Myster & Pickett (1994) zu entnehmen.

Von Egler (1954) wird v.a. Kritik an der dem organismischen Konzept zu Grunde liegenden 'relay floristics' geübt, demzufolge sich ganze Gruppen von Pflanzen deterministisch in zeitlich aufeinander folgenden Phasen ablösen, indem die Arten der frühen Sukzessionsstadien sozusagen den Boden für Arten der späten Sukzessionsstadien bereiten. Als Alternative schlägt Egler (1954) das Konzept der 'initial floristic composition' vor. Der Kern seiner Ausführungen besteht darin, dass zu Sukzessionsbeginn auf einer Fläche nahezu alle Arten, wenn z.T. auch nur als Diasporen, vorhanden sind. Infolge ihrer individuellen Eigenschaften gelangen die verschiedenen Arten jedoch erst dann zur Dominanz, wenn der Konkurrenzdruck entsprechend gering ist. Wilson et al. (1992) weisen allerdings darauf hin, dass auch dieser Ansatz noch starke Anklänge an das organismische Konzept zeigt, da er ebenfalls von einer in aufeinander folgenden Schüben verlaufenden Vegetationsentwicklung ausgeht. Wilson et al. (1992) schlagen deshalb vor, zwischen einer 'complete initial floristics' und einer 'preemptive initial floristics' zu unterscheiden. Im ersten Fall ist davon auszugehen, dass alle Arten von Beginn des Sukzessionsverlaufs vorhanden sind, einige jedoch früher und andere später dominieren und somit ausgehend von einem Pionierstadium, über verschiedene Folgestadien, bis hin zur Klimaxvegetation verschiedene Arten zur Dominanz gelangen können. In Abhängigkeit von der jeweiligen Flächengröße und -form ist es daher möglich, den Sukzessionsverlauf, zumindest in einem gewissen Ausmaß, vorherzusagen. Im zweiten Fall hingegen üben die zu Beginn auf einer Fläche vorhandenen Arten einen wesentlichen Einfluss auf den weiteren Sukzessionsverlauf aus ('first comer' - Effekt, bzw. 'priority' - Effekt (Paine 1980)). Weitere Arten wandern erst in späteren Sukzessionsstadien ein und etablieren sich in verbliebenen oder bereits neu entstandenen Lücken. Die Initialarten können sich über einen langen Zeitraum halten.

Ansätze sowohl des organismischen als auch des individualistischen Konzeptes vereint Mac Mahon (1980) in einem schematischen Sukzessionsverlauf, indem er zwar die sechs von Cle-

ments (1916) aufgeführten Stadien (s.o.) sehr wohl einbezieht, aber auf jeder Ebene die Eigenschaften der einzelnen Arten in den Vordergrund rückt (vgl. auch Pickett et al. 1987). Entsprechend Mac Mahon (1980) sind sowohl die zu Beginn auf einer Fläche vorhandenen Arten aber auch die Entfernung zu potenziellen Wiederausbreitungszentren für den weiteren Sukzessionsverlauf von ausschlaggebender Bedeutung. So haben diese beiden Faktoren starken Einfluss darauf, dass Unterschiede zwischen "frühen" und "späten" Sukzessionsstadien verwischt werden. Ein weiterer, sehr wesentlicher Unterschied zu dem organismischen Konzept liegt darin, dass Sukzession auch "rückwärts" verlaufen kann. D.h. eine Abfolge der Sukzession ist nicht nur von Stadium 1 über 2 nach 3 möglich, sondern kann auch durchaus von Stadium 3 nach 1 erfolgen, wobei das erste Stadium in beiden Fällen nicht notwendigerweise identisch sein muss. Ausschlaggebend hierfür sind v.a. Störungsphänomene, die auf die Vegetationsdynamik einwirken und sowohl die Richtung als auch den weiteren Sukzessionsverlauf nachhaltig beeinflussen können (vgl. Kap. A.2.3).

2.2.2 Facilitation, Inhibition und Tolerance

Da die von Connell & Slatyer (1977) eingeführten drei Sukzessionsmodelle Facilitation, Inhibition und Tolerance in der Analyse und Diskussion der zeitlichen Vegetationsdynamik häufig – so auch in der vorliegenden Arbeit – eine zentrale Position einnehmen, sollen sie in einer zusammenfassenden Übersichtstabelle kurz vorgestellt werden (Tab. 1).

Von Pickett et al. (1987) werden diese Modelle v.a. dahingehend kritisiert, dass aus dem Text von Connell & Slatyer (1977) nicht eindeutig zu entnehmen ist, ob eine Kombination der drei verschiedenen Sukzessionsmodelle möglich ist, oder ob jeweils nur ein Modell für einen gesamten Sukzessionsablauf Gültigkeit besitzt. Da Pickett et al. (1987) davon ausgehen, dass im zeitlichen Verlauf der Vegetationsentwicklung Phänomene auftreten, die sich nicht unter Verwendung nur eines Modells erklären lassen, plädieren sie dafür, die drei Sukzessionsmodelle als Mechanismen einzustufen, die zu verschiedenen Zeitpunkten während eines Sukzessionsverlaufs bzw. bei der Analyse einzelner Arten Bedeutung erlangen können. Würde nur ein Modell jeweils für einen Sukzessionsverlauf Gültigkeit besitzen, käme Facilitation im Wesentlichen dem organismischen Konzept von Clements (1916, 1936) oder auch der 'initial floristic composition' von Egler (1954) gleich und würde ebenso einen mehr oder weniger linearen Sukzessionsverlauf nach sich ziehen wie das Tolerance-Modell. Allerdings wären im zuletzt genannten Fall die Initialstadien nur von untergeordneter Bedeutung. Ein Vorherrschen von Inhibition würde jedoch bedeuten, dass der Sukzessionsverlauf direkt von Störungseinwirkungen abhängig ist. An diesem Punkt setzt auch eine weitere Kritik von Pickett et al. (1987) dahingehend ein, dass in dem Modell von Connell & Slatyer (1977) weder die Verfügbarkeit von Diasporen noch der Einfluss von Störungen hinreichend Berücksichtigung findet, so dass die vorgestellten Sukzessionsmodelle eigentlich immer nur auf einen Ausschnitt während des Sukzessionsverlaufs beschränkt wären.

In diesem Zusammenhang muss darauf hingewiesen werden, dass Pickett et al. (1987) zwischen für den Sukzessionsprozess relevanten Ursachen ('causes') und Mechanismen ('mechanisms') unterscheiden, wobei sie als Ursache einen Auslöser, Umstand oder eine Aktivität, als Mechanismen hingegen Interaktionen zwischen Pflanzen bezeichnen. Diese Unterscheidung soll in der vorliegenden Arbeit nicht aufrechterhalten werden, sondern es werden stattdessen in Anlehnung an Begon et al. (1996) die für eine Vegetationsentwicklung ausschlaggebenden Faktoren unter dem Begriff "Mechanismen" zusammengefasst. Zur Beschreibung zeitlich

aufeinander folgender Sukzessionsstadien verwenden Pickett et al. (1987) den Begriff 'pathways', der im Rahmen dieser Arbeit als "Sukzessionsverlauf" aufgegriffen wird.

Tab. 1: Sukzessionsmechanismen (nach Connell & Slatyer 1977, Pickett et al. 1987)

Phase	Facilitation	Tolerance	Inhibition
1. Störung	Entstehen von Flächen, die für eine neue Besiedlung zur Verfügung stehen		
2. Etablierung von Initialarten	Von den eintreffenden Arten können sich lediglich Pionierarten etablieren	Alle eintreffenden Arten verfügen über die gleiche Chance sich zu etablieren	
3. Rekrutierung von Arten der späteren Stadien	Die Initialarten begünstigen die Etablierung von Arten der späteren Stadien, verschlechtern jedoch die Bedingungen für ihre eigene Reproduktion	Die Initialarten haben keinen nennenswerten Einfluss auf die Etablierung von Arten der späteren Stadien, die Reproduktionsrate der Initialarten geht jedoch allmählich zurück	Die Initialarten behindern die Ansiedlung von Arten der späteren Stadien und verschlechtern außerdem die Bedingungen für ihre eigene Reproduktion
4. Ausbildung von Folge- und Übergangsstadien	Die bereits vorhandenen Arten schaffen günstigere Bedingungen für Arten der sich anschließenden Stadien	Bereits vorhandene und neu hinzu kommende Arten können sich erfolgreich reproduzieren und etablieren. Die Reproduktionsrate von Arten früherer Stadien geht jedoch allmählich zurück	Arten, die sich in den Initialstadien erfolgreich reproduzieren konnten, verhindern weiterhin die Etablierung von neu eintreffenden Arten
5. Fortdauer – "Stabilisierung"	Die bereits vorhandenen Arten schaffen günstigere Bedingungen für Arten der sich anschließenden Stadien – solange keine Veränderung der Standortbedingungen eintritt	Bereits vorhandene und neu hinzu kommende Arten können sich erfolgreich reproduzieren und etablieren – solange Arten vorhanden sind, die zu einer Besiedlung in der Lage sind. Die Reproduktionsrate von Arten früherer Stadien geht jedoch allmählich zurück	Treten keine Störungen auf, verhindern auch weiterhin die Arten, die sich in den Initialstadien erfolgreich reproduzieren konnten, die Ansiedlung von neu eintreffenden Arten
6. Einfluss von Störungen	Auf den durch Störungen beeinflussten Patches beginnt der Sukzessionsverlauf erneut bei Phase 1 – stochastische Effekte tragen dazu bei, dass der Anteil der unterschiedlichen Sukzessionsmechanismen in den jeweiligen Patches von dem vorherigen Sukzessionsverlauf verschieden ist und sich nicht notwendigerweise die gleichen Übergangs- und Endstadien erneut herausbilden		

2.2.3 Primär- und Sekundärsukzession

Das Begriffspaar Primär- und Sekundärsukzession nimmt im Wesentlichen Bezug auf die Historie der jeweils betrachteten Fläche. Entsprechend van der Maarel (1988a), Miles & Walton (1993) sowie Dierschke (1994) sind folgende Kriterien ausschlaggebend, um von Primärsukzession sprechen zu können:

- Spuren der ehemaligen Vegetation sind nicht mehr vorhanden
- Diasporen fehlen vollständig
- Potenzielle Besiedler dieser Flächen müssen weite Entfernungen zurücklegen
- Instabile Substratverhältnisse überwiegen
- Nährstoffarme Substrate dominieren
- Organische Substanz fehlt vollständig

Zur Unterscheidung der so genannten Primärbesiedler von Arten der späteren Sukzessionsstadien existieren zahlreiche Attribute, die, entsprechend Huston & Smith (1987), auf dem Gebiet der Pflanzenökologie wohl mit zu den am weitesten akzeptierten Verallgemeinerungen zählen. Ausgehend von der Annahme, dass Primärbesiedler in der Lage sein sollten, die zur Verfügung stehende Fläche rasch zu besiedeln und die extremen Bedingungen während der Initialphase zu ertragen, wären demnach folgende Eigenschaften von Vorteil (Chapin 1993):

- Kurzlebig - häufig einjährig
- Schnellwüchsig - wobei die Wachstumsleistung infolge der zunächst geringen Nährstoffversorgung hinter der späterer Sukzessionsstadien zurückbleibt
- Fernverbreitung - v.a. Anemochorie, seltener auch Zoochorie
- Fehlende Samendormanz
- Auto- oder Anemogamie - seltener auch Bestäubung durch kleine Insekten
- Hohe Anzahl kleiner Diasporen oder vegetative Reproduktion
- Geringes Wurzel-Sprossverhältnis
- Fähigkeit zur raschen Regeneration nach Nährstoffstress

Chapin (1993) führt außerdem aus, dass v.a. physikalische Standortbedingungen, wie z.B. Lichtverhältnisse, Bodenfeuchte oder Temperaturschwankungen, gewissermaßen einen Filter darstellen, der über die Erfüllung der artspezifischen Keimungsbedingungen entscheidet. Andere Umweltparameter oder physikalische Barrieren scheinen zu diesem Zeitpunkt hingegen nur eine untergeordnete Rolle zu spielen.

Die Auflistung dieser Eigenschaften bleibt allerdings nicht ohne Widersprüche. So ist z.B. zu beobachten, dass stickstofffixierende Arten in der Lage sind, offene Bodenstellen sehr rasch zu besiedeln, obwohl Leguminosen häufig große und schwere Samen aufweisen (Chapin 1993). Ebenso zweifelt Bradshaw (1993) an, ob fehlende Samendormanz in extremen Habitaten tatsächlich von Vorteil ist, da Arten mit Dormanz gewissermaßen auf eine Verbesserung der Keimungsbedingungen "warten" können. Gray (1993) weist außerdem darauf hin, dass auch durchaus mehrjährige Arten am Vegetationsaufbau in den Initialstadien beteiligt sein können. Möglicherweise liegen diese Widersprüche darin begründet, dass, wie bereits oben angedeutet, viele Eigenschaften der Primärbesiedler aus Beobachtungen von Sekundärsukzession abgeleitet wurden und daher nicht ohne weiteres auf die während der Primärsukzession herrschenden Bedingungen übertragbar sind. Ebenso ist es möglich, dass 'trade-offs' existieren, die eine verallgemeinernde Darstellung "typischer" Eigenschaften von Primärbesiedlern verhindern.

Als Sekundärsukzession hingegen bezeichnet z.B. van der Maarel (1988a) die Regeneration eines Vegetationsbestandes in einer halbnatürlichen Landschaft oder Kulturlandschaft im Anschluss an unterschiedliche Störungen, wobei die Besiedlung zunächst im Wesentlichen durch Arten mit persistenter Diasporenbank auf bereits entwickelten Böden stattfindet (Bonn & Poschold 1998).

2.2.4 Plant Functional Types

Ein weiterer Ansatz einzelne Sukzessionsmechanismen zu untersuchen, bzw. aus den beobachteten strukturellen Eigenschaften, Muster generierende Eigenschaften abzuleiten, basiert auf einer Verwendung von 'plant functional types', bei der ebenfalls die Eigenschaften der einzelnen Arten in den Vordergrund gestellt werden (vgl. z.B. Smith et al. 1997, McIntyre et al. 1999, Pillar 1999). Zurückzuführen ist dieser Ansatz wohl einerseits auf die von Raunkiaer (1934) aufgestellten Lebensformtypen, andererseits aber auch auf den von Root (1967) eingeführten Begriff der "Gilde". Letzterer basiert auf der Annahme, dass Arten zu einer Gruppe zusammengefasst werden können, die gleiche Ressourcen in ähnlicher Weise zu nutzen vermögen. Dies hätte zur Folge, dass Konkurrenz zwischen Individuen innerhalb einer Gilde intensiver ist als zwischen Angehörigen verschiedener Gilden (Goldberg 1995). Da das Konzept von Root (1967) ursprünglich allerdings für das Gebiet der Zoologie entwickelt wurde, sind mit der Verwendung dieses Begriffes in der Vegetationskunde einige Schwierigkeiten verbunden. Dies ist v.a. darauf zurückzuführen, dass im Rahmen der Vegetationskunde sowohl Klassifizierungen benutzt werden, die auf die Art der Ressourcennutzung Bezug nehmen aber auch Klassifizierungen Verwendung finden, die sich an Lebens- oder Wuchsformen, an vertikalen Strukturparametern oder den Eigenschaften der Arten auf Störungen zu reagieren, orientieren (Simberloff & Dayan 1991, Moore & Noble 1990, Noble & Gitay 1996). Daraus ergibt sich zum einen die Notwendigkeit, in jedem Fall eine eindeutige Definition und Klassifikation der verwendeten Parameter zu geben und zum anderen sollte in der Vegetationskunde der Begriff Gilde vielleicht konsequenterweise durch den Begriff 'plant functional types' ersetzt werden. Die von de Kroon & Olf (1995) vorgeschlagene Vorgehensweise, den Begriff Gilde dann zu verwenden, wenn Bezug auf die ursprüngliche Bedeutung genommen wird und bei Verwendung anderer Klassifikationen den Begriff 'functional groups' zu verwenden, kann ebenfalls zu Missverständnissen führen. Die folgenden Beispiele sollen einen Überblick geben, welche Bandbreite verschiedener Klassifizierungen bislang vorliegen. So fasst van der Maarel (1988b) den Begriff der Gilde sehr weit und bezieht Kriterien wie z.B. Taxonomie, Habitattypen, Lebens- und Wuchsformtypen ebenso wie Strategietypen mit ein. Ähnlich wie Bazzaz (1990) kommt aber auch van der Maarel (1988b) zu dem Schluss, dass eine zu starke Auffächerung wenig Sinn macht und schlägt deshalb vor, für weitere Untersuchungen zunächst Lebens- und Wuchsformtypen als Grundlage zu nehmen. Eine Unterscheidung in die beiden Gruppen Gräser und Kräuter wurde z.B. von Wilson & Watkins (1994) vorgenommen.

Die Verwendung von Strategietypen (Grime 1988) als Klassifizierungseinheit im Rahmen des Gildenkonzeptes wird von Goldberg (1995) kritisiert, da die Konkurrenz-Strategen bereits per Definition durch eine höhere Konkurrenzfähigkeit ausgewiesen sind. Eine weitere Möglichkeit der Klassifizierung beruht auf den von Noble & Slatyer (1980) eingeführten 'vital attributes', die darauf abzielen, verschiedene Entwicklungsabschnitte der Individuen in Beziehung zu dem jeweils vorhandenen Störungsregime zu setzen. Allerdings besteht in diesem Fall die Gefahr, dass zur eindeutigen Klassifizierung eine nicht mehr handhabbar hohe Zahl von Attributen ausgewiesen werden müsste (Austin 1981) und dieser Ansatz zudem keine Aussage über das Konkurrenzverhalten der sich nach einer Störung etablierten Arten ermöglicht (Miles 1987). Aussagen darüber, ob das Konzept der 'plant functional types' infolge der Beschränkung auf wenige grundlegende Eigenschaften bei dem Aufspüren von Mustern oder sogar 'assembly rules' von Vorteil ist oder ob durch die Nichtbeachtung taxonomischer Eigenschaften wesentliche Informationen über Besiedlungs- und Extinktionsvorgänge verloren ge-

hen (vgl. z.B. Bröring & Wiegleb 1998), können zum jetzigen Zeitpunkt noch nicht gemacht werden.

2.3 Konzepte zur Berücksichtigung von Dynamik in der Vegetationskunde

In den letzten 20 Jahren sind vermehrt so genannte "Nicht-Gleichgewichts-Theorien" entwickelt worden, die Störungen, Grenzeffekte, räumliche Heterogenität, zeitliche Variabilität und Historie als integrale Bestandteile mit einbeziehen (Chesson & Case 1986, Pickett et al. 1992, Jax 1994). Darunter hat insbesondere das von Remmert (1985, 1991a, 1991b) eingeführte Mosaik-Zyklus-Konzept im deutschsprachigen Raum einen hohen Bekanntheitsgrad erreicht. Dieser auf Aubreville (1938) zurückgehende Ansatz basiert darauf, dass ein naturnahes Ökosystem einem Mosaik verschiedenster Entwicklungsstadien entspricht, in dem jeder Mosaikstein eine zyklische Abfolge systemtypischer Phasen durchläuft, die jeweils durch die Lebensdauer der dominierenden Arten determiniert werden. Die asynchrone Entwicklung der einzelnen Mosaiksteine ist das Ergebnis störungsähnlicher Effekte, die als integraler Bestandteil des Ökosystems aufzufassen sind – exogene Störungen werden als treibende Kraft in diesem Konzept ausgeschlossen (vgl. Böhmer 1997, 1999).

Während das Mosaik-Zyklus-Konzept auf der Annahme basiert, dass ein großräumiges Gleichgewicht existiert, welches durch eine Wiederholung der Mikrosukzession innerhalb der einzelnen Mosaiksteinchen aufrecht erhalten wird, lässt der Patch-dynamics-Ansatz offen, ob sich das Gesamtsystem auf einen von Beginn an feststehenden Zustand hin entwickelt oder nicht. Somit steht im Mittelpunkt des zuletzt genannten Ansatzes die in viele Richtungen offene Entwicklung einer kleinräumigen Heterogenität sowie die zeitliche Dynamik sich beständig verändernder biologischer Systeme (Pickett & White 1985a, Jax 1994). Dies ist darauf zurückzuführen, dass in einem offenen System die Patches über aufeinanderfolgende Episoden von Aussterben und Wiederbesiedlung miteinander in Verbindung stehen – und mit Patch-dynamics dann alle Veränderungen im Hinblick auf Artenzusammensetzung, Altersstruktur und Dominanzverhältnisse innerhalb eines bzw. zwischen mehreren Patches bezeichnet werden (vgl. auch Watt 1947). Definiert ist ein Patch als Variation der Populationsdichte zwischen Habitatparzellen mit aggregierter Individuenverteilung (Begon et al. 1997). Es handelt sich demzufolge um maßstabsabhängige und in eine Matrix eingebettete, diskrete physikalische Einheiten, die aus Gründen der Analysierbarkeit intern als homogen eingestuft werden (Wiens 1995). Dieser Ansatz ermöglicht es, räumliche Muster, die ansonsten nur auf einer regionalen Maßstabebene erfassbar sind, auch auf einer kleineren Maßstabebene zu erfassen und zu beschreiben. Als charakteristische Parameter sind z.B. Patch-Größe, Häufigkeit der Patch-Entstehung und Fortbestand des Patches zu nennen, die sowohl für die Initialbesiedlung als auch für die anschließende Vegetationsentwicklung von entscheidender Bedeutung sind. Indem diese dynamischen Prozesse mit berücksichtigt werden, wird auch die Historie als wesentlicher Bestandteil des Patch-dynamics Konzeptes integriert. Eine Begrenzung hinsichtlich Größe oder Homogenität der Patches ist nicht zwingend erforderlich (Pickett 1982, White & Pickett 1985a, Sousa 1985, Jax 1994).

Zur Beschreibung von qualitativen und quantitativen Vegetationsveränderungen infolge des Absterbens einzelner Individuen oder Populationen findet das Konzept der Gap-dynamics Verwendung (z.B. van der Maarel 1988a). Die kleinen Bestandeslücken können sowohl durch Individuen der gleichen Art ('direct replacement') oder auch durch Angehörige einer oder mehrerer verschiedener Arten ('sequential replacement') besiedelt werden. Ein Beispiel für

Gap-dynamics ist die von van der Maarel & Sykes (1993, 1997) beschriebene Karussell-Dynamik.

Veränderungen der Vegetationszusammensetzung oder auch der Dominanzverhältnisse, die sich über kurze Zeiträume erstrecken und sozusagen zum Ausgangspunkt "zurückkehren", werden in der Regel als Fluktuationen bezeichnet und können sowohl durch abiotische Umweltfaktoren als auch durch die beteiligten Arten selbst ausgelöst werden. Die Anzahl und Amplitude der Heterogenitätszyklen ist dabei in erster Linie von den Lebenszyklen der dominanten Arten abhängig (Gigon 1997). Als besonders bemerkenswerter zeitlicher Prozess ist in diesem Zusammenhang die Kohortendynamik zu nennen (van der Maarel 1988a).

Neben den in den vorherigen Absätzen beschriebenen Sukzessionsaspekten, die allesamt von einer Veränderung im Verlauf der Zeit ausgehen, ist auch der Fall in Betracht zu ziehen, dass keinerlei Vegetationsveränderungen zu beobachten sind (Bröring & Wiegand 1998). Dies gilt auf einer feinen Skala z.B. für 'direct replacement' im Rahmen der Gap-dynamics bzw. für die längerfristige Dominanz von Vegetationsbeständen auf einer gröberen Skala.

In den vorausgegangenen Ausführungen wurde bereits angedeutet, dass Störungen in allen biotischen Gemeinschaften und auf allen Organisationsebenen eine weit reichende Bedeutung zuerkannt wird (z.B. White 1979, Sousa 1984), so dass dieses Phänomen im Folgenden ausführlicher dargestellt werden soll. Störungen sind, in Anlehnung an White & Pickett (1985a), als "any relatively discrete event in time that disrupts ecosystem, community or population structure and changes resources, substrate availability, or the physical environment" definiert. Diese Definition zeichnet sich dadurch aus, dass sie

1. den Ereignischarakter der Phänomene in den Vordergrund rückt und somit gut geeignet ist, z.B. Erosionsereignisse in die Betrachtung mit einzubeziehen, und
2. keinen Normalzustand voraussetzt, so dass Störungen als integrale Bestandteile aufgefasst und abgehandelt werden können (Böhmer 1999).

Generell ist anzumerken, dass dem Begriff der Störung keine wertende Bedeutung anhaftet, in dem Sinn, dass sie prinzipiell als gut oder schlecht zu bezeichnen wäre (Jax 1994, 1999). Eine weiter gehende Differenzierung in endogene und exogene Störungen, wie sie z.B. von Böhmer (1997, 1999) vorgenommen wird, soll im Rahmen dieser Arbeit nicht weiter verfolgt werden, da in der Regel die Umweltfaktoren mit den Organismen der relevanten Maßstabsebenen interagieren, so dass weder von rein endogenen noch von rein exogenen Störungen gesprochen werden kann. Die für einen Lebensraum charakteristische Verteilung und Abfolge von Störungsereignissen, die einen Wechsel zwischen lokaler Auslöschung von Organismen(gemeinschaften) und neu einsetzender Besiedlung ermöglicht, ist für einige Arten durchaus als lebensnotwendig einzuschätzen. Auf den durch Störungen neu entstandenen Besiedlungsarealen besteht für konkurrenzschwache Arten, die aber über gute Verbreitungsfähigkeiten verfügen, die Möglichkeit sich (wieder) zu etablieren, ohne dass sie der Konkurrenz von Arten der "späteren" Sukzessionsstadien ausgesetzt sind (vgl. z.B. Chesson 1991, Levin 1992, Veblen 1992, Hanski 1995). Zur Beschreibung bzw. Quantifizierung von Störungen können folgende Parameter herangezogen werden, wobei eine Unterscheidung zwischen Ursache und Wirkung allerdings nicht weiter verfolgt werden soll, da ohne Ursache keine Wirkung und ohne Wirkung keine Ursache zu beobachten ist (Jax 1999):

1. Auslöser der Störung
2. Häufigkeit der Störung (zeitliche Intervalle in denen Störungen auftreten)
3. Intensität der Störung (Voraussetzung ist die Ermittlung von Wirkschwellen, die häufig nur schwer messbar sind, z.B. harmlos – tödlich)
4. Größe, Form und Verteilung der Störung (räumliche Anordnung)
5. Dauer der Störung
6. Zeitpunkt der Störung (aktueller Lebenszyklus der gestörten Organismengemeinschaft bzw. der potenziellen Wiederbesiedler)

In jedem Fall spielt bei der Diskussion von Störungsereignissen die zu Grunde liegende Maßstabsebene für weiter gehende Schlussfolgerungen eine wesentliche Rolle (Kolasa & Rollo 1991). So ist entsprechend der 'intermediate disturbance hypothesis' davon auszugehen, dass die höchste Diversität bei einem mittleren Störungsregime zu beobachten ist (Begon et al. 1996). Denn Heterogenität wird so lange zunehmen, bis 50 % der Fläche gestört sind und danach wieder abfallen – allerdings ist die Fläche dann durch die Störungen und nicht durch die ursprünglichen Verhältnisse geprägt. Anders verhält sich der Fall, wenn verschiedene Patches als Maßstabsebene zu Grunde gelegt werden. In diesem Fall führen Störungen, die mehrere Patches betreffen, von Beginn an zu einer Reduzierung der Heterogenität. Ebenso ist bei einer Analyse zwischen Störungen zu unterscheiden, die sich lediglich auf einer bestimmten Maßstabsebene auswirken, und solchen, die auch Veränderungen auf einer höheren Maßstabsebene nach sich ziehen (Pickett et al. 1989).

B Untersuchungsgebiet und Methodik

1 Das Untersuchungsgebiet

1.1 Naturraumausstattung

Die **Region Niederlausitz** liegt im östlichen Teil von Deutschland, ca. 100 km südöstlich von Berlin (Abb. 1). Ihre Fläche umfasst den südlichen Teil des Bundeslandes Brandenburg sowie den nordöstlichen Teil des Bundeslandes Sachsen und befindet sich somit im Übergangsbereich zwischen nordostdeutschem Tiefland und ostsächsischem Hügel- und Bergland.

Entsprechend der **naturräumlichen Gliederung** von Meynen & Schmithüsen (1962) wird das Gebiet im zentralen Bereich den Großeinheiten "Lausitzer Becken- und Heidelandschaft" und im südlichen Bereich dem "Oberlausitzer Heide- und Seengebiet" zugerechnet (Abb. 1). Randliche Anteile haben die Großeinheiten "Ostbrandenburgisches Heide- und Seengebiet" und "Spree-wald" im Norden bzw. Nordosten sowie der "Fläming" und die "Mittelbrandenburgische Platte und Niederung" im Nordwesten und das "Elbe-Mulde-Tiefland" im Südwesten. Innerhalb der landschaftlichen Großeinheit "Lausitzer Becken- und Heide- und Seengebiet" liegt als zentrale naturräumliche Einheit der "Lausitzer Landrücken", ein Endmoränenzug, der bei Spremberg von der Spree und bei Bad Muskau durch die Neiße durchbrochen wird. Zwischen Spremberg und dem Niederen Fläming bildet der "Lausitzer Landrücken" eine Wasserscheide zwischen Spree und Schwarzer Elster, im Osten besteht ein kleines Zuflussgebiet zur Neiße. Die Naturräume "Luckau-Calauer Becken" und die "Cottbuser Sandplatte" nördlich des "Lausitzer Landrückens" bilden ein geologisch vergleichbares großräumiges Mosaik aus glazialen Hochflächen und Becken. Südlich des Landrückens liegen die Naturräume "Kirchhain-Finsterwalder Becken" und "Niederlausitzer Randhügel".

Das Landschaftsbild und die **Geologie** der Niederlausitz wurde v.a. durch Ereignisse und Ablagerungen während des Quartärs geprägt (Grosser 1998, Drebenstedt 1998). Unter dem teilweise nur wenige Meter mächtigen Quartär wird der Hauptanteil der Lockergesteine von dem 150 - 200 m mächtigen Tertiär mit einer Folge aus Feinsanden, Schluffen, Tonen und Braunkohlenflözen gebildet. Von Norden nach Süden können folgende geologisch-morphologische Strukturen unterschieden werden (Cepek 1980, Nowel 1992): Im Nordosten, bei Guben und Drachhausen, erstreckt sich das Jungmoränengebiet der letzten Vereisung (Brandenburger Stadium der Weichselvereisung) mit Endmoränen und Sandern sowie zahlreichen eingestreuten Seen. Das zentrale geomorphologische Hauptelement bildet die Endmoräne der Saale-Kaltzeit (Saale III-Vereisung), die als Lausitzer Grenzwall bzw. Lausitzer Landrücken bezeichnet wird. Diese Endmoränenausbildung wird von zwei großen Urstromtälern begleitet: Nördlich des Lausitzer Landrückens hat sich als Schmelzwasserabflussbahn der Weichselkaltzeit das Baruther Tal herausgebildet und südlich der Endmoräne das Lausitzer Urstromtal, die Abflussbahn der saalekaltzeitlichen Schmelzwässer. Das Altmoränengebiet südlich des Lausitzer Urstromtales leitet bereits zum Lausitzer Berg- und Hügelland über. Ursprünglich traten als peri- und postglaziale Bildungen in beiden Urstromtälern bis über 30 km² große Dünen- und Flugsandfelder auf. Erwähnenswert sind darüber hinaus im Lausitzer Tal einige Moore, wie z.B. das Dubringer Moor oder die Moore von Altenteich. Der höchste Berg der Region ist mit 183 m ü. NN der Hohe Berg bei Döbern. Insgesamt fällt das Gelände mit dem

prätertiären Untergrund nach Norden ein. Als Hauptflüsse folgen dieser Richtung im Westen die Elster, im Osten die Spree und die Neiße.

Über weite Bereiche war das Lausitzer Tiefland ursprünglich durch Moorstandorte, Gley-, Au- und Staugleyböden geprägt. Von diesen Bodeneigenschaften lässt sich auch die Herkunft des slawischen Wortes "Lausitz" herleiten, was in sinngemäßer Übersetzung Sumpfland bedeutet. Darüber hinaus sind Fahlerden, Sand-Braunerden und Sand-Braunpodsole anzutreffen (Grosser 1998).

Die **Lausitzer Braunkohle** entstand vor etwa 15 – 20 Mio. Jahren im Miozän, als sich das norddeutsche marine Senkungsfeld bis in die Lausitz erstreckte und wiederholt Meerwasser vordrang (Pflug 1998). Die zeitweiligen Überflutungen unter (sub-)tropischem Klima führten zur Herausbildung eines mächtigen Braunkohlenmoores aus den die damalige Vegetation bestimmenden Sumpfwäldern. Da die Absenkungsgeschwindigkeit annähernd so groß wie die Wachstumsgeschwindigkeit war, zeichnen sich die Niederlausitzer Flözbildungen durch ruhige Ablagerungen, weite Verbreitung und einer zwar geringen, aber gleich bleibenden Mächtigkeit aus. In dem nachfolgenden Eiszeitalter wurden sie durch 10 – 150 m mächtige Deckschichten aus Geschiebematerial und Lockersedimenten der Eiszeitvorstöße und den Abschmelzprozessen von insgesamt sechs Kaltzeiten überlagert. Infolge des gewaltigen Druckes dieser Deckschichten unterlagen sie einem Inkohlungsprozess. Es entstanden dabei insgesamt sieben Flözhorizonte. Das oberflächennahe, erste Lausitzer Flöz innerhalb und südlich des Niederlausitzer Landrückens mit einer Mächtigkeit von 9 - 12 m ist nahezu vollständig abgebaut worden. Das z.Zt. in Abbau befindliche 2. Lausitzer Flöz mit einer Mächtigkeit von 8 - 10 m weist Abbautiefen bis zu 120 m auf. Seine Verbreitung ist mit dem Begriff "Lausitzer Braunkohlenrevier" gleichzusetzen (vgl. Abb. 1). Die Grenze des Reviers lässt sich in etwa durch die Linie Guben – Peitz – Vetschau – Lübbenau – Luckau – Langengrassau – Finsterwalde – Lauchhammer – Senftenberg – Bernsdorf – Uhyst – Rietschen – Steinbach (Neiße) – Bad Muskau – Döbern – Forst umschreiben. Glazigene Einflüsse und Prozesse bewirkten allerdings eine Aufstauchung der Flözlagerungen im Bereich des Muskauer Faltenbogens bzw. eine Zergliederung in mehrere Teilfelder infolge zahlreicher Erosionsrinnen. Das 3. Lausitzer Flöz befindet sich im Südwesten des Gebietes und ist von keiner wirtschaftlichen Bedeutung. Das 4. Lausitzer Flöz mit einer Mächtigkeit von 6 - 12 m befindet sich in einer Tiefe von 160 - 220 m. Ein Abbau ist zurzeit nicht vorgesehen, prinzipiell aber möglich (Dornier 1993, Grosser 1998).

Hydrologisch zählt die Region zu den Einzugsgebieten von Neiße, Spree und Schwarzer Elster. Die Neiße entwässert das Gebiet im äußersten Osten des Lausitzer Raumes, die Spree das mittlere und nordwestliche Gebiet. Die Schwarze Elster entwässert das Gebiet westlich von Senftenberg, südlich des Lausitzer Grenzwalles und gehört bereits dem Einzugsgebiet der Elbe an. Als natürliche Stillgewässer sind lediglich kleine Restseen einzelner Verlandungsmoore zu nennen. Zu den ältesten künstlich angelegten Stillgewässern zählen v.a. die Teichwirtschaften sowie die zum Zweck der Abflussregulierung und zum Hochwasserschutz im Spreelauf angelegten Talsperren Spremberg und Bautzen (Dornier 1993, Grosser 1998).

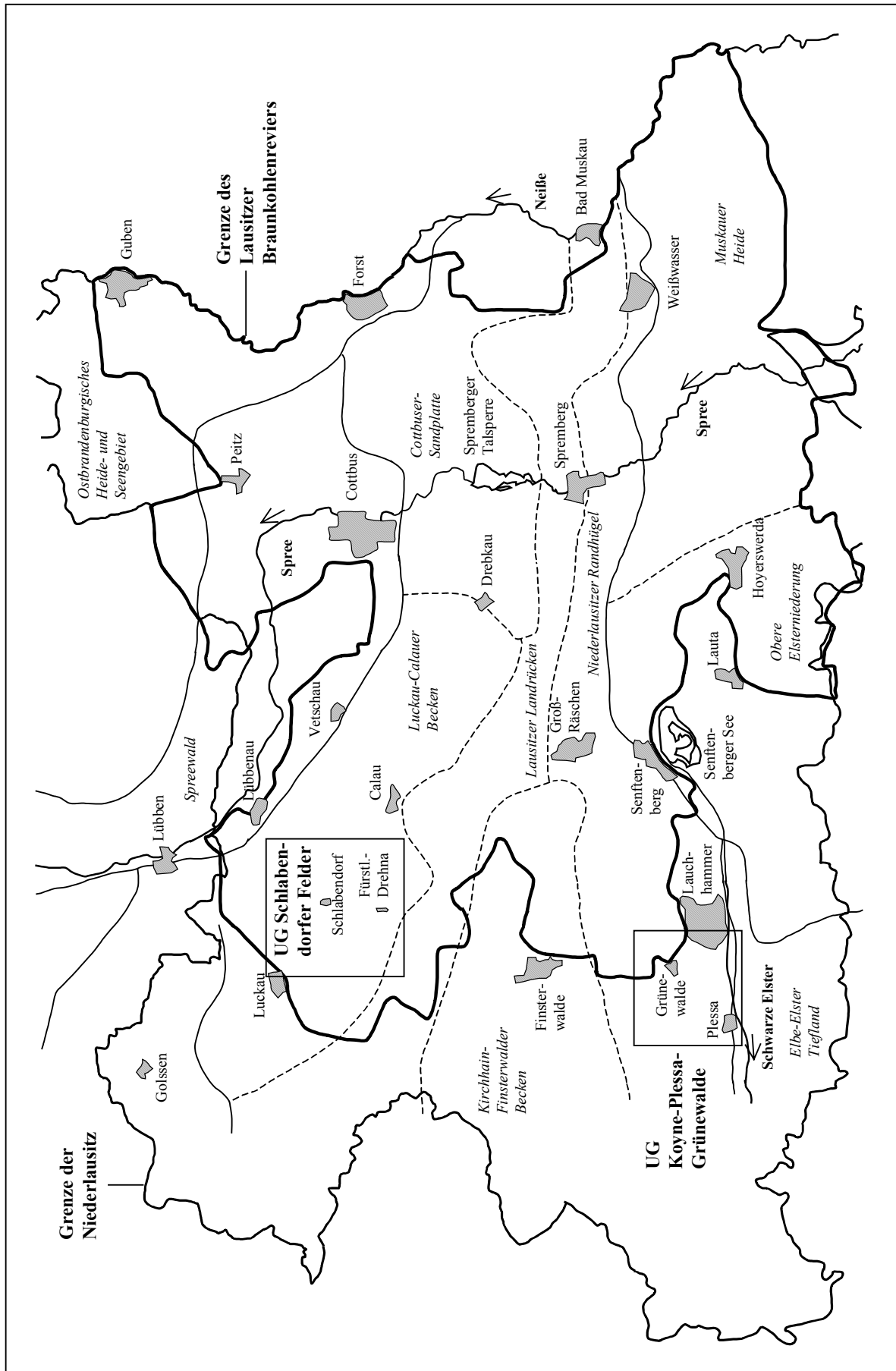


Abb. 1: Niederlausitzer Braunkohlenrevier und naturräumliche Gliederung

Klimageographisch lässt sich das Lausitzer Braunkohlenrevier als typisch ostdeutsches Binnenklima mit vorherrschenden Westwinden beschreiben (Dornier 1993). Im Zeitraum 1961 - 1990 lag die Jahresmitteltemperatur in Cottbus bei 8,9°C, die Jahresschwankung der Lufttemperatur betrug etwa 21°C. Die Jahresmitteltemperaturen schwankten im Zeitraum zwischen 1994 und 1998 in Cottbus zwischen 7,8°C und 10,2°C. An den zwei Wetterstationen unmittelbar im Untersuchungsgebiet wurden in den Jahren 1996 bis 1998 Jahresmitteltemperaturen zwischen 7,2°C und 9,8°C gemessen (vgl. Tab. 2).

Tab. 2: Lufttemperatur (°C) - Langjähriges Mittel und jährliches Mittel im Untersuchungszeitraum; *Daten nach Auskunft vom Deutschen Wetterdienst

Messstation	Cottbus*	Cottbus*	Cottbus*	Cottbus*	Plessa	Schla-dorf	Cottbus*	Plessa	Schla-dorf	Cottbus*	Plessa	Schla-dorf
Messzeitraum/ Mitt. Lufttemperatur:	1961-1990	1994	1995	1996	1996	1996	1997	1997	1997	1998	1998	1998
Januar	-0,8	3,4	0,6	-4,4	-4,4	-5,1	-2,4	-3,3	-2,9	3,0	2,2	2,7
Februar	0,3	-1,0	5,2	-2,9	-2,8	-3,4	4,7	4,1	4,3	5,6	4,6	5,1
März	3,8	6,2	3,9	0,8	0,7	0,8	5,5	5,0	5,2	4,8	4,3	5,3
April	8,2	9,1	9,1	9,4	9,1	9,2	6,6	5,7	6,2	10,9	9,9	10,3
Mai	13,4	13,4	13,5	12,7	11,9	11,0	14,2	13,3	13,8	15,8	14,5	15,2
Juni	16,9	16,8	15,5	17,2	16,5	14,7	17,9	16,4	17,2	18,6	17,2	18,2
Juli	18,4	23,0	21,8	17,0	16,5	17,1	18,9	17,6	18,5	18,0	16,8	18,0
August	17,7	18,8	19,5	18,7	17,9	18,6	21,1	19,7	20,7	17,5	16,6	17,5
September	14,0	14,2	13,8	11,2	10,9	11,4	14,2	13,6	14,5	14,1	13,0	13,7
Oktober	9,5	7,6	12,0	10,8	9,7	10,2	7,7	7,1	7,9	9,3	8,6	9,0
November	4,6	6,6	2,5	5,7	4,7	5,1	3,9	3,2	3,3	1,7	1,2	1,6
Dezember	0,9	3,8	-2,5	-2,9	-3,9	-3,5	2,5	1,7	1,9	1,1	0,4	1,0
Jahresmittel:	8,9	10,2	9,6	7,8	7,2	7,2	9,6	8,7	9,2	10,0	9,1	9,8
Mitt. Jahres-schwankung :	21,1	24,0	24,3	23,1	22,3	23,7	23,5	23	23,6	17,5	16,8	17,2

Entsprechend des Meteorologischen und Hydrologischen Dienstes der DDR (1955) ist in dem Gebiet der Niederlausitz ein allmählicher Anstieg der Niederschlags- und Lufttemperaturwerte von Norden nach Süden zu verzeichnen. So liegen die mittleren Jahresniederschläge im Norden (Ostbrandenburger Heide- und Seengebiet, Spreewald) bei ca. 550 mm/Jahr, im mittleren Bereich (Lausitzer Becken- und Heidelandschaft) bei ca. 600 mm/Jahr und im Süden (Oberlausitzer Heide- und Teichlandschaft) bei ca. 650 mm/Jahr (Dornier 1993). Ein Grund dafür ist wahrscheinlich der durch die zunehmende Massenerhebung in südliche Richtung auftretende Niederschlagsstau. An Messstationen des Deutschen Wetterdienstes im Untersuchungsgebiet wurden im langjährigen Mittel (1961 - 1990) Niederschlagssummen zwischen 515 - 567 mm/Jahr gemessen (Tab. 3) und liegen in einem mit Mitteldeutschland (550 mm/Jahr) vergleichbaren Bereich. Aus Tab. 3 ist aber auch zu erkennen, dass bereits auf kleiner räumlicher Entfernung starke Unterschiede in den jährlichen Niederschlagssummen zu verzeichnen sind. So weisen z.B. die Messstationen in Fürstlich-Drehna und Schlabendorf 1998 eine Differenz von über 170 mm infolge lokaler Starkregenereignisse auf. Im Vergleich mit den langjährigen Mittelwerten zeichnet sich das vergangene Jahrzehnt insgesamt durch

ein erhebliches Niederschlagsdefizit aus (Grosser 1998). Einen Überblick über die langjährigen Klimaverhältnisse im Untersuchungsgebiet vermittelt das Klimadiagramm (Abb. 2) der Messstation Cottbus.

Tab. 3: Jahressumme der Niederschläge (mm) – langjähriges Mittel und jährliches Mittel im Untersuchungszeitraum; *Daten nach Auskunft vom Deutschen Wetterdienst

	Summe 1961 - 1990	Summe 1995	Summe 1996	Summe 1997	Summe 1998
Bischdorf*	552,3	605,2	517,3	499,8	597,2
Luckau*	515,3	632,0	493,6	585,4	556,5
Fürstlich-Drehna*	567,2	666,1	459,3	#	591,8
Cottbus*	562,5	663,5	508,9	534,7	548,1
Schlabendorf	#	#	538,8	637,4	764,4
Plessa	#	#	478,2	471,4	684,8

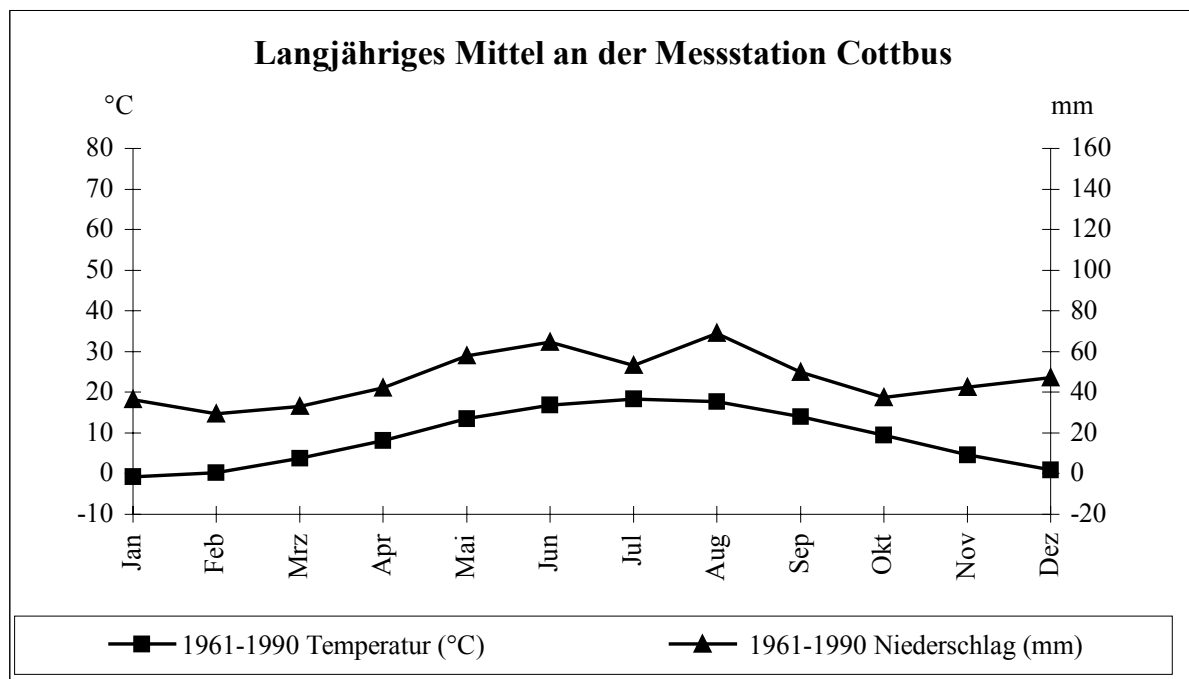


Abb. 2: Klimadiagramm der Messstation Cottbus, langjähriges Mittel (1961 - 1990) der Niederschlags- und Lufttemperaturwerte

Mikroklimatische Untersuchungen unmittelbar im UG zeigen, dass die Rohbodenstandorte in der BFL durch extreme Umweltbedingungen ausgewiesen sind und z.B. nur einen sehr geringen Wassergehalt im Oberboden sowie hohe Schwankungen der Oberflächentemperatur innerhalb sehr kurzer Zeitspannen aufweisen. Als Beispiel ist jeweils der Monatsverlauf (Mai 1997) der Oberflächentemperatur (Abb. 3a) sowie der Bodenfeuchte (Abb. 3b) in einem kryptogamenreichen Sandtrockenrasen am "Weißen Berg" (Probestelle 413) dargestellt.

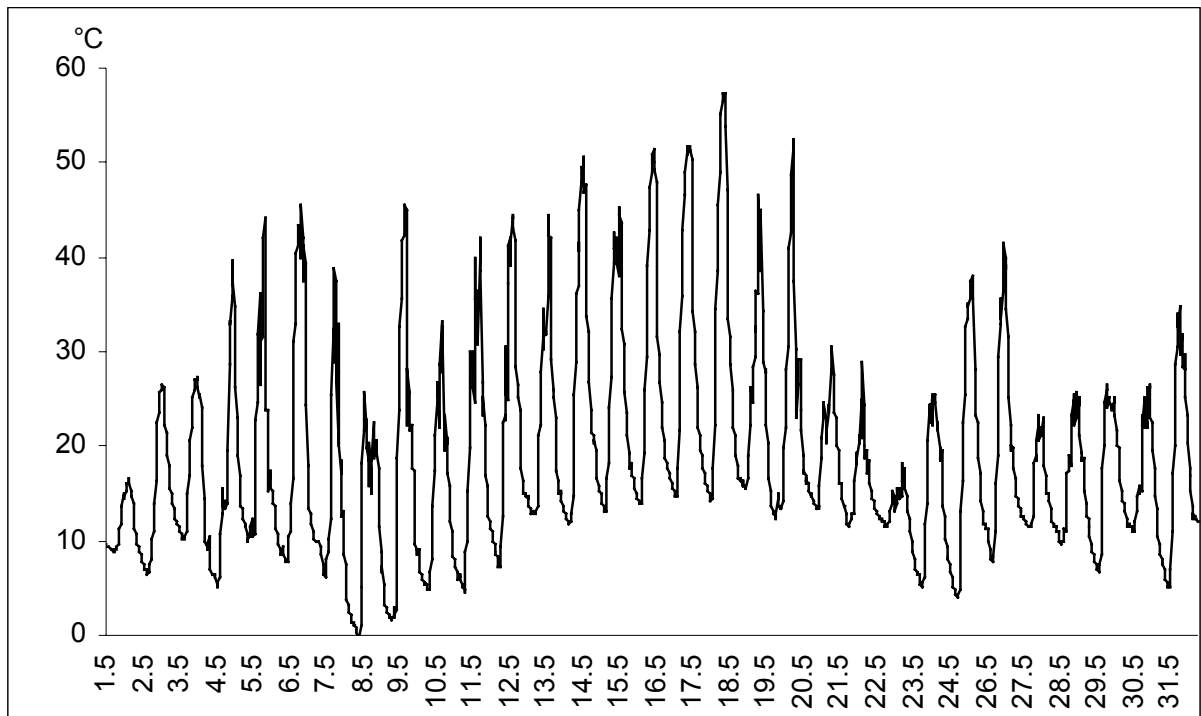


Abb. 3a: Oberflächentemperatur im Mai 1997 an der Probestelle 413; Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen, "Weißer Berg"

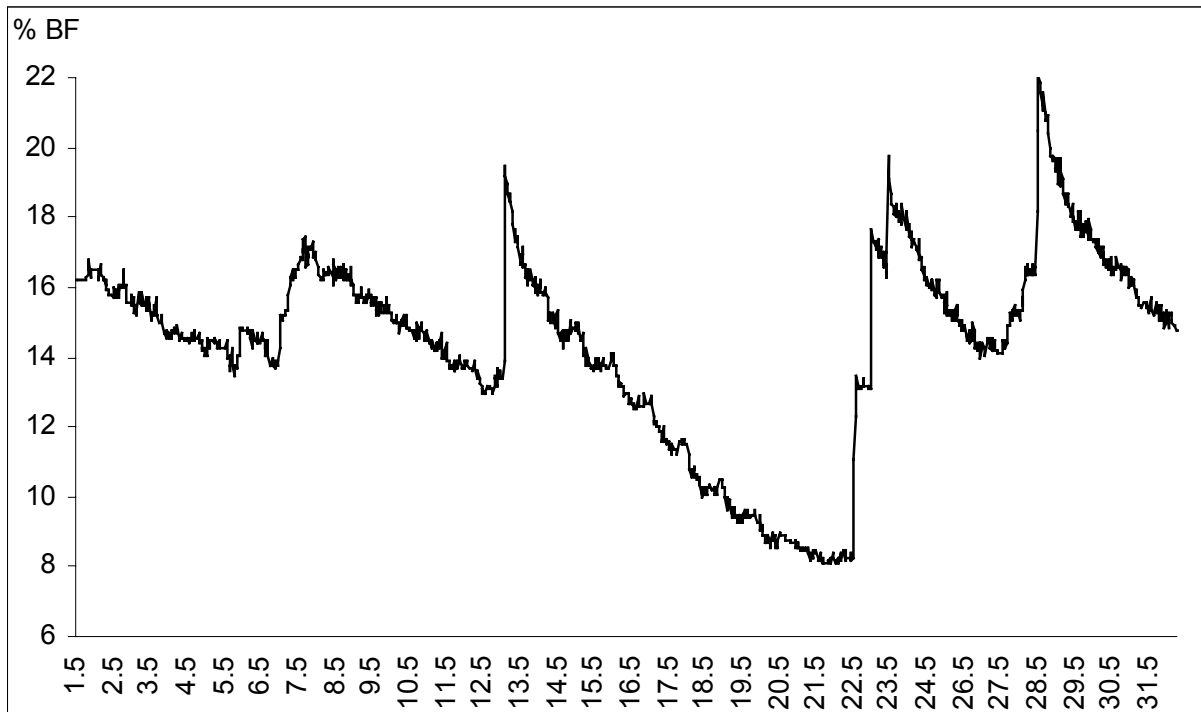


Abb. 3b: Bodenfeuchte (Tiefe: 10 - 20 cm) im Mai 1997 an der Probestelle 413; Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen, "Weißer Berg"

1.2 Einfluss der menschlichen Tätigkeit, insbesondere des Braunkohlentagebaus, auf die Naturraumausstattung

Die **Besiedlung** der Niederlausitz ist bis in die Bronzezeit nachgewiesen. Damit verbunden waren vor allem in den Niederungen erste Rodungen zur Schaffung von Ackerland und Weiden. Siedlungen wurden zumeist am mittleren Hang der Plattenränder angelegt, so dass sie überschwemmungsfrei blieben. Ein erheblicher Bevölkerungsrückgang in der römischen Kaiserzeit und im frühen Mittelalter ermöglichte eine erneute Waldentwicklung auf den ehemaligen Acker- und Wiesenflächen. Bereits mit der slawischen Besiedlung im 6. bis 9. Jahrhundert setzten jedoch, ausgehend von den Niederungen, erneut Rodungen ein. Im Zuge der deutschen Ostexpansion im 12. und 13. Jahrhundert und der damit einhergehenden bäuerlichen Kolonisation erfolgten großflächige Rodungen auch auf den Platten. Die immer stärker werdende Nutzung des Waldes als Viehweide und Holzlieferant bedingte bis Mitte des 19. Jahrhunderts eine starke Reduzierung der Waldflächen. Die Einführung der Separation von ca. 1840 – 1870 führte zu einer Aufteilung der Allmende, die u.a. eine Ablösung von Hutungsrechten durch Abfindung mit Wald-, Wiesen- und Ackerflächen mit sich brachte. In der Folge entwickelte sich die moderne Forstwirtschaft und es bildeten sich klare Grenzlinien zwischen Wald und Offenland heraus. Die zunehmend marktorientierte und intensiviertere Produktionsweise in der Landwirtschaft, insbesondere auf den höher gelegenen Sanderflächen, bedingte ein Aufgeben der nur gering ertragfähigen Flächen. Gleichzeitig unterlagen durch flurnahe Grundwasserstände ausgewiesene Gebiete einer massiven Hydromelioration, was u.a. die Begradigung und Eindeichung der Schwarzen Elster und eine Zurückdrängung der typischen Auwälder und Sumpfbereiche zu Gunsten von Grünland und Ackerflächen zur Folge hatte (BTUC 1998).

Zwar wurde **Braunkohle** in der Umgebung von Lauchhammer bereits 1789 entdeckt, eine industrielle Nutzung dieses Rohstoffes begann jedoch erst Mitte des 19. Jahrhunderts und bedingte einen wirtschaftlichen Aufschwung dieser Region. Mit der Verwendung als Brennstoff setzte sowohl die Entwicklung der Ziegel- und Keramikproduktion, der Glassandgewinnung und Veredelungsindustrien als auch die Erkundungs- und Bergbauindustrie sowie der Maschinenbau ein. Es folgten die Errichtung von Brikettfabriken, Industriekraftwerken und einer Großkokerei. Im Gegenzug wurden ausgekohlte Tagebaue häufig zur Ablagerung von Abprodukten aus der Kohleveredelung sowie von Aschen und Schlacken genutzt. Die Nutzung der Landschaft erfolgte zunehmend nicht mehr eignungspezifisch, sondern unabhängig von der naturräumlichen Ausstattung und Struktur entsprechend der Lage und Abbauwürdigkeit der Braunkohlenflöze.

Der Abbau der Kohlevorräte geschah zunächst in oberflächennahen Gruben, später überwiegend durch Abbau unter Tage. Die letzten Stollen waren in der Umgebung von Weißwasser noch bis etwa 1950 in Betrieb. In weiten Gebieten stürzten die alten Stollen ein, was an der Erdoberfläche zur Entstehung von Bruchfeldern führte – auch heute ist noch mit "Tagesbrüchen" zu rechnen. Um 1900 setzte verstärkt die Förderung aus dem oberflächennah abgelagerten 1. Lausitzer Flöz im Tagebaubetrieb ein. 1924 wurde weltweit die erste Abraumförderbrücke im Tagebau Plessa eingesetzt und vereinigte in effektiver Weise die Gewinnung und Förderung von Kohle und Abraum sowie die Verkipfung von Abraum. Diese riesigen Maschinen bestimmten von da an den Braunkohlenabbau und führten zu einem Ausbau der Region zum führenden Kohle- und Energiezentrum der DDR.

Aus verschiedenen Gründen wurden die Braunkohlentagebaue z.T. nur unvollständig rekultiviert bzw. wieder nutzbar gemacht. Hierdurch ist eine Situation entstanden, die zur Etablierung des **Sanierungsbergbaus** als einer "neuen" bergmännischen Tätigkeit geführt hat (Bilkenroth & Hildmann 1998). In der Niederlausitzer BFL können im Rahmen des Sanierungsbergbaus drei verschiedene Problembereiche ausgehalten werden (Dornier 1993, BTUC 1998):

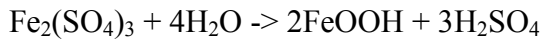
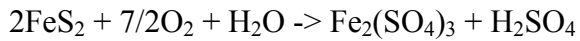
- Der Altbergbau vor 1945 zeichnete sich durch unterschiedliche Phasen und Methoden der Braunkohlegewinnung aus. Dazu zählten der Tiefbau, der kleinflächige, oberflächennahe Baggerabbau und seit 1924 auch der Einsatz der Förderbrückentechnik. Bis 1922 wurde eine Rekultivierung nicht eingefordert und ebenso unterblieb während des 2. Weltkrieges, als die Produktion auf maximale Förderung umgestellt wurde, weitestgehend eine Wiederrubarmachung.
- In den 40 Jahren der DDR wurde die Braunkohle zum alles überragenden Primärenergieträger. Standen bis in die 70er-Jahre die Abbauvorgänge noch in einem sinnvollen Verhältnis mit den Rekultivierungsleistungen, wurden in den darauf folgenden Jahren die Förderleistungen ständig erhöht, ohne dass mit der Rekultivierung Schritt gehalten werden konnte. 1990 betrug das Rekultivierungsdefizit in Brandenburg nahezu 50 % (Wittig 1998).
- Mit der Wiedervereinigung änderte sich die Energiepolitik und somit auch die Energieträgerstruktur. Von ehemals 17 Tagebauen wurden viele, z.T. überhastet, aufgegeben und nur 5 noch weiter betrieben. Dies führte dazu, dass 1990 im Sanierungsbergbau infolge des auftretenden Massendefizites in weitaus größerem Umfang geotechnische Probleme auftraten, als bei planmäßiger Auskohlung zu erwarten gewesen wäre. Dieser neuen Situation angepasste Handlungskonzepte fehlten weitestgehend. Darüber hinaus traten mit der Wiedervereinigung auch neue planungsrechtliche Grundlagen für den Braunkohlentagebau sowie neue Rekultivierungs- und Gestaltungskonzeptionen für die BFL in Kraft.

Die Gewinnung der Rohbraunkohle im Tagebauverfahren führte dazu, dass großflächig sterile tertiäre und quartäre Substrate an die Oberfläche gelangten und im Gegenzug der gewachsene Boden einschließlich aller Siedlungsstrukturen unwiederbringlich zerstört wurde. Die junge **Bergbaufolgelandschaft** nimmt daher, ausgehend von technogen geschaffenen Urlandschaftsäquivalenten und einer zeitlich verkürzten, gesteuerten Entwicklung, eine Sonderstellung in der Niederlausitzer Kulturlandschaft ein (BTUC 1998). Unter Urlandschaftsäquivalenten ist in diesem Zusammenhang ein Arealgefüge aus künstlich erzeugten, aber natürlichen Merkmalskomplexen, bestehend aus den vier Landschaftskomponenten Relief, geologischer Bau, Wasserregime und Klima zu verstehen, die temporär lediglich durch anorganische Bewegungsformen gekennzeichnet sind. Dazu zählt vor allem ein beginnender Abbau des Stoff- und Energiepotenzials der Landschaft durch selektive laterale Stoffverlagerung. Als Folge davon zeichnet sich die Bergbaufolgelandschaft durch eine hohe Dynamik aus. Entsprechend des anthropogen geschaffenen Verteilungsmusters im Rahmen des Sanierungsbergbaus lassen sich Gebiete auf Halden, Innenkippen und entlang von Restlöchern abgrenzen, auf denen zielgerichtet eine eignungsspezifische Gestaltung der Landschaft erfolgt.

Insgesamt wird das Landschaftsbild in der Lausitz auf ca. 100 000 ha von der BFL geprägt, wobei Landschaftsgrenzen und geologische Formenkomplexe weithin überschritten werden. Insbesondere die im westlichen Teil der Niederlausitz liegende und von der Schwarzen Elster durchflossene "Obere Elsterniederung" ist durch den Braunkohlenbergbau in ihrem nördlichen Teil völlig umgestaltet. Infolge der Tagebaue Sedlitz, Skado, Koschen, Niemtsch und Bluno ist dieser Teil der Niederung der Schwarzen Elster heute nahezu eine einzige Bergbaufolgelandschaft. Ebenso bedeuten die Tagebaue Welzow, Welzow-Süd und Greifenhain einen starken Eingriff in den zentral gelegenen Lausitzer Landrücken (Grosser 1998). Bereits Grosser (1985) weist darauf hin, dass sich die in Kap. B.1.1 dargelegte Abgrenzung der naturräumlichen Einheiten auf eine Landschaft ohne großflächige Tagebaue bezieht. Aus heutiger Sicht besitzt die Einteilung von Meynen & Schmithüsen (1962) daher keine uneingeschränkte Gültigkeit mehr.

Neben den an der Oberfläche deutlich sichtbaren Eingriffen in Natur und Landschaft ist als "indirekte" Folge insbesondere der **Grundwasserentzug** zu nennen, der zusammen mit den Eingriffen in das Deckgebirge zu einer Zerstörung der ehemaligen Einzugsgebiete führte (Drebenstedt & Möckel 1998). Der Grundwasserabsenkungstrichter umfasst insgesamt eine Fläche von 2 100 km². Das Grundwasserdefizit betrug im Jahr 1990 ca. 9 Mrd. m³, unter Berücksichtigung der für die Füllung der über 100 Restlöcher erforderlichen Mengen von 4 Mrd. m³ summiert sich das Defizit auf ca. 13 Mrd. m³. Nach Einstellung des Bergbaus werden diese Restlöcher eine Fläche von ca. 24 600 ha aufweisen, was etwa einem Viertel der insgesamt vom Bergbau in Anspruch genommenen Fläche entspricht und dazu führt, dass sich die ehemals an größeren Standgewässern arme Gegend als gewässerreich darstellt. Andererseits sind aber Luch- und Moorgebiete trocken gefallen und nicht mehr regenerierbar. Ebenso ist ein starker Rückgang sowohl in Anzahl als auch Länge der Fließgewässer und ein Versiegen von Quellen und Trockenfallen von Teichen zu verzeichnen. Sowohl aus wirtschaftlicher aber auch aus ökologischer Sicht ist das Auftreten von Fließbrutschungen an den aus Lockermaterialien aufgebauten Steilufern in Folge aufsteigenden Grundwassers ein bedeutender Faktor in der BFL.

Die in der BFL anzutreffenden **Kipp-Rohböden** sind auf Grund ihrer unterschiedlichen Entstehungsgeschichte mit den Böden in der gewachsenen Kulturlandschaft nicht vergleichbar. Entsprechend der bei Gewinnung, Transport und Verkippung eingesetzten Technologie liegt zumeist ein Gemenge aus tertiären und quartären Abraums substraten vor, die eine verallgemeinernde Charakterisierung der Kippböden unmöglich macht. Ein einheitliches geologisches Ausgangssubstrat, wie in gewachsenen Bereichen, ist in der Regel nicht anzutreffen (vgl. Gunschera 1998, Haubold et al. 1998, Haubold-Rosar 1998, Katzur 1998, BTUC 1998). Zwar wird der geringe Anteil an quartären, bindigen Substraten im Deckgebirge, v.a. Schluff und Geschiebemergel, soweit wie möglich selektiv gewonnen und in der Kippenabschlussschüttung zur Wiedernutzbarmachung eingesetzt. Die verfügbaren Mengen reichen allerdings nicht für eine flächendeckende Substratverbesserung. Demzufolge werden weite Kippenareale von sandigen, überwiegend tertiären Kippsubstraten bestimmt. Sie zeichnen sich durch einen erhöhten Schwefelgehalt und meist fein verteilter Kohle aus. Der ungewöhnlich hohe Säuregrad ist auf die schwefelhaltigen Begleitminerale der Kohle (Pyrit, Markasit) zurückzuführen, die mit dem übrigen Abraum vermischt und heterogen verteilt werden. Im Verlauf dieses Prozesses wird das Abraummaterial teilweise intensiv belüftet, wobei Pyrit (bzw. Markasit) zu Fe(II) und Schwefelsäure oxidiert:



Des Weiteren werden in den sehr stark sauren bis extrem sauren Kippböden neben Al^{3+} - und Fe^{3+} -Ionen auch die Kationen Ca, Mg und K freigesetzt. Auf Grund der hohen Eintauschrate der Al-Ionen werden die Nährstoffkationen verstärkt von den Austauschern verdrängt und zusammen mit den bereits gelösten Nährstoffen ausgewaschen. Die Folgen sind ausgeprägter Nährstoffmangel und toxische Al-Konzentrationen in der Bodenlösung (Katzur 1998). Kennzeichnend für die tertiären Kippsubstrate ist darüber hinaus ihr hoher Benetzungswiderstand, der das Eindringen von Niederschlagswasser in den Boden vermindert. Der erhöhte Oberflächenabfluss führt sowohl zu Erosionserscheinungen aber auch zur Entstehung von temporären oder permanenten Gewässern auf Plateauflächen oder in Senken. Von den tertiären Substraten unterscheiden sich die quartären Substrate hinsichtlich Reaktions- und Humusverhältnisse sowie Nährstoffspeicherungs- und -transformationsvermögen (Haubold et al. 1998). So weisen die Quartärssubstrate einen geringeren Kohle- und Schwefelgehalt, eine mäßig saure Bodenreaktion und eine mittlere Basensättigung auf.

Insgesamt lassen sich die Kippsubstrate als mehr oder weniger kohlehaltige Sande mit initialer Bodenentwicklung und einer geringen, aber vorhandenen Biomasse an Mikroorganismen und Collembolen mit beginnender Stoffumsetzung charakterisieren. Sie sind ausgewiesen durch niedrige pH-Werte, einen akuten Mangel an pflanzenverfügbaren Nährstoffen, insbesondere Phosphat, Nitrat, Kalium und Magnesium, dem Fehlen von rezentem Humus sowie durch ein weites C/N-Verhältnis von 40 - 170, wobei das der kohlefreien Kippsubstrate meist enger ist (BTUC 1998, Katzur 1998). Des Weiteren sind die Kippenstandorte durch eine geringe Wasserkapazität, einen geringen Gehalt an Feinerdematerial und erhöhte Evaporationsraten ausgewiesen. Hohe Oberflächentemperaturen bedingen eine häufig ausgetrocknete oberste Bodenschicht. Weiterhin sind die Kippsubstrate sowohl durch Sommertrockenheit als auch Frosttrochnis gekennzeichnet.

Auf Grund der bereits langandauernden Besiedlung des Lausitzer Gebietes und der massiven Eingriffe in die Landschaft durch den Braunkohlentagebau ist die **natürliche Vegetation** in dem UG eigentlich nicht mehr vorhanden, so dass der folgende Überblick entsprechend kurz gehalten werden kann. Es ist davon auszugehen, dass außerhalb der Oberflächengewässer und Moore, Kiefern- und Kiefern-mischwälder die dominierende Vegetationsform darstellen würden (Dornier 1993, Grosser 1998). Auf Sand-Braunerden im Bereich von Grund- und Endmoränen würden in der Regel Kiefern-Eichenwälder (mit Trauben- oder Stieleiche) stocken. Nur selten wären auf diesen Standorten auch arme (Pillenseggen-)Buchenwälder anzutreffen. Standortlich leiten diese Wälder zu den auf Sand-Braunpodsolen der Talsande, Dünengebiete und sandig-kiesigen Altmoränen stockenden Kiefern-Birken-Stieleichenwäldern bzw. Kiefernwälder und -gehölze mit Zwergsträuchern oder Strauchflechten über. Auf trockenen Dünenrücken mit Sand-Rankern wären fließende Übergänge zu Sandtrockenrasen zu beobachten. Auf den Sand-Gleyböden der Urstromtäler und Beckenlandschaften wären Erlen- und Erlen-Eschenwälder sowie Erlen-Eschen-/Stieleichen-Hainbuchenwälder mit ca. 10 % am Vegetationsaufbau beteiligt. Echte Auenwälder auf Decklehm- oder Decktonablagerungen sind als schmaler Saum entlang der Neiße bzw. in den bis zu mehreren Kilometer breiten Niederungen am Oberlauf der Spree, am Mittel- und Unterlauf der Pulsnitz und im Schraden, wenn überhaupt, nur noch als kleine Fragmente erhalten. Traubeneichen- und Traubeneichen-Buchenwälder auf Tieflehm-Staugleyen oder Tieflehm-Fahlerden im Endmoränenbereich

oder auch wärmeliebende Traubeneichenwälder mit Kiefern in Kuppenlagen würden auch in der ursprünglichen Vegetation nur eine geringe Rolle spielen. Als Besonderheit für den Naturraum ist das Auftreten von Fichte und Weiß-Tanne zu nennen, wobei die Fichte hier in einer spätaustreibenden Lokalklimarasse auftritt und somit nicht durch Spätfröste gefährdet ist. Ein charakteristisches Vegetationselement bilden die z.T. bewaldeten Hochmoorkomplexe. Bemerkenswert ist, dass auf den mikroklimatisch ausgeglicheneren Standorten der armen, dauernden Sande und Tone ein Vorkommen eher atlantisch verbreiteter Pflanzenarten zu verzeichnen ist (vgl. z.B. Pietsch 1990).

Flächendeckende Biotoptypenkartierungen im UG (BTUC 1998) bringen die starke Abweichung der **aktuellen Vegetation** von der im vorausgegangenen Kapitel dargelegten natürlichen Vegetation deutlich zum Ausdruck. Im Untersuchungsraum Koyne/Plessa wurden beispielsweise keine natürlichen Stand- oder Fließgewässer kartiert und außer einigen Feuchtwiesen finden sich nur wenige naturnahe Gras- und Staudenfluren. Es dominieren fast ausschließlich naturferne Wälder oder Forste. Allerdings geht aus dieser Kartierung nicht hervor, dass die meisten dieser als naturfern eingestuften Biotope auf die ehemalige Nutzung als Braunkohlentagebau zurückzuführen sind. Es könnte sich ebenso um die Darstellung eines anthropogen stark überformten Gebietes handeln. Die Vielfalt der vorkommenden Biotoptypen sowie ihre Übereinstimmung mit Biotoptypen aus dem unverritzten Bereich macht deutlich, dass ein Bezug zur Vornutzung nur noch "gewusst", aber nicht mehr "gesehen" werden kann (BTUC 1998).

Im Gegensatz dazu können im Bereich der noch sehr jungen Bergbaufolgelandschaft der Schlabendorfer Felder verschiedene Biotoptypen ausgehalten werden, die in den unverritzten Randbereichen nicht vorkommen (BTUC 1998). Die ehemaligen Tagebauflächen können somit auf Grund ihrer Vegetationsbedeckung als etwas eigenständiges erkannt und deutlich von der umgebenden, gewachsenen Kulturlandschaft abgegrenzt werden. Auffällig ist außerdem, dass jedem Biotop, rein rechnerisch, in den Schlabendorfer Feldern eine höhere Grundfläche zufällt als in dem Gebiet Koyne/Plessa. Die Anteile der Gras- und Staudenfluren liegen in beiden Gebieten bei ca. 15 %, wobei jedoch in den Schlabendorfer Feldern die BFL-spezifischen Offenlandbiotoptypen einen weitaus höheren Stellenwert erreichen als in dem Gebiet Koyne/Plessa. Während in Koyne/Plessa Wälder und Forste vorherrschen, ist insbesondere Schlabendorf-Süd in weiten Bereichen durch Schonungen und Vorwälder charakterisiert. Infolge des geringeren Gehölzanteils kommt auch den Äckern und Ansaaten in Schlabendorf eine deutlich höhere Bedeutung zu.

1.3 Untersuchungsräume

In dem Gebiet des Niederlausitzer Braunkohlenreviers wurden für die vorliegende Arbeit zwei Hauptuntersuchungsräume ausgewählt. Es handelt sich dabei um die Schlabendorfer Felder sowie das Gebiet Koyne-Grünwalde-Plessa (vgl. Abb. 1).

Der Untersuchungsraum "**Schlabendorfer Felder**" liegt im südöstlichen Teil des Luckau-Calauer Beckens und fällt vom Lausitzer Grenzwall im Süden (Mühlenberg ca. 120 m ü. NN) nach Norden bis auf 60 m ü. NN ab. Vor Beginn des Braunkohlenbergbaus wurde das Gebiet von verschiedenen Fließgewässern durchzogen, zudem waren in Senken künstliche Teiche angelegt. Verwaltungsrechtlich gehört dieser Untersuchungsraum sowohl dem Landkreis Dahme-Spreewald (Altkreis Luckau) als auch dem Landkreis Oberspreewald-Lausitz (Alt-

kreis Calau) an. Die Entfernung nach Lübbenau beträgt ca. 10 km, die Entfernung nach Cottbus 40 - 50 km. Die Schlabendorfer Felder repräsentieren den modernen Großtagebau mit großen, zusammenhängenden Flächen, die jedoch innerhalb ihrer Grenzen eine hohe Differenzierung aufweisen können. Während der Tagebau Schlabendorf-Nord 1977 eingestellt und in weiten Teilen bereits rekultiviert wurde, erfolgte die Einstellung der Kohleförderung in dem Tagebau Schlabendorf-Süd erst 1991 und weist demzufolge einen hohen Anteil noch nicht sanierter bzw. in Rekultivierung befindlicher Flächen auf. Auf der Innenkippe im ehemaligen Tagebau Schlabendorf-Nord werden nach Abschluss des Grundwasserwiederanstiegs auf den zurzeit vorwiegend landwirtschaftlich genutzten Flächen großflächige Flachwassergebiete entstehen. Im Sanierungsplan (Braunkohlenausschuß 1993) ist deshalb eine Nutzungsumwidmung zu Naturschutz vorgesehen, so dass in Anbindung an Restloch F ausgedehnte Naturschutzvorrangflächen entstehen könnten. Teilgebiete beider ehemaliger Tagebaue sind außerdem Bestandteil des 1997 eingerichteten Naturparks "Niederlausitzer Landrücken". Erholungsangebote bestehen zum gegenwärtigen Zeitpunkt bereits an den Restlöchern A und C. Als Tourismuszentren sind die Ortslagen Schlabendorf - Zinnitz und Fürstlich-Drehna angedacht.

Der Untersuchungsraum **Koyne-Grünwalde-Plessa** liegt südwestlich der Großtagebaue Klettwitz und Klein-Leipisch, teilweise im Landkreis Oberspreewald-Lausitz (Altkreis Senftenberg) und teilweise im Elbe-Elster-Kreis (Altkreis Bad Liebenwerda) zwischen den Ortschaften Finsterwalde, Lauchhammer und Bad Liebenwerda. Ausgehend vom südlichen Tieflandbereich mit 90 – 100 m ü. NN steigt das Gelände nach Norden auf 120 – 150 m ü. NN. Das Gebiet gehört überwiegend dem Einzugsgebiet der Schwarzen Elster an. Eine genaue hydrologische Rekonstruktion ist auf Grund der massiven Eingriffe des Braunkohlenbergbaus nicht möglich. Während im 19. Jahrhundert zunächst nur lokale Grundwasserabsenkungen erfolgten, entwickelte sich in den ersten vier Jahrzehnten des 20. Jahrhunderts ein zusammenhängender Grundwasserabsenkungstrichter, der den gesamten Untersuchungsraum nachhaltig beeinflusste. Die Tagebauführung hatte außerdem zur Folge, dass einzelne Bereiche mehrfachen Absenkungs- und Wiederanstiegsphasen unterworfen waren. Das Gebiet ist stellenweise touristisch erschlossen (z.B. Grünwalder Lauch) und Teil des Naturparks "Niederlausitzer Heidelandschaft". Die Entfernung zu Cottbus beträgt 70 - 80 km, zu Lauchhammer 5 - 15 km. Der vorliegende Sanierungsplan wurde 1996 von dem Braunkohlenausschuß verabschiedet (Braunkohlenausschuß 1996).

1.4 Probestellen

Die Auswahl und Anordnung der Probestellen für die vegetationskundlichen Untersuchungen in den Offenlandbereichen der Niederlausitzer BFL orientierte sich weitestgehend an dem im LENAB-Verbundprojekt verwendeten Probenahmedesign (BTUC 1998). Dieses beruht auf vier großräumigen Landschaftstransekten innerhalb der zwei Hauptuntersuchungsräume, deren Lage zunächst auf einer Karte grob eingezeichnet wurde. Da primär die Vegetationsverhältnisse auf naturnahen, terrestrischen Offenflächen untersucht werden sollten, beschränkte sich der "Suchraum" für die jeweiligen Probestellen vor Ort auf die in den Sanierungsplänen (Braunkohlenausschuß 1993, 1996) ausgewiesenen Renaturierungs- und Sukzessionsflächen. Es handelt sich hierbei um Flächen, für die keine unmittelbare Folgenutzung im Rahmen von Land- oder Forstwirtschaft bzw. Erholungsnutzung, Siedlung, Industrie und Verkehr vorgesehen ist. Als "Sukzessionsflächen" gelten Gebiete, die im Anschluss an die Verkippung nicht

weiter bearbeitet wurden. "Renaturierungsflächen" hingegen unterlagen in der Regel einer Bodenbearbeitung und erhielten eine Initial- oder Zwischenbegrünung. Insgesamt liegt der Flächenanteil dieser Renaturierungs- und Sukzessionsflächen bei etwa 15 % der terrestrischen Bereiche in der BFL. Sowohl auf diese Zwangspunkte als auch auf die Beschränkung der Untersuchung auf Offenlandhabitats ist es zurückzuführen, dass die Probestellen entlang der verschiedenen Landschaftstransecte weder in gleichmäßigen Abständen platziert werden konnten, noch in den unterschiedlichen ehemaligen Tagebaugebieten eine identische Anordnung möglich war. Die letztendliche Auswahl der Probestellen orientierte sich dann an Strukturparametern wie z.B. Vegetationshöhe und -dichte, Dominanz von Gräsern oder Kräutern, bzw. Anteil offener Bodenfläche. Die Einbeziehung von Flächen unterschiedlichen Alters (Chronosequenzmethode) sollte es ermöglichen, auf indirektem Weg Hinweise auf den Sukzessionsverlauf in den Offenlandbereichen der BFL zu erhalten. Folgende Landschaftstransecte gingen in die Untersuchungen ein, die entsprechenden Probestellen sind jeweils in Klammern angegeben (vgl. Abb. 4a, b):

1.4.1 Landschaftstransect 1, ehemaliger Tagebau Schlabendorf-Nord

Das Landschaftstransect 1 erstreckt sich ausgehend von Restloch C in östlicher Richtung über eine zukünftige Vernässungsfläche im Zentrum des ehemaligen Tagebaus (141), dem Westufer von Restloch F (Lichtenauer See) (131 - 136) bis zu den gewachsenen Randbereichen am Ostufer (111, 112) mit einem Abstecher zum Südende des Restloches (122). Die Gesamtlänge beträgt ca. 6 - 7 km. Auf Grund der andauernden Sanierungsarbeiten während des Untersuchungszeitraumes konnten im Bereich der Renaturierungsflächen am Restloch C keine vegetationskundlichen Dauerflächen angelegt werden.

1.4.2 Landschaftstransect 2, ehemaliger Tagebau Schlabendorf-Süd

Dieses Transect erstreckt sich vom Tagebaurand bei der Ortschaft Bergen (221) in nordöstlicher Richtung über junge, meliorierte Kippenflächen (222), junge Kiefernauflorungen (223) und Ansaaten (224) bis auf die Sukzessionsfläche nahe Restloch 14/15 (225). Die Länge dieses Transectes beträgt ca. 5 km. Abweichend von diesem Transectverlauf wurden Probestellen im gewachsenen Randbereich des Restloches 14/15 (211, 212) sowie am nördlichen Ufer von Restloch 13 (231, 232) mit einbezogen.

1.4.3 Landschaftstransect 3, ehemalige Tagebaue Koyne-Grünwalde

Dieses Transect beginnt am Restloch 113. Die Probestellen 311, 312 und 316 liegen nördlich des Restloches, 313 befindet sich im östlichen Randbereich und 314 im südlichen Uferbereich. Das Transect erstreckt sich weiter in südwestlicher Richtung über eine Vernässungsfläche (315) zu den Restlöchern 76, 77, 78. Die Probestellen 322 und 323 befinden sich im südlichen Uferbereich des Restloches 76, Probestelle 321 liegt an der Spitze der Landzunge zwischen den Restlöchern 76 und 77 und 325 im nordwestlichen Uferbereich des Restloches 77. Die Probestelle 324 liegt im nördlichen, sanierten Uferbereich von Restloch 78.

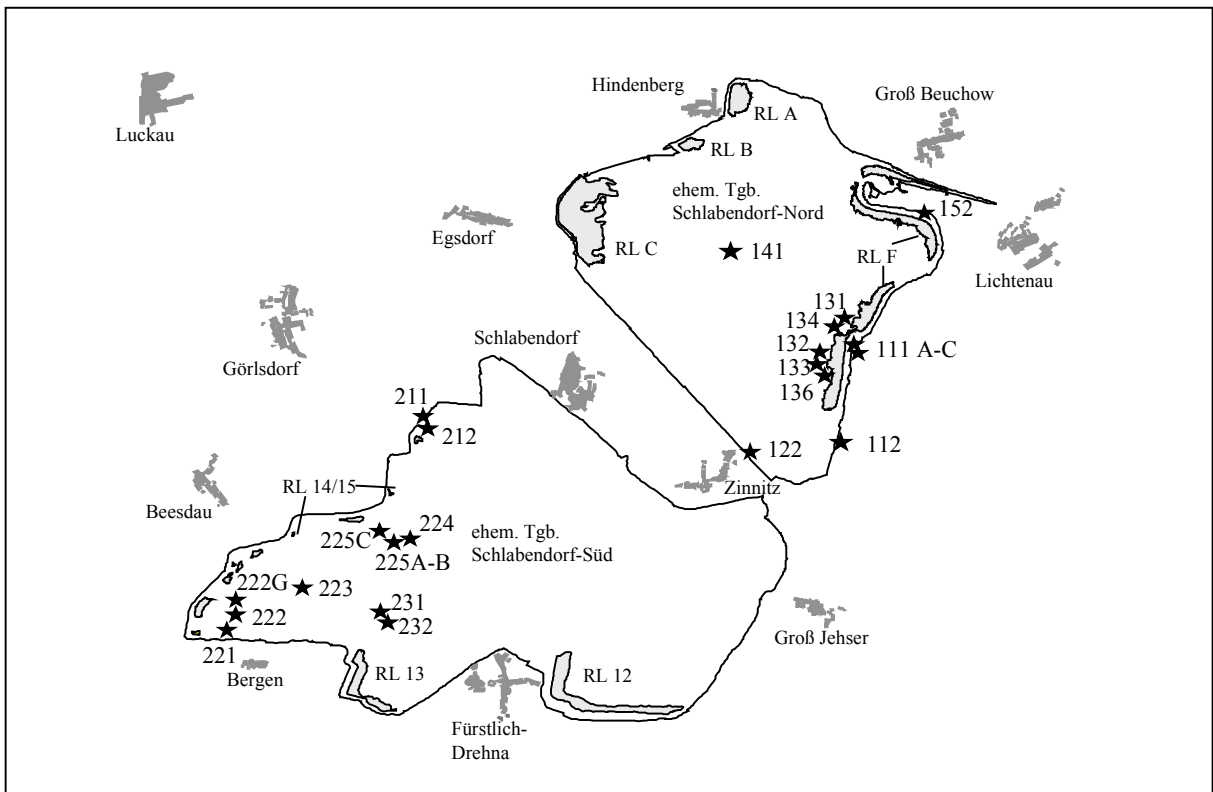
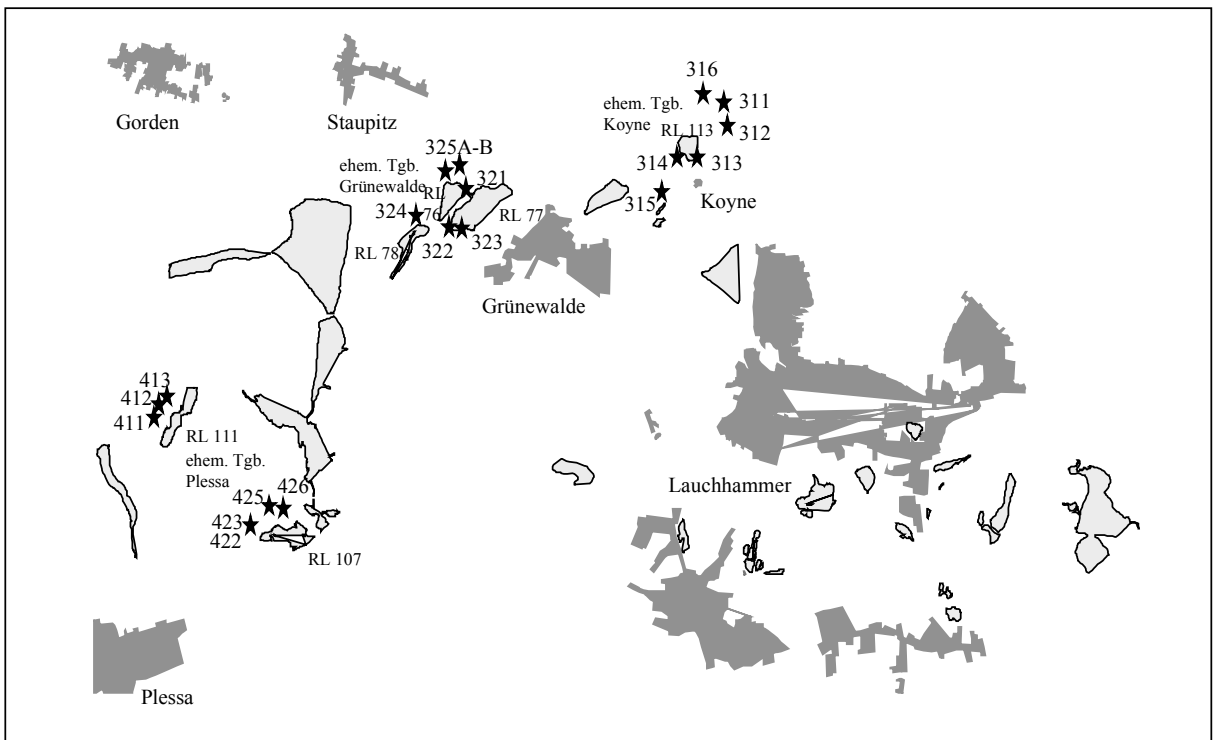


Abb. 4a: Hauptuntersuchungsraum Schlabendorfer Felder mit Probestellen entlang der Landschaftstransekte 1 und 2



★ Probestellen ■ Ortschaften □ Tagebau-Restlöcher

Abb. 4b: Hauptuntersuchungsraum Koyne-Plessa-Grünwalde mit Probestellen entlang der Landschaftstransekte 3 und 4

1.4.4 Landschaftstransekt 4, ehemaliger Tagebau Plessa

Ausgehend vom "Weißen Berg" am Westufer des Restloches 111 mit den Probestellen 411, 412 und 413 zieht sich dieses Transekt in südöstlicher Richtung über die Erosionshänge mit den Probestellen 422 und 423 und dem "Schwarzen Berg" mit den Probestellen 425 und 426 bis zum Restloch 107. Die Länge des Transektes beträgt ca. 3,5 km.

2 Methodik

2.1 Auswahl der Probestellen und Probenahmedesign

Entlang der in Kap. B.1.4 beschriebenen Landschaftstransekte wurden insgesamt 51 Probestellen für die vegetationskundlichen Untersuchungen ausgewählt. In Abstimmung mit den ebenfalls im terrestrischen Bereich arbeitenden Teilprojekten des LENAB-Verbundes wurden insgesamt 28 der 51 ausgewählten Probestellen gemeinsam bearbeitet (BTUC 1998). Dies hat zwar den Vorteil, dass für die gemeinsamen Probestellen eine große Datenmenge an biotischen und abiotischen Parametern zur Verfügung steht, bei der Auswahl der Probestellen allerdings auch ein Kompromiss zwischen vegetationskundlichen, zoologischen und bodenkundlichen Ansprüchen gefunden werden musste.

Die Vegetationserfassung erfolgte in den Vegetationsperioden 1995 – 1998 auf den im Jahr 1995 angelegten Dauerflächen. Um eine möglichst umfassende Analyse des Vegetationsbestandes an einer Probestelle und zudem ein Vergleich zwischen allen bearbeiteten Probestellen zu ermöglichen, wurde ein durchgängig einheitliches Probenahmedesign gewählt. Die Basis bilden linienförmige Transekte, die in jeweils 4 m² große Probeflächen unterteilt wurden. Vegetationsaufnahmen wurden auf jeder zweiten Fläche durchgeführt (vgl. Austin 1981). Diese Anordnung hat den Vorteil, dass auch auf steileren Hangabschnitten eine detaillierte Vegetationserfassung möglich war, ohne dass die Probeflächen selbst intensiv betreten werden mussten und somit Beeinträchtigungen der Dauerflächen verhindert werden konnten. Ebenso wie die Landschaftstransekte wurden auch diese Transekte zunächst grob auf einer großmaßstäblichen Karte eingezeichnet. Ihre tatsächliche Lage und Ausrichtung im Gelände orientierte sich dann an unterscheidbaren strukturellen Kriterien wie z.B. Kurz- bzw. Hochgrasbestand oder spärlich bewachsene Sandfläche. Auf den im LENAB-Verbund gemeinsam untersuchten Probestellen liegen die Transekte in engem räumlichen Bezug zu den zoologischen und bodenkundlichen Probenahmestellen. Somit entspricht die Anlage der vegetationskundlichen Probeflächen einem "stratified sampling design", wobei die Probeflächen innerhalb der verschiedenen Strata allerdings nicht zufällig angelegt wurden, sondern entsprechend der beschriebenen systematischen Vorgehensweise. Diese erschien besser geeignet, um die an einer Probestelle vorhandene Variation zu analysieren und sie ermöglicht zudem problemlos eine Auswertung mittels uni- und multivariater statistischer Methoden. An keiner Probestelle wurden einzelne Probeflächen in "einheitlichen" floristischen Beständen angelegt. Die Schätzung der Vegetationsbedeckung erfolgte mittels einer leicht modifizierten Londo-Skala (Londo 1976), um insbesondere Vegetationsveränderungen im unteren Skalenbereich auf den Dauerflächen besser dokumentieren zu können. So wurde die Klasse 0.01 für Deckungswerte kleiner 1 % eingeführt und eine Unterteilung der Klasse 1 in 0.75 für Deckungswerte zwischen 6 und 10 % und 1.25 für Deckungswerte zwischen 11 und 15 % vorgenommen. Auf jeder Probefläche wurden folgende Parameter notiert:

Gesamtdeckung (%) der Vegetation, Deckung (%) der Baum-, Strauch- und Krautschicht, Deckung (%) der Moose und Flechten, maximale und mittlere Höhe der Baum-, Strauch- und Krautschicht, Deckungsgrad der einzelnen Arten entsprechend der Schätzskala, mittlere Höhe der einzelnen Arten, Hangneigung (° mit einem Neigungsmesser), Exposition (mit Kompass), Reliefposition (Finnern & Herwig 1994) und das Datum der Vegetationsaufnahme. In die Auswertung mit einbezogen wurden auch Vegetationsaufnahmen von zwölf jeweils 26 Jahre alten Dauerbeobachtungsflächen von der Außenhalde Buckow (Jentsch 1996).

Um den Einfluss von Wildverbiss zu ermitteln, wurde eine 0,25 ha große Fläche im Tagebau Schlabendorf-Süd, Tagebaueinfahrt Bergen, im Dezember 1995 eingezäunt. Sowohl im ungezäunten als auch gezäunten Bereich wurde ein gleichartiges Probenahmedesign bestehend aus 4 m² großen Dauerflächen in Transektform und zusätzlichen Nullflächen (s.u.) angelegt. Außerdem wurden alle auf den zwei Gesamtflächen vorkommenden Arten erfasst.

Für eine detaillierte Darstellung der räumlichen und zeitlichen Vegetationsdynamik erfolgte die Erfassung der Individuen bzw. der Sprosse ebenfalls auf 4 m² großen Dauerflächen mittels eines in 100 dm² Felder unterteilten Rasterrahmens in den Vegetationsperioden 1995 – 1998 auf insgesamt 77 Flächen (vgl. Wolf 1985). Um eine punktgenaue Erfassung der einzelnen Individuen zu ermöglichen, wurden die entsprechenden Aufnahmeflächen 1995 überwiegend in zumeist durch Sanierungstätigkeiten oder Erosionserscheinungen hervorgerufenen Bestandslücken angelegt². Auf diese Weise wurde weniger die Vegetationsdynamik in einem "intakten" Bestand untersucht, sondern vielmehr die kleinräumige Wiederbesiedlungsdynamik auf infolge von Störungen entstandenen offenen Bodenflächen. Die Individuen wurden, abstrahiert auf ihren Mittelpunkt, auf Millimeterpapier eingezeichnet und anschließend mittels des Programms AutoCAD digitalisiert.

Derartige Rasteraufnahmen wurden nicht nur auf bereits bewachsenen Flächen durchgeführt, sondern es wurden außerdem so genannte "Nullflächen" eingerichtet. Zu diesem Zweck wurden jeweils im Herbst 1995 und im Frühjahr 1996 auf 9 Standorten, d.h. auf insgesamt 18 Flächen, künstlich weitestgehend vegetations- und diasporenfreie Flächen geschaffen. Dazu wurde auf 4 m² großen Flächen (lediglich in den gezäunten und ungezäunten Versuchspartellen wurde die "Störung" auf 16 m² ausgeweitet) die Vegetationsdecke einschließlich der obersten Bodenschicht (ca. 10 cm) abgetragen und anschließend 20 - 25 cm tief umgegraben. Ober- und unterirdische Pflanzenteile wurden so weit wie möglich entfernt (vgl. Wolf 1985). Um Mikroreliefunterschiede möglichst auszuschließen wurden die Flächen nach dem Umgraben mittels einer Harke eingeebnet. Zur Einschätzung der verbliebenen Diasporenbank wurden 20 randomisierte Einstiche mit einem Bodenbohrer aus den oberen 5 cm entnommen. Diese Diasporenbankprobe wurde in Plastikdeckelschalen gefüllt und mittels der Auflaufmethode unter Freilandbedingungen im Frühbeet des Schulgartens in Cottbus zur Aussaat gebracht. Die auflaufenden Keimlinge wurden in den darauf folgenden 10 Monaten bestimmt und gezählt (vgl. Janasek 1995). Die Erfassung der sich etablierenden Vegetation erfolgte in den anschließenden Vegetationsperioden auf den zentralen 4 m² der 16 m² großen Nullflächen ebenfalls mit Hilfe des Rasterrahmens. Außerdem erfolgte eine Schätzung der Vegetationsbedeckung mittels der Londo-Skala.

² Die Erfassung geschlossener Sandtrockenrasen bzw. hochwüchsiger Gras- und Staudenfluren ist mit dieser Methode nicht möglich.

Die Nomenklatur der Phanerogamen richtet sich nach Wisskirchen & Haeupler (1998), die der Moose nach Frahm & Frey (1992) und der Flechten nach Wirth (1995).

2.2 Bodenkundliche Untersuchungsmethoden

Die Erfassung und Analyse der bodenkundlichen Parameter auf den im Rahmen des LENAB-Projektes gemeinsam untersuchten Probestellen erfolgte in dem Zeitraum 1995 - 1997. Für die bodenphysikalischen und -chemischen Parameter wurden die Tiefen 0 - 10, 10 - 20 und 20 - 30 cm beprobt. Der Boden wurde im Labor feldfrisch auf 2 mm gesiebt und homogenisiert. Zur Charakterisierung der Standorte wurden die physikalischen Kennwerte Wassergehalt (WG), maximale Wasserkapazität (W_{kmax}) und Korngrößenzusammensetzung bestimmt. Die Ton-, Fein-, Mittel- und Grobschlufffraktionen wurden nach der Pipettmethode an der Köhn-Apparatur ermittelt, die Fein-, Mittel- und Grobsandfraktionen mittels der Siebmethode. Die Bodenarten wurden gemäß Finern & Herwig (1994) eingeteilt. Außerdem wurden folgende chemischen Parameter erhoben: pH($CaCl_2$)-Wert, elektrische Leitfähigkeit (E_c), am C/N/S-Analysator wurde der organische Kohlenstoff (C_{org})-, Gesamtstickstoff (N_t)- und Schwefel (S_t)-Gehalt gemessen. Ammonium (NH_4^+ -N)- und Nitrat (NO_3^- -N)- Stickstoff wurden photometrisch nach der N_{min} -Methode bestimmt, Phosphat (P_2O_5) photometrisch nach der CAL-Methode und Sulfat-Schwefel (SO_4^{2-} -S) am Ionenchromatographen. Zur Charakterisierung der Probestellen wurde jeweils der Mittelwert aus 7 Probenahmeterminen zu Grunde gelegt. Auf den Probestellen, die ausschließlich im Rahmen der Vegetationskunde bearbeitet wurden, erfolgte eine Probenahme im Frühjahr 1997 in den Tiefen 0 - 10 und 10 - 20 cm. Die Proben wurden ebenfalls entsprechend der oben dargelegten Methodik, mit Ausnahme der Bestimmung der Bodenart, analysiert.

Im Rahmen der vorliegenden Untersuchung wurde eine Verallgemeinerung dahingehend vorgenommen, dass die an einer Probestelle gemessenen Werte zur Charakterisierung aller dort angelegten Probeflächen herangezogen wurden. Bei einigen Transekten wurden außerdem in Abhängigkeit von der Reliefposition mehrere Bodenproben entnommen. Zwar wirft diese Vorgehensweise vor dem Hintergrund der in der BFL kleinräumig wechselnden Substratbedingungen Fragen auf, da die Bodenproben jedoch als Mischprobe von mehreren Quadratmetern unmittelbar angrenzend an den jeweiligen Transektverlauf entnommen wurden, ist davon auszugehen, dass sie geeignet sind, mehrere Probeflächen an einer Probestelle zu charakterisieren. Um zu überprüfen, inwieweit kleinräumige Substratheterogenität die Vegetationszusammensetzung beeinflusst, wurden im Rahmen einer Diplomarbeit (Grätz 1999) auf einer 40 x 40 m großen Fläche einhundert je 4 m² große Probeflächen, auf denen sowohl die Vegetation erfasst als auch Bodenproben entnommen wurden, in Form eines Gitternetzes angelegt.

2.3 Datenauswertung

Die Eingabe der Geländedaten erfolgte im EXCEL Format, aus dem sich die für alle anderen Auswerteprogramme erforderlichen Datei-Formate generieren ließen. Die Bearbeitung der vegetationskundlichen Tabellen erfolgte u.a. mit dem Auswertungsprogramm SORT (Durka & Ackermann 1993), zur explorativen Datenanalyse wurden sowohl univariate statistische Methoden aus dem Programm STATISTICA als auch verschiedene multivariate Ordinations- und Klassifikationsverfahren angewendet. Statistische Verfahren stellen in diesem Zusam-

menhang ein wichtiges Hilfsmittel dar, um in einem ersten Schritt die zunächst unüberschaubar erscheinende Vielfalt an ökologischen Variablen zu beschreiben, handhabbar zu machen, d.h. ihre gegenseitigen Beziehungen zu berechnen und was ebenso wichtig ist, sie anschaulich darzustellen. In einem nächsten Schritt können dann von der Bearbeiterin Muster und Strukturen herausgefiltert werden, die entweder im Rahmen einer Fragestellung zu interpretieren sind, oder die sogar dazu dienen können, neue Fragestellungen zu entwickeln. Im Rahmen der Vegetationskunde kommen vor allem verschiedene Klassifikations- und Ordinationsmethoden zum Einsatz. Im Vordergrund der Klassifikation steht das Zusammenfassen zu möglichst homogenen, diskreten Gruppen und das Ordnen nach verschiedenen Ähnlichkeitskriterien entsprechend der in einem Datensatz enthaltenen Informationen. Auf dieser Grundlage wird eine Benennung der Objekte, ein Überblick über die Variation der berücksichtigten Objekte und schließlich ein Vergleich der klassifizierten Gruppen untereinander möglich. Allerdings besteht die Gefahr, dass Klassifikation nicht lediglich als Handwerkszeug im Rahmen der explorativen Datenanalyse verstanden wird, sondern bereits ein Ziel an sich ist. Ebenso ist eine scharfe Grenzziehung zwischen den vorgenommenen Einteilungen nicht in jedem Fall möglich, da jede Art der Klassifikation nur ein Hilfsmittel zum Verständnis und zur Beschreibung der vorgefundenen Verhältnisse ist und somit immer aus der Sicht der Beobachterin resultiert und von daher unvollständig bleiben muss (Wiegand 1986, 1992). Während im Rahmen der Klassifikation Informationen über die Anordnung der Objekte im vieldimensionalen Raum weitestgehend verloren gehen, zielen Ordinationsmethoden darauf ab, Abstände der Objekte zueinander möglichst originalgetreu in wenigen Dimensionen darzustellen, so dass aus der Anordnung der Parameter im Ordinationsdiagramm wesentliche Informationen über ihre Beziehungen zueinander entnommen werden können. Vereinfacht kann gesagt werden: je näher zwei Objekte in diesem abstrakten Raum zusammen liegen, desto ähnlicher sind sie sich im Hinblick auf eine bestimmte Merkmalsausprägung (Kessel 1997). Bei Anwendung indirekter Analyseverfahren kommt der Bearbeiterin die Rolle zu, die entlang eines Gradienten visualisierten Ergebnisse entsprechend des eigenen Fachwissens einzuordnen. Die Anwendung direkter Verfahren hingegen eröffnet die Möglichkeit, vegetationskundliche Aufnahmen unmittelbar in Beziehung zu Umweltparametern zu setzen. Halbautomatisierte Verfahren der Vorwärtsselektion ermöglichen es außerdem, einzelne Variablen im Vorfeld der eigentlichen Analyse auf Redundanz oder zu geringe Signifikanz zu prüfen und sie gegebenenfalls von der weiteren Analyse auszuschließen. Zwar ist durch eine genaue Auflistung der verwendeten Algorithmen und Methoden gewährleistet, dass zwei unabhängige Bearbeiter oder Bearbeiterinnen das gleiche Ergebnis aus dem Datensatz ziehen würden, es ist jedoch nicht gesichert, dass sie, in Abhängigkeit vom jeweiligen Forschungsumfeld, auch zu den gleichen Interpretationen gelangen. Ebenso gibt es kein "Kochrezept" - sondern lediglich Leitlinien - wann genau welche Methoden bzw. Algorithmen anzuwenden sind. Es bleibt also immer ein gewisses Maß an Subjektivität übrig, was sich auch z.B. in der Anwendung verschiedener Transformationen, Standardisierungen oder Cluster-Verfahren bemerkbar macht. Eine detaillierte Beschreibung der verschiedenen multivariaten Methoden ist z.B. aus Gauch (1982), Jongman et al. (1995) oder ter Braak & Smilauer (1998) zu entnehmen.

Zur explorativen Datenauswertung wurden im Rahmen dieser Arbeit hierarchische Cluster-Methoden aus dem Programm SYN-TAX (Podani 1997) und das Klassifikationsprogramm TWINSPAN (Hill 1979) sowie verschiedene Ordinationsmethoden (PCA, RDA, DCA und CCA) aus dem CANOCO-Programmpaket (ter Braak & Smilauer 1998) angewendet. Die Erstellung der Ordinationsdiagramme basiert auf den Programmen CanoDraw 3.1 und Cano-

Post 1.0 (ter Braak & Smilauer 1998). Eine Überprüfung auf räumliche Autokorrelation sowohl entlang einzelner Transekte als auch im Gitternetz erfolgte mit dem Programm Variowin (Pannatier 1996). Da die mittels des Rasterrahmens punktgenau erfassten Individuen leicht digitalisiert werden konnten, erfolgte eine Auswertung der horizontalen Vegetationsmuster sowie die Berechnung der 'florula-diversity' ebenfalls mit dem Programm SYN-TAX (Podani 1997).

Ausgehend von den Ergebnissen der explorativen Datenanalyse wurden die im Gelände aufgenommenen Vegetationsbestände zu verschiedenen Vegetationstypen zusammengefasst. Auf eine detaillierte Zuordnung der vorgefundenen Vegetationseinheiten zu pflanzensoziologischen Einheiten wurde dabei verzichtet. Die weiter gehende Analyse der Vegetation fand unter Berücksichtigung von Lebens- und Wuchsformtypen, Verbreitungs- und Ausbreitungsspektren sowie Zeigerwerten statt. Die Zuordnung zu verschiedenen biologischen Spektren beruht auf Müller-Schneider (1977), Luftensteiner (1982), Grime (1988) und Frank et al. (1990). Die Berechnung der Zeigerwerte richtet sich nach Ellenberg et al. (1992). Eine tabellarische Übersicht, einschließlich einer kurzen Charakterisierung der einzelnen Probestellen sowie der dort angelegten Dauerflächen findet sich in Anhang 1.

C Ergebnisse

1 Floristische Charakterisierung der Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet

1.1 Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet

Die Auswertungen mittels verschiedener Klassifikationsverfahren zeigen, dass eine sinnvolle Zuordnung der untersuchten Vegetationsbestände zu pflanzensoziologischen Einheiten im engeren Sinn (z.B. Schubert et al. 1995, Pott 1995) nicht möglich ist. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird daher der Ansatz gewählt, die Vegetationsbestände entsprechend der Dominanz einzelner Arten bzw. dem Vorkommen bestimmter Artengruppen zu beschreiben und zu klassifizieren. Als ergänzende Information wird auch z.T. auf vertikale Strukturparameter zurückgegriffen. Um eine Einordnung und einen Vergleich der ausgewiesenen Vegetationstypen mit der vorliegenden Literatur zu ermöglichen, werden die Vegetationsbestände zunächst sehr stark aggregiert. In einem nächsten Schritt werden dann die kleinräumigen Vegetationsmuster näher dargestellt und erläutert (vgl. Kap. C.3). Die zusammenfassende Darstellung der Vegetationstypen in einer Stetigkeitstabelle (Tab. 4) basiert auf Vegetationsaufnahmen aus dem Jahr 1996. In Anhang 2 bis 11 sind die Einzeltabellen beigefügt, die den entsprechenden Spalten in der Stetigkeitstabelle zu Grunde liegen. Im UG können folgende Vegetationstypen ausgehalten werden (vgl. auch Felinks et al. 1999):

1.1.1 Vegetationsarme bzw. -freie Sandflächen und Rohkippen

Die diesem Vegetationstyp zugerechneten Flächen sind in der Regel durch eine Vegetationsbedeckung kleiner 10 % ausgewiesen (vgl. Anhang 2). Das Auftreten der einzelnen Arten ist in starkem Maße von den unmittelbar angrenzenden Vegetationsbeständen abhängig. So sind angrenzend an *Corynephorus*-Bestände eher Einzelexemplare von *Corynephorus canescens* vorzufinden, benachbart zu *Calamagrostis*-Fluren finden sich dann einzelne Individuen von *Calamagrostis epigejos*. Insbesondere auf älteren Tagebauflächen sind auch häufiger Kiefernkeimlinge zu beobachten.

1.1.2 Von *Corynephorus canescens* dominierte Kurzgrasrasen

Silbergrasfluren sind innerhalb des Untersuchungsgebietes durch eine hohe Variationsbreite ausgewiesen. Dabei ist zu beobachten, dass Bestände auf noch nicht festgelegtem, sandigem Substrat in der Regel lückiger ausgebildet sind als Bestände auf bereits festgelegtem Substrat. Neben der für diesen Vegetationstyp charakteristischen Art *Corynephorus canescens* weisen alle Probeflächen mit hoher Stetigkeit *Rumex acetosella*, *Ceratodon purpureus*, *Coryza canadensis* und *Festuca rubra* auf (vgl. Anhang 3). Die Deckung der Krautschicht liegt im Mittel bei 30 %, die der Moosschicht bei 15 %. Flechten kommen nicht vor. Die nur sehr geringmächtige Streuschicht liegt bei ca. 10 %, die durchschnittliche Artenzahl beträgt 7. Neben den bereits oben erwähnten Arten gesellen sich in der Moosschicht *Bryum caespiticium* und *Bryum argenteum* hinzu. Während *Corynephorus*-Bestände auf festgelegtem Substrat sich durch einen hohen Deckungsgrad von Silbergras und Moosen auszeichnen und so das Bild eines geschlossenen Kurzgrasrasens vermitteln, sind Silbergrasfluren auf noch nicht festge-

legtem, sandigem Substrat wesentlich lückiger ausgebildet. Die Vegetationsbedeckung überschreitet selten 25 %, eine hohe Stetigkeit weisen auf diesen Flächen *Corispermum leptopterum* und *Deschampsia flexuosa* auf. Moose und Flechten sind am Bestandaufbau nicht beteiligt. Ebenfalls durch einen hohen Deckungsgrad an Silbergras sind Bestände gekennzeichnet, die sich auf Flächen in verritzten und planierten, jedoch nicht eingesäten Randbereichen etabliert haben. Im Gegensatz zu den zuvor aufgeführten Beständen weisen sie eine höhere Artenzahl auf, was vermutlich auf den Einfluss der in unmittelbarer Nachbarschaft liegenden Ansaat- oder Trockenrasenflächen zurückzuführen ist. Zu diesen Arten zählen z.B. *Agrostis capillaris*, *Oenothera div. spec.*³, *Scleranthus annuus* und *Artemisia campestris*. Ein Übergreifen von Arten der benachbarten Kryptogamenbestände ist auch auf der Probestelle 131 zu beobachten. In diesem Fall handelt es sich jedoch z.B. um *Polytrichum piliferum*, *Helichrysum arenarium* und *Filago minima*.

1.1.3 Artenreiche Sandtrockenrasen

Die artenreichen Sandtrockenrasen nehmen in der Niederlausitzer BFL große Flächen ein. Alle Probestellen zeichnen sich dadurch aus, dass *Corynephorus canescens* und mehrjährige Kräuter wie z.B. *Helichrysum arenarium* oder *Ononis repens* mit vergleichbar hohen Deckungswerten auftreten (vgl. Anhang 4). Ähnlich wie bei den Silbergrasfluren sind einzelne Probestellen durch eine charakteristische Artenkombination oder sogar Einzelarten ausgewiesen, die auf anderen Probestellen keine oder nur eine untergeordnete Rolle spielen. So kann z.B. eine Probestelle durch *Ononis repens*, eine andere durch *Psyllium arenarium* oder *Lotus corniculatus* und die nächste durch *Petrorhagia prolifera* ausgewiesen sein. Allen gemeinsam ist jedoch das regelmäßige Auftreten von *Rumex acetosella*, *Achillea millefolium* und *Jasione montana*. Weitere häufige Arten sind *Cerastium semidecandrum*, *Filago minima*, *Arenaria serpyllifolia*, *Artemisia campestris*, *Senecio vernalis*, *Calamagrostis epigejos*, *Oenothera div. spec.* und *Erigeron acris*. Hinzu kommt mit 15 % eine geringmächtige Mooschicht, wobei *Ceratodon purpureus* auf nahezu jeder und *Polytrichum piliferum* auf etwa der Hälfte der Flächen vertreten ist. Der Deckungsgrad der Flechten liegt bei 5 % und ist im Wesentlichen auf die Arten *Cladonia glauca* und *C. fimbriata* zurückzuführen. Die Gesamtdeckung liegt bei 70 %, die mittlere Artenzahl beträgt 20. Auf Grund der vielen gemeinsamen Arten und der starken Schwankung der Vegetationszusammensetzung bereits entlang eines Transektes ist eine weitere Untergliederung dieses Vegetationstyps nicht möglich.

1.1.4 Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen

Dieser Vegetationstyp ist durch eine dichte, kompakte Mooschicht und einen hohen Flechtenreichtum charakterisiert (vgl. Anhang 5). Der mittlere Deckungsgrad der Moose liegt bei 55 %, der der Flechten bei 10 %. In beiden Fällen ist aber eine hohe Variationsbreite zu verzeichnen. Im Vergleich zu den artenreichen Sandtrockenrasen fällt die mittlere Artenzahl mit 11 deutlich niedriger aus. Die mittlere Gesamtdeckung beträgt 75 %, wobei der Deckungsgrad der Krautschicht deutlich hinter dem der Mooschicht zurücktritt. Die dichten Moospolster

³ Im UG können verschiedene *Oenothera*-Arten unterschieden werden, z.B.: *Oenothera rubricaulis*, *Oe. chicaginensis*, *Oe. silesiaca*, *Oe. parviflora* und *Oe. biennis*. Die Unterscheidung ist zwar für die einzelne Probestelle wichtig, hat aber für die Struktur und Charakterisierung des jeweiligen Vegetationstyps keine Bedeutung, so dass im Folgenden der Ausdruck *Oenothera div. spec.* verwendet wird.

werden überwiegend von *Polytrichum piliferum* gebildet, nur in wenigen Aufnahmen erlangen *Ceratodon purpureus* oder *Campylopus introflexus* höhere Deckungswerte. Bei den Flechten dominiert *Cladonia glauca*. *Corynephorus canescens* ist mit hoher Regelmäßigkeit anzutreffen, erreicht jedoch nur eine Deckung von ca. 10 %. Darüber hinaus sind noch *Rumex acetosella*, *Helichrysum arenarium*, *Hieracium pilosella* und *Calamagrostis epigejos* regelmäßig vorzufinden. Innerhalb der kryptogamenreichen Sandtrockenrasen lassen sich Bestände mit *Spergula morisonii*, *Teesdalia nudicaulis*, *Filago minima*, *Jasione montana* und *Hypochaeris radicata* abgrenzen. Bemerkenswert ist, dass *Teesdalia nudicaulis* und *Spergula morisonii*, als Charakterarten des *Spergulo-Corynephorums*, mit hoher Stetigkeit nur in den geschobenen Randbereichen anzutreffen sind. Auf Kippenflächen treten sie hingegen nur selten und mit geringer Abundanz auf. Gehölzaufwuchs spielt in allen bislang vorgestellten Vegetationstypen keine nennenswerte Rolle.

1.1.5 "Ältere" Sandtrockenrasen

Diesem Vegetationstyp zugeordnete Vegetationsaufnahmen liegen überwiegend in seit 35 Jahren oder länger stillgelegten Tagebaugebieten bzw. als Vergleichsflächen in unverritzten Randbereichen (vgl. Anhang 6). Charakteristische Arten sind *Festuca filiformis*, *Calluna vulgaris* und *Hieracium pilosella* sowie die Kryptogamen *Polytrichum piliferum*, *Cladonia fimbriata* und *C. glauca*. Des Weiteren ist ein verstärkter Gehölzaufwuchs zu beobachten. Diesem Vegetationstyp werden sowohl dichte *Calluna*-Bestände mit *Danthonia decumbens*, *Rubus fruticosus* agg. und *Agrostis stolonifera* zugerechnet als auch lückige *Calluna*-Bestände, in denen *Rumex acetosella*, *Hypochaeris radicata*, *Helichrysum arenarium*, *Cerastium semidecandrum*, *Polytrichum piliferum*, *Ceratodon purpureus*, *Brachythecium rutabulum* und *Cladonia div. spec.* die Zwischenräume zu besiedeln vermögen und somit Übergänge zu den kryptogamenreichen bzw. zu den artenreichen Sandtrockenrasen andeuten. Ebenso können auch dichte *Festuca filiformis*-Rasen aspektbestimmend sein. Die mittlere Deckung der Krautschicht liegt bei 55 %, die der Mooschicht bei 25 % und der Flechten bei 5 %. Die Gesamtdeckung beläuft sich auf ca. 70 %, die mittlere Artenzahl beträgt 12.

1.1.6 Krautreiche Pionierbestände

Neben den von *Corynephorus canescens* dominierten Pionierbeständen finden sich auch Vegetationseinheiten auf jüngeren Substraten, die überwiegend von krautigen Arten besiedelt werden. Auf Grund der sehr verschiedenen Artenzusammensetzung ist eine zusammenfassende Darstellung nur mit großen Einschränkungen möglich. Am ehesten kann eine Charakterisierung dieser Pionierbestände durch das gemeinsame Vorkommen von *Calamagrostis epigejos*, *Cirsium arvense*, *Conyza canadensis* und *Bromus hordeaceus* erfolgen (vgl. Anhang 7). Darüber hinaus weist jede untersuchte Probestelle ein eigenes Arteninventar auf. So zeichnet sich z.B. ein Transekt auf der Sukzessionsfläche in Schlabendorf-Süd, außer durch die bereits genannten Arten, noch durch *Lolium perenne*, *Achillea millefolium*, *Dactylis glomerata*, *Artemisia campestris*, *Bryum caespiticium*, *B. argenteum* und *Ceratodon purpureus* aus. Hingegen ist ein anderes Transekt auf der gleichen Sukzessionsfläche durch *Echinochloa crus-galli*, *Hordeum jubatum*, *Rumex acetosella* und *Phragmites australis* charakterisiert. Ebenso werden Pionierbestände mit *Oenothera div. spec.*, *Agrostis capillaris*, *Senecio vernalis* und *Corispermum leptopterum* angetroffen. Der Deckungsgrad der Krautschicht beträgt ca.

40 %, Moose spielen nahezu keine Rolle, Flechten sind nicht vorhanden. Die mittlere Artenzahl beträgt 11.

1.1.7 Hochwüchsige Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte

Hochwüchsige Gras- und Staudenfluren sind v.a. auf älteren Probestellen zu finden, die in unregelmäßigen Abständen und auf kleiner Fläche von Sanierungstätigkeiten beeinflusst, anschließend aber sehr schnell wieder besiedelt werden. Ähnlich wie in den krautreichen Pionierbeständen lassen sich nur wenige Arten herausarbeiten, die auf allen Flächen mit hoher Stetigkeit auftreten (vgl. Anhang 8). Dazu zählen *Agrostis capillaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Rumex acetosella*, *Ceratodon purpureus* und, mit Einschränkungen, auch Kiefern-Jungwuchs. Darüber hinaus ist jede Probestelle wiederum durch eine eigenständige Artenkombination ausgewiesen. So ist z.B. die Ruderalfläche am Restloch 113 durch *Daucus carota*, *Centaurea stoebe*, *Plantago lanceolata*, *Poa compressa*, *Hieracium pilosella* und *Cladonia fimbriata* gekennzeichnet, wohingegen eine gewachsene, aber verritzte Böschung im Tagebau Schlabendorf-Süd u.a. durch *Artemisia vulgaris*, *Potentilla reptans*, *Bromus hordeaceus*, *Conyza canadensis*, *Apera spica-venti* und *Bromus tectorum* ausgewiesen ist. Eine Sonderstellung nimmt sicherlich die Fläche 321 am Nordende der Woberg-Störung ein, die unter anderem durch *Holcus lanatus*, *Juncus effusus*, *Campylopus pyriformis*, *Carex canescens* und *Molinia caerulea* charakterisiert ist. Bei einer mittleren Artenzahl von 17 beträgt die Deckung in der Krautschicht im Durchschnitt 55 %. Kryptogame sind nur mit durchschnittlich 5 % am Vegetationsaufbau beteiligt.

1.1.8 Ansaaten auf meliorierten Flächen

Im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen werden zum Zweck der Substratfestlegung sowie zur Verminderung von Staubemission auf vegetationsfreien Rohböden Ansaaten mit Gräsern bzw. Kräutern und Stauden ausgebracht. Da insbesondere in den jüngeren Sanierungsgebieten weite Flächen von diesen Ansaaten eingenommen werden, die z.T. anschließend der freien Sukzession unterliegen, werden sie als eigenständiger Vegetationstyp eingestuft. Bereits nach 2 bis 3 Jahren ist ein Einwandern von Arten aus angrenzenden Flächen zu beobachten.

Lückige *Festuca*-Einsaaten

Bereits nach wenigen Jahren markieren lückige *Festuca rubra*-Einsaaten einen Übergangsbereich zwischen Silbergrasfluren auf der einen und artenreichen Sandtrockenrasen auf der anderen Seite (vgl. Tab. 4). Ähnlich den Silbergrasfluren vermittelt dieser Vegetationstyp das Bild eines geschlossenen Kurzgrasrasens. Dies ist darauf zurückzuführen, dass in der Krautschicht mit einem mittleren Deckungswert von ca. 35 % neben *Festuca rubra* bereits *Corynephorus canescens* mit vergleichbaren Deckungswerten auftritt (vgl. Anhang 9). Krautige Arten wie *Conyza canadensis*, *Crepis tectorum* und *Rumex acetosella* sowie mit geringerer Stetigkeit auch *Arenaria serpyllifolia* und *Helichrysum arenarium* zählen außerdem zum Arteninventar. Selten erreichen sie Deckungswerte über 2 %, manchmal handelt es sich sogar um Einzelexemplare. Sie tragen insgesamt jedoch zu einer mittleren Artenzahl von 13 bei. Auf dem festgelegten Substrat erreicht die Moosschicht im Mittel Deckungswerte von 20 % und setzt sich aus wechselnden Anteilen von *Ceratodon purpureus*, *Bryum caespiticium* und *B. argenteum* zusammen.

Tab. 4: Stetigkeitstabelle der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet

Vegetationstyp:	Coryne- phorus- Rasen	Festuca- Ansaaten	Artenrei- che STR	Kryptog- reiche STR	"Ältere" STR	Gras- Stauden Fluren	Kraut- Gras- Ansaaten	Kraut- reiche Plo.-B.	Calama- grostis Bestände	Veg.- arme Flächen
Anzahl der Aufnahmen:	59	40	56	38	42	16	33	14	49	20
Mittl. Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Krautschicht	30	35	60	35	55	55	55	40	70	5
Moose	15	20	15	55	25	5	10	2	0-15	-
Flechten	-	-	5	10	5	4	-	-	0-15	-
Streuschicht	10	1	5	10	10	20	1 - 75	-	60	-
Gesamtdeckung (%):	40	45	70	75	70	55	55	40	75	5
Mittlere Artenzahl:	7	13	20	11	12	17	16	11	9	2
Bryum caespiticium	I	V	I	I	I	I	III	II	I	.
Bryum argenteum	I	III	.	.	.	I	II	II	I	.
Festuca rubra	III	V	I	I	I	I	V	.	I	.
Crepis tectorum	I	V	III	II	.	.	I	III	I	.
Arenaria serpyllifolia	I	IV	IV	I	I	.	I	.	I	.
Helichrysum arenarium	I	IV	IV	III	II	.	.	.	I	.
Cerastium semidecandrum	I	III	IV	I	II	I	I	I	I	.
Erigeron acris	I	II	III	I	.	.	.	I	.	.
Achillea millefolium	I	II	V	II	.	II	II	III	II	.
Ononis repens	I	.	IV	I	.
Filago minima	I	.	IV	II	I	I
Jasione montana	.	II	IV	II	I
Oenothera spec.	I	I	IV	I	I	.	II	II	.	.
Cladonia glauca	.	.	IV	V	III	III	I	.	I	.
Hieracium pilosella	I	I	III	III	IV	IV	I	.	I	I
Polytrichum piliferum	I	.	III	V	III	I
Campylopus introflexus	.	.	I	II	II
Spergula morisonii	.	.	I	II	I
Teesdalia nudicaulis	.	.	I	I	I	.
Hypochaeris radicata	.	.	II	III	II	I	I	.	I	.
Cladonia fimbriata	I	.	II	III	III	II	.	.	I	.
Festuca filiformis	.	.	I	.	III	.	II	.	.	.
Calluna vulgaris	III
Agrostis capillaris	I	I	I	I	II	V	IV	I	II	I
Poa pratensis	I	.	I	.	.	I	IV	I	I	.
Bromus hordeaceus	.	I	I	I	.	II	II	IV	I	.
Cirsium arvense	.	I	II	.	.	I	I	IV	II	.
Artemisia vulgaris	.	.	I	.	.	II	II	II	I	.
Hypericum perforatum	.	I	I	.	I	III	II	.	I	I
Tanacetum vulgare	I	III	I	.	.	.
Bromus tectorum	.	.	I	.	.	I	I	III	I	.
Daucus carota	II	I	II	.	.
Dactylis glomerata	.	I	.	.	.	I	II	II	.	.
Centaurea stoebe	II	I	.	.	.
Phleum pratense	III	.	.	.
Corynephorus canescens	V	V	V	V	II	I	III	I	I	II
Ceratodon purpureus	III	V	V	III	II	IV	II	II	II	I
Calamagrostis epigejos	II	III	IV	III	IV	V	II	IV	V	II
Rumex acetosella	IV	V	V	IV	II	III	III	II	II	I
Conyza canadensis	II	V	III	I	I	II	III	IV	II	.
Senecio vernalis	I	II	II	I	I	I	I	I	I	.
Elymus repens	I	I	II	I	.	II	I	II	I	.
Pinus sylvestris (juv.)	I	I	I	II	III	II	.	I	I	II
Pinus sylvestris (K)	I	I	I	I	II	I	.	.	I	.
Artemisia campestris	I	I	III	I	I	.	II	II	I	.
Corispermum leptopterum	II	.	I	.	.	I	I	III	I	.
Apera spica-venti	.	I	I	.	.	II	II	I	I	.
Taraxacum spec.	I	III	I	.	I	I	.	II	I	.
Leontodon autumnalis	I	II	I	.	I	II	.	II	I	.
Potentilla reptans	I	.	I	.	.	III	.	.	I	.
Plantago lanceolata	I	.	III	I	.	II	I	.	I	.
Medicago lupulina	.	I	II	.	.	.	II	.	I	.
Barbula convoluta	I	.	I	.
Scleranthus annuus	I	.	II	I	.	I	II	.	I	.
Carex hirta	.	.	I	II	I	I	.	.	I	.
Cephaloziella rubella	.	.	I	II	I	.	.	.	I	I
Pohlia nutans	I	.	I	I	I	.	.	.	I	.
Molinia caerulea	.	.	I	I	I	I	.	.	.	I
Cladonia pyxidata	.	.	I	I	I	.	.	.	I	.
Pinus sylvestris (St)	I	I	I	I	II	.	.	.	I	.
Funaria hygrometrica	I	.	.	I	I	.	I	I	I	.
Deschampsia cespitosa	I	I	.	I	.

Tab. 4: Fortsetzung

In den Corynephorus-Rasen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Chondrilla juncea, Senecio viscosus, Cladonia spec.

In den Festuca-Ansaaten kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Agrostis vinealis, Papaver dubium

In den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Alnus glutinosa (St)

In den "älteren" Sandtrockenrasen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Betula pendula (juv.), Botrychium matricariifolium, Carex flava, Carex pilulifera, Crataegus laevigata (K), Erophila verna, Hieracium lachenalii, Melampyrum pratense, Peltigera spec., Pinus sylvestris (BS), Polytrichum juniperinum, Populus tremula (juv.), Prunus serotina (K), Quercus robur (juv.), Sorbus aucuparia (juv.), Vicia parviflora, Viola riviniana, Polygala vulgaris, Danthonia decumbens, Rubus fruticosus agg.

In den hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Anthoxanthum aristatum, Capsella bursa-pastoris, Lamium purpureum, Prunella vulgaris, Galeopsis tetrahit, Solidago canadensis, Prunus spec. (juv.), Vulpia myuros
Mit Stetigkeit II: Prunus spec. (K)

In den dichten Kraut-Gras-Ansaaten kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Trifolium campestre, Vicia parviflora, Artemisia absinthium, Potentilla recta, Berteroa incana, Campanula patula, Herniaria glabra, Cichorium intybus, Phalaris arundinacea, Secale spec., Silene latifolia ssp. alba, Euphorbia cyparissias, Veronica serpyllifolia, Vicia cracca, Vulpia myuros, Vicia villosa, Trifolium dubium

In den krautreichen Pionierbeständen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Lepidium ruderales, Salix spec (K)
Mit Stetigkeit II: Tragopogon dubius

In den Calamagrostis-Beständen kommen außerdem mit Stetigkeit I vor:
Astragalus glycyphyllos, Cerastium arvense, Cirsium vulgare, Epilobium collinum, Epilobium spec., Galium aparine, Geranium rotundifolium, Myosotis stricta, Juncus conglomeratus, Plagiomnium affine, Rorippa sylvestris, Rumex crispus, Salix aurita (K), Salix aurita (St), Senecio sylvaticus, Sonchus asper, Urtica dioica, Viola spec.

Dichte Kraut-Gras-Einsaaten

Die in diesem Vegetationstyp zusammengefassten Vegetationsbestände sind durch das Vorkommen von *Festuca rubra* charakterisiert, darüber hinaus weist auch in diesem Fall jede untersuchte Probestelle ihre eigene Charakteristik auf (vgl. Anhang 10). So sind beispielsweise die Ansaatflächen 224 auf der Innenkippe von Schlabendorf-Süd v.a. durch Gräser des Wirtschaftsgrünlandes wie *Phleum pratense*, *Lolium perenne* und *Agrostis stolonifera* ausgewiesen. Bei den Probestellen 152B und 225A handelt es sich nicht um unmittelbar aus Ansaaten hervorgegangene Bestände, sondern vielmehr um Bestände, die in unmittelbarer Nachbarschaft zu Ansaatflächen liegen und infolge der aus den Ansaaten übergreifenden Arten ein vergleichbares Artenspektrum aufweisen und daher diesem Vegetationstyp zugerechnet wurden. Unterschiede zwischen den Probestellen 224 und 225A zeichnen sich dahingehend ab, dass sich auf dem festgelegten Substrat auf 224 bereits Moose wie z.B. *Bryum caespiticium* und *Ceratodon purpureus* etabliert haben, die auf dem lockeren Substrat der Probestelle 225A fehlen, wohingegen hier Gräser der Sandtrockenrasen wie z.B. *Corynephorus canescens* und *Festuca filiformis* zu beobachten sind. Auf der Probestelle 152B sind neben Arten der angrenzenden Gras-Klee Einsaat (u.a. *Festuca rubra*, *Trifolium repens*, *Poa pratensis* und *Dactylis glomerata*) auch Arten, die bereits zu den Sandtrockenrasen überleiten, wesentlich am Vege-

tationsaufbau beteiligt. Dazu zählen beispielsweise *Artemisia campestris*, *Trifolium arvense*, *Oenothera div. spec.* und *Rumex acetosella*. Auf der anderen Seite vermitteln diese Bestände auch zu den hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte, was sich z.B. an dem Auftreten von *Daucus carota*, *Centaurea stoebe* und *C. jacea* ablesen lässt (vgl. auch Tab. 4).

1.1.9 *Calamagrostis epigejos*-Hochgrasbestände

Hochwüchsige *Calamagrostis*-Bestände nehmen in den Offenlandbereichen der Niederlausitzer BFL große zusammenhängende Flächen ein. Die von weitem als relativ einheitlich erscheinenden Hochgras-Bestände zeigen bei näherem Hinschauen jedoch eine erstaunliche Vielfalt. Neben *Calamagrostis*-Monodominanzbeständen finden sich auch solche, in denen Arten benachbarter Vegetationstypen mit höheren Deckungswerten anzutreffen sind, ebenso wie sehr artenarme, aber lückige Bestände (vgl. Anhang 11). Es ist kaum möglich für den gesamten Vegetationstyp, neben *Calamagrostis epigejos* selbst, noch weitere charakteristische Arten zu nennen. Mit Einschränkungen können *Ceratodon purpureus*, *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella*, *Senecio vernalis* und *Holcus lanatus* genannt werden. Eine weiter gehende Unterteilung dieses Vegetationstyps ist jedoch unter Berücksichtigung der Vegetationsstruktur möglich. So spielen z.B. in den *Calamagrostis*-Dominanzbeständen Moose und Flechten keine Rolle. Der Deckungsgrad der Krautschicht erreicht im Mittel 90 % bei einer mittleren Artenzahl von 7. Des Weiteren lassen sich Bestände abgrenzen, die eine gut ausgebildete Kryptogamenschicht mit *Brachythecium rutabulum*, *Plagiomnium affine*, *Pohlia nutans* sowie *Cladonia pyxidata*, *C. coniocraea*, *C. fimbriata* und *C. glauca* aufweisen. Die Gesamtdeckung liegt ebenfalls bei 90 %, die mittlere Artenzahl beträgt 11. Unmittelbar an Sandtrockenrasen oder Silbergrasfluren angrenzende *Calamagrostis*-Bestände weisen einen dreischichtigen Bestandaufbau aus Hochgräsern, mehrjährigen Kräutern und Gräsern sowie Kryptogamen auf. Die Gesamtdeckung liegt ebenfalls bei 90 %. Mit einer mittleren Artenzahl von 15 sind sie aber artenreicher als die zuvor beschriebenen Einheiten. Die Anzahl der nur mit geringer Stetigkeit und niedrigem Deckungsgrad vorkommenden Begleiter ist in diesem Vegetationstyp sehr hoch. Im Gegensatz zu den zuvor skizzierten Ausbildungen der *Calamagrostis*-Bestände beträgt die Gesamtdeckung in den artenarmen und lückigen Beständen nur 15 % bei einer mittleren Artenzahl von 4. Zu den häufigeren Arten zählen neben *Calamagrostis epigejos* nur noch *Agrostis capillaris*, *Deschampsia flexuosa*, *Rumex acetosella* und Kiefernkeimlinge. Kryptogame haben auf diesen Flächen keine Bedeutung.

1.2 Charakterisierung der Vegetationstypen unter Berücksichtigung der mittleren Artmächtigkeit

Da in einer Stetigkeitstabelle lediglich die Präsenz der Arten eingeht und somit die jeweiligen Dominanzverhältnisse nur unzureichend wieder gegeben werden, wurde in einem nächsten Schritt eine aggregierte Tabelle auf Grundlage der mittleren Artmächtigkeit (MA) erstellt. ($MA = \Sigma m/n$, wobei m die Summe der Deckungswerte einer Art in einem Vegetationstyp und n die Anzahl aller Aufnahmen in der entsprechenden Tabelle ist). Es zeigt sich, dass häufig erst eine Kombination von Stetigkeit und MA eine bessere Abgrenzung der Vegetationstypen bzw. Herausarbeitung charakteristischer Artenkombinationen ermöglicht. Die Ergebnisse sind in Tab. 5 dargestellt und können wie folgt zusammengefasst werden:

In allen Vegetationstypen - natürlich mit Ausnahme der vegetationsarmen Sandflächen - treten *Corynephorus canescens*, *Ceratodon purpureus*, *Conyza canadensis*, *Rumex acetosella*, *Bryum caespiticium*, *Achillea millefolium*, *Agrostis capillaris* und *Calamagrostis epigejos* mit hoher Stetigkeit auf. Allerdings weist *Corynephorus canescens* in den Silbergrasfluren, gefolgt von den kryptogamen- und den artenreichen Sandtrockenrasen, die höchste MA auf. *Ceratodon purpureus* hat in den Silbergrasfluren, den artenreichen Sandtrockenrasen und den lückigen Ansaaten vergleichbare Deckungswerte. Hingegen tritt *Conyza canadensis* in den lückigen *Festuca*-Ansaaten mit den höchsten Deckungswerten auf, *Agrostis capillaris* in den älteren Pionier- und Ansaatflächen. Der Schwerpunkt von *Bryum caespiticium* liegt in den lückigen Ansaaten, von *Achillea millefolium* in den artenreichen Sandtrockenrasen und der von *Calamagrostis epigejos* in den *Calamagrostis*-Beständen. Die vergleichsweise geringe MA von *Rumex acetosella* ist auf den generell nur sehr geringen Deckungswert dieser Art zurückzuführen.

Entsprechend der MA sind die **Silbergrasfluren**, außer durch die bereits genannten Arten, nur noch durch *Festuca rubra* ausgewiesen, was in der Regel auf die räumliche Nähe zu Ansaatflächen zurückgeführt werden kann. Die hohe Artmächtigkeit von *Pinus sylvestris* in der Strauchschicht ist dadurch bedingt, dass ein Teil der Vegetationsaufnahmen in einer lückigen Kiefernauflistung (223) durchgeführt wurde. Ausgehend von der MA sind außerdem *Bryum caespiticium*, *Deschampsia flexuosa* und *Agrostis capillaris* charakteristisch für die Silbergrasfluren.

Auch Tab. 5 zeigt, dass die **lückigen *Festuca*-Ansaaten** bereits große Übereinstimmungen mit den artenreichen Sandtrockenrasen aufweisen. Lediglich *Bryum caespiticium* und *B. argenteum* weisen einen deutlichen Schwerpunkt in den Ansaaten auf. Die hohe MA von *Festuca rubra* ist auf die im Rahmen der Sanierungsmaßnahmen verwendeten Ansaatmischungen zurückzuführen. Als charakteristische Arten können außerdem noch *Arenaria serpyllifolia*, *Crepis tectorum* und *Cerastium semidecandrum* genannt werden.

Die **Gruppe der Sandtrockenrasen** weist eine relativ große Anzahl an Arten auf, die in allen drei Vegetationstypen gemeinsam vorkommen. Auch in diesem Fall ist es mit Hilfe der MA möglich, Arten herauszuarbeiten, die in einem von diesen Beständen ihren Schwerpunkt haben. Für die **artenreichen Sandtrockenrasen** kann hier an erster Stelle *Ononis repens* genannt werden, eine Art, die ansonsten nur noch in *Calamagrostis*-Beständen auftritt, die unmittelbar an die entsprechenden Sandtrockenrasen-Bestände heranreichen. Durch eine hohe MA sind außerdem *Achillea millefolium*, *Helichrysum arenarium* und *Carex hirta* ausgewiesen. Eine zwar geringere, aber im Vergleich zu den anderen Beständen immer noch hohe MA zeigen Arten wie *Cerastium semidecandrum*, *Jasione montana*, *Erigeron acris* und *Filago minima*. Unterschiede im Vergleich zur Stetigkeitstabelle zeigen *Oenothera div. spec.*, die zwar mit hoher Stetigkeit, aber nur geringer MA auftritt und *Carex hirta*, die nur eine geringe Stetigkeit (I), aber eine höhere MA aufweist.

Tab. 5: Mittlere Artmächtigkeit der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet

Vegetationstyp:	Coryne- phorus- Rasen	Festuca- Ansaaten	Artenrei- che STR	Kryptog- reiche STR	"Ältere" STR	Gras- Stauden Fluren	Kraut- Gras- Ansaaten	Kraut- reiche Plo.-B.	Calama- grostis Bestände	Veg.- arme Flächen
Anzahl der Aufnahmen:	59	40	56	38	42	16	33	14	49	20
Mittl. Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-
Krautschicht	30	35	60	35	55	55	55	40	70	5
Moose	15	20	15	55	25	5	10	2	0-15	-
Flechten	-	-	5	10	5	4	-	-	0-15	-
Streuschicht	10	1	5	10	10	20	1 - 75	-	60	-
Gesamtdeckung (%):	40	45	70	75	70	55	55	40	75	5
Mittlere Artenzahl:	7	13	20	11	12	17	16	11	9	2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	.	1,19	0,34	.	.	.	0,05	.	0,07	.
<i>Ononis repens</i>	.	.	10,79	0,76	.
<i>Artemisia campestris</i>	0,06	.	5,52	0,33	0,15	.	1,39	0,07	.	.
<i>Carex hirta</i>	0,04	.	1,10	0,38	.	0,03	.	.	0,48	.
<i>Helichrysum arenarium</i>	0,14	0,47	6,62	1,87	1,38	.	.	.	0,03	.
<i>Polytrichum piliferum</i>	0,33	.	1,76	47,12	2,10	0,09
<i>Cladonia glauca</i>	.	.	2,47	7,93	1,15	0,34	0,03	.	0,37	.
<i>Pinus sylvestris</i> (St)	3,14	0,19	0,39	1,45	1,40	.	.	.	0,26	.
<i>Pohlia nutans</i>	0,01	.	0,04	1,26	0,02	.	.	.	0,25	.
<i>Cladonia fimbriata</i>	.	.	0,30	0,70	0,58	0,69	.	.	0,08	.
<i>Jasione montana</i>	.	0,16	0,94	0,25	0,01
<i>Filago minima</i>	.	.	0,20	0,06	0,07
<i>Hypochaeris radicata</i>	.	.	0,10	0,23	0,08	0,13	0,02	.	0,01	.
<i>Hieracium pilosella</i>	0,01	0,11	1,59	6,75	12,39	2,00	.	.	0,12	0,75
<i>Campylopus introflexus</i>	.	.	0,13	2,37	12,11	.	.	.	0,15	.
<i>Molinia caerulea</i>	.	.	0,01	0,05	3,21	0,16	0,29	.	.	0,02
<i>Calluna vulgaris</i>	14,44
<i>Festuca filiformis</i>	.	.	0,01	.	13,74	.	0,56	.	.	.
<i>Betula pendula</i> (BS)	.	.	1,43	.	2,45
<i>Deschampsia flexuosa</i>	1,63	.	.	.	1,63	0,03	0,06	.	0,14	0,25
<i>Danthonia decumbens</i>	1,54
<i>Campylopus pyriformis</i>	1,00	0,03	.	.	0,10	.
<i>Centaurea stoebe</i>	6,13	0,53	.	.	.
<i>Potentilla reptans</i>	0,03	.	0,23	.	.	4,88	.	.	0,01	.
<i>Poa angustifolia</i>	.	.	2,99	.	.	3,28	.	.	1,30	.
<i>Tanacetum vulgare</i>	2,31	0,58	.	.	.
<i>Plantago lanceolata</i>	0,01	.	0,50	.	.	2,00	0,17	.	0,02	.
<i>Hypericum perforatum</i>	.	.	0,17	.	.	1,38	0,74	.	0,09	0,10
<i>Artemisia vulgaris</i>	1,34	0,64	.	0,02	.
<i>Leontodon hispidus</i>	0,04	1,19
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	0,46	.	.	2,13	1,23	.	.	.
<i>Festuca rubra</i>	0,70	10,13	.	.	0,52	1,28	22,27	.	0,08	.
<i>Poa pratensis</i>	.	.	0,54	.	.	0,16	4,44	.	0,14	.
<i>Trifolium arvense</i>	.	.	0,28	0,01	.	0,09	2,95	.	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	.	0,16	0,60	.	.	.	1,96	.	.	.
<i>Barbula convoluta</i>	1,74	.	0,01	.
<i>Trifolium repens</i>	1,56	0,04	.	.
<i>Lolium perenne</i>	2,27	1,54	.	.
<i>Elymus repens</i>	2,72	0,18	4,36	0,01	.
<i>Dactylis glomerata</i>	0,03	0,52	4,68	.	.
<i>Tussilago farfara</i>	.	.	1,09	4,54	0,04	.
<i>Agrostis stolonifera</i>	0,01	0,09	0,63	.	0,19	.	0,17	1,79	0,02	.
<i>Hordeum jubatum</i>	1,57	0,04	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	.	0,01	0,21	.	.	0,44	0,15	1,14	0,07	.
<i>Corispermum leptopterum</i>	0,04	.	0,06	.	.	0,13	.	2,25	.	.
<i>Cirsium arvense</i>	.	.	0,18	.	.	0,53	0,02	2,36	3,92	.
<i>Equisetum arvense</i>	0,27	1,64	.
<i>Brachythecium rutabulum</i>	0,06	0,22	0,29	.	1,01	.
<i>Corynephorus canescens</i>	24,42	9,01	11,39	14,37	0,86	0,13	1,56	.	0,02	0,63
<i>Ceratodon purpureus</i>	9,32	10,40	9,72	1,55	1,70	3,88	2,62	0,07	2,62	.
<i>Bryum caespiticium</i>	0,36	5,24	0,17	0,04	1,42	0,16	1,06	0,39	2,39	.
<i>Conyza canadensis</i>	0,14	4,63	0,35	0,13	.	0,47	0,40	0,90	0,90	.
<i>Achillea millefolium</i>	0,14	0,94	6,99	0,25	.	0,56	0,42	3,64	0,62	.
<i>Agrostis capillaris</i>	0,38	0,02	0,45	0,13	1,27	12,31	4,97	0,29	2,60	0,05
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0,43	2,05	4,46	5,33	5,43	7,28	0,95	4,96	57,55	1,52
<i>Rumex acetosella</i>	0,50	0,79	0,98	0,36	0,06	0,41	0,15	0,07	0,19	.
<i>Taraxacum spec.</i>	0,02	0,08	0,02	.	0,01	0,03	0,02	0,22	0,01	.
<i>Oenothera spec.</i>	0,19	0,01	0,25	0,01	0,02	.	0,91	0,39	.	.
<i>Cerastium semidecandrum</i>	.	0,44	0,43	0,01	0,18	.	0,05	0,04	0,11	.
<i>Pinus sylvestris</i> (K)	0,25	0,03	0,17	.	0,12	.	.	.	0,02	.
<i>Crepis tectorum</i>	.	0,54	0,11	0,02	.	.	0,05	0,25	0,03	.
<i>Bryum argenteum</i>	0,06	0,73	0,02	.	.	.	0,08	0,11	0,03	.

Tab. 5: Fortsetzung

Vegetationstyp:	Coryne- phorus- Rasen	Festuca- Ansaaten	Artenrei- che STR	Kryptog- reiche STR	"Ältere" STR	Gras- Stauden Fluren	Kraut- Gras- Ansaaten	Kraut- reiche Plo.-B.	Calama- grostis Bestände	Veg.- arme Flächen
<i>Holcus lanatus</i>	0,01	.	0,01	.	.	0,25	0,65	.	0,07	.
<i>Cephaloziella rubella</i>	.	.	0,05	0,04	0,11	.	.	.	0,12	.
<i>Echium vulgare</i>	0,01	.	0,38	0,07	.	.	.	0,57	.	.
<i>Poa compressa</i>	.	.	0,17	.	0,01	.	0,11	.	0,08	.
<i>Populus tremula</i> (K)	.	.	0,06	.	0,27	0,03	.	.	0,01	.
<i>Rubus fruticosus</i> agg. (K)	0,44	0,16	0,08	.	.	.
<i>Vicia angustifolia</i>	.	.	0,04	.	.	0,06	0,26	.	.	.
<i>Petrorhagia prolifera</i>	.	.	0,13	.	.	.	0,03	.	.	.
<i>Verbascum densiflorum</i>	.	.	0,04	.	.	.	0,02	.	.	.
<i>Funaria hygrometrica</i>	0,01	.	.	0,53	0,01	.	0,52	0,04	0,04	.
<i>Apera spica-venti</i>	.	.	0,21	.	.	0,56	0,18	0,04	0,15	.
<i>Bromus tectorum</i>	.	.	0,05	.	.	0,38	0,02	0,39	0,43	.
<i>Erigeron acris</i>	.	0,06	0,52	0,01	.	.	.	0,04	.	.
<i>Cladonia pyxidata</i>	.	.	0,01	0,41	0,21	.	.	.	0,06	.
<i>Cladonia cervicornis</i> ssp <i>verticillata</i>	.	.	.	0,01	0,05
<i>Populus tremula</i> (St)	.	.	0,04	.	0,01
<i>Daucus carota</i>	0,28	0,62	0,61	.	.
<i>Glyceria notata</i>	0,47	0,06	0,04	.	.
<i>Centaurea jacea</i>	0,31	0,76	.	.	.
<i>Potentilla argentea</i>	0,03	0,03	.	.	.
<i>Scleranthus annuus</i>	0,03	.	0,18	.	.	0,06	0,11	.	.	.
<i>Leontodon autumnalis</i>	0,01	0,11	.	.	0,07	0,47
<i>Senecio vernalis</i>	.	.	0,15	.	.	0,06	.	.	0,03	.
<i>Juncus effusus</i>	0,01	1,13	.	.	0,01	.
<i>Betula pendula</i> (St)	0,56	0,13	.	.	.	0,10
<i>Echinochloa crus-galli</i>	0,13	.	0,14	0,01	.
<i>Convolvulus arvensis</i>	0,01	.	0,09	0,01
<i>Rumex acetosa</i>	.	0,01	0,04	0,02	.
<i>Cladonia coniocraea</i>	.	.	0,01	.	0,01	.	.	.	0,06	.
<i>Quercus robur</i> (K)	.	.	0,01	.	0,01	.	.	.	0,01	.
<i>Phragmites australis</i>	0,39	0,01	.
<i>Holcus mollis</i>	0,01	0,21	.
<i>Hypnum cupressiforme</i>	.	0,01	.	.	0,12
<i>Epilobium angustifolium</i>	0,01	0,11
<i>Festuca brevipila</i>	0,05	.	0,07	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	0,70	.	0,01	.
<i>Viola arvensis</i>	0,06	.	.	0,06	.
<i>Betula pendula</i> (K)	0,08	0,03
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	.	.	.	0,16	0,01	.
<i>Cladonia gracilis</i>	.	.	.	0,03	0,04	.
<i>Pinus sylvestris</i> (juv.)	.	.	.	0,02	0,01	.
<i>Sisymbrium altissimum</i>	.	.	0,01	0,06	.
<i>Festuca psammophila</i>	0,01	.	0,02	.	.	.
<i>Cerastium arvense</i>	1,22	.

In den Corynephorus-Rasen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Chondrilla juncea

In den Festuca-Ansaaten kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Moos spec.

In den artenreichen Sandtrockenrasen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Psyllium arenarium, *Agrostis vinealis*

In den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Spergula morisonii, *Alnus glutinosa* (St)

In den "älteren" Sandtrockenrasen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Pinus sylvestris (BS), *Hieracium lachenalii*, *Hieracium laevigatum*, *Melampyrum pratense*, *Carex flava*, *Polytrichum juniperinum*, *Viola riviniana*, *Carex pilulifera*, *Cladonia spec.*, *Prunus serotina* (K)

In den hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:

Chenopodium album, *Carex canescens*, *Prunella vulgaris*, *Linaria vulgaris*, *Solidago canadensis*, *Prunus spec.* (K), *Polygonum aviculare*, *Digitaria sanguinalis*, *Anthoxanthum aristatum*, *Capsella bursa-pastoris*, *Matricaria recutita*, *Lamium purpureum*, *Vulpia myuros*

Tab. 5: Fortsetzung

In den dichten Kraut-Gras-Ansaaten kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:
Phleum pratense, *Tragopogon pratensis*, *Cichorium intybus*, *Vicia cracca*, *Vicia hirsuta*, *Veronica serpyllifolia*, *Trifolium dubium*, *Vicia parviflora*, *Trifolium campestre*, *Phalaris arundinacea*, *Silene latifolia* ssp. *alba*, *Artemisia absinthium*, *Baum spec. (K)*, *Berteroa incana*, *Potentilla recta*, *Secale spec.*, *Setaria viridis*, *Vicia villosa*

In den krautreichen Pionierbeständen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:
Tragopogon dubius, *Lepidium ruderales*

In den Calamagrostis-Beständen kommen außerdem mit einer MA < 1 vor:
Lathyrus sylvestris, *Astragalus glycyphyllos*, *Galium aparine*, *Cirsium vulgare*, *Plagiomnium affine*, *Urtica dioica*, *Juncus conglomeratus*, *Luzula multiflora*, *Salix aurita* (St), *Epilobium collinum*, *Rorippa sylvestris*, *Viola spec.*, *Fallopia convolvulus*, *Geranium rotundifolium*, *Salix aurita* (K)

Auf den vegetationsarmen Flächen kommt außerdem mit einer MA < 1 vor:
Persicaria maculosa

Die **kryptogamenreichen Sandtrockenrasen** sind in erster Linie durch die Moose *Polytrichum piliferum*, *Ceratodon purpureus* und *Pohlia nutans* sowie die Flechten *Cladonia glauca* und *C. fimbriata* gekennzeichnet. Weiterhin haben *Hypochaeris radicata*, *Teesdalia nudicaulis* und *Spergula morisonii* hier ihren Verbreitungsschwerpunkt. Außerdem ist die Kiefer in der Strauchschicht stärker vertreten und ähnlich wie in den artenreichen Sandtrockenrasen tritt auch *Helichrysum arenarium* mit hoher Artmächtigkeit auf. Gemeinsam mit den älteren Sandtrockenrasen finden sich hier *Hieracium pilosella* und *Campylopus introflexus*. Unterschiede zwischen den beiden aggregierten Tabellen zeigen in diesem Fall *Pohlia nutans* und die Kiefer in der Strauchschicht, die jeweils nur mit einer sehr geringen Stetigkeit geführt werden.

In den "älteren" Sandtrockenrasen zeigen *Calluna vulgaris*, *Festuca filiformis*, *Hieracium pilosella* und *Campylopus introflexus* eine sehr hohe MA. Bis auf *Hieracium pilosella* sind alle Arten allerdings nur durch eine geringe bis mittlere Stetigkeit ausgewiesen. Gleiches gilt auch für *Molinia caerulea*, die Birke in der Baumschicht, *Deschampsia flexuosa*, *Danthonia decumbens* und *Campylopus pyriformis*.

Auch die folgenden drei Vegetationstypen besitzen viele gemeinsame Arten und lassen sich anhand der Stetigkeitstabelle kaum voneinander abgrenzen. Die MA zeigt jedoch, dass die **hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren** insbesondere durch *Agrostis capillaris* ausgewiesen sind. Charakteristisch sind außerdem *Centaurea stoebe*, *Tanacetum vulgare*, *Hypericum perforatum*, *Artemisia vulgaris* und *Leontodon hispidus*. In Übereinstimmung mit den "älteren" Sandtrockenrasen ist *Hieracium pilosella*, mit den artenreichen Sandtrockenrasen *Poa angustifolia* und mit den älteren Ansaatflächen *Lotus corniculatus* zu nennen.

Die dichteren **Kraut-Gras-Ansaaten** zeigen eine hohe MA von *Festuca rubra*, *Poa pratensis*, *Trifolium arvense*, *Lolium perenne*, *Medicago lupulina*, *Barbula convoluta*, *Trifolium repens*, *Oenothera div. spec.*, *Phleum pratense* und *Daucus carota*, wobei die meisten Arten wiederum nur durch geringe Stetigkeitswerte ausgezeichnet sind. Gemeinsam mit den Sandtrockenrasen weist dieser Vegetationstyp *Bryum caespiticium* und *Achillea millefolium* sowie mit den älteren Pionierfluren *Agrostis capillaris* und *Lotus corniculatus* auf.

Mittels Auswertung der MA wird auch deutlich, dass *Dactylis glomerata*, *Tussilago farfara*, *Agrostis stolonifera*, *Hordeum jubatum* und *Bromus hordeaceus* ihre höchsten Deckungswerte in den **krautreichen Pionierbeständen** auf jüngerem Substrat haben. Hinzu kommen gemeinsam mit den Sandtrockenrasen *Achillea millefolium*, mit den älteren Ansaaten *Lolium perenne* und *Daucus carota* sowie mit den *Calamagrostis*-Beständen *Cirsium arvense*. Die meisten der genannten Arten weisen nur eine geringe Stetigkeit auf.

Die **Calamagrostis-Bestände** sind im Wesentlichen nur durch das Land-Reitgras selbst charakterisiert. Zu den Arten mit einer etwas höheren MA aber nur einer geringeren Stetigkeit zählen z.B. *Cirsium arvense*, *Equisetum arvense* und *Brachythecium rutabulum*. Übereinstimmungen mit den Pionier- und Ansaatflächen bestehen im Hinblick auf das Vorkommen von *Bryum caespiticium*, *Agrostis capillaris* und *Bromus tectorum*.

Die auf den **vegetationsarmen bzw. -freien Sandflächen und Rohkippen** vorkommenden Arten sind durchgängig durch eine geringe Stetigkeit und eine geringe MA gekennzeichnet.

1.3 Zusammenfassende Charakterisierung der Vegetationstypen

In Tab. 6a sind einige, die verschiedenen Vegetationstypen charakterisierenden, Parameter zusammenfassend dargestellt. Neben der mittleren Artenzahl und dem mittleren Deckungswert ist außerdem die Gesamtartenzahl der jeweiligen Vegetationseinheiten sowie der Hill's N2 Diversitätsindex aufgeführt. Die Berechnung dieses Diversitätsindex leitet sich aus der reziproken Form des Simpson Index her: $N2 = 1/D$, mit $D = 1/\sum [pi^2]$, wobei pi der Deckungsanteil einer Art an der Gesamtdeckung ist. Auffällig ist, dass die zwar auf einer Probestelle sehr einheitlich erscheinenden *Corynephorus*- und *Calamagrostis*-Bestände im Hinblick auf das gesamte UG eine hohe Variation in ihrer Artenzusammensetzung aufweisen können. Eine signifikante Korrelation ($p < 0,05$) besteht sowohl zwischen der Gesamtartenzahl und dem mittleren Deckungswert als auch zwischen der mittleren Artenzahl und dem Hill's Diversitätsindex.

Tab. 6a: Übersicht die verschiedenen Vegetationstypen charakterisierenden Parameter

Veg.-Typ	vegarm	cory	cala	krypto	pio kr	alt	saat l	saat d	pio ho	reich
Gesamtartenzahl	15	56	101	47	42	81	40	97	76	79
Mittlere Artenzahl	2	7	9	11	11	12	13	16	17	20
Mittlere Deckung (%)	5	40	75	75	40	70	45	55	55	70
Hill's Diversitätsindex	1,35	1,96	1,91	2,74	3,04	2,78	4,22	3,88	4,74	5,49

Den Tab. 6b–d ist zu entnehmen, welche der Vegetationstypen im Hinblick auf die Parameter mittlere Artenzahl, Hill's Diversitätsindex und mittlere Deckung signifikante Unterschiede aufweisen ($p < 0,05$). Es wird deutlich, dass sich insbesondere die artenreichen Sandtrockenrasen hinsichtlich des Diversitätsindex signifikant von den meisten anderen Vegetationseinheiten unterscheiden. Gleiches gilt für die vegetationsarmen Bestände im Hinblick auf die mittlere Artenzahl und die mittlere Gesamtdeckung.

Tab. 6b: Spearman Rangkorrelation für den Hill's Diversitätsindex

Veg.-Typ	cory	saat_l	reich	krypto	alt	pio_ho	saat_d	pio_kr	cala
saat_l	p < 0,05								
reich	p < 0,05	p < 0,05							
krypto	n.s.	p < 0,05	p < 0,05						
alt	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	n.s.					
pio_ho	p < 0,05	n.s.	n.s.	p < 0,05	p < 0,05				
saat_d	p < 0,05	n.s.	p < 0,05	n.s.	n.s.	n.s.			
pio_kr	n.s.	n.s.	p < 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		
cala	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	
vegarm	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.	n.s.

Tab. 6c: Spearman Rangkorrelation für die mittlere Artenzahl

Veg.-Typ	cory	saat_l	reich	krypto	alt	pio_ho	saat_d	pio_kr	cala
saat_l	p < 0,05								
reich	p < 0,05	p < 0,05							
krypto	n.s.	n.s.	p < 0,05						
alt	p < 0,05	n.s.	p < 0,05	n.s.					
pio_ho	p < 0,05	n.s.	n.s.	p < 0,05	n.s.				
saat_d	p < 0,05	n.s.	n.s.	p < 0,05	n.s.	n.s.			
pio_kr	n.s.	n.s.	p < 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.		
cala	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	
vegarm	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05

Tab. 6d: Spearman Rangkorrelation für die mittlere Gesamtdeckung

Veg.-Typ	cory	saat_l	reich	krypto	alt	pio_ho	saat_d	pio_kr	cala
saat_l	n.s.								
reich	p < 0,05	p < 0,05							
krypto	p < 0,05	p < 0,05	n.s.						
alt	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.					
pio_ho	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.				
saat_d	n.s.	n.s.	n.s.	p < 0,05	n.s.	n.s.			
pio_kr	n.s.	n.s.	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.		
cala	p < 0,05	p < 0,05	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	p < 0,05	
vegarm	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05	p < 0,05

1.4 Analyse der Vegetationstypen unter Verwendung autökologischer Eigenschaften

Neben der Artenzusammensetzung und den Dominanzverhältnissen werden häufig die autökologischen Eigenschaften der am Vegetationsaufbau beteiligten Arten verwendet, um Vegetationsbestände zu beschreiben bzw. voneinander abzugrenzen. Ebenso werden sie in der Sukzessionsforschung als Kriterium zur Analyse der zeitlichen Vegetationsdynamik herangezogen (vgl. z.B. Wolf 1985, 1998, Schmidt 1981, Bornkamm 1981). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde zur Berechnung der autökologischen Spektren die mittlere Artmächtigkeit in den ausgewiesenen Vegetationstypen zu Grunde gelegt. Die Kryptogamen werden nur

in dem Fall der Strategietypen als eigenständige Gruppe geführt, da für die anderen Merkmale nicht für jede Art vollständige Angaben vorlagen.

1.4.1 Ausbreitungstypen

Aus Abb. 5a ist zu erkennen, dass anemochore Arten in allen Vegetationstypen, mit Ausnahme der kryptogamenreichen Sandtrockenrasen, dominieren. Insbesondere in den krautreichen Pionierbeständen und den *Calamagrostis*-Fluren spielen weitere Ausbreitungstypen keine nennenswerte Rolle. Moose und Flechten dominieren in den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen und sind in den Silbergrasfluren, den lückigen *Festuca*-Ansaaten sowie den artenreichen und "älteren" Sandtrockenrasen maßgeblich am Vegetationsaufbau beteiligt. Eine höhere Vielfalt an Ausbreitungstypen zeigen lediglich die hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte und die dichteren Ansaaten, auch wenn der jeweilige prozentuale Anteil der verschiedenen Gruppen insgesamt sehr gering ausfällt. Auch von Klemm (1966) und Wolf (1985, 1998) wird beschrieben, dass zunächst Windausbreitung dominiert, die jedoch später durch vegetative Verbreitung abgelöst wird. Hanf (1939) erwähnt auf Kippenflächen in der ersten Zeit eine starke Dominanz der durch Anemochorie ausgewiesenen Asteraceen und einen hohen Anteil an Ausläuferpflanzen. Zu ähnlichen Ergebnissen kommt Beer (1955) bei einer Analyse der Vegetationsbestände auf der Hochhalde Espenhain. In diesem Gebiet beträgt der Anteil anemochorer Arten ca. 80 %, vegetative Ausbreitung kann jedoch stark zunehmen, sobald die dazu befähigten Arten sich etabliert haben. Das vorliegende Ausbreitungsspektrum zeigt, dass selbst auf den älteren Flächen in der Niederlausitzer BFL anemochore Arten die Vorherrschaft besitzen.

1.4.2 Bestäubungstypen

Ein ähnliches Bild zeigen die Vegetationstypen im Hinblick auf die Bestäubungsform (Abb. 5b). Anemogamie überwiegt in allen Vegetationstypen mit Ausnahme der drei verschiedenen Ausbildungen der Sandtrockenrasen. Da Bestäubung durch Insekten auf Vegetationstypen beschränkt ist, in denen "Blüten"pflanzen maßgeblich am Vegetationsaufbau beteiligt sind, spielt dieser Bestäubungstyp nur eine größere Rolle in den artenreichen und "älteren" Sandtrockenrasen sowie den Pionierbeständen und den dichteren Ansaaten, fehlt hingegen fast vollständig in den von Gräser dominierten Silbergras- und Land-Reitgrasfluren, den grasreichen, lückigen Ansaaten und auf den vegetationsarmen Flächen.

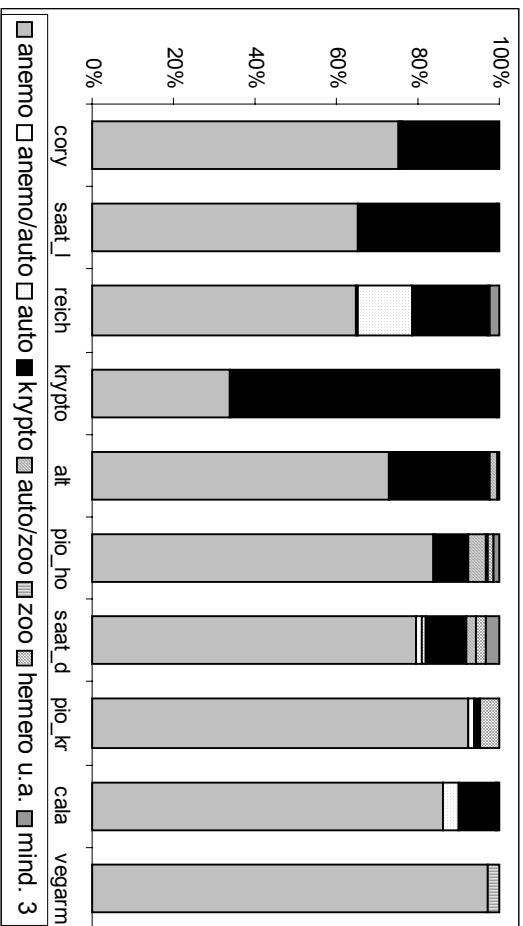


Abb. 5a: Ausbreitungstypen-Spektrum

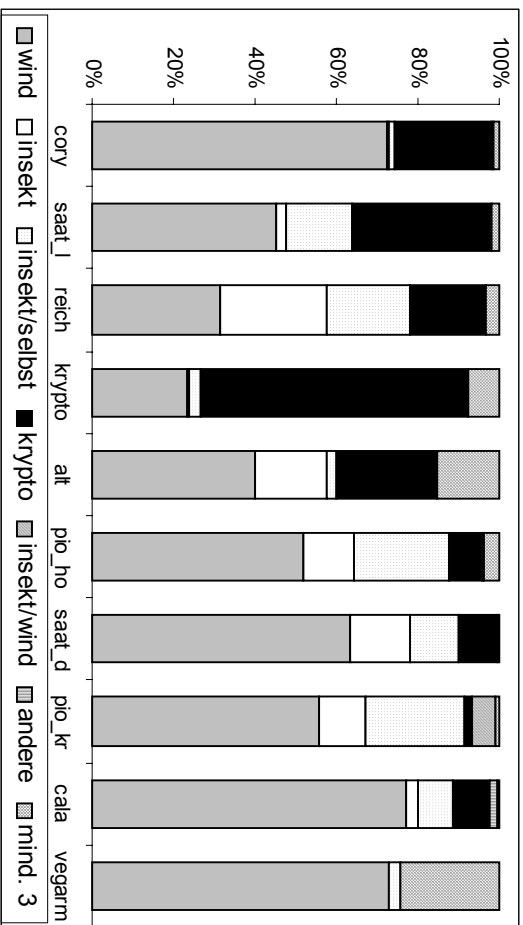


Abb. 5b: Bestäubungstypen-Spektrum

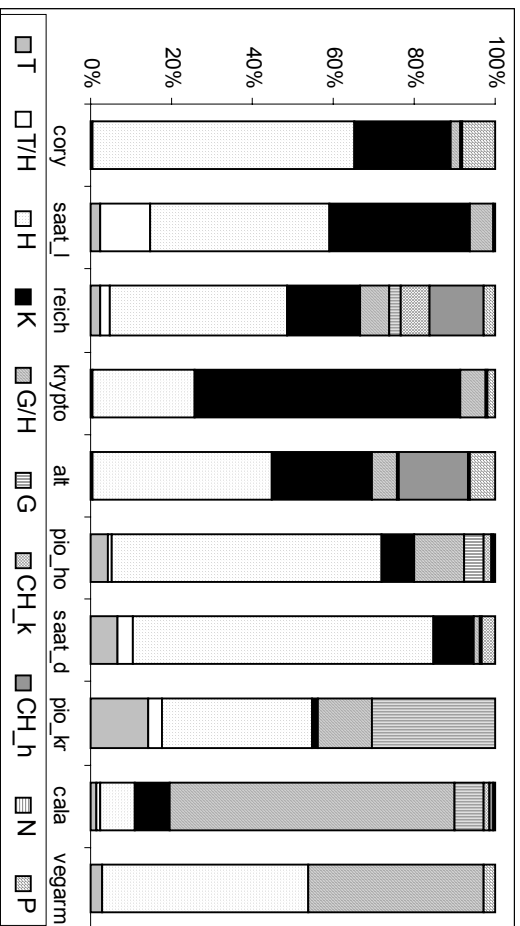


Abb. 5c: Lebensformtypen-Spektrum

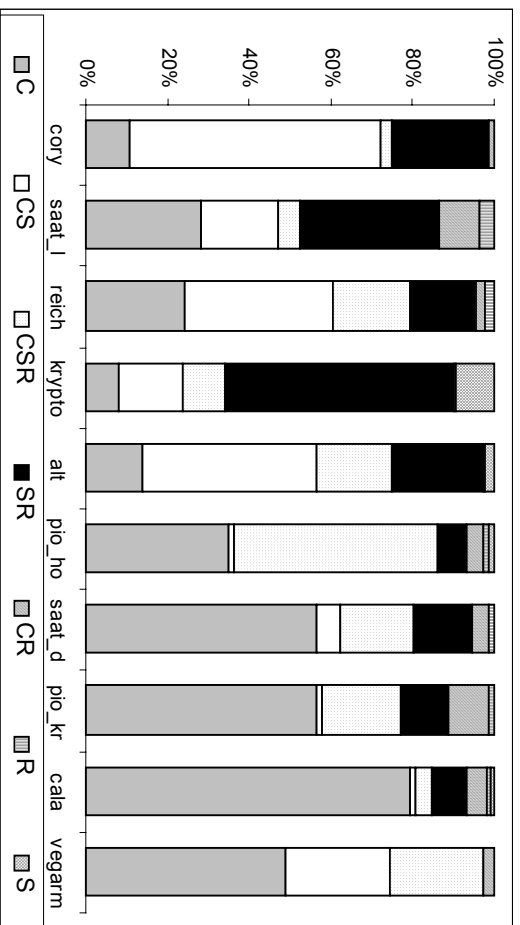


Abb. 5d: Strategietypen-Spektrum

Abb. 5a-d: Autökologische Spektren der Vegetationstypen

Vorkommen von S-Strategen jedoch fast ausschließlich auf Flechten beschränkt. Hingegen sind die in den meisten Vegetationstypen mit höheren Anteilen vorkommenden C- aber auch CS-Strategen eher charakteristisch für Standortbedingungen die durch geringere Stress-Intensitäten und einer nur mäßigen Störungsrate ausgewiesen sind. Grime (1988) zählt zu den C-Strategen Arten, die im Wesentlichen auf produktive Standorte beschränkt sind, die gute Voraussetzungen für eine sowohl ober- als auch unterirdische Akkumulation von Biomasse bereitstellen. Den C-Strategen werden neben Gehölzen v.a. Hochstauden und Gräser zugerechnet, wobei letztere in den *Calamagrostis*-Beständen, den dichten Ansaaten aber auch den Pionierfluren zur Vorherrschaft gelangen. Zu den eher hochwüchsigen zwei- bis mehrjährigen CS-Strategen werden ebenfalls viele Gehölze aber auch Gräser gerechnet, die z.B. für aufgelassenes Grasland oder Heiden charakteristisch sind. Zu den CS-Strategen zählt z.B. *Corynephorus canescens*. Vegetationsbestände in denen die beiden zuletzt genannten Strategietypen nicht zur Vorherrschaft gelangen sind v.a. durch SR- aber auch CSR-Strategen charakterisiert. Bei den SR-Strategen handelt es sich vorwiegend um niedrigwüchsige, zwei- bis mehrjährige Arten der offenen Sandtrockenrasen die, entsprechend Grime (1988), unproduktive Standorte mit gemäßigter Störungsintensität anzeigen. Ihr Wachstum und ihre Reproduktion beschränkt sich zumeist auf nur kurze Zeitabschnitte, wobei Stress-Bedingungen häufig während der Wachstumsphase auftreten. Insbesondere Moose werden diesem Strategietyp zugerechnet, so dass v.a. die kryptogamenreichen Sandtrockenrasen durch diesen Strategietyp ausgewiesen sind. Der intermediäre Typ der CSR-Strategen repräsentiert überwiegend langlebige und kleinwüchsige Arten, die mit wechselnden Anteilen in allen Vegetationstypen mit Ausnahme der lückigen *Festuca*-Ansaaten, den *Corynephorus*- sowie *Calamagrostis*-Fluren vorkommen. CR-Strategen die im Wesentlichen durch nur mäßige Störungen aber durch günstigere Standortverhältnisse ausgewiesen sind, sind im UG, ähnlich wie die S- und R-Strategen, nur von untergeordneter Bedeutung. Sowohl das Lebensformspektrum als auch das Strategietypen-Spektrum deutet darauf hin, dass die Vegetationsverhältnisse auf den Kippenstandorten nicht in jeder Hinsicht den Eigenschaften entsprechen, die im Allgemeinen als charakteristisch für Initialstadien angenommen werden.

1.5 Explorative Datenanalyse mittels multivariater Methoden

1.5.1 DCA-Ordination

Die floristische Auswertung der Vegetationsbestände im UG im Hinblick auf Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnisse (vgl. Tab. 4 und Tab. 5) zeigt, dass eine scharfe Grenzziehung zwischen den verschiedenen Vegetationseinheiten nicht möglich ist. Die weitergehende Analyse eines derartigen Vegetationskontinuums erfolgt daher mittels verschiedener Ordinationsmethoden (vgl. Kap. B.2.3). Das in Abb. 6 dargestellte Diagramm einer DCA-Ordination zeigt, welche Vegetationstypen durch einen breiten Übergangsbereich miteinander verbunden sind, bzw. welche eine stark voneinander abweichende Artenkombination aufweisen. Bei der Interpretation dieser nur zweidimensionalen Darstellung ist allerdings zu berücksichtigen, dass die abgebildeten ersten zwei Ordinationsachsen mit Eigenwerten von 0,540 und 0,443 lediglich 13,9 % der Varianz des Datensatzes erklären.

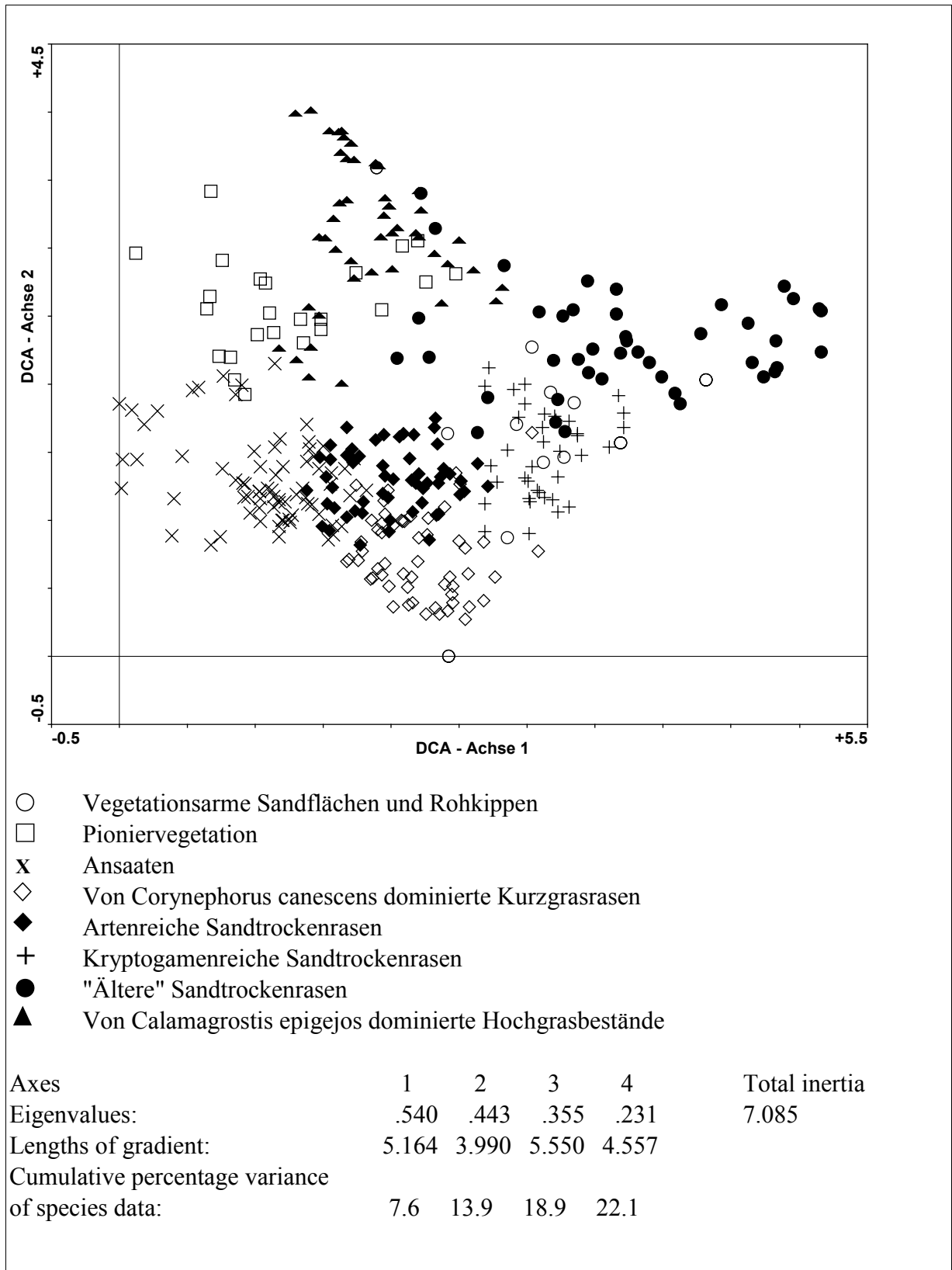


Abb. 6: DCA-Ordination; Scatterplot der Probestellen unter Einbeziehung von 355 Flächen und 189 Arten; detrended by segments, squareroot transformation, down-weighting of rare species

Ausgehend von den Ansaaten auf der linken Seite des Diagramms erfolgt entlang der ersten Ordinationsachse ein allmählicher Übergang zu den verschiedenen Ausprägungen der Sandtrockenrasen. Da die "älteren" Sandtrockenrasen auf der rechten Diagrammseite angeordnet sind, kann an dieser Stelle die Vermutung aufgestellt werden, dass die erste Achse einen Altersgradienten abbildet. Darüber hinaus zeigen die artenreichen Sandtrockenrasen auch größere Überschneidungen mit den Silbergrasfluren, was v.a. darauf zurückzuführen ist, dass in diesen Kurzgrasrasen auch viele Arten der Sandtrockenrasen, wenn auch nur mit geringerer Deckung und Abundanz, anzutreffen sind. Die Auftrennung in zwei Vegetationseinheiten beruht dabei in erster Linie auf dem Vorherrschen von *Corynephorus canescens* in den Silbergrasfluren. Ebenfalls durch einen breiten Übergangsbereich sind die kryptogamenreichen und die "älteren" Sandtrockenrasen miteinander verwoben. Die Differenzierung basiert in diesem Fall auf dem hohen Deckungsgrad der Moose und Flechten in den kryptogamenreichen Beständen sowie dem steten Vorkommen von *Calluna vulgaris* und *Festuca filiformis* in den "älteren" Sandtrockenrasen. Im oberen Diagrammbereich liegen die *Calamagrostis*-Bestände, die zu den als Pioniervegetation zusammengefassten hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren und krautreichen Pionierbeständen einen breiten Übergangsbereich aufweisen. Eine Abgrenzung der *Calamagrostis*-Bestände erfolgt im Hinblick auf das regelmäßige und dominante Auftreten von *Calamagrostis epigejos*. Die zweite Achse kann daher als eine Auftrennung zwischen von *Corynephorus canescens* bzw. *Calamagrostis epigejos* dominierten Beständen interpretiert werden. Die vegetationsarmen Sandflächen zeigen in dem Diagramm eine weite Streuung. Dies ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass das Auftreten einzelner Arten in den artenarmen Beständen bereits eine größere Verschiebung innerhalb des Ordinationsdiagramms zur Folge hat.

Der Abb. 7 liegt die gleiche Datenmatrix wie Abb. 6 zu Grunde, abstrahiert jedoch stärker, da die Vegetationstypen nur durch ihre äußeren Rahmen dargestellt sind. Zusätzlich sind die Arten eingetragen, die ein 'minimum weight' von mindestens 5 aufweisen. Die aufgelisteten Arten können entsprechend ihres Verbreitungsschwerpunktes im UG folgenden Vegetationstypen zugeordnet werden (vgl. auch Tab. 4 und Tab. 5):

- **Ansaaten:** *Poa pratensis*, *Coryza canadensis*, *Bryum caespiticium*, *B. argenteum*, *Crepis tectorum*, *Oenothera div. spec.*, *Festuca rubra*, *Arenaria serpyllifolia*
- **Artenreiche Sandtrockenrasen:** *Achillea millefolium*, *Cerastium semidecandrum*, *Rumex acetosella*, *Ceratodon purpureus*, *Helichrysum arenarium*, *Jasione montana*, *Ononis repens*, *Artemisia campestris*
- **Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen:** *Cladonia glauca*, *C. fimbriata*, *Polytrichum piliferum*, *Pinus sylvestris* (Strauchschicht)
- **"Ältere" Sandtrockenrasen:** *Hieracium pilosella*, *Festuca filiformis*, *Calluna vulgaris*, *Campylopus introflexus*, *Deschampsia flexuosa*
- **Silbergrasfluren:** *Corynephorus canescens*
- **Calamagrostis-Bestände:** *Calamagrostis epigejos*, *Cirsium arvense*
- **Pioniervegetation:** *Agrostis capillaris*

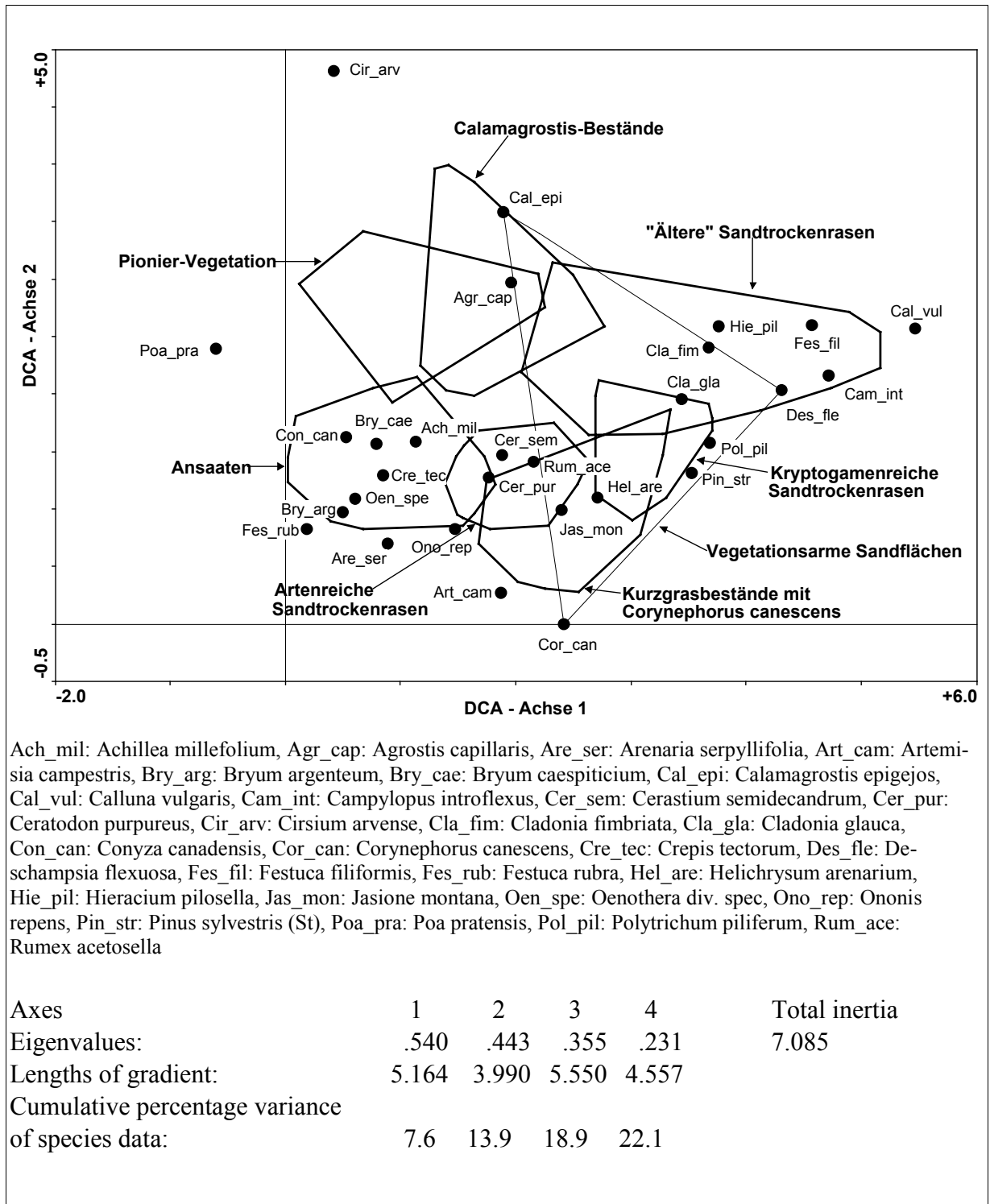


Abb. 7: DCA-Ordination; Biplot der Probestellen und der Arten unter Einbeziehung von 355 Flächen und 189 Arten; detrended by segments, squareroot transformation, down-weighting of rare species; envelopes: fraction excluded: 0.01

Ein Vergleich dieser Zuordnung mit Tab. 4 und Tab. 5 zeigt eine gute Übereinstimmung mit den für die lückigen *Festuca*-Ansaaten, die verschiedenen Typen der Sandtrockenrasen und z.T. auch für die dichteren Kraut-Gras-Ansaaten herausgearbeiteten Artengruppen. Hingegen lassen sich mittels der DCA-Ordination keine Arten ausweisen, die in den Pionierbeständen

ihren Verbreitungsschwerpunkt aufweisen. Diese Beobachtung deutet darauf hin, dass eine Abgrenzung dieser Bestände weniger über einzelne Arten, sondern vielmehr nur über eine Artenkombination möglich ist, die in dieser Form in den anderen Vegetationsbeständen nicht vorzufinden ist.

1.5.2 DCA-Ordination auf Basis der mittleren Artmächtigkeit

Da die ausgewiesenen Vegetationstypen z.T. eine hohe floristische Variationsbreite aufzeigen und auch bereits entlang eines Transektes starke Schwankungen in der Artenzusammensetzung zu verzeichnen sind (vgl. Kap. C.3.2), ist die Möglichkeit in Betracht zu ziehen, dass die beobachtete Varianz im Wesentlichen auf Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächen im Transektverlauf und nicht auf Unterschiede zwischen den einzelnen Vegetationstypen zurückzuführen ist. Es wurde daher die mittlere Artmächtigkeit der Probeflächen eines Transektes die dem gleichen Vegetationstyp zugeordnet sind berechnet und anschließend eine DCA-Ordination mit den mittleren Artmächtigkeiten der entsprechenden Probestellen durchgeführt. Abb. 8 zeigt, dass diese Vorgehensweise das Verhältnis der Vegetationstypen zueinander nicht wesentlich beeinflusst. Im unteren Diagrammbereich ist wiederum entlang der ersten Ordinationsachse ein allmählicher Übergang von Ansaaten über *Corynephorus*-Bestände, den arten- bzw. kryptogamenreichen Sandtrockenrasen hin zu den "älteren" Sandtrockenrasen zu erkennen. In der oberen Hälfte des Diagramms sind die Pionierfluren sowie die *Calamagrostis*-Bestände angeordnet, wobei in diesem Fall allerdings eine bessere Trennung zwischen den beiden Vegetationstypen erfolgt. Die vegetationsarmen Bestände zeigen wiederum eine breite Streuung. Der durch die ersten zwei Ordinationsachsen erklärte Varianzanteil beträgt 15,7 % und ist nur geringfügig höher als der von den ersten zwei Achsen erklärte Varianzanteil unter Einbeziehung aller Vegetationsaufnahmen. Es ist deshalb davon auszugehen, dass sich die floristische Variabilität entlang eines Transektes nur geringfügig auf einen Vergleich von Vegetationseinheiten auf der landschaftlichen Ebene auswirkt und die hohe Varianz des Datensatzes tatsächlich auf Unterschiede zwischen den Probestellen zurückzuführen ist.

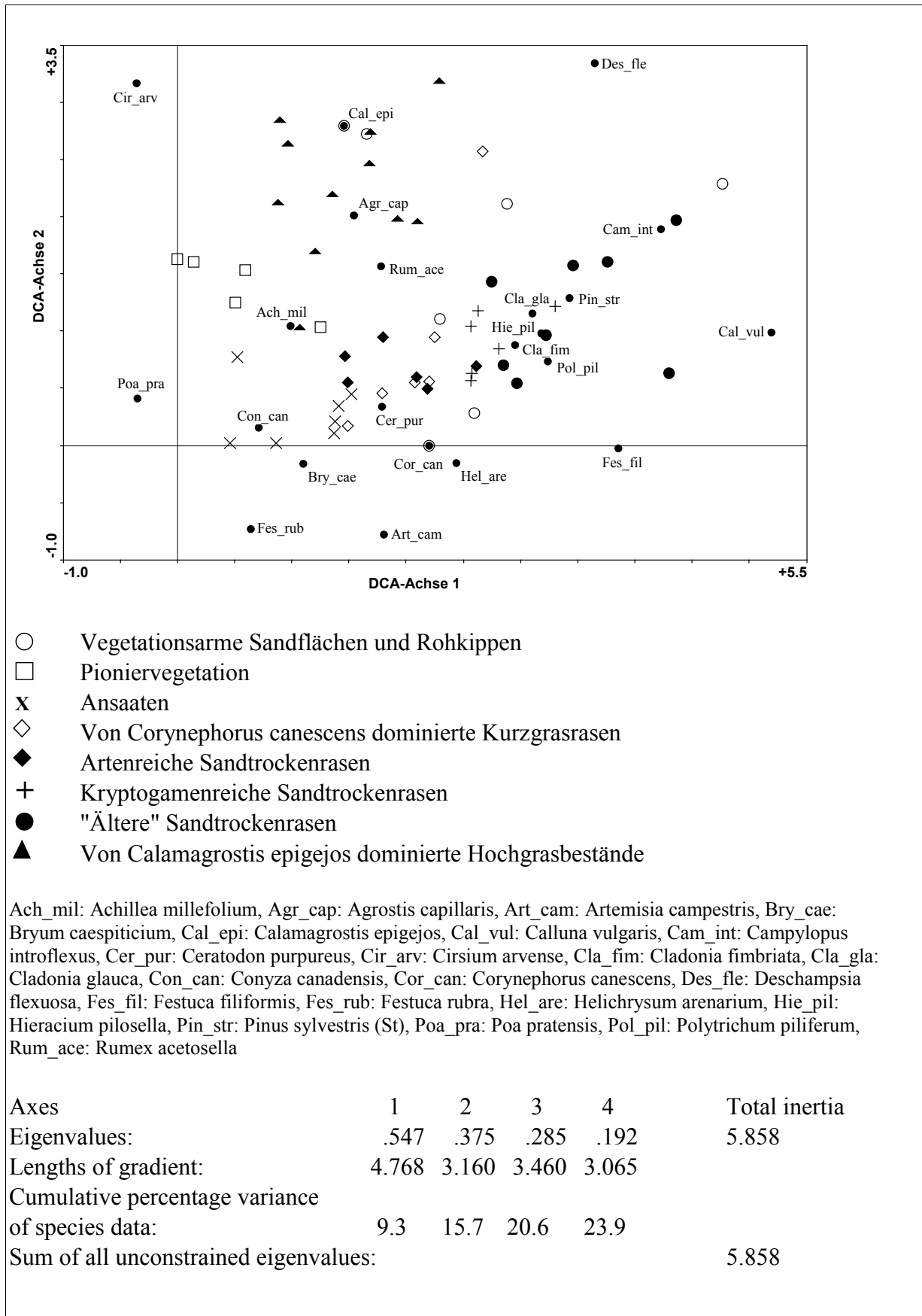


Abb. 8: DCA – Ordination; Biplot der Arten und Probestellen auf Basis der MA unter Einbeziehung von 59 Flächen und 202 Arten; detrended by segments, squareroot transformation, down-weighting of rare species

1.5.3 Clusteranalyse

Im Rahmen der explorativen Datenanalyse wurden auch hierarchische Cluster-Verfahren unter Verwendung homogenitätsoptimierender Methoden angewendet. Abb. 9 zeigt das aus einer Berechnung der 'minimum (increase of) variance of new clusters' resultierende Dendrogramm. Bei dieser Vorgehensweise werden die Gruppen derart verschmolzen, dass die Zunahme der Varianz möglichst gering ausfällt. Die gesamte Gruppenstruktur geht insofern mit in die Betrachtungen ein, als dass die Streuung innerhalb der Gruppe minimiert und die der Gruppen selbst maximiert wird. Des Weiteren wird ein Objekt eher einer kleinen Gruppe zugeschlagen, als dass eine große Gruppe noch größer wird. Diese Vorgehensweise liefert in der Regel gute Ergebnisse bei einer Analyse vegetationskundlicher Daten (Kesel 1997).

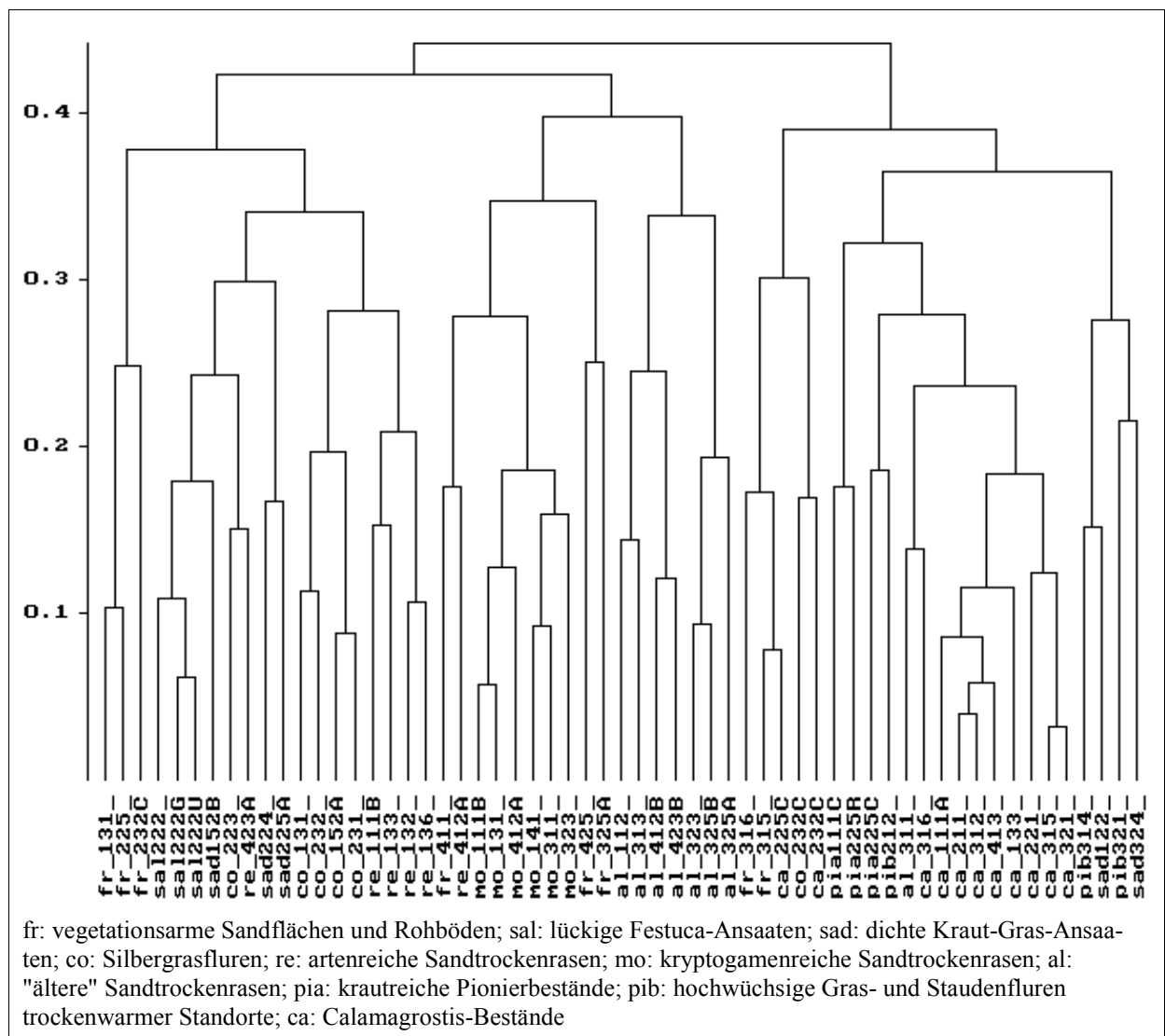


Abb. 9: Clusteranalyse – minimum (increase of) variance of new clusters; percentage difference

Aus Abb. 9 ist zu erkennen, dass auf der ersten Ebene eine Aufteilung in die verschiedenen Typen der Sandtrockenrasen, der Silbergrasfluren sowie der lückigen *Festuca*-Ansaaten auf der einen und in *Calamagrostis*- sowie Pionierbestände auf der anderen Seite erfolgt. Vegeta-

tionsarme Sandflächen treten in beiden Gruppen auf. Auf der zweiten Ebene erfolgt auf der linken Seite des Dendrogramms eine Auftrennung in die Gruppe der Ansaaten, der Silbergrasfluren, der artenreichen Sandtrockenrasen sowie in die Gruppe der kryptogamenreichen und "älteren" Sandtrockenrasen. Auf der rechten Dendrogrammseite ist im Wesentlichen eine Unterscheidung zwischen *Calamagrostis*-Fluren und Initialbeständen zu beobachten. Die Gruppierung der Vegetationsbestände in dem Dendrogramm zeigt – von links nach rechts gelesen – deutliche Übereinstimmung mit der Anordnung der Vegetationstypen in Tab. 4 und Tab. 5.

2 Wechselbeziehungen der Vegetationseinheiten im Untersuchungsgebiet mit gemessenen und nominalen Umweltparametern

In diesem Kapitel soll untersucht werden, inwieweit Umweltparameter für die Herausbildung der verschiedenen Vegetationstypen als Erklärung herangezogen werden können. Dazu wurden die im Rahmen des LENAB-Projektes gemessenen Standortparameter (BTUC 1998) sowie das Alter der Probestellen, aber auch Hangneigung und -exposition, Einfluss von Sanierungsmaßnahmen und Entfernung der Probestellen von potenziellen Ausbreitungszentren im unverritzten Randbereich in Beziehung zu den Vegetationstypen gesetzt. In einem ersten Schritt wird die Variationsbreite der einzelnen Vegetationstypen im Hinblick auf die verschiedenen Standortparameter aufgezeigt. Im Anschluss werden die verschiedenen Umweltvariablen gemeinsam mit den Vegetationsdaten mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse untersucht.

2.1 Wechselbeziehungen zwischen Vegetationstypen und einzelnen Umweltparametern

Abb. 10 zeigt, dass die meisten Vegetationstypen sehr große Spannweiten in Bezug auf die gemessenen Parameter aufweisen. Geringe Spannweiten sind lediglich bei den Parametern maximale Wasserkapazität (Abb. 10a) und Phosphat- bzw. Nitratgehalt (Abb. 10b, Abb. 10c) zu beobachten. Sowohl die Phosphatgehalte, mit Werten zumeist zwischen 0,2 und 1,0 mg P_2O_5 mg $\times 100g^{-1}$ TS, als auch Nitratwerte zwischen 0,01 und 0,1 mg $\times 100g^{-1}$ TS weisen auf eine nur sehr geringe Nährstoffversorgung auf allen untersuchten Probestellen hin. Die maximale Wasserkapazität liegt in der Regel zwischen 20 und 35 %. Die *Calamagrostis*-Bestände weisen jeweils die höchsten Werte und gleichzeitig auch die größte Spannweite im Hinblick auf diese drei Umweltvariablen auf. Höhere Phosphatgehalte und eine höhere maximale Wasserkapazität wurden außerdem auf den dichteren Ansaatflächen, höhere Nitratwerte in den älteren Pionierfluren gemessen. Aus Abb. 10d ist zu erkennen, dass alle Vegetationstypen im Hinblick auf die elektrische Leitfähigkeit ebenfalls eine hohe Spannweite zeigen, so dass dieser Parameter ebenfalls nicht zu einer Differenzierung der verschiedenen Bestände herangezogen werden kann. Lediglich die älteren Ansaatflächen sind infolge vorausgegangener Aschemelioration durch eine deutlich höhere Leitfähigkeit charakterisiert. Nur unter Berücksichtigung der Parameter pH-Wert (Abb. 10e), Alter der Probestellen (Abb. 10f) und Gehalt an organischem Kohlenstoff (Abb. 10g) lassen sich geringfügige Tendenzen herausarbeiten, die zu einer Differenzierung der Vegetationsbestände herangezogen werden können. So sind die krautreichen Pionierbestände, die Ansaatflächen und auch die artenreichen Sandtrockenrasen durch höhere pH-Werte ausgewiesen, wohingegen die vegetationsarmen Bestände sowie die kryptogamenreichen und die "älteren" Sandtrockenrasen eher niedrige pH-Werte aufweisen.

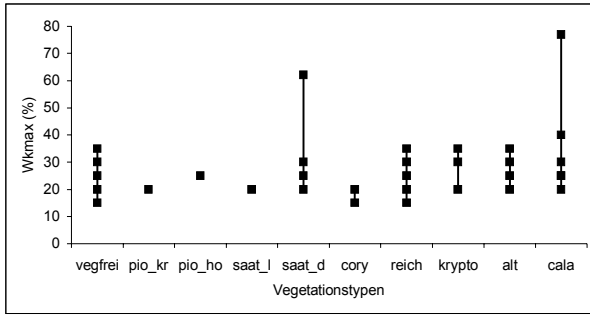


Abb. 10a: Maximale Wasserkapazität (%)

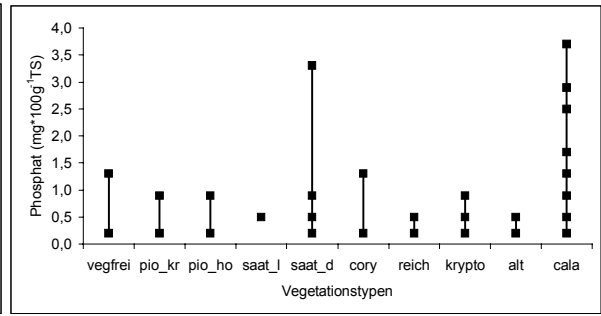


Abb. 10b: Phosphatgehalt (P_2O_5 mg x $100g^{-1}$ TS)

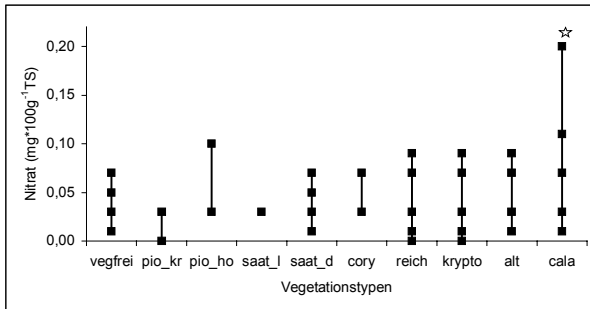


Abb. 10c: Nitrat-Stickstoffgehalt (NO_3^- -N mg x $100g^{-1}$ TS); ☆: cala: 0,46; 2,4

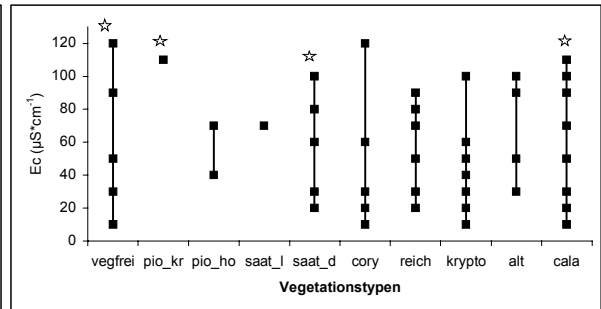


Abb. 10d: Leitfähigkeit ($\mu S \times cm^{-1}$); ☆: vegfrei: 226; pio_a: 246; saat_d: 1727; cala: 209

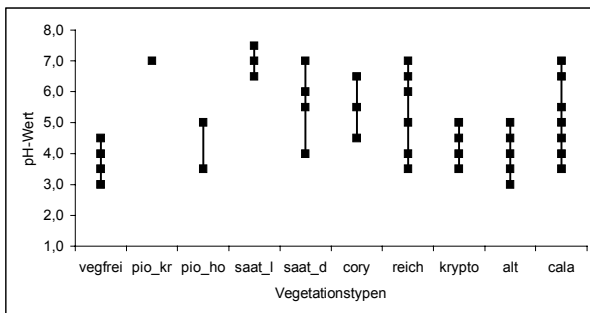


Abb. 10e: pH-Wert

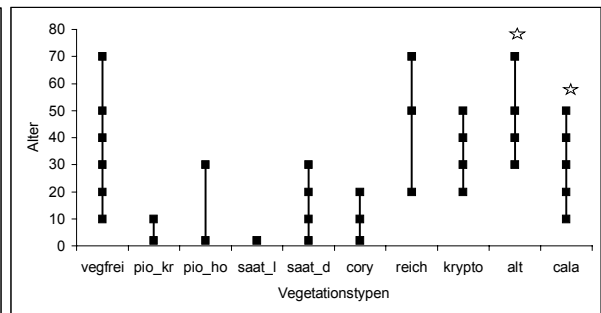


Abb. 10f: Alter der Probeflächen; ☆: alt: gewachsen; cala: gewachsen

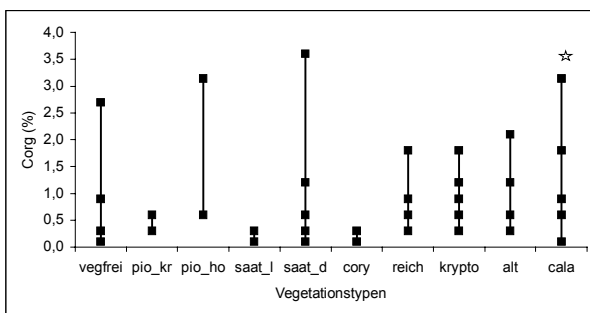


Abb. 10g: Gehalt organischer Kohlenstoff (%); ☆: cala: 5,65; 5,69

Abb. 10: Spannweiten der Vegetationstypen im Hinblick auf die verschiedenen Umweltparameter

Die Silbergrasfluren nehmen eine Zwischenstellung ein. Die *Calamagrostis*-Bestände zeigen auch in diesem Fall wieder eine sehr weite Spannweite. Auffällig ist, dass die durch höhere pH-Werte ausgewiesenen Bestände ihren Verbreitungsschwerpunkt auf den jüngeren Flächen haben, wohingegen die durch einen niedrigeren pH-Wert charakterisierten Bestände eher auf den älteren Flächen vorkommen. Eine Verallgemeinerung dieser Aussage ist jedoch schwierig, da die infolge von Meliorationsmaßnahmen durch einen höheren pH-Wert ausgewiesenen Ansaaten auf den jüngeren Flächen vorzufinden sind. Eine Abhängigkeit zu dem Flächenalter ist weder bei den vegetationsarmen Flächen noch bei den *Calamagrostis*-Beständen festzustellen. Zwar sind die älteren Bestände in der Regel durch einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff ausgewiesen, ebenso weisen aber auch die hochwüchsigen Gras- und Krautfluren und die dichteren Ansaaten höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff auf. Der hohe Gehalt an organischem Kohlenstoff in den vegetationsarmen Beständen ist überwiegend auf Kohlereste im Kippsubstrat zurückzuführen.

2.2 Multivariate Analysen

Für die gemeinsame Auswertung von Umwelt- und Vegetationsparametern wurden zunächst alle im Rahmen dieser Arbeit verfügbaren Umweltparameter mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) auf ihr Signifikanzniveau hin getestet. Tab. 7 zeigt, dass zwar alle verwendeten Variablen einen signifikanten Beitrag ($p < 0,05$) zur Erklärung der in diesem Datensatz vorhandenen Varianz leisten, dass dieser Beitrag aber insgesamt auf den ersten zwei bzw. den ersten vier Ordinationsachsen sehr gering ausfällt (vgl. Tab. 8). Die Parameter Gesamtstickstoff und Gesamtschwefel gingen infolge ihrer zu geringer Variation gar nicht erst in die weiteren Berechnungen von CANOCO mit ein.

Tab. 7: Signifikanzniveaus und F-Werte (CCA-Ordination) der Umweltparameter

Parameter	P	F	Parameter	P	F
Melioration	0,003	15,88	C/N-Verhältnis	0,003	3,71
pH-Wert	0,003	12,87	Sulfat	0,003	4,25
Phosphat	0,003	11,11	Westexposition	0,003	3,22
Flächenalter	0,003	9,50	Neigung	0,003	3,37
Elektr. Leitfähigkeit	0,003	7,80	Gewachsener Bereich	0,003	3,15
Freie Sukzession	0,003	6,04	Nordexposition	0,003	2,45
Max. Wasserkap.	0,003	5,48	Südexposition	0,003	3,28
Hangfuß	0,003	4,69	Ebene	0,003	2,19
Nitrat	0,003	3,84	Ostexposition	0,003	4,00
Gesamtkohlenstoff	0,003	4,25	Mittelhang	0,027	1,55
Org. Kohlenstoff	0,003	4,22	Oberhang	0,020	1,54
Entfernungsklasse	0,003	3,77	Unterhang	0,003	6,48

Das Ergebnisprotokoll der CCA zeigte außerdem, dass viele der zunächst einbezogenen Parameter durch einen hohen 'inflation factor' ausgewiesen sind. Daher wurden in einem nächsten Schritt stark korrelierende Parameter aus der Analyse herausgenommen, wie z.B. der Gehalt an Gesamtkohlenstoff, der eine hohe Korrelation zu dem Gehalt an organischem Kohlenstoff aufweist sowie der mit der elektrischen Leitfähigkeit korrelierte Sulfatgehalt. Außerdem wurden mittels 'forward selection' diejenigen Variablen identifiziert, die keinen eigenen Bei-

trag zur Varianzerklärung liefern. Es handelte sich dabei im Wesentlichen um die Entfernungsklassen sowie die meisten nominalen Parameter. Letztendlich verblieben die folgenden Parameter, die in die weiteren Analysen einbezogen wurden: Flächenalter, pH-Wert, Gehalt an Phosphat, Nitrat und organischem Kohlenstoff, C/N-Verhältnis, maximale Wasserkapazität, elektrische Leitfähigkeit sowie die beiden nominalen Parameter freie Sukzession und durchgeführte Meliorationsmaßnahmen.

Tab. 8: Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung aller verfügbaren Umweltparameter

Axes	1	2	3	4	Total inertia
Eigenvalues:	.398	.291	.287	.196	7.085
Species-environment correlations:	.895	.843	.809	.729	
Cumulative percentage variance of species data:	5.6	9.7	13.8	16.6	
of species-environment relation:	18.9	32.7	46.2	55.5	
Sum of all unconstrained eigenvalues					7.085
Sum of all canonical eigenvalues					2.111
Ordinationsachsen sind signifikant für $p < 0,05$					

Die Ergebnisse der Kanonischen Korrespondenzanalyse, unter Einbeziehung der zehn verbleibenden Umweltparameter, sind in Abb. 11 und Abb. 12 dargestellt. Es zeigt sich, dass die Reduzierung der Parameteranzahl nicht zu einem nennenswerten Rückgang des erklärten Varianzanteils geführt hat. Ähnlich wie im Fall der DCA ist auch an dieser Stelle vor einer Interpretation der Ordinationsdiagramme darauf hinzuweisen, dass die dargestellten ersten zwei Ordinationsachsen lediglich 9 % der Varianz des Datensatzes erklären. Allerdings führen ter Braak & Verdonschot (1995) aus, dass ein erklärter Varianzanteil kleiner 10 % für ökologische Datensätze durchaus üblich ist.

Aus Abb. 11 ist zu erkennen, dass die erste Ordinationsachse positiv durch den pH-Wert und "Melioration" sowie negativ durch das Flächenalter und "Sukzession" gekennzeichnet ist. Demzufolge sind auf der positiven Seite der 1. CCA-Achse vorrangig die jüngeren Vegetationsbestände auf meliorierten Substraten, die verschiedenen Ansaaten und die aus ihnen hervorgegangenen hochwüchsigen Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte angesiedelt. Die zweidimensionale Darstellung gibt ein etwas verzerrtes Bild wider, da gerade die dichten Ansaaten in der Regel auch durch höhere Leitfähigkeitswerte ausgewiesen sind, die Leitfähigkeit aber auf die 4. Achse lädt. Die Auffächerung der Probestellen in vertikaler Richtung auf der positiven Seite der ersten Ordinationsachse ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass der pH-Wert ebenfalls negativ auf die 2. CCA-Achse lädt, Phosphat und organischer Kohlenstoff jedoch positiv. So sind insbesondere die infolge von Meliorationsmaßnahmen durch einen höheren Phosphatgehalt ausgewiesenen Probestellen 122, 224 und 324 im oberen Bereich des Diagramms angesiedelt. Die durch einen geringeren Gehalt an organischem Kohlenstoff ausgewiesenen lückigen *Festuca*-Ansaaten (222 und 222G) liegen dagegen im mittleren Diagrammbereich. Die im unteren Bereich angeordneten Probestellen sind überwiegend durch hohe pH-Werte charakterisiert.

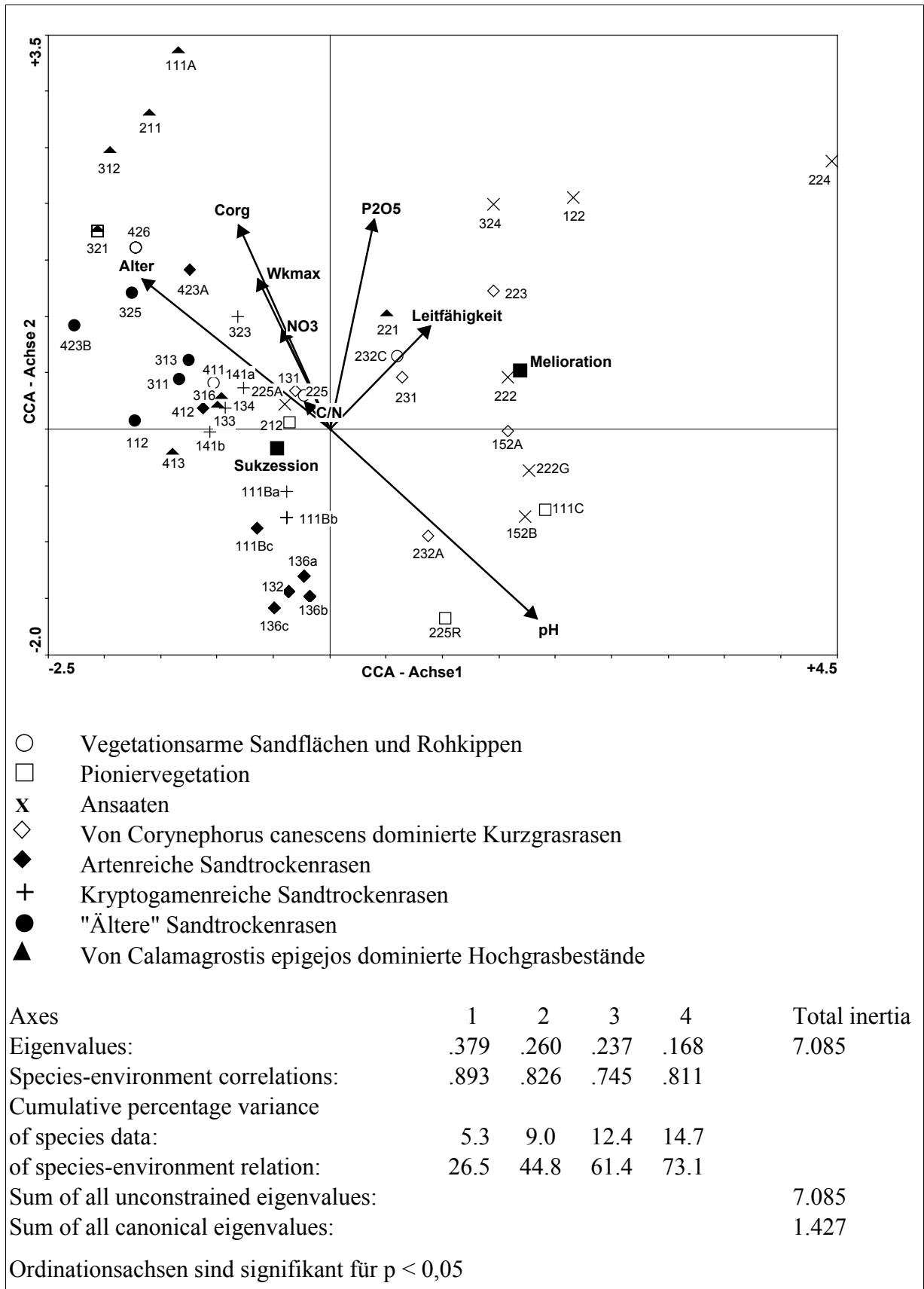


Abb. 11: CCA-Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter unter Einbeziehung von 355 Flächen, 189 Arten und 10 Umweltparameter; inter-species distances, Hill's scaling, squareroot transformation, down-weighting of rare species

Negativ auf die 1. CCA-Achse laden vor allem die Variablen "Sukzession" und das Flächenalter, so dass demzufolge die "älteren" und die kryptogamenreichen Sandtrockenrasen auf der linken Diagrammseite angeordnet sind. Die "älteren" Sandtrockenrasen sind darüber hinaus durch einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff ausgewiesen. Überwiegend auf dieser Diagrammseite finden sich auch die *Calamagrostis*-Bestände. Da aber insbesondere die maximale Wasserkapazität und der Gehalt an organischem Kohlenstoff auf die dritte Achse laden, kann aus der Anordnung der *Calamagrostis*-Bestände aus dieser zweidimensionalen Darstellung nicht die Schlussfolgerung gezogen werden, dass diese Bestände überwiegend auf älteren Kippenflächen zu finden sind. Vielmehr sind diese Bestände auch durch einen hohen Gehalt an organischem Kohlenstoff und Nitrat sowie durch eine hohe maximale Wasserkapazität gekennzeichnet. Allerdings kann aus diesen Ergebnissen nicht gefolgert werden, dass die zuletzt genannten Parameter ausschlaggebend für die Etablierung von *Calamagrostis*-Beständen sind. Ebenso ist die Möglichkeit in Betracht zu ziehen, dass sich in den *Calamagrostis*-Beständen, infolge der hohen Streuauflage und der daraus resultierenden Humusakkumulation sowie der starken Durchwurzelung, sekundär diese Standortbedingungen eingestellt haben.

Die artenreichen Sandtrockenrasen (132, 136) bilden im unteren Bereich eine relativ gut abgrenzbare Gruppe, die sich am ehesten durch die Parameter hoher pH-Wert und "Sukzession" beschreiben lässt. Die weitere Auffächerung dieses Vegetationstyps ist, entsprechend der Anordnung der Probestellen 111Bc – 412 – 423A, auf das zunehmende Flächenalter zurückzuführen. Sowohl die Pionier- als auch die vegetationsarmen Bestände zeigen eine weite Streuung in dem Ordinationsdiagramm, Beziehungen zu bestimmten Umweltparametern lassen sich nicht herleiten.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass am ehesten der pH-Wert, das Flächenalter und die Unterscheidung ob Meliorationsmaßnahmen durchgeführt wurden oder nicht sich in Beziehung zu verschiedenen Vegetationstypen bringen lassen. Diese Vermutung wird dadurch gestützt, dass die Eigenwerte der Probestellen aus der DCA eine signifikant positive Korrelation ($p < 0,05$) entlang der ersten Achse mit dem Flächenalter und der nominalen Variable "freie Sukzession" sowie eine signifikant negative Korrelation mit dem pH-Wert und der nominalen Variablen "Melioration" aufweisen. Eine weitere Differenzierung entlang dieser Gradienten kann eventuell über Nährstoffversorgung, elektrische Leitfähigkeit, maximale Wasserkapazität oder den Gehalt an organischem Kohlenstoff erfolgen. Allerdings geht aus den vorliegenden Untersuchungen nicht eindeutig hervor, ob die beiden zuletzt genannten Parameter Ursache oder Folge bestimmter Vegetationstypen sind.

2.3 Wechselbeziehungen zwischen Arten und berücksichtigten Umweltparametern

In einem nächsten Schritt wurde das Vorkommen einzelner Arten in Beziehung zu den bereits in Kapitel C.2.2 untersuchten Umweltparametern gesetzt. Die Analyse erfolgte zunächst mittels einer Spearman-Rangkorrelation, in die jedoch nur die Arten einbezogen wurden, die entsprechend Tab. 4 und Tab. 5 mit einer Stetigkeit von mindestens II bzw. mit einer MA > 1 notiert wurden. Anschließend wurde ein Biplot der Kanonischen Korrespondenzanalyse aus Kapitel C.2.2 erstellt, indem an Stelle der Probestellen die Arten aufgeführt sind, die zu den berücksichtigten Umweltparametern eine signifikante Korrelation ($p < 0,05$) aufweisen (vgl. Abb. 12).

Die Auswertung zeigt, dass eine eindeutige Bindung einzelner Arten oder auch Artengruppen an bestimmte Standortfaktoren nicht herausgearbeitet werden kann. Es ist jedoch möglich, verschiedene "ökologische" Artengruppen durch eine Kombination unterschiedlicher Umweltparameter zu charakterisieren (vgl. Tab. 9).

Tab. 9: Charakterisierung "ökologischer" Artengruppen durch Kombination verschiedener Umweltparameter

Artengruppe	Positive Korrelation	Negative Korrelation	Melioration bzw. freie Sukzession	Farbl. Darstellung in Tab. 10 und Abb. 12
1	pH-Wert	Alter Corg-Gehalt Wkmax		Braun
2	El. Leitfähigkeit pH-Wert	Alter Corg-Gehalt	Melioration	Rosa
3	Corg-Gehalt El. Leitfähigkeit pH-Wert		Melioration	Türkis
4	El. Leitfähigkeit pH-Wert			Hellgrün
5	pH-Wert	Phosphatgehalt Nitratgehalt	Freie Sukzession	Dunkelgrün
6	Corg-Gehalt Wkmax			Blau
7	Alter Corg-Gehalt Wkmax	Phosphatgehalt	Freie Sukzession	Violett
8	Alter Corg-Gehalt Wkmax	pH-Wert		Rot
9		Alter Corg-Gehalt Wkmax El. Leitfähigkeit	Freie Sukzession	Grau

Anschließend wurden diese so genannten "ökologischen Artengruppen" wieder in Beziehung zu den ausgewiesenen Vegetationstypen gesetzt. Dazu wurden in Tab. 10 die entsprechend der mittleren Artmächtigkeit (vgl. Tab. 5) charakteristischen Arten den jeweiligen Vegetationstypen zugeordnet. Die farbliche Markierung entsprechend Tab. 9 wurde beibehalten, um auf diese Weise zu visualisieren, inwiefern eine Übereinstimmung zwischen "ökologischen" und floristischen Artengruppen besteht. Die in schwarzer Schrift dargestellten Arten konnten keiner "ökologischen" Artengruppe zugeordnet werden. Im oberen Teil der Tab. 10 sind die Arten aufgeführt, die eine hohe MA in allen Vegetationseinheiten im UG aufweisen. In der unteren Zeile stehen die Arten, die ebenfalls in allen Vegetationstypen, aber mit einer niedrigeren MA auftreten. Im mittleren Tabellenbereich sind die Arten entsprechend ihres Verbreitungsschwerpunktes in den jeweiligen Vegetationstypen dargestellt. Es wird deutlich, dass insbesondere die der "ökologischen" Artengruppe 2 zugewiesenen Arten eine weite Verbreitung im UG zeigen. Ansonsten lassen sich Tendenzen dahingehend herausarbeiten, dass z.B. die "ökologische" Artengruppe 8 in den "älteren" Sandtrockenrasen, die "ökologische" Artengruppe 5 in den artenreichen Sandtrockenrasen und die "ökologische" Artengruppe 4 in den krautreichen Pionierfluren ihren Verbreitungsschwerpunkt haben. Darüber hinaus sind kaum eindeutige Beziehungen zu erkennen (vgl. auch Abb. 12). Insgesamt lässt sich daher aus diesem Kapitel die Schlussfolgerung ziehen, dass ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen der

Abundanz bzw. Stetigkeit einzelner Arten und den gemessenen Umweltparametern nicht nachzuweisen ist.

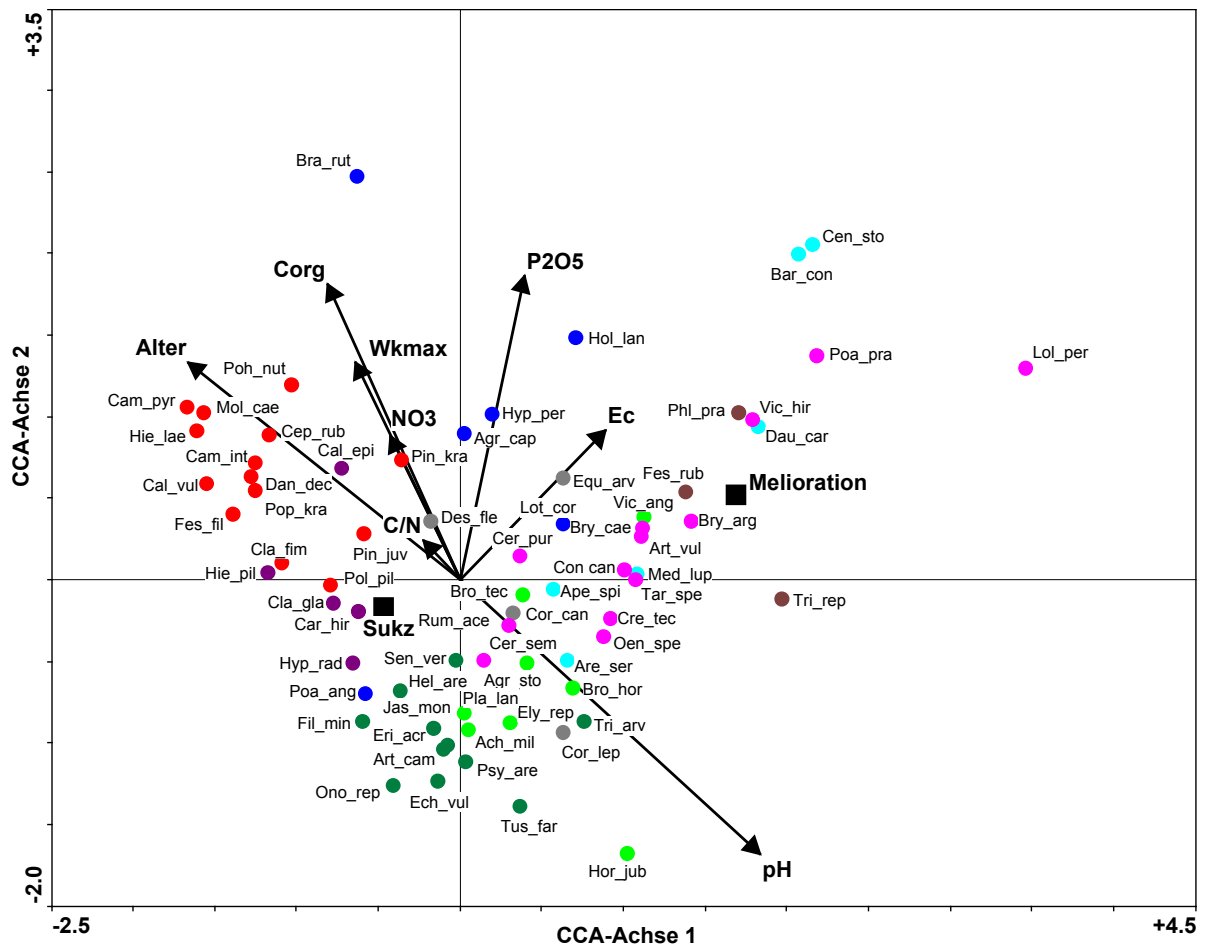


Abb. 12: CCA-Ordination; Biplot der Arten und Umweltparameter. Die Bedeutung der Abkürzungen ist aus Anhang 12, die der einzelnen Farben aus dem Text zu entnehmen. Die Ordinationsresultate entsprechen denen aus Abb. 11.

Tab. 10: Vergleich der floristischen und der "ökologischen" Artengruppen

Corynephorus canescens-Bestände	Lieckige Festuca-Ansaaten	Artenreiche Sandtrockenrasen	Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen	"Ältere" Sandtrockenrasen	Hochwüchsige Gras-Kraut-Fluren	Dichte Kraut-Gras-Ansaaten	Krautreiche Pionierfluren	Calamagrostis-Bestände
Corynephorus canescens Ceratonodon purpureus Coryza canadensis	Corynephorus canescens Ceratonodon purpureus Bryum caespiticium Coryza canadensis	Corynephorus canescens Ceratonodon purpureus Achillea millefolium	Corynephorus canescens Ceratonodon purpureus	Ceratonodon purpureus Bryum caespiticium	Ceratonodon purpureus	Corynephorus canescens Ceratonodon purpureus Bryum caespiticium	Achillea millefolium Agrostis capillaris	Bryum caespiticium
Pinus sylvestris (SI)	Avenaria serpyllifolia	Calamagrostis epigejos	Calamagrostis epigejos	Agrostis capillaris Calamagrostis epigejos	Agrostis capillaris Calamagrostis epigejos	Achillea millefolium Agrostis capillaris	Achillea millefolium Calamagrostis epigejos	Agrostis capillaris Calamagrostis epigejos
Deschampsia flexuosa	Festuca rubra	Ononis repens Carex hirta Artemisia campestris Helichrysum arenarium Polytrichum piliferum Cladonia glauca	Helichrysum arenarium Polytrichum piliferum Cladonia glauca Pinus sylvestris (SI) Pohlia nutans	Helichrysum arenarium Polytrichum piliferum Cladonia glauca Pinus sylvestris (SI)	Hieracium pilosella	Artemisia campestris		
		Betula pendula (BS) Poa angustifolia	Hieracium pilosella Campylopus introflexus	Hieracium pilosella Campylopus introflexus Molinia caerulea Calluna vulgaris Festuca filiformis Betula pendula (BS) Deschampsia flexuosa Danthonia decumbens Campylopus pyramis	Hieracium pilosella Centaurea stoebe Potentilla reptans Poa angustifolia Tanacetum vulgare Plantago lanceolata Hypericum perforatum Artemisia vulgaris Leontodon hispidus Lotus corniculatus Festuca rubra	Lotus corniculatus Festuca rubra Poa pratensis Trifolium arvense Medicago lupulina Barbula convoluta Trifolium repens Lolium perenne	Lolium perenne Elymus repens Dactylis glomerata Tussilago farfara Agrostis stolonifera Hordeum jubatum Bromus hordeaceus Cirsium leptopterum	Cirsium arvense Equisetum arvense Brachythecium rutabulum

Rumex acetosella, Cerastium semidecandrum, Ononthera div. spec., Taraxacum spec., Bryum argenteum, Crepis tectorum, Pinus sylvestris (K)

2.4 Wechselbeziehungen einzelner Vegetationstypen mit Umweltparametern

Da es durchaus möglich ist, dass im Rahmen einer Analyse, in der alle Probestellen gemeinsam untersucht werden, ein Faktor vielleicht "übersehen" wird, der für die Differenzierung von zwei verschiedenen Vegetationstypen ausschlaggebend ist, wurden Vegetationstypen mit breiten Übergangsbereichen ausgewählt und in eigenständigen Korrespondenzanalysen untersucht. Aus diesen einzelnen DCA-Ordinationen ging hervor, dass die bereits bei der Gesamtbetrachtung voneinander abgrenzbaren Vegetationstypen auch in kleiner gefassten Gesamtmengen gut zu trennen sind. Veränderungen der für jeden Vegetationstyp charakteristischen Artengruppe konnten nicht festgestellt werden.

Die einzelnen Kanonischen Korrespondenzanalysen zeigten, dass insbesondere auf den jüngeren Flächen Meliorationsmaßnahmen große Auswirkungen auf die Ausprägung der Vegetation haben und somit Pionierfluren und Ansaaten auf der einen und Silbergrasfluren auf der anderen Seite mittels dieses Parameters gut voneinander getrennt werden können. Hingegen scheint eine standörtliche Differenzierung zwischen Silbergrasfluren und artenreichen Sandtrockenrasen am ehesten über die Parameter pH-Wert, maximale Wasserkapazität, Leitfähigkeit und Alter möglich zu sein, da die Vektoren der genannten Parameter alle in Richtung der artenreichen Sandtrockenrasen zeigen. Die Tatsache, ob Meliorationsmaßnahmen durchgeführt wurden oder nicht, spielt bei einer Differenzierung dieser beiden Vegetationstypen keine nennenswerte Rolle mehr. In der Gruppe der Sandtrockenrasen ist - wenig überraschend - das Flächenalter ausschlaggebend für die Ausbildung der "älteren" Sandtrockenrasen. Eine standörtliche Differenzierung zwischen arten- und kryptogamenreichen Sandtrockenrasen ist nicht möglich. Ebenso lassen sich aus einer eigenständigen Analyse der verschiedenen *Calamagrostis*-Bestände keine Standortparameter herausarbeiten, die ausschlaggebend für die Ausbildung der verschiedenen Hochgras-Bestände wären.

2.5 Analyse von Artenzahl und Deckungsgrad

Die Parameter Artenzahl und Deckungsgrad werden häufig zur Beschreibung von Vegetationsveränderungen während eines Sukzessionsverlaufs herangezogen (z.B. Pietsch 1998). Um zu analysieren, inwieweit diese beiden Parameter Veränderungen in Abhängigkeit von dem Flächenalter im UG aufweisen, wurde in einem ersten Schritt das Flächenalter in Bezug zu der Artenzahl bzw. dem Deckungsgrad gesetzt (vgl. Abb. 13a). In einem zweiten Schritt wurde ein hypothetischer Sukzessionsverlauf von Silbergrasfluren über artenreichen hin zu "älteren" Sandtrockenrasen konstruiert, indem lediglich entsprechende Probeflächen in die Analyse einbezogen und ebenfalls eine Beziehung zwischen dem Flächenalter und der Artenzahl bzw. dem Deckungsgrad hergestellt wurde (vgl. Abb. 13b). Die zugehörigen Korrelationskoeffizienten und Signifikanzniveaus sind in Tab. 11 zusammengefasst.

Es zeigt sich, dass bei einer Berücksichtigung aller Probeflächen zwar eine signifikante positive Korrelation zwischen Flächenalter und Deckungswert festgestellt werden kann, eine signifikante Beziehung zwischen Flächenalter und der Artenzahl sich jedoch nicht herausarbeiten lässt. Eine Beschränkung der Analyse ausschließlich auf Flächen in der BFL nimmt keinen nennenswerten Einfluss auf das Ergebnis. Hingegen ist in dem hypothetischen Sukzessionsverlauf auch eine signifikante positive Beziehung zwischen Flächenalter und Artenzahl zu beobachten. Auch in diesem Fall zeigt das Herauslassen von Flächen aus unverritzten Gebie-

ten keine Auswirkungen auf das Ergebnis. Die Beobachtung von Pietsch (1998), dass, nach einem anfänglichen Anstieg der Artenzahl, in späteren Sukzessionsstadien die Gesamtartenzahl wieder abnimmt, ist daher nicht auf die Vegetationseinheiten in dem UG übertragbar. Eine weiter gehende Auswertung der Beziehung zwischen den Parametern Artenzahl und Deckungsgrad erfolgt außerdem an einer echten Zeitreihe in Kap. C.5.4.

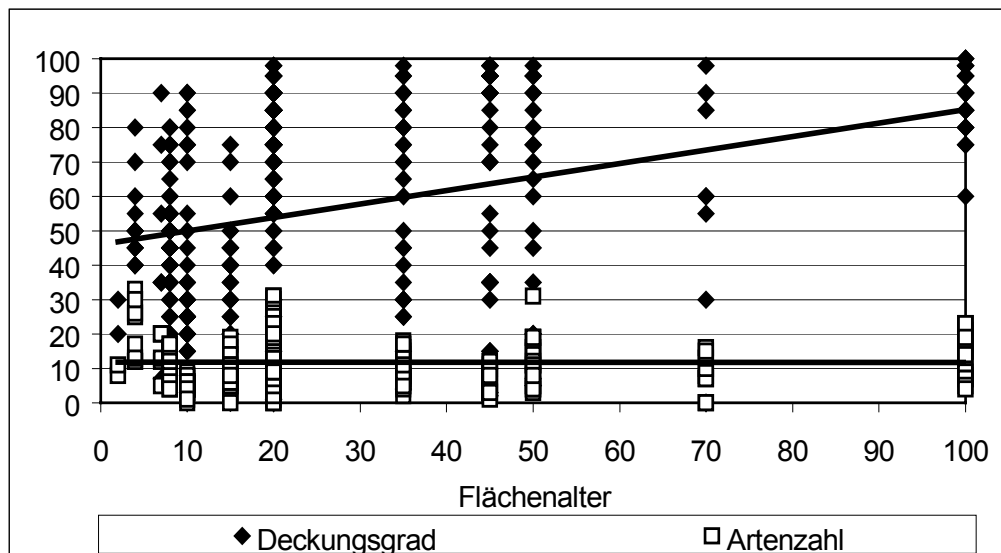


Abb. 13a: Beziehung zwischen Flächenalter und Deckungsgrad bzw. Artenzahl

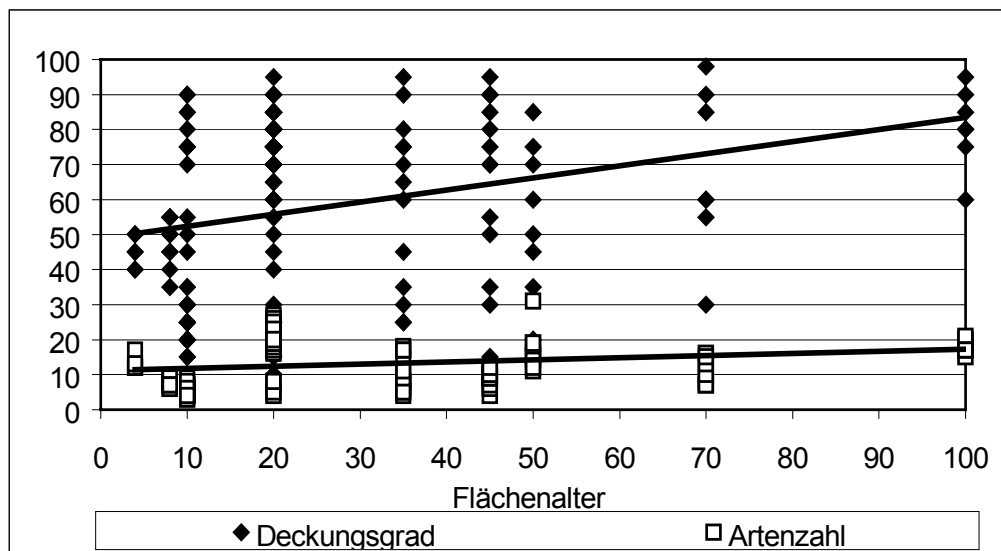


Abb. 13b: Hypothetischer Sukzessionsverlauf von Silbergrasfluren über artenreichen hin zu "älteren" Sandtrockenrasen.

Tab. 11: Spearman Rangkorrelation zwischen Flächenalter und mittlerer Artenzahl bzw. mittlerem Deckungswert

	Probeflächen- anzahl	Spearman Rangkorre- lationskoeffizient	Signifikanzniveau
Berücksichtigung aller Probeflächen, einschließlich unverritzter Gebiete			
Alter –Deckungsgrad	355	0,4	p < 0,05
Alter –Artenzahl	355	-0,008	n.s.
Berücksichtigung nur der Probeflächen in der BFL			
Alter –Deckungsgrad	332	0,3	p < 0,05
Alter –Artenzahl	332	-0,07	n.s.
Hypothetischer Sukzessionsverlauf, einschließlich unverritzter Gebiete			
Alter –Deckungsgrad	156	0,4	p < 0,05
Alter –Artenzahl	156	0,4	p < 0,05
Hypothetischer Sukzessionsverlauf, Berücksichtigung nur der Probeflächen in der BFL			
Alter –Deckungsgrad	149	0,35	p < 0,05
Alter –Artenzahl	149	0,34	p < 0,05

Auch die Auswertung mittels einer Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung aller Probeflächen und Umweltparameter zeigt, dass sich keine Beziehung zwischen der Gesamtartenzahl und dem Flächenalter herausarbeiten lässt, jedoch eine positive Korrelation zwischen Flächenalter und Deckungsgrad besteht (Abb. 14). Durch eine höhere Artenzahl sind insbesondere die artenreichen Sandtrockenrasen, aber auch die Ansaaten ausgewiesen. Hingegen sind die "älteren" Sandtrockenrasen und die Calamagrostis-Fluren durch einen höheren Deckungsgrad charakterisiert. Dabei korreliert die Gesamtartenzahl positiv mit dem pH-Wert, wohingegen der Deckungswert eine positive Beziehung zu dem Flächenalter und den damit korrelierten Variablen aufweist. Des Weiteren ist aus dem Ordinationsdiagramm zu entnehmen, dass sich die beiden nominalen Parameter "Meliorationsmaßnahmen" und "Sukzession" weder auf die Gesamtartenzahl noch auf die Gesamtdeckung auswirken, wobei letztere vorrangig auf die dritte Ordinationsachse lädt. Meliorationsmaßnahmen scheinen daher nicht in jedem Fall erforderlich zu sein, um eine Vegetationsbedeckung auf Kippenflächen zu erzielen. Allerdings sind Flächen, die der freien Sukzession unterliegen und eine mit den meliorierten Flächen vergleichbare Vegetationsbedeckung aufweisen, in der Regel älter.

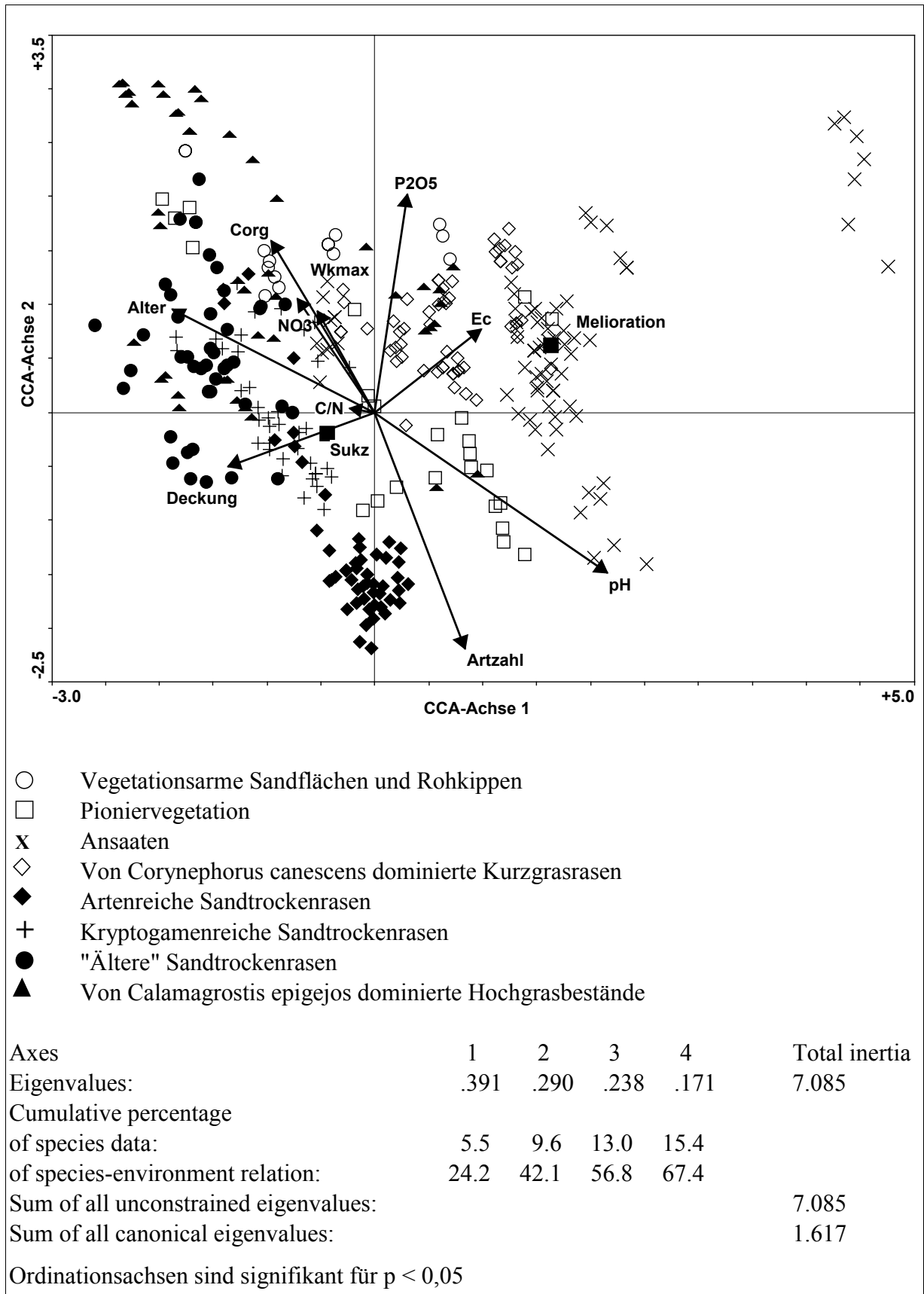


Abb. 14: CCA-Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter unter Einbeziehung von 355 Flächen, 189 Arten und 12 Umweltparametern; inter-species distances, Hill's scaling, squareroot transformation, down-weighting of rare species

3 Analyse der kleinräumigen Heterogenität an einer Probestelle

Während in den vorangegangenen Kapiteln eine Charakterisierung und Analyse der Vegetationstypen im UG auf der landschaftlichen Ebene erfolgte, steht im Folgenden die Analyse der Vegetationsverhältnisse auf den einzelnen Probestellen (Kap. C.3) bzw. auf den einzelnen Probeflächen (Kap. C.4) im Vordergrund.

3.1 Floristische Ähnlichkeit der Vegetationsaufnahmen an einer Probestelle

Zur Darstellung der floristischen Ähnlichkeit von Vegetationsaufnahmen können Gemeinschaftskoeffizienten berechnet werden, die entweder nur die Präsenz von Arten oder auch quantitative Angaben mit einbeziehen (vgl. Dierschke 1994, S. 284 f.). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wurde als Gemeinschaftskoeffizient die Prozentuale Ähnlichkeit berechnet, da dieser Index, entsprechend Schmidt (1981, vgl. auch Kap. C.3.2) sowohl die qualitativen als auch die quantitativen Unterschiede zwischen zwei Vegetationsaufnahmen besser abbildet als z.B. der Ellenberg-Koeffizient. Die Berechnung der Prozentualen Ähnlichkeit beruht auf folgender Formel:

$$PS = [(2Mw) / (Ma + Mb)] * 100, \text{ wobei}$$

Mw = die Summe der jeweils kleineren Massen der gemeinsamen Arten,

Ma = die Summe der Massen aller Arten der 1. Fläche, und

Mb = die Summe der Massen aller Arten der 2. Fläche ist.

Im Folgenden werden die jeweiligen Gemeinschaftskoeffizienten für die ausgewiesenen Vegetationstypen jeweils exemplarisch an einer Probestelle in einer Matrix dargestellt (vgl. Abb. 15). Dabei zeigt sich, dass die Probeflächen entlang eines Transektes häufig nur eine geringe floristische Ähnlichkeit aufweisen, obwohl sie lediglich 2 Meter voneinander entfernt liegen. Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Probeflächen z.T. nur sehr geringe Artenzahlen aufweisen und somit bereits geringe Veränderungen einen großen Einfluss auf den berechneten Gemeinschaftskoeffizienten haben können.

Starke Schwankungen der berechneten Gemeinschaftskoeffizienten zeigen v.a. die vegetationsarmen Beständen (Abb. 15a, 411), die krautreichen Pionierfluren (Abb. 15b, 225C), die hochwüchsigen Gras- und Krautfluren (Abb. 15c, 314) und die dichteren Ansaaten (Abb. 15d, 152B). Insbesondere in den Pionierbeständen treten bereits auf kurzer Distanz Abweichungen von über 50 % auf. Durch starke Schwankungen der berechneten Gemeinschaftskoeffizienten sind auch die artenreichen Sandtrockenrasen ausgewiesen, wenn auch Abweichungen von über 50 % nur selten auftreten (Abb. 15f, 132). Die lückigen *Festuca*-Ansaaten (Abb. 15e, 222) zeigen im Vergleich dazu eine etwas höhere floristische Ähnlichkeit. Zurückzuführen ist dies sowohl auf die Verwendung einer Ansaatmischung als auch auf die im Rahmen von Meliorationsmaßnahmen durchgeführten Planierungen, die weitestgehend zu einer Nivellierung von Mikroreliefstrukturen führen. Weitere Arten sind auf Grund des geringen Flächenalters, abgesehen von wenigen Individuen, noch nicht eingewandert und tragen somit nicht zu einer Bestandesdiversifizierung bei.

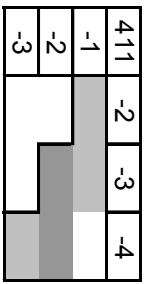


Abb. 15a: Vegetationsarme Sandfläche

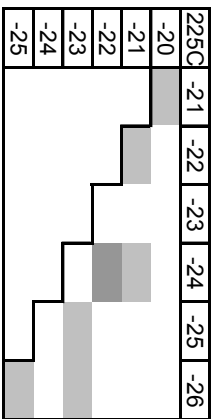


Abb. 15b: Krautreiche Pionierflur

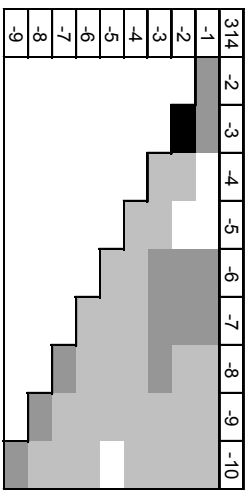


Abb. 15c: Hochwüchsige Gras- und Krautflur

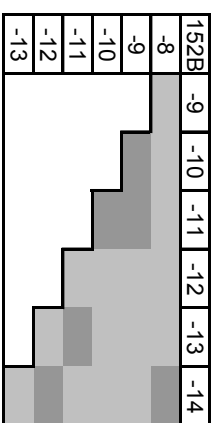


Abb. 15d: Dichte Kraut-Gras-Ansaat

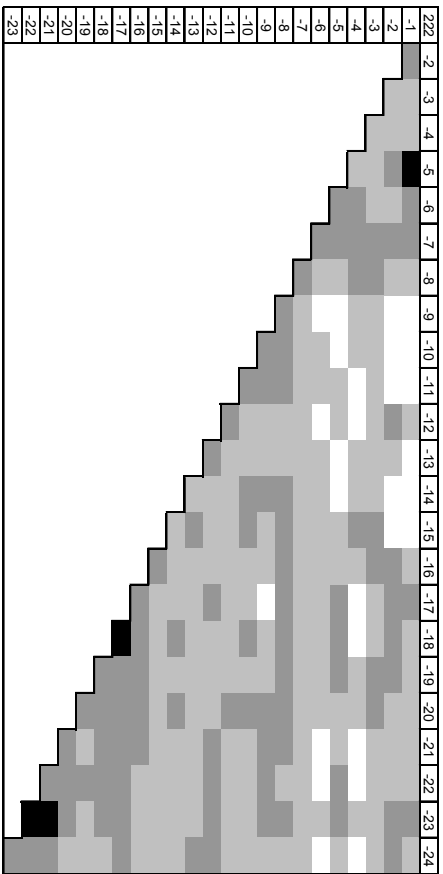


Abb. 15e: Lückige *Festuca*-Ansaat

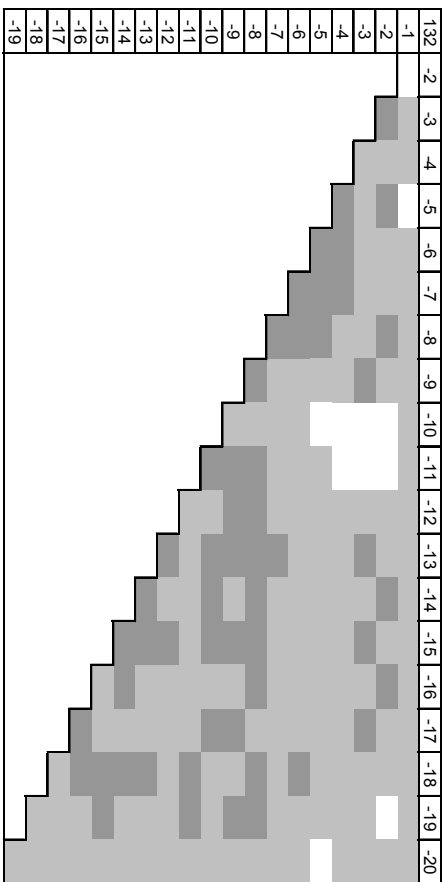


Abb. 15f: Artenreicher Sandtrockenrasen

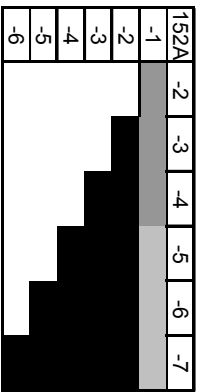


Abb. 15g: Silbergrasflur

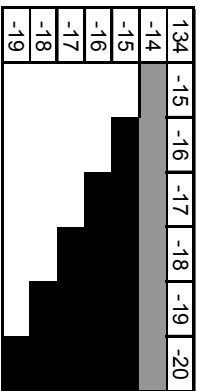


Abb. 15h: Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen

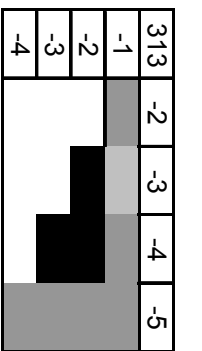


Abb. 15i: "Älterer" Sandtrockenrasen

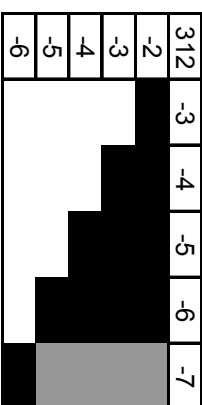


Abb. 15j: *Calamagrostis*-Dominanzbestand

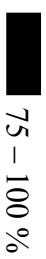
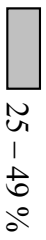


Abb. 15: Ähnlichkeitsmatrix (Prozentuale Ähnlichkeit) entlang Transekten verschiedener Vegetationstypen

Durch eine hohe floristische Ähnlichkeit sind die von *Corynephorus canescens* dominierten Kurzgrasbestände ausgewiesen (Abb. 15g, 152A). Möglicherweise liegt dies darin begründet, dass die erfolgreiche und flächendeckende Etablierung von Silbergras in einem recht gleichförmig strukturierten Bestand resultiert und sich in den wenigen verbleibenden Zwischenräumen nur langsam weitere Arten ansiedeln können. Die kryptogamenreichen Bestände (Abb. 15h, 134) sind ebenfalls durch eine hohe floristische Ähnlichkeit ausgewiesen, was wahrscheinlich auf die dichte kompakte Moosschicht zurückzuführen ist, die eine erfolgreiche Ansiedlung anderer Arten erschwert. Hohe floristische Ähnlichkeiten zeigen auch die *Calamagrostis*-Dominanzbestände (Abb. 15i, 312). Die "älteren" Sandtrockenrasen zeigen im Hinblick auf die floristische Ähnlichkeit an einer Probestelle unterschiedliche Tendenzen: so weisen z.B. die dichten *Calluna*-Bestände auf der Probestelle 313 (Abb. 15i) einen hohen Gemeinschaftskoeffizienten auf, wohingegen "ältere" Sandtrockenrasen, wie beispielsweise die Fläche 412 (vgl. Kap. C.3.2.3), durchaus mit den bereits beschriebenen artenreichen Sandtrockenrasen vergleichbar ist.

3.2 Transektauswertung

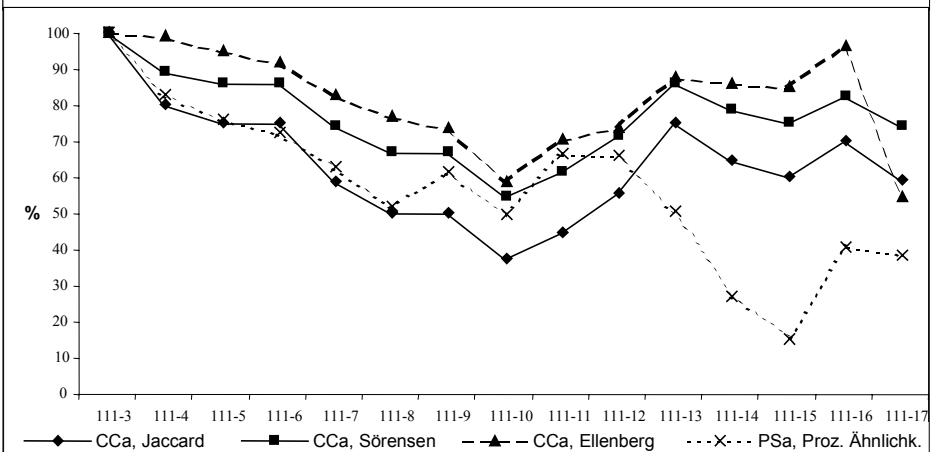
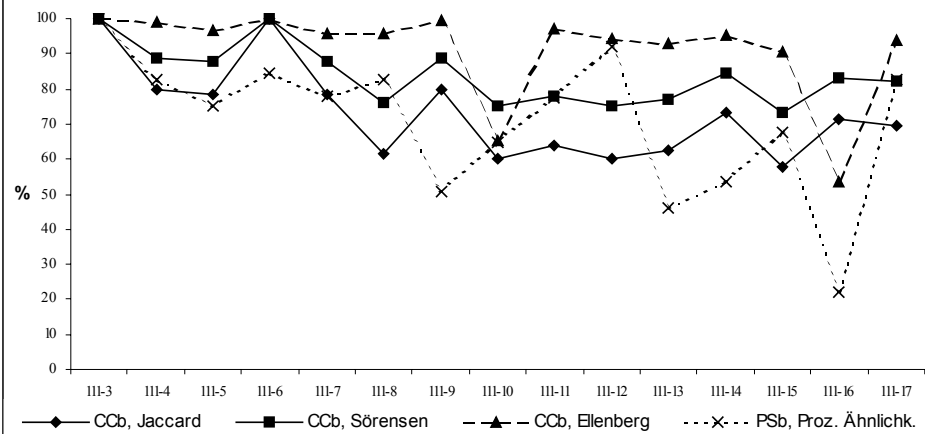
Zur Analyse inwieweit sich die Artenzusammensetzung an einer Probestelle in Abhängigkeit von Reliefposition bzw. Hangneigung ändert (Gradientenanalyse, vgl. Whittaker 1967), wurden detaillierte Transektuntersuchungen am Beispiel der artenreichen, der kryptogamenreichen und der "älteren" Sandtrockenrasen durchgeführt (Probestellen 136, 111B und 412A). Entlang der Transekte 111B und 136 wurden auch Bodenproben jeweils am Ober-, Mittel- und Unterhang entnommen und analysiert.

3.2.1 Transekt 111B – Kryptogamenreicher Sandtrockenrasen

Dieses Transekt verläuft senkrecht zum Hang in einem gewachsenen, aber verritzten Randbereich an der Ostböschung von Restloch F und erstreckt sich vom Plateaubereich über Ober- und Mittel- bis zum Unterhang. Die Probeflächen am Hangfuß mussten auf Grund von Sanierungstätigkeiten während des Beobachtungszeitraumes aufgegeben werden. Während im Plateaubereich nur leichte Bodenunebenheiten zu verzeichnen sind, beträgt die Neigung am Hang selbst durchschnittlich 25°. Im Transektverlauf ist ein augenfälliger Wechsel in der Vegetationszusammensetzung zwischen Plateau und oberem Hangbereich und erneut zwischen Oberhang und Mittel- bzw. Unterhang festzustellen (vgl. Tab. 12, Abb. 16). Im Plateaubereich findet sich ein kryptogamenreicher Sandtrockenrasen mit *Polytrichum piliferum*, *Cladonia glauca*, *Corynephorus canescens*, *Hieracium pilosella*, *Filago minima*, *Jasione montana*, *Spergula morisonii*, *Rumex acetosella*, *Teesdalia nudicaulis*, *Helichrysum arenarium* und *Calamagrostis epigejos*. Dieser wird im oberen Hangbereich durch dichte Moospolster aus *Polytrichum piliferum* und *Campylopus introflexus* abgelöst. Außer *Corynephorus canescens* sind weitere höhere Pflanzen in den Flächen 9 und 10 nicht zu beobachten. Am Mittelhang (Flächen 11 bis 15) sind auch wieder Arten am Vegetationsaufbau beteiligt, die bereits im Plateaubereich vorgefunden wurden. Eine weitere Veränderung der Artenzusammensetzung ist im unteren Hangbereich zu erkennen. Hier siedeln Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den artenreichen Sandtrockenrasen haben, wie z.B. *Oenothera div. spec.*, *Cerastium semidecandrum*, *Ceratodon purpureus*, *Trifolium arvense* und *Ononis repens*.

Tab. 12: Gemeinschaftskoeffizienten entlang Transekt 111B

Flächen-Nummer:	111-3	111-4	111-5	111-6	111-7	111-8	111-9	111-10	111-11	111-12	111-13	111-14	111-15	111-16	111-17
Exposition:	-	-	E	E	W	-	W	W	W	W	W	W	W	W	W
Neigung (°):	-	-	5	5	3	-	25	25	25	25	25	25	25	20	10
Reliefposition:	E	E	H	H	H	KK	HOS	HO	HO	HM	HM	HM	HM	HU	HF
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	3	-	-
Krautschicht	60	60	45	60	50	40	20	10	20	30	45	40	50	70	50
Moose	60	70	50	50	40	30	70	75	60	60	15	10	1	50	30
Flechten	5	5	20	10	15	10	5	3	3	<1	1	<1	5	5	5
Streuschicht	10	5	10	25	25	5	-	5	-	3	-	5	3	-	-
Gesamtdeckung (%):	95	95	90	85	85	70	80	80	80	80	50	45	50	70	70
<i>Polytrichum piliferum</i>	6	7	4,75	4,75	4	3	7	4,75	6	6	1,25	1,25	0,2	0,4	.
<i>Corynephorus canescens</i>	4	4	3	3	2	2	0,75	0,75	1,25	1,25	3	0,75	0,2	3	3
<i>Cladonia glauca</i>	1,25	0,4	2	0,75	1,25	0,75	0,4	0,2	0,2	0,01	0,05	0,01	0,4	0,4	0,75
<i>Hieracium pilosella</i>	0,4	0,01	0,01	0,2	1,25	2	0,2	0,05	0,4	0,4	0,4	1,25	1,25	0,4	0,75
<i>Filago minima</i>	0,01	0,2	0,2	0,4	0,75	0,75	0,05	.	0,05	0,2	0,2	1,25	1,25	0,2	0,2
<i>Spergula morisonii</i>	0,01	0,05	0,2	0,2	0,2	0,05	0,05	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05	0,2	0,01	0,01
<i>Rumex acetosella</i>	0,05	0,2	0,05	0,2	0,05	.	0,05	0,05	0,2	0,2	0,4	0,05	0,05	0,2	0,4
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,2	0,01	0,05	0,2	0,05	0,05	0,01	.	0,2	0,4	0,2	0,2	0,01	0,01	.
<i>Teesdalia nudicaulis</i>	1,25	0,4	0,05	0,2	0,4	0,01	0,01
<i>Helichrysum arenarium</i>	1,25	0,75	0,75	0,2	0,2	0,05	0,05	0,75	0,4
<i>Jasione montana</i>	0,01	0,2	0,05	0,4	0,05	0,01	.	.	0,05	0,2	0,2
<i>Calamagrostis epigejos</i>	.	.	0,4	0,75	0,75	0,2	0,75	.	.	0,05	.	.	0,01	0,05	0,2
<i>Senecio vernalis</i>	0,05	.	0,05	0,4	.	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,05
<i>Carex hirta</i>	0,4	0,05	0,2	0,05	0,05	0,4	0,2	0,2
<i>Conyza canadensis</i>	0,01	0,01	.	.	.	0,05
<i>Cladonia ciliata</i>	0,01
<i>Pinus sylvestris (juv.)</i>	0,01
<i>Quercus robur (juv.)</i>	0,01	0,01	.
<i>Pinus sylvestris (St)</i>	0,4	.	.	0,2	.	.
<i>Campylopus introflexus</i>	3	1,25	0,75	0,05
<i>Crepis tectorum</i>	0,01	.	.	.
<i>Molinia caerulea</i>	0,2	.	.	.
<i>Taraxacum spec.</i>	0,01	.	.
<i>Oenothera spec.</i>	0,01	0,2	0,2
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,01	0,2	0,2
<i>Ceratodon purpureus</i>	0,05	4	3
<i>Trifolium arvense</i>	0,01	0,2
<i>Ononis repens</i>	0,2
<i>Erigeron acris</i>	0,05
<i>Corispermum leptopterum</i>	0,01



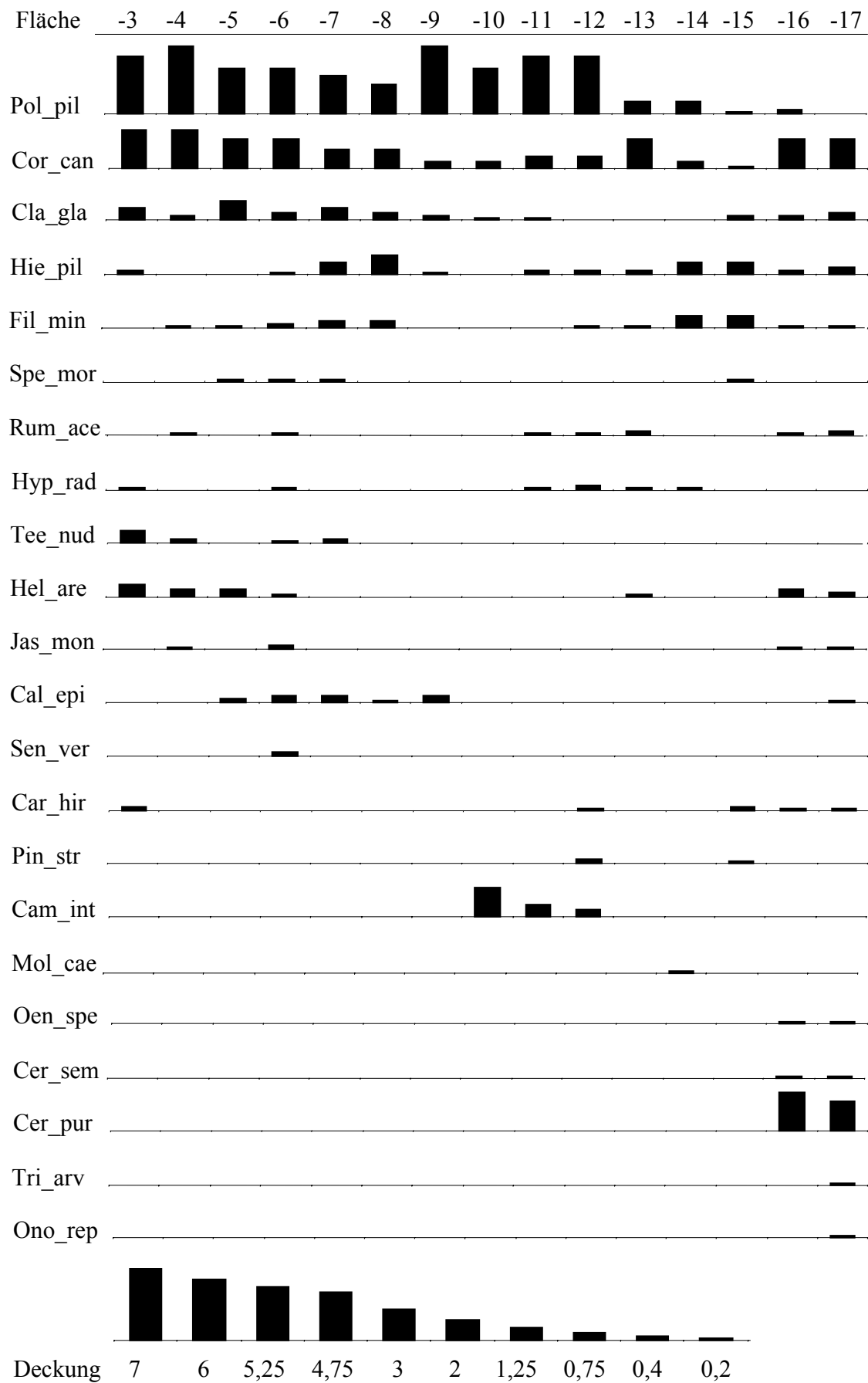


Abb. 16: Artenprofil entlang Transekt 111B

Die Unterschiede in der Artenzusammensetzung lassen sich auch in diesem Fall kaum in Beziehung zu den gemessenen Umweltparametern bringen. So zeigen die Parameter Gehalt an organischem Kohlenstoff, Gesamtstickstoff und –schwefel, Nitrat, Sulfat, Phosphat sowie der pH-Wert nur sehr geringe Schwankungsbreiten und tragen nicht zur Erklärung der beobachteten Varianz bei. Lediglich die Reliefpositionen Ober- und Unterhang sowie geringfügig auch die maximale Wasserkapazität liefern einen höheren Beitrag zur Varianzerklärung. Es ist durchaus möglich, dass am Oberhang physikalische Bedingungen, wie z.B. Erosionserscheinungen oder erhöhte Verdunstungsraten, eine Ansiedlung von höheren Pflanzen erschweren und sich demzufolge vorwiegend Kryptogame und das gegenüber Übersandung unempfindliche Silbergras bzw. das ausläuferbildende Kleine Habichtskraut ansiedeln. Im unteren Transektbereich hingegen scheint eine Anhäufung von Feinmaterial und eine leicht erhöhte Wasserkapazität dafür verantwortlich zu sein, dass sich Arten der artenreichen Sandtrockenrasen etablieren können (Wkmax (%): Oberhang: 22,4; Mittelhang: 30,2; Unterhang: 35,7).

Vergleicht man die jeweils aufeinander folgenden Flächen im Transektverlauf mittels Ähnlichkeitsindizes (vgl. Tab. 12, CCb bzw. PSb), so zeigen die verschiedenen Indizes leicht voneinander abweichende Ergebnisse. Der Ähnlichkeitsindex nach Ellenberg reagiert insbesondere auf Dominanzverschiebungen und deutet einen Wechsel in der Vegetationszusammensetzung sowohl bei dem verstärkten Auftreten von *Campylopus introflexus* in der Probe-Fläche 10 als auch bei dem Auftreten von *Ceratodon purpureus* mit höheren Deckungswerten in der Fläche 16 an. Die auf der Präsenz von Arten basierenden Indizes zeigen einen ähnlichen Kurvenverlauf, bilden jedoch die Veränderung in der Vegetationsbedeckung von Fläche 8 zu 9 nicht ab. Wesentlich besser wird die Variabilität der Vegetationsbedeckung von der Prozentualen Ähnlichkeit dargestellt. Dieser Index zeichnet sowohl die Vegetationsveränderung beim Übergang vom Plateau zum Oberhang als auch beim Übergang vom Ober- zum Mittelhang, bzw. vom Mittel- zum Unterhang nach. Einen Überblick über den Arten-Turnover innerhalb einer bestimmten räumlichen Distanz vermittelt ein Vergleich der Einzelflächen jeweils mit der ersten Transektfläche (Tab. 12, CCa bzw. PSa). Alle Indizes zeigen in diesem Fall eine allmähliche Veränderung der Vegetationszusammensetzung vom Plateau bis zum Oberhang (Fläche 10). Im Mittelhangbereich ist zu beobachten, dass sich die Artenzusammensetzung wieder stärker den Verhältnissen im Plateaubereich annähert. Im unteren Hangbereich zeigt die Prozentuale Ähnlichkeit eine deutliche Abweichung von den anderen Indizes, was im Wesentlichen auf das Hinzutreten neuer Arten zurückzuführen ist.

3.2.2 Transekt 136 – Artenreicher Sandtrockenrasen

Bei dem Transekt 136 handelt es sich um einen ca. 20 Jahre alten, artenreichen Sandtrockenrasen am Westufer von Restloch F, an einem leicht nach Osten exponierten Hang mit Hangneigungen von ca. 10°, wobei im Transektverlauf auch immer wieder Verebnungen auftreten. Die Vegetationsveränderungen sind weniger augenfällig als in dem zuvor beschriebenen Transekt 111B. Artengruppen, die nur für einen Transektabschnitt charakteristisch sind, lassen sich kaum herausarbeiten, da sehr viele, auch stark deckende Arten im gesamten Transektverlauf vorkommen. Bei den im Folgenden ausgewiesenen Artengruppen handelt es sich daher im Wesentlichen um Tendenzen, die sich aus Verschiebungen im Hinblick auf die Dominanzverhältnisse der einzelnen Arten (Tab. 13, Abb. 17) ergeben. Im oberen Transektabschnitt sind neben den Kryptogamen *Ceratodon purpureus*, *Cladonia glauca* und *Polytrichum piliferum* die Blütenpflanzen *Helichrysum arenarium*, *Jasione montana*, *Psyllium arenarium*,

Potentilla reptans, *Poa compressa*, *Trifolium arvense* und *Filago minima* am Bestandaufbau beteiligt. Im verbleibenden Transektverlauf spielen Kryptogame nur noch eine untergeordnete Rolle.

Die Flächen 11 bis 18 im mittleren, zumeist ebenen Transektabschnitt sind, abgesehen von Fläche 13 (ehemaliges Sprengloch), eher durch einen niedrigen Deckungsgrad ausgewiesen. Mit höheren Deckungswerten treten hier *Echium vulgare*, *Carex hirta*, *Tussilago farfara*, *Agrostis stolonifera* und *Cirsium arvense* auf. Im unteren Transektabschnitt ist wieder ein höherer Deckungsgrad zu beobachten. Charakteristisch für diese Flächen sind *Apera spicaventi*, *Scleranthus annuus*, *Medicago lupulina*, *Poa angustifolia*, *Hieracium pilosella* und *Lotus corniculatus*. Zu den Arten, die im ganzen Transektbereich vorkommen zählen *Artemisia campestris*, *Corynephorus canescens*, *Achillea millefolium*, *Ononis repens*, *Calamagrostis epigejos*, *Rumex acetosella*, *Arenaria serpyllifolia* und *Plantago lanceolata*. Dabei weisen *Achillea millefolium* und *Ononis repens* v.a. im mittleren und unteren Bereich höhere Deckungsgrade auf, *Artemisia campestris* hingegen im oberen und unteren Bereich.

Die gemessenen Umweltvariablen tragen wiederum kaum zu einer Erklärung der vorgefundenen Artenverteilung bei. So schwankt der pH-Wert im Transektverlauf zwischen schwach sauer (6,3 - Oberhang) und sehr schwach sauer (6,9 - Unterhang). Auch der Gehalt an Gesamtschwefel und -stickstoff, Sulfat, Phosphat und Nitrat zeigt keine nennenswerten Schwankungen. Es lässt sich lediglich die Tendenz herausarbeiten, dass der mittlere Bereich eine leicht erhöhte Leitfähigkeit (99,6 μS gegenüber 75,4 μS am Oberhang und 84,5 μS am Unterhang) sowie der untere Bereich eine erhöhte maximale Wasserkapazität (32,3 % gegenüber 23,7 % am Oberhang, bzw. 27,5 % am Mittelhang) und einen höheren Gehalt an organischem Kohlenstoff (1,9 % gegenüber 0,5 % am Oberhang, bzw. 0,9 % am Mittelhang) aufweist. Da maximale Wasserkapazität und Gehalt an organischem Kohlenstoff stark korrelieren, trägt der Gehalt an organischem Kohlenstoff nach Einbeziehung der maximalen Wasserkapazität nicht weiter zur Varianzerklärung bei. Auf Grund des nur sehr sanft geneigten Hanges ist davon auszugehen, dass weder Hangneigung noch Reliefposition maßgeblichen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung nehmen. Vielmehr könnten die folgenden Parameter für eine Veränderung in der Artenzusammensetzung ausschlaggebend sein. So ist es denkbar, dass für die lückige Vegetation in dem mittleren Transektabschnitt Störeinflüsse verantwortlich gemacht werden können, die von Wildschweinen bzw. Sanierungsmaßnahmen hervorgerufen werden. Diese Vermutung wird durch die Tatsache gestützt, dass hier in höherem Umfang Arten am Vegetationsaufbau beteiligt sind, die ansonsten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den krautreichen Pionierfluren haben.

Die Auswertung der verschiedenen Indizes zeigt einen deutlichen Rückgang der Gemeinschaftskoeffizienten von der ersten zur zweiten Fläche (Tab. 13, CCa bzw. PSa). Die restlichen Fläche weisen insbesondere in der ersten Hälfte des Transektes nur noch geringere Schwankungen jeweils im Vergleich zur ersten Fläche auf. Ein ähnliches Bild vermitteln die Ähnlichkeitsindizes in Bezug auf aufeinander folgende Flächen. Sie schwanken zumeist um den Mittelwert des entsprechenden Index (Tab. 13, CCb bzw. PSb). Lediglich die Prozentuale Ähnlichkeit zeichnet die leicht abweichende Artenzusammensetzung in dem mittleren Transektabschnitt nach. Die starken Unterschiede zwischen der ersten und der zweiten Transektfläche können eventuell darauf zurückgeführt werden, dass die erste Fläche in der Nähe eines Weges liegt und randliche Einflüsse nicht völlig auszuschließen sind.

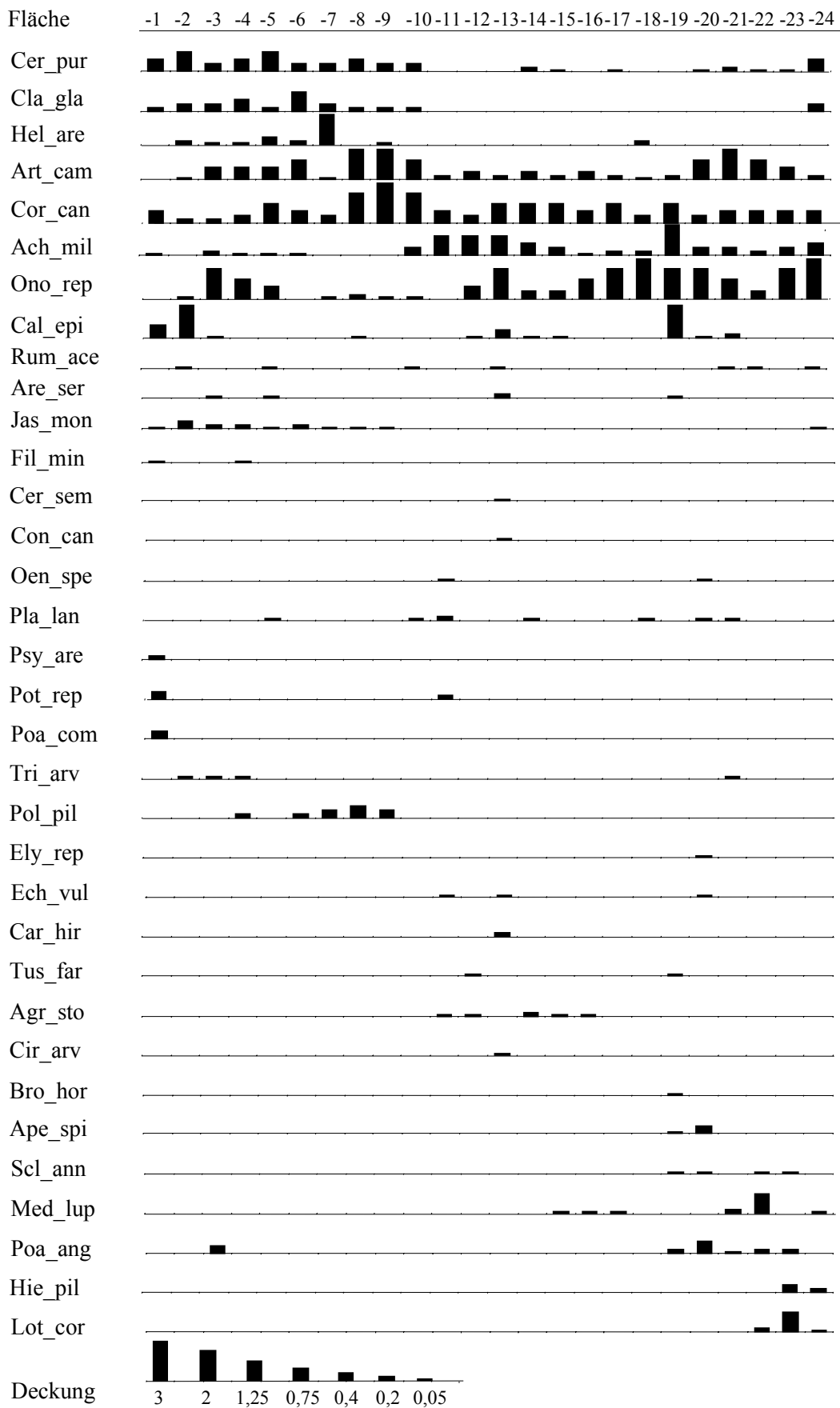


Abb. 17: Artenprofil entlang Transekt 136

3.2.3 Transekt 412A – "Älterer" Sandtrockenrasen

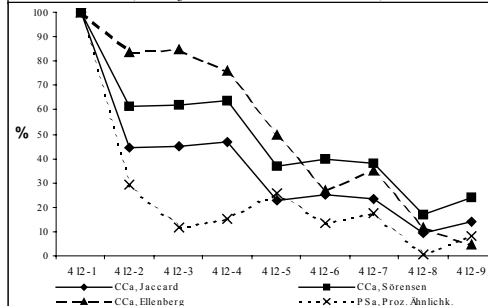
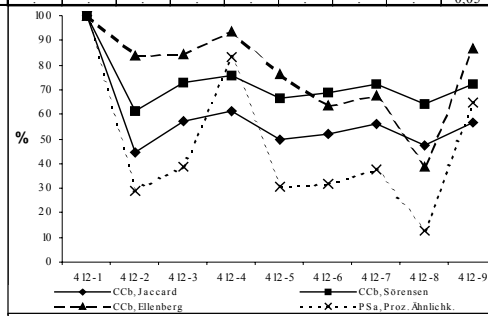
Das Transekt am "Weißen Berg" ist auf seiner gesamten Länge durch eine kontinuierliche Verschiebung in der Artenzusammensetzung charakterisiert (vgl. Tab. 14, Abb. 18 CCa bzw. PSa). Ausgehend von einem Plateaubereich ist in Richtung des Plateaurandes eine Zunahme der Vegetationsbedeckung sowohl in der Krautschicht als auch bei den Kryptogamen festzustellen (Tab. 14). Begrenzt wird das Plateau durch einen kleinen "Wall", dessen Hang- und Kuppenbereiche von dichten *Polytrichum piliferum*-Polstern bedeckt sind. Einen hohen Deckungsgrad auf diesen Flächen (1 bis 4) erreicht darüber hinaus nur noch die ausläuferbildende Art *Hieracium pilosella*. Charakteristisch für diesen Abschnitt sind außerdem *Cladonia glauca*, *C. pyxidata*, *Ceratodon purpureus* und *Agrostis capillaris*. Auf dem südöstlich exponierten, steilen, zum Restloch 111 abfallenden Hang ist im Vergleich zur Plateaufläche eine völlig andere Artenzusammensetzung zu beobachten. Im oberen Hangbereich, auf lockerem, sandig-kiesigem Substrat, siedeln *Petrorhagia prolifera*, *Verbascum densiflorum*, *Arenaria serpyllifolia*, *Corispermum leptopterum* und *Conyza canadensis*. Bereits im mittleren Hangbereich ist ein verstärktes Auftreten von Gehölzen, insbesondere von *Populus tremula* und *Pinus sylvestris* sowohl in der Strauch- als auch in der Baumschicht, zu verzeichnen. Damit einher geht ein Wechsel in der Artenzusammensetzung der Krautschicht. Neben den Kryptogamen *Cephaloziella rubella* und *Cladonia coniocraea* treten in der Krautschicht vermehrt *Hypericum perforatum*, *Festuca filiformis*, *Agrostis stolonifera* und *Hieracium laevigatum* auf. In dem gesamten Transektabschnitt kommen außerdem *Helichrysum arenarium*, *Corynephorus canescens*, *Artemisia campestris*, *Calamagrostis epigejos*, *Jasione montana* und *Achillea millefolium* mit hoher Stetigkeit vor.

Ähnlich wie in Transekt 111B dominieren in den stark exponierten Kuppen- und Oberhangbereichen Moose und Flechten. Im oberen Mittelhangbereich treten Arten auf, die auch für andere Probestellen mit lockerem, noch nicht festgelegtem, z.T. auch jüngerem Substrat charakteristisch sind. Dazu zählen z.B. *Conyza canadensis*, *Corispermum leptopterum*, *Arenaria serpyllifolia* und *Petrorhagia prolifera*. Ausgehend von den Beobachtungen an Transekt 111B könnten die Veränderungen in der Artenzusammensetzung auf unterschiedliche Hangneigung und Reliefposition zurückzuführen sein, wobei wahrscheinlich insbesondere das erhöhte Erosionspotenzial im oberen Hangbereich eine ausschlaggebende Rolle spielt.

Auch in diesem Fall zeichnet die Prozentuale Ähnlichkeit die Änderungen in der Artenzusammensetzung am ehesten nach (Tab. 14, CCb bzw. PSb). Die geringe Ähnlichkeit zwischen der ersten und der zweiten Fläche ist auf die starke Zunahme der Vegetationsbedeckung in den Randbereichen zurückzuführen. Die Flächen 2 bis 4 sind im Hinblick auf Artenkombination und Deckungsgrad vergleichbar – was sich in einem ansteigendem Gemeinschaftskoeffizienten widerspiegelt. Größere Unterschiede sind zu den Flächen am Oberhang sowie oberen Mittelhangbereich erkennbar, die überwiegend durch Arten der artenreichen Sandtrockenrasen oder auch der jüngeren Pionierfluren ausgewiesen sind. Deutlich davon zu unterscheiden sind die Flächen 8 und 9, die bereits eine dichte Baum- und Strauchsicht aufweisen.

Tab. 14: Gemeinschaftskoeffizienten entlang Transekt 412A

Flächen-Nummer:	412-1	412-2	412-3	412-4	412-5	412-6	412-7	412-8	412-9
Exposition:	-	-	NW	SE	SE	SE	SE	SE	SE
Neigung (°):	-	-	15	30	40	40	40	35	35
Reliefposition:	E	E	HO-HS	HO	HO	HO	HM	HM	HM
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	55	90
Strauchschicht	-	-	-	-	-	25	5	15	5
Krautschicht	15	50	65	35	65	45	30	70	70
Moose	5	25	50	40	5	1	1	35	35
Flechten	1	15	10	10	2	<1	2	3	-
Streuschicht	-	2	2	-	20	3	3	80	90
Gesamtdeckung (%):	20	75	80	65	70	60	35	95	95
<i>Helichrysum arenarium</i>	0.05	2	0.4	0.2	0.75	0.05	0.05	0.01	0.05
<i>Polytrichum piliferum</i>	0.2	2	4	4	0.4		0.05		
<i>Hieracium pilosella</i>	0.05	0.2	4.75	3	1.25	0.4	0.2	4	0.4
<i>Corynephorus canescens</i>	0.05	0.4	0.75	0.75	0.4	0.75	0.4		
<i>Artemisia campestris</i>	0.75	0.75	0.2	0.4	2	0.4	0.2		
<i>Calamagrostis epigejos</i>	0.75	0.05	0.05			0.05	0.05		0.75
<i>Jasione montana</i>		0.01	0.2	0.05	0.2	0.2	0.05		
<i>Cerastium semidecandrum</i>		0.01	0.01	0.01	0.05		0.05		
<i>Pinus sylvestris (juv.)</i>	0.01	0.01				0.01	0.01	0.01	0.01
<i>Rumex acetosella</i>			0.05	0.05	0.05	0.01	0.05	0.01	0.05
<i>Achillea millefolium</i>		0.01	0.05				0.75	0.05	
<i>Agrostis capillaris</i>		0.2	0.4						
<i>Cladonia glauca</i>		0.2	0.2						
<i>Cladonia pyxidata</i>	0.05		0.4	0.4					
<i>Ceratodon purpureus</i>	0.2		0.75	0.4			0.05		
<i>Cladonia fimbriata</i>			0.4	0.75	0.05				0.2
<i>Petrorhagia prolifera</i>					0.4	0.2	0.2		
<i>Verbascum densiflorum</i>					0.2	0.05	0.01		
<i>Arenaria serpyllifolia</i>					0.01	0.05	0.2		
<i>Corsipermum leptopterum</i>					0.05	0.2	0.05		
<i>Conyza canadensis</i>					0.75	0.2	0.2	0.01	
<i>Hypericum perforatum</i>					0.2	0.75	0.01	0.05	0.05
<i>Cephalozia rubella</i>			0.05			0.05	0.05	0.2	0.2
<i>Pinus sylvestris (St)</i>						2	0.2	0.75	
<i>Cladonia coniocraea</i>						0.01	0.05	0.2	
<i>Pinus sylvestris (K)</i>		0.01					0.2	0.2	
<i>Brachythecium rutabulum</i>							0.01	3	3
<i>Populus tremula (St)</i>							0.2	0.75	0.4
<i>Populus tremula (K)</i>							0.4	0.4	0.2
<i>Luzula multiflora</i>							0.01	0.05	0.05
<i>Taraxacum spec.</i>							0.01	0.01	0.01
<i>Pinus sylvestris (BS)</i>								5.25	9
<i>Festuca filiformis</i>								2	3
<i>Populus tremula (BS)</i>								0.4	0.4
<i>Agrostis stolonifera</i>								0.4	0.05
<i>Hieracium laevigatum</i>								0.2	1.25
<i>Oenothera spec.</i>	0.01	0.05							
<i>Bryum caespiticium</i>	0.01		0.05						
<i>Cladonia gracilis</i>		0.05	0.05						
<i>Bryum argenteum</i>				0.05					
<i>Pohlia nutans</i>						0.01			
<i>Erigeron acris</i>						0.05	0.05		
<i>Bromus tectorum</i>							0.01		
<i>Poa compressa</i>							0.05	0.05	
<i>Quercus robur (K)</i>							0.05	0.05	
<i>Hypochaeris radicata</i>								0.05	
<i>Vaccinium myrtillus</i>								0.05	0.01
<i>Deschampsia flexuosa</i>									0.05
<i>Plantago lanceolata</i>									0.05



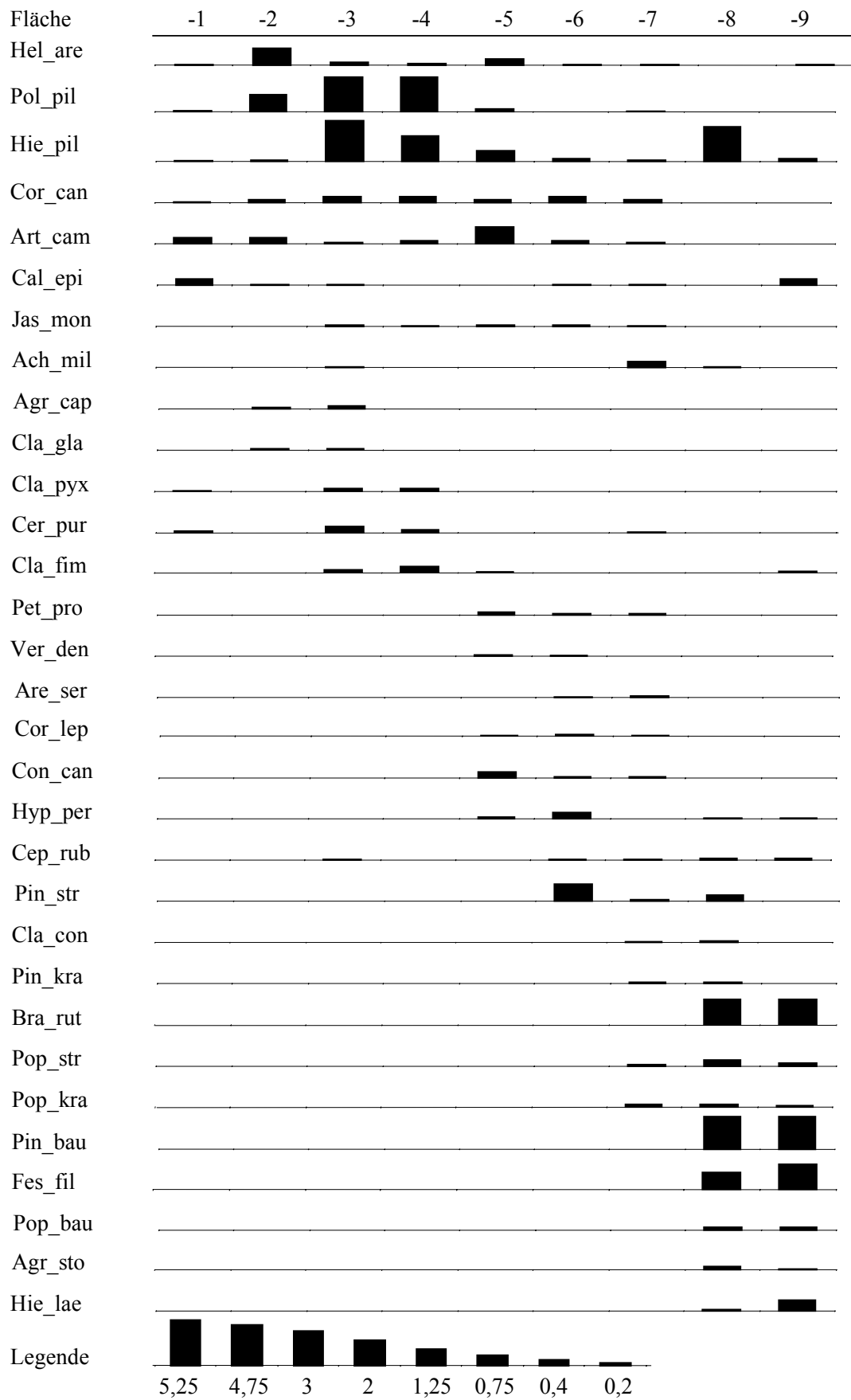


Abb. 18: Artenprofil entlang Transekt 412A

3.2.4 Zusammenfassende Darstellung der Transektanalyse

Insbesondere die steileren Transektabschnitte im Oberhangbereich der Probestellen 111B und 412A weisen eine vergleichsweise niedrige Artenzahl auf und sind durch einen hohen Deckungsgrad von Kryptogamen charakterisiert. Höhere Deckungswerte erreichen darüber hinaus lediglich das gegen Übersandung unempfindliche Silbergras und das ausläuferbildende Kleine Habichtskraut. Diese Tendenz ist, wenn auch in etwas abgeschwächter Form, ebenfalls in den oberen Transektabschnitten an der Probestelle 136 zu erkennen. Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in den artenreichen Sandtrockenrasen zeigen hingegen häufig höhere Deckungswerte in den unteren Transektabschnitten bzw. treten ausschließlich hier auf. Ein Grund dafür könnte in der Anhäufung von Feinerdematerial und der damit einhergehenden höheren maximalen Wasserkapazität liegen.

Auf den infolge von Störungen entstandenen kleinflächigen offenen Bodenstellen etablieren sich zumeist Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den krautreichen Pionierfluren bzw. auf noch nicht festgelegtem Substrat haben. Die vegetationsfreien Stellen können durch unterschiedliche Faktoren hervorgerufen werden. Im Fall von Transekt 136 ist davon auszugehen, dass sowohl Wühltätigkeiten von Wildschweinen aber auch Sanierungstätigkeiten zur Entstehung offener Bodenflächen beigetragen haben, wohingegen entlang der Transekte 111B und 412A offene Bodenstellen vorrangig auf lockeres, nicht festgelegtes Substrat zurückzuführen sind.

Die vier Gemeinschaftskoeffizienten zeigen im Transektverlauf zum Teil erhebliche Abweichungen. Die Präsenzgemeinschaftskoeffizienten nach Jaccard und Sørensen verlaufen in der Regel parallel. Sie sind jedoch nicht geeignet, die insbesondere im Rahmen einer Transektanalyse interessierenden Veränderungen der Dominanzverhältnisse, darzustellen. In dieser Arbeit wird daher den Massengemeinschaftskoeffizienten nach Ellenberg und der Prozentualen Ähnlichkeit der Vorzug gegeben, wobei der Ähnlichkeitsindex nach Ellenberg in der Regel höhere Werte und nur geringere Schwankungen als die Prozentuale Ähnlichkeit aufweist.

3.3 Analyse auf Autokorrelation

Sowohl DCA-Ordination als auch die berechneten Gemeinschaftskoeffizienten zeigen, dass sich die Vegetation im UG auf der landschaftlichen Ebene aber auch auf der Ebene der einzelnen Probestellen durch eine hohe Heterogenität auszeichnet. Entsprechend Jongman et al. (1995) ist davon auszugehen, dass sich die vorgefundene Variation im Wesentlichen aus den folgenden drei räumlichen Komponenten zusammensetzt:

1. Eine großräumige Strukturkomponente, die auf einer gröberen Skala zumeist als der Mittelwert oder auch als Trend der entsprechenden Variablen dargestellt wird und dann als charakteristisch für den zu Grunde liegenden, ökologisch oder geographisch definierten, Raumausschnitt eingeschätzt werden kann.
2. Darüber gelagert ist eine strukturelle Variation, die auf der verwendeten Maßstabsebene, im vorliegenden Fall handelt es sich dabei um die jeweilige Probestelle, anzusiedeln ist und die eine räumlich korrelierte, graduelle Variation aufweist.

3. Schließlich ist als dritte Komponente eine unkorrelierte, zufällige Variation zu nennen, in die sowohl Ungenauigkeiten infolge der angewendeten Feldmethoden eingehen (vgl. auch Karr & Freemark 1985) aber auch die Variation, die mit der angewandten Probenahmetechnik nicht erfasst werden kann.

Mittels der folgenden Auswertung soll analysiert werden, inwieweit räumliche Autokorrelation in den Vegetationsbeständen im UG eine Rolle spielt und demzufolge Probeflächen, die näher aneinander liegen, ähnlicher sind als solche, die weiter voneinander entfernt sind. Dies würde auch bedeuten, dass Parameter, die auf einzelne Variablen einwirken, miteinander korrelieren und demzufolge die gemessenen Variablen an einem Ort nicht unabhängig von den Umgebungsparametern sind (Sokal & Oden 1978). Eine Variable ist daher als autokorreliert einzuschätzen, wenn es möglich ist, den Variablenwert ausgehend von bereits vorliegenden Werten mit bekannter räumlicher Position, in einem definierten räumlichen Abstand vorherzusagen (vgl. Isaaks & Srivastava 1989, Legendre & Fortin 1989, Rossi et al. 1992, Dutilleul & Legendre 1993, Jongman et al. 1995). Eine Zusammenfassung der vorgefundenen räumlichen Beziehungen der entsprechenden Variablen erfolgt in der Regel mittels Berechnung der Semivarianz (dargestellt als Semivariogramm bzw. Variogramm) oder der Autokorrelation (dargestellt als Korrelogramm). In beiden Diagrammen wird die räumliche Abhängigkeit der Variablen auf der Y-Achse gegen Distanzen auf der X-Achse aufgetragen.

Die Berechnung der Autokorrelation für eine bestimmte Variable entlang verschiedener Entfernungen erfolgt zumeist mit den in der Ökologie verbreiteten Indizes Moran's I oder Geary's c. Während Moran's I die Abweichung zweier benachbarter Messpunkte vom Mittelwert in den Vordergrund stellt, basiert Geary's c auf dem absoluten Unterschied zwischen zwei benachbarten Punkten. Moran's I kann Werte zwischen -1 und $+1$ annehmen. Ein Wert um Null deutet ein Fehlen von Autokorrelation an. Geary's c hingegen reicht von Null (maximale Autokorrelation) bis zu einem positiven Wert, der negative Autokorrelation darstellt. Werte um 1 verweisen auf ein Fehlen von Autokorrelation. Ein anschließender Signifikanztest gibt Auskunft darüber, inwieweit die beobachteten Werte signifikant von den erwarteten Werten abweichen.

Bei Berechnung der Semivarianz liegt der Schwerpunkt auf einer Beschreibung der räumlichen Struktur des Datensatzes. Ein Signifikanztest wird nicht durchgeführt, so dass diese Methode nicht geeignet ist, spezifische Hypothesen zu testen. Allerdings ermöglicht diese Vorgehensweise eine Vorhersage der entsprechenden Variablen an Punkten die nicht beprobt wurden, in dem das experimentelle Variogramm einem theoretischen Modell angepasst wird. Da in der vorliegenden Arbeit eine Beschreibung räumlicher Strukturen im Vordergrund steht, sollen im Folgenden verschiedene Transekte mittels Semivariogrammen analysiert werden. Die Berechnung der Semivariogramme beruht auf folgender Formel:

$$\gamma(d) = [1/2n_d] \sum [w_{ij}(y_i - y_j)^2]$$

n_d = Anzahl der Punktpaare, die durch den Abstand d voneinander getrennt sind

w_{ij} = Anzahl aller möglichen Punktpaare, die sich aus der verwendeten Distanzmatrix ergeben

y_i bzw. y_j = Werte der Variablen an Punkt i bzw. j

Ähnlich wie bei Geary's c handelt es sich bei diesem Term um ein Distanzmaß. Es ergeben sich Werte zwischen 0 und +2, wobei Werte nahe 0 auf eine hohe räumliche Korrelation, Werte nahe 2 auf eine stark negative räumliche Autokorrelation verweisen.

Es ist davon auszugehen, dass die durchschnittliche Verschiedenheit zwischen Punkten mit zunehmender Entfernung ansteigt und sich das Variogramm daher oft einer oberen Schwelle ('sill') annähert, die mit der Varianz des Gesamtdatensatzes gleichzusetzen ist. Als 'range' wird die Distanz bezeichnet, an der das Variogramm den 'sill' erreicht. Bis zu dieser Entfernung sind Stichproben als räumlich abhängig zu bezeichnen. Ist der Abstand der einzelnen Probenflächen größer als der 'range', können konventionelle statistische Verfahren ohne weitere Einschränkungen angewendet werden. Variogramme ohne 'sill' deuten auf einen Gradienten bzw. Trend hin. Im Optimalfall verlaufen die Variogramme durch den Ursprung, da der Unterschied von einzelnen Punkten mit sich selbst eigentlich Null sein sollte. In der Regel schneiden jedoch viele Variogramme die y-Achse oberhalb des Nullpunktes und deuten somit an, dass in der ersten Abstandsklasse eine zufällige, nicht räumlich begründbare Variation vorhanden ist. Der Abstand zwischen 0 und dem Schnittpunkt mit der y-Achse wird als 'nugget'-Effekt bezeichnet und ist auf zwei Faktoren zurückzuführen. So geht hier sowohl die Irrtumswahrscheinlichkeit beim Abschätzen des Mittelwertes bzw. Fehler bei der Probenahme (in diesem Fall Schätzung des Deckungswertes) mit ein als auch alle anderen, nicht auf Anrieb sichtbaren Quellen der Variation, die zwischen den einzelnen Probenflächen auftreten können ('noise'). Dazu zählt v.a. die räumliche Variabilität, die unterhalb der kleinsten berücksichtigten Abstandsklasse liegt. Der 'nugget'-Effekt ist insofern wichtig, da die Differenz zwischen 'nugget' und 'sill' Aufschluss über die Gesamtvarianz des Datensatzes gibt. Zur besseren Vergleichbarkeit verschiedener Variablen finden standardisierte Variogramme Verwendung, wobei die Semivarianz entweder durch den quadrierten Mittelwert oder auch die Gesamtvarianz geteilt wird. Folgende Semivariogramm-Typen können unterschieden werden:

1. Variogramm mit 'sill'

- Ein lineares Variogramm mit einem deutlichen Übergang zum 'sill' deutet an, dass die räumliche Variation diskrete Grenzen in regelmäßig auftretenden Abständen aufweist, die dem Wert des 'range' entsprechen.
- Ein 'sill' ist zwar erkennbar, der Übergang zwischen 'range' und 'sill' fällt jedoch weniger deutlich aus. Die räumliche Variation ist in gewisser Weise vergleichbar mit der im vorherigen Absatz, die entsprechenden Abstände allerdings weniger deutlich ausgebildet.
- Abrupte Übergänge, die zwischen allen Abständen vorkommen können, resultieren in einem Variogramm, welches nur noch undeutlich in 'range' und 'sill' unterschieden werden kann, da sich der 'sill' asymptotisch der vorliegenden Gesamtvarianz annähert.

2. Variogramm ohne 'sill'

- Das Vorliegen eines linearen Trends resultiert in einem beständig ansteigenden Variogramm, dessen Steigung mit wachsendem Abstand ebenfalls zunimmt. D.h., positive Au-

tokorrelation innerhalb einer kurzen Distanz ist mit einer negativen Autokorrelation über lange Distanzen gekoppelt.

- Ein periodisches Verhalten der Variablen erzeugt ein wellenförmig verlaufendes (zyklisches) Variogramm.
- Wechselt die Steigung an einer Stelle des Variogramms plötzlich, so deutet dies auf das Erreichen eines Zwischenlevels der Varianz hin. Häufig ist dies auf eine Überschneidung von zwei verschiedenen räumlichen Strukturen zurückzuführen. Man bezeichnet in diesem Fall das Variogramm auch als pseudoperiodisch bzw. spricht von dem Vorliegen eines 'second order trends'.

Da in der vorliegenden Arbeit nur relativ kurze Transekte untersucht werden konnten, ist eine eindeutige Unterscheidung zwischen periodischen bzw. pseudoperiodischen Variogrammen nicht möglich. Es werden daher alle Variogramme, die offensichtliche Veränderungen in ihrer Steigung zeigen, unter periodischen Variogrammen zusammengefasst.

3. 100 % 'nugget'-Effekt

- Ist die durchschnittliche Verschiedenheit der Werte für alle Abstände gleich (strukturlose Variation, 'noise'), so resultiert ein Variogramm, welches mehr oder weniger um den 'nugget'-Wert schwankt.

3.3.1 Test auf räumliche Autokorrelation im Transektverlauf

Im Idealfall sollte die Berechnung der räumlichen Abhängigkeit mindestens auf der Basis von etwa 30 Probestellen beruhen, bzw. jede Abstandsklasse sollte durch mindestens 30 – 50 Datenpaare repräsentiert sein (Legendre & Fortin 1989). Burrough (1987) nennt sogar eine Menge von 50 – 100 Probestellen, um eine zuverlässige Berechnung des Diagramms zu ermöglichen. Die Analyse räumlicher Autokorrelation erfolgt daher lediglich an den drei längsten Transekten, wo davon auszugehen ist, dass die Stichprobenzahl ausreichend ist, um zumindest einen Trend der räumlichen Autokorrelation der getesteten Variablen festzustellen. Darüber hinaus repräsentieren die untersuchten Transekte drei in der BFL weit verbreitete Vegetationstypen. Dazu zählt die Probestelle 131 im Übergang zur Probestelle 134 (vegetationsarme Sandfläche mit Übergängen zu kryptogamenreichen Sandtrockenrasen; 20 Probeflächen); Probestelle 136 (artenreicher Sandtrockenrasen; 24 Probeflächen) und Probestelle 222 (lückige *Festuca*-Ansaat mit vereinzelt Sandtrockenrasenarten; 24 Probeflächen). Da nur jeweils eine Variable getestet werden konnte, wurden Berechnungen für die Arten durchgeführt, die in Tab. 10 als charakteristisch für den entsprechenden Vegetationstyp aufgeführt sind. Eine Berechnung der räumlichen Abhängigkeit zwischen verschiedenen Probestellen im Untersuchungsgebiet wurde nicht durchgeführt, da die einzelnen Probestellen in sehr unterschiedlichen Entfernungen zueinander liegen. Ein Problem welches bei der Berechnung von Autokorrelation bei Vegetationsaufnahmen auftreten kann, ist das Vorhandensein von vielen Nullwerten. Im Extremfall können viele "Null-Paare" dazu führen, dass der Grad der räumlichen Autokorrelation überbewertet wird und eigentlich nur die Tatsache darstellt, dass die Probeflächen in der Abwesenheit von Arten übereinstimmen (Legendre & Fortin 1989). Bei der Interpretation sollte nur das erste zwei Drittel des Variogramms Berücksichtigung finden,

da die Anzahl der Punktepaare mit zunehmender Entfernung abnimmt. Die omnidirektionalen Semivariogramme der verschiedenen Variablen wurden den o.g. Variogrammtypen zugeordnet, um auf diese Weise die vorgefundenen räumlichen Beziehungen grob klassifizieren zu können.

Tab. 15: Zuordnung der getesteten Arten zu verschiedenen Variogrammtypen

Arten	'nugget'-Effekt			Variogr. mit 'sill'			Period. Signal			Lineares Variogr.		
	131	136	222	131	136	222	131	136	222	131	136	222
<i>Rumex acetosella</i>	X	X	X									
<i>Conyza canadensis</i>		X	X									
<i>Filago minima</i>	X	X										
<i>Bryum caespiticium</i>			X									
<i>Crepis tectorum</i>			X									
<i>Jasione montana</i>					X							
<i>Arenaria serpyllifolia</i>						X						
<i>Ononis repens</i>								X				
<i>Festuca rubra</i>									X			
<i>Cladonia glauca</i>	X				X							
<i>Hieracium pilosella</i>	X				X							
<i>Cerastium semidecandrum</i>		X				X						
<i>Carex hirta</i>		X		X								
<i>Calamagrostis epigejos</i>	X							X	X			
<i>Helichrysum arenarium</i>		X	X				X					
<i>Achillea millefolium</i>	X							X				
<i>Erigeron acris</i>	X							X				
<i>Corynephorus canescens</i>						X	X	X				
<i>Ceratodon purpureus</i>					X		X		X			
<i>Polytrichum piliferum</i>					X					X		

Tab. 15 zeigt, dass viele der getesteten Arten entlang der untersuchten Transekte keine räumliche Autokorrelation zeigen. D.h. das Semivariogramm schwankt in den einzelnen Abstandsklassen mehr oder weniger stark um den 'nugget'-Effekt (Abb. 19a, b). Ein deutlich ausgeprägter 'sill' konnte nur bei wenigen der untersuchten Variablen festgestellt werden. So zeigen entlang des Transektes 222 die Arten *Corynephorus canescens* (Abb. 19c) sowie *Cerastium semidecandrum* eine räumliche Abhängigkeit bis etwa 32 Meter und *Arenaria serpyllifolia* (Abb. 19d) bis 12 Meter. Entlang des Transektes 136 weisen die einzelnen Arten ebenfalls einen stark voneinander abweichenden 'range' auf. Er liegt für *Hieracium pilosella* bei 8 Meter, für *Cladonia glauca* bei 20 Meter, für *Polytrichum piliferum* bei 24 Meter, für *Jasione montana* bei 36 Meter und für *Ceratodon purpureus* bei 44 Meter. Eine Begründung für diese Unterschiede lassen sich aus den verschiedenen Ausbreitungsformen der Arten nur schwer herleiten, da sowohl die zwei Moose einen sehr unterschiedlichen 'range' aufweisen und auch die Blütenpflanzen alle zu den windverbreiteten Arten zählen. Möglicherweise kann für den kleinen 'range' von *Hieracium pilosella* die Fähigkeit dieser Art zur Ausläuferbildung herangezogen werden, die zu einer hohen räumlichen Autokorrelation in unmittelbarer Umgebung der Mutterpflanze beiträgt. Entlang des Transektes 131 weist nur *Carex hirta* von den untersuchten Arten einen 'sill' auf. Der 'range' liegt in diesem Fall bei ca. 20 Meter. Darüber hinaus

geht aus Tab. 15 hervor, dass Arten, die entlang der o.g. Transekte einen 'sill' aufweisen, in anderen Transekten eine andere Form der räumlichen Abhängigkeit besitzen. So zeigen z.B. *Cladonia glauca*, *Carex hirta*, *Hieracium pilosella* und *Cerastium semidecandrum* auf anderen Probestellen einen 'nugget'-Effekt, *Corynephorus canescens* und *Ceratodon purpureus* ein periodisches Verhalten und *Polytrichum piliferum* ist durch einen linearen Verlauf entlang des Transektes 131 ausgewiesen.

Ein periodisches Semivariogramm zeigen die Arten *Calamagrostis epigejos* (Abb. 19e), *Achillea millefolium*, *Erigeron acris* und *Ononis repens* entlang Transekt 136, *Ceratodon purpureus*, *Corynephorus canescens* und *Helichrysum arenarium* entlang Transekt 131 sowie wiederum *Ceratodon purpureus* und *Festuca rubra* (Abb. 19f) entlang Transekt 222. Besonders ausgeprägt erscheint das periodische Verhalten von *Calamagrostis epigejos* (Abb. 19e) mit einer relativ regelmäßigen Distanz von 24 Meter. Gründe für das Auftreten dieser periodischen Erscheinungen lassen sich weder auf die einzelnen Arten zurückführen, da diese entlang anderen Transekten ein abweichendes Verhalten zeigen, noch erschließen sich unmittelbar aus dem Transektverlauf unmittelbare Erklärungen. Einen linearen Transektverlauf zeigt lediglich *Polytrichum piliferum* entlang Transekt 131 (Abb. 19g). Eine Begründung für diesen Verlauf könnte darin liegen, dass dieses Transekt einen allmählichen Übergang von einer nahezu vegetationsfreien Sandfläche zu einem kryptogamenreichen Sandtrockenrasen repräsentiert. Andere Arten die ebenfalls in diesem Transektverlauf eine Zunahme des Deckungsgrades aufweisen, wie z.B. *Helichrysum arenarium*, *Jasione montana* und *Corynephorus canescens*, zeigen allerdings kein lineares Semivariogramm.

Insgesamt weisen 18 der 39 getesteten Arten keine räumliche Autokorrelation auf, vielmehr zeigen die Variablen eine unkorrelierte, zufällige Verteilung (Jongman et al. 1995). Bei Arten die räumliche Autokorrelation zeigen, erstreckt sich diese zumeist über Distanzen zwischen ca. 20 und 40 Meter. Eine unmittelbare Beziehung zu den Eigenschaften der Arten, wie z.B. Ausbreitungsmechanismen, lässt sich nicht herstellen, da gleiche Arten entlang verschiedener Transekte ein unterschiedliches Semivariogramm zeigen können. Diese Beobachtungen legen den Schluss nahe, dass für die beobachtete floristische Heterogenität im UG zum einen Vegetationsmuster verantwortlich gemacht werden können, die auf einer noch feineren Maßstabsebene anzusiedeln sind als auf der 4 m² großen Probestfläche. Zum anderen ist aber auch eine räumlich korrelierte Heterogenität vorhanden, die mit der verwendeten Transektmethode erfasst werden kann, wie z.B. Variogramme mit 'sill' bzw. periodischem oder linearen Verlauf zeigen. Allerdings ist die in dieser Untersuchung verwendete Stichprobenzahl zu gering, als dass eine Ableitung verallgemeinerbarer Aussagen für das UG möglich wäre. Der hier vorgestellte Ansatz ermöglicht daher nur eine Abschätzung der räumlichen Autokorrelation entlang der untersuchten Transekte.

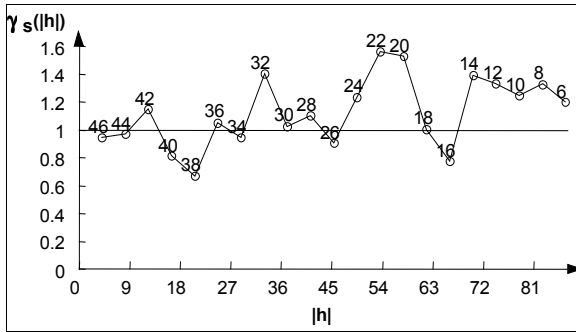


Abb. 19a: *Rumex acetosella* (222)

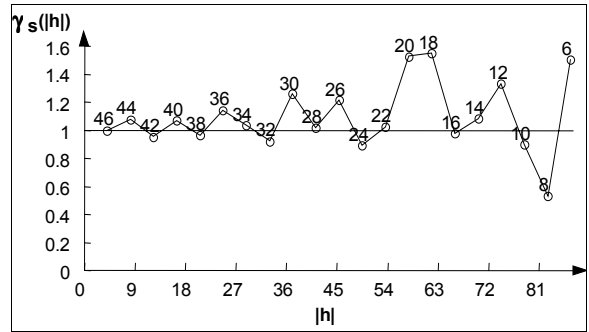


Abb. 19b: *Conyza canadensis* (136)

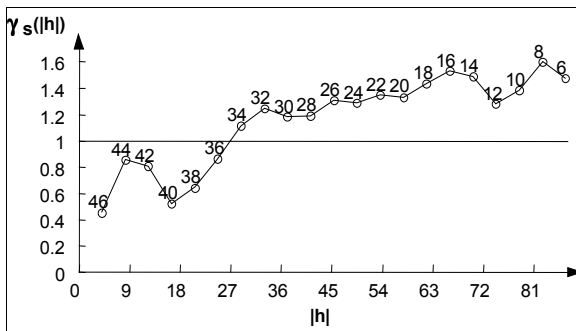


Abb. 19c: *Corynephorus canescens* (222)

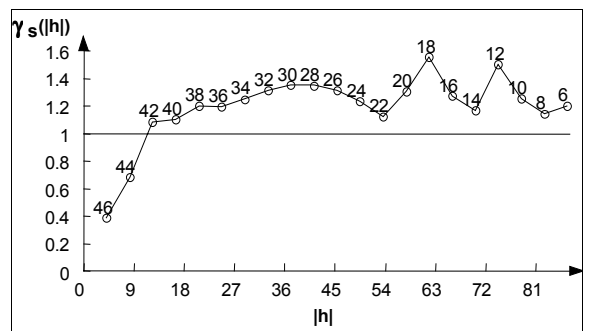


Abb. 19d: *Arenaria serpyllifolia* (222)

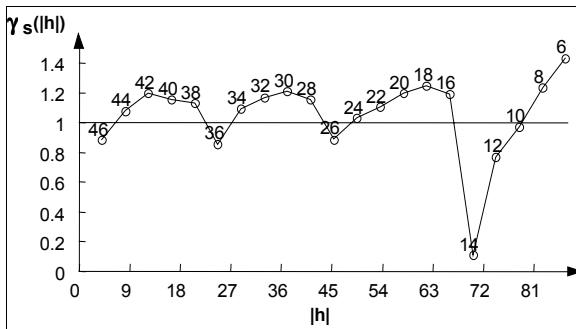


Abb. 19e: *Calamagrostis epigejos* (136)

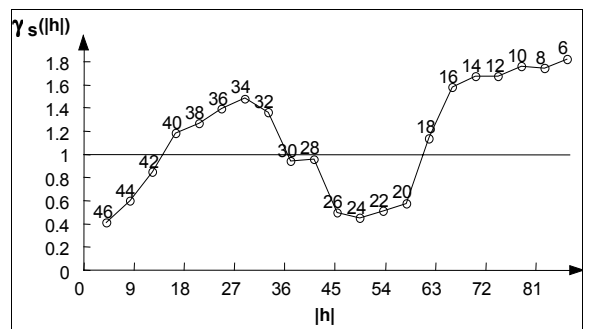


Abb. 19f: *Festuca rubra* (222)

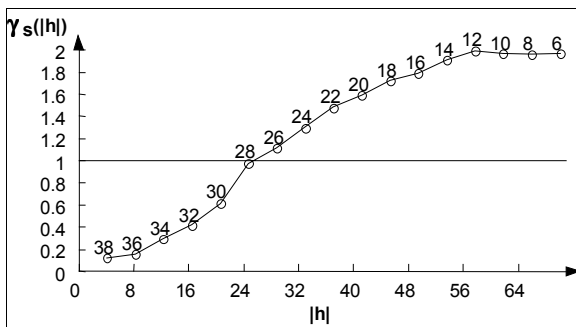


Abb. 19g: *Polytrichum piliferum* (131)

Abb. 19: Variogrammtypen getesteter Arten im Untersuchungsgebiet

3.3.2 Test auf räumliche Autokorrelation in einem Gitternetz

Zur weiter gehenden Analyse räumlich korrelierter Variation wurden in dem Tagebau Cottbus-Nord auf einhundert je 4 m² großen und in einem kleinräumigen Gitternetz angeordneten Flächen, sowohl Vegetations- als auch Standortparameter erfasst (Grätz 1999). Da in einem Gitternetz die Richtung, in welcher ein Test auf räumliche Autokorrelation durchgeführt wird, eine größere Rolle spielt, wurden in diesem Fall auch gerichtete Semivariogramme berechnet. Unterschiedlich ausgerichtete Semivariogramme die den gleichen 'sill' aber einen abweichenden 'range' aufweisen, deuten auf eine unterschiedliche räumliche Ausrichtung der Variablen hin. Hingegen lassen Semivariogramme mit verschiedenem 'sill' aber gleichem 'range' vermuten, dass die beobachtete Variation durch eine zusätzliche Struktur beeinflusst wird.

Die Auswertung des kleinräumigen Gitternetzes zeigt, dass die nachfolgend genannten standörtlichen Parameter eine starke räumliche Autokorrelation aufweisen, wobei der 'range' Werte zwischen 16 und 32 Meter erreicht: pH-Wert in 0 – 10 cm (Abb. 20a) bzw. 10 – 30 cm Tiefe; elektrische Leitfähigkeit in 0 – 10 cm Tiefe (Abb. 20b); maximale Wasserkapazität in 0 – 10 cm und 10 – 30 cm Tiefe; Gehalt an organischem Kohlenstoff in 0 – 10 cm und 10 – 30 cm Tiefe; Phosphat- und Ammoniumgehalt in 0 – 10 cm Tiefe sowie der Skelettanteil in 10 – 30 cm Tiefe. Lediglich die elektrische Leitfähigkeit in 10 – 30 cm Tiefe, der Skelettanteil in 0 – 10 cm Tiefe und der Nitratgehalt in 0 – 10 cm Tiefe (Abb. 20c) zeigen ausschließlich einen 'nugget'-Effekt. Hingegen weisen die in der Vegetation dominierenden Arten wie z.B. *Corynephorus canescens* (Abb. 20d), *Agrostis capillaris*, *Rumex acetosella* und *Elymus repens* nur eine geringe räumliche Autokorrelation auf. Der 'range' liegt zumeist bei ca. 15 Meter und der 'sill' fällt im Vergleich zu den Standortparametern wesentlich flacher aus. *Calamagrostis epigejos* (Abb. 20e) und *Achillea millefolium* sind, wie die meisten anderen Arten auch, ausschließlich durch einen 'nugget'-Effekt charakterisiert. Auch die Hill's Diversität, als aggregierende Variable, zeigt nur einen 'nugget'-Effekt (Abb. 20f).

Die Analyse gerichteter Variogramme zeigt, dass bei den Parametern pH-Wert (Abb. 20g, h) und elektrische Leitfähigkeit die räumliche Autokorrelation im Gitternetz nicht in jede Richtung gleich stark ausgebildet ist. Bei den getesteten Arten ist eine derartige gerichtete Abhängigkeit nicht zu beobachten. Als mögliche Erklärung für die gerichtete räumliche Autokorrelation ist ein Wechsel in der Zusammensetzung der Kippsubstrate infolge der aktiven Bergbautätigkeit bzw. von Sanierungsmaßnahmen in Erwägung zu ziehen (E. Weber, mündl. Mitteilung).

Aus der Analyse dieses kleinräumigen Gitternetzes lassen sich folgende Schlussfolgerungen ziehen: Die gemessenen Standortparameter zeigen in stärkerem Ausmaß eine räumliche Autokorrelation als die getesteten Arten bzw. aggregierende Vegetationsparameter wie z.B. der Hill's Diversitätsindex. In den Fällen, in denen die Arten räumliche Autokorrelation zeigen, fällt der 'range' deutlich niedriger aus als bei den Umweltparametern. Dieses unterschiedliche Ausmaß an räumlicher Autokorrelation ist möglicherweise ein Grund dafür, dass auch in diesem Fall die vorgefundene Varianz innerhalb des Datensatzes nur zu einem geringen Anteil auf die gemessenen Umweltparameter zurückgeführt werden kann (vgl. Abb. 21).

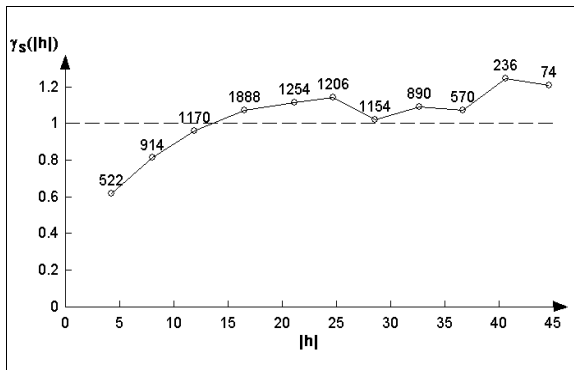


Abb. 20a: pH-Wert (0-10 cm), omnidirektional

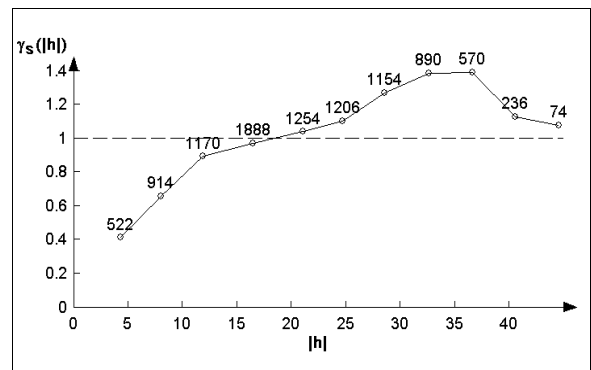


Abb. 20b: Ec (0-10 cm), omnidirektional

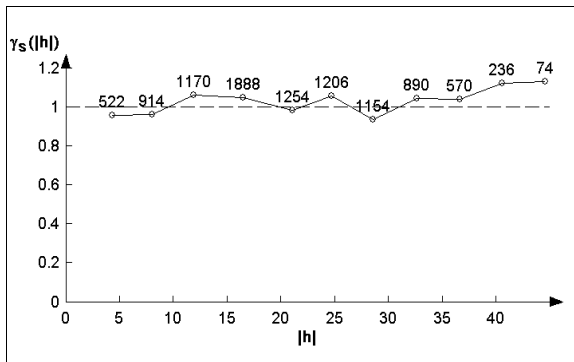


Abb. 20c: NO₃⁻-N-Gehalt (0-10 cm), omnidirektional

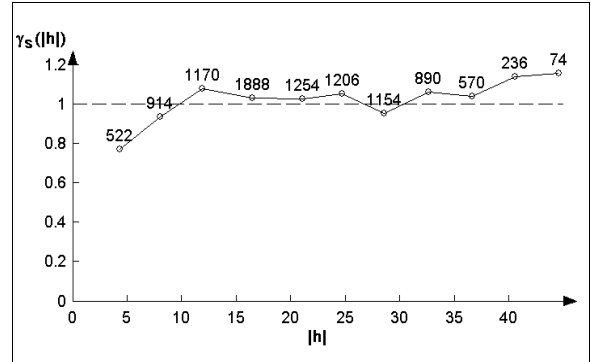


Abb. 20d: *Corynephorus canescens*, omnidirektional

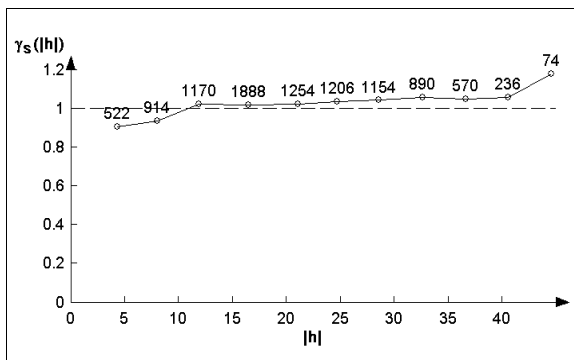


Abb. 20e: *Calamagrostis epigejos*, omnidirektional

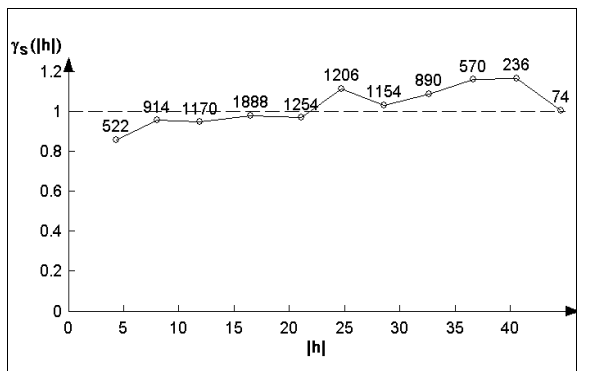


Abb. 20f: Hill's N₂ Diversität, omnidirektional

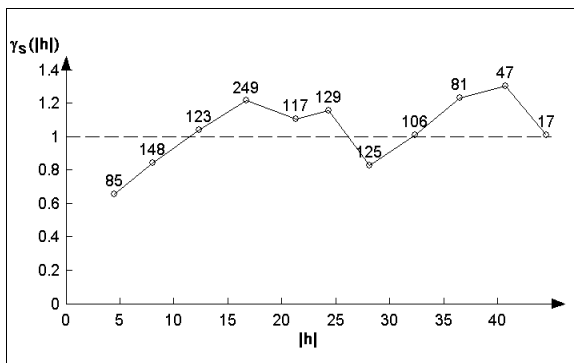


Abb. 20g: pH-Wert (0-10 cm), 45°

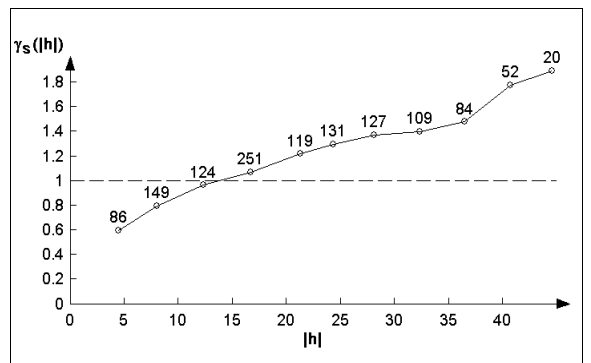


Abb. 20h: pH-Wert (0-10cm), 135°

Abb. 20: Variogrammtypen in einem kleinräumigen Gitternetz im Tagebau Cottbus-Nord

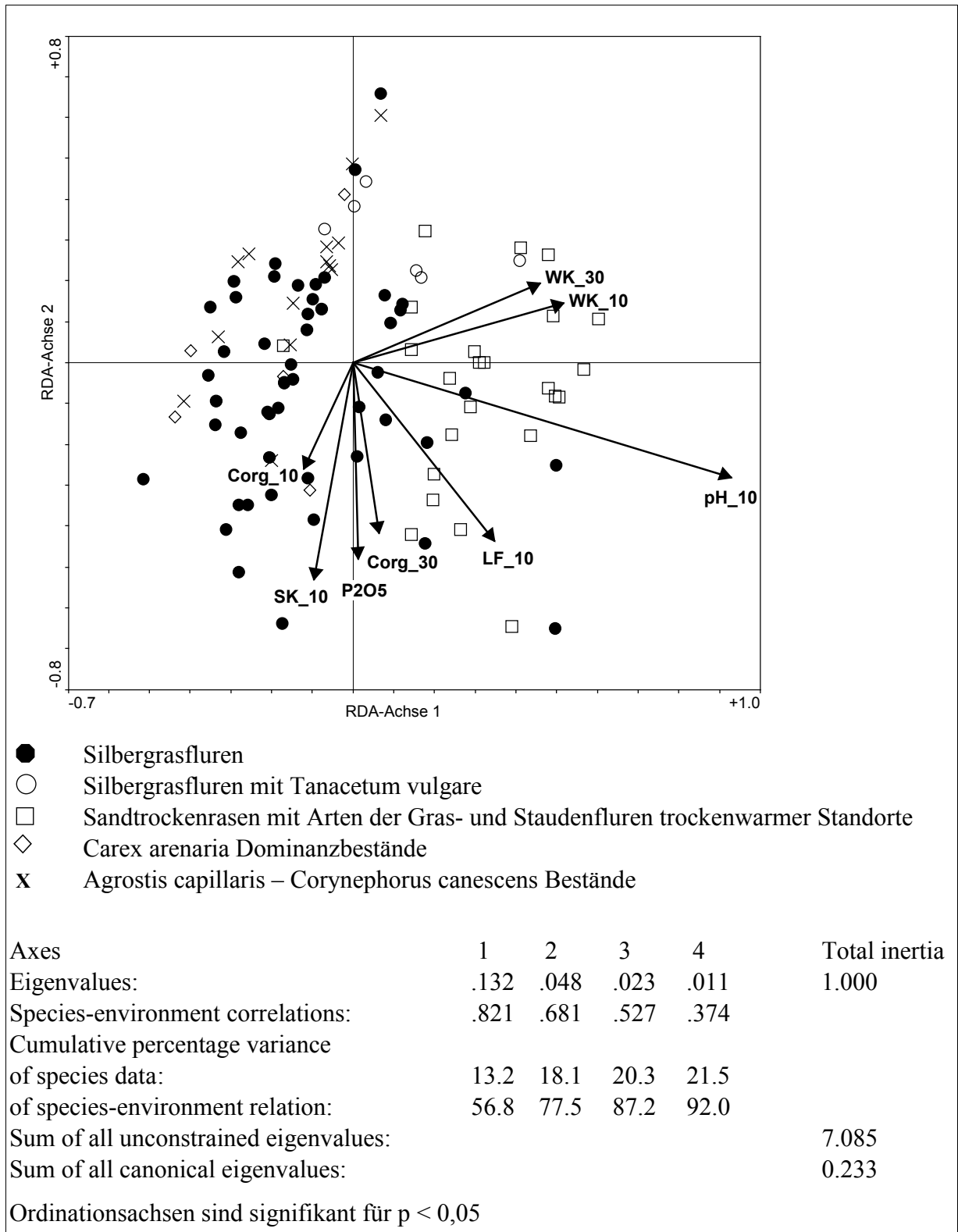


Abb. 21: RDA-Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter in einem Gitternetz im Tagebau Cottbus-Nord unter Einbeziehung von 100 Flächen, 100 Arten und 8 Umweltparameter; inter-species distances, squareroot transformation, down-weighting of rare species (nach Grätz 1999, verändert)

4 Analyse der räumlichen Heterogenität auf einer Probefläche

4.1 Beschreibung einzelner Rasterflächen

Die mittels des Rasterrahmens erfassten Individuen auf den 4 m² großen Probeflächen wurden entsprechend ihrer Artzugehörigkeit mit einem eindeutig identifizierbaren Symbol digitalisiert. Infolge der starken Zunahme der Vegetationsbedeckung im dritten bzw. vierten Beobachtungsjahr würde es an dieser Stelle jedoch zu weit führen, die Entwicklung jeder einzelnen Art zu verfolgen. Da der Schwerpunkt im Rahmen dieser Arbeit vielmehr auf einer allgemeinen Beschreibung der vorgefundenen Vegetationsmuster liegt, wurden die vorgefundenen Arten aus Gründen der Übersichtlichkeit verschiedenfarbigen Layern zugeordnet. Auf Grund der dominierenden Rolle von *Corynephorus canescens* und *Calamagrostis epigejos* auf vielen Probeflächen wurde diesen beiden Arten jeweils ein eigenständiges Layer zugewiesen. Für die verbleibenden Gräser wurde ein drittes Layer eingerichtet. Des Weiteren wurden aus Gründen der besseren Darstellbarkeit die krautigen Arten in drei verschiedenfarbige Layer aufgeteilt, eine weiter gehende Klassifizierung ist damit nicht verbunden. Bei Grashorsten mit einem Durchmesser größer 5 cm wurde lediglich der äußere Umriss mit einer Linie dargestellt, ein einzelnes Symbol gibt Auskunft über die Artzugehörigkeit. In Abb. 22 ist beispielhaft für verschiedene Vegetationstypen die kleinräumige Vegetationsentwicklung über einen Zeitraum von mehreren Vegetationsperioden dargestellt. Es wird deutlich, dass mit Ausnahme der vegetationsarmen Sandflächen (Abb. 22d-g) und der lückigen *Calamagrostis*-Fluren (Abb. 22s-v) alle anderen Vegetationstypen sowie die künstlich eingerichteten Nullflächen eine deutliche Zunahme der Individuenzahl bzw. des Deckungsgrades im Beobachtungszeitraum zeigen (Silbergrasfluren: Abb. 22h-i; artenreiche Sandtrockenrasen: Abb. 22j-r; krautreiche Pionierfluren: Abb. 22w-z; Nullfläche Abb. 22a-c).

Auf der Nullfläche N17 (Abb. 22a-c) ist während des 3-jährigen Beobachtungszeitraumes eine kontinuierliche Zunahme der Vegetationsbedeckung zu erkennen. Im ersten Jahr ist eine Einwanderung von *Corynephorus canescens* (rot), *Rumex acetosella* (grün), *Coryza canadensis* (türkis) und *Festuca rubra* (blau) zu verzeichnen. Alle genannten Arten weisen im zweiten Jahr eine deutliche Zunahme ihrer Individuenzahl auf. Im dritten Beobachtungsjahr ist weiterhin eine starke Zunahme von *Corynephorus canescens* und ein leichter Anstieg von *Festuca rubra* zu beobachten, *Rumex acetosella* und *Coryza canadensis* hingegen zeigen eine leicht rückläufige Tendenz. Darüber hinaus sind ab dem dritten Jahr auch einzelne Individuen weiterer Arten anzutreffen.

Auf der im Wesentlichen durch *Corynephorus canescens* (rot), *Agrostis stolonifera* (blau) und *Helichrysum arenarium* (türkis) besiedelten Fläche R131-4 (vegetationsarme Sandfläche; Abb. 22d-g) ist eine derartige Zunahme der Vegetationsbedeckung nicht zu beobachten, vielmehr ist im vierten Beobachtungsjahr sogar ein deutlicher Rückgang von *Agrostis stolonifera* festzustellen. Das Vorkommen von *Helichrysum arenarium* bleibt während der gesamten Beobachtungszeit auf die "linke untere Ecke" beschränkt, eine Besiedlung der verbleibenden Fläche erfolgt nicht.

Ein ganz anderes Bild hingegen zeigt die an einen Silbergras-Dominanzbestand angrenzende Fläche R232-9 (Abb. 22h-i), die infolge von einsetzenden Sanierungsmaßnahmen allerdings nur über einen Zeitraum von zwei Jahren aufgenommen werden konnte. Während im ersten Jahr nur einzelne Individuen von *Corynephorus canescens* (rot) und *Rumex acetosella* (grün)

beobachtet werden konnten, ist im zweiten Jahr eine flächendeckende Etablierung von Silbergras zu verzeichnen. *Rumex acetosella* ist kaum noch am Vegetationsaufbau beteiligt, allerdings ist ein Einwandern von *Deschampsia flexuosa* (blau) zu beobachten.

Die in einem lückigen Bereich eines artenreichen Sandtrockenrasens gelegenen Probeflächen R136-14 (Abb. 22j-l), R136-11 (Abb. 22m-o) und R136-12 (Abb. 22p-r) zeigen über den 3-jährigen Beobachtungszeitraum eine vergleichbare Vegetationsentwicklung. Ausgehend von relativ vegetationsfreien Flächen mit wenigen Individuen von *Corynephorus canescens* (rot), *Helichrysum arenarium* (türkis), *Arenaria serpyllifolia* (schwarz), *Oenothera rubricaulis* (schwarz) u.a. Kräutern zeigen insbesondere die Flächen R136-11 und R136-12 bereits im zweiten Jahr einen starken Anstieg in der Vegetationsbedeckung, während auf der Fläche R136-14 erst im dritten Jahr eine Zunahme der Individuenzahl zu beobachten ist. Allerdings ist auf den zwei zuvor genannten Flächen auch im dritten Jahr eine weitere Zunahme der Vegetationsbedeckung zu verzeichnen. Auf allen drei Flächen nimmt *Corynephorus canescens* während des Beobachtungszeitraumes stark zu, darüber hinaus sind jedoch deutliche Unterschiede in den Dominanzverhältnissen der weiteren, zumeist krautigen Arten zu verzeichnen. So sind auf der Fläche R136-14 im dritten Jahr vor allem *Coryza canadensis* (schwarze Sternchen) und in geringem Ausmaß auch *Ononis repens* (grüne Sternchen) am Vegetationsaufbau beteiligt. Auf der Fläche R136-11 hingegen sind *Helichrysum arenarium* (türkis) und auf der Fläche R136-13 *Ononis repens* (grün) sehr stark vertreten.

Eine derartige Zunahme der Vegetationsbedeckung während des Untersuchungszeitraumes ist in der lückigen *Calamagrostis*-Flur auf der Probefläche R311-2 (Abb. 22s-v) nicht festzustellen. Vielmehr sind in dem vierjährigen Beobachtungszeitraum kaum Veränderungen des Deckungsgrades der einzelnen Arten zu beobachten. Neben *Calamagrostis epigejos* (rosa) selbst sind u.a. *Rubus fruticosus* agg. (grün) und in geringem Ausmaß auch *Hieracium pilosella* (türkis) am Vegetationsaufbau beteiligt.

Deutlich verschieden von den bislang beschriebenen Rasteraufnahmen stellen sich die Vegetationsverhältnisse auf der, von einer krautreichen Pioniervegetation dominierten, Fläche R225-1 (Abb. 22w-z) dar. Im Verlauf des vierjährigen Beobachtungszeitraumes ist ein deutlicher Wechsel in der Artenzusammensetzung zu verzeichnen. Während im ersten Jahr vor allem *Tussilago farfara* (türkis) und *Corispermum leptopterum* (grün) das Vegetationsbild bestimmen und nur wenige Individuen von *Agrostis stolonifera*, *Bromus hordeaceus* und *Hordeum jubatum* (jeweils blau) auf der Fläche zu beobachten waren, hat sich die Vegetation im zweiten Jahr dahingehend verändert, dass zwar immer noch *Tussilago farfara* dominiert, *Corispermum leptopterum* allerdings kaum noch anzutreffen ist und stattdessen Gräser, sowohl die zuvor genannten Arten aber auch z.B. *Echinochloa crus-galli*, einen höheren Deckungsgrad erreichen. Im zweiten Beobachtungsjahr wurde auch zum ersten Mal *Calamagrostis epigejos* verzeichnet, deren Deckungsgrad in den darauffolgenden Jahren, ebenso wie der der anderen Gräser, kontinuierlich zunimmt. Der Deckungsgrad von *Tussilago farfara* ist im vierten Beobachtungsjahr stark rückläufig.

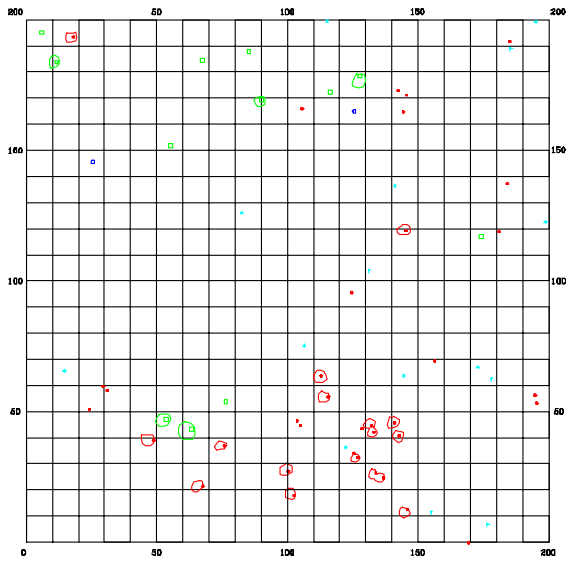


Abb. 22a: Nullfläche N-17; 1996

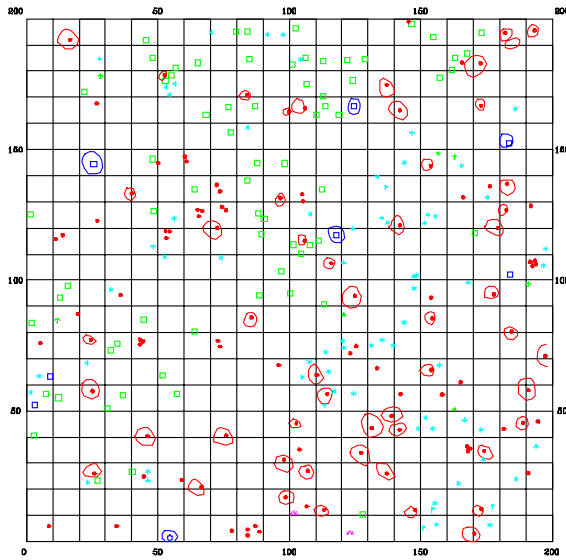


Abb. 22b: Nullfläche N-17; 1997

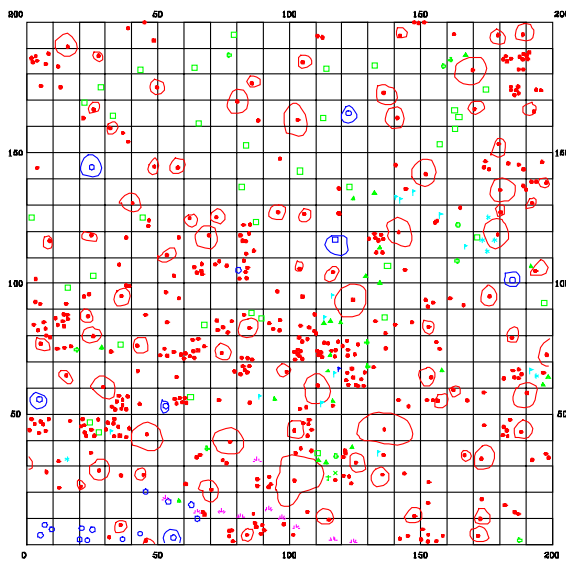


Abb. 22c: Nullfläche N-17; 1998

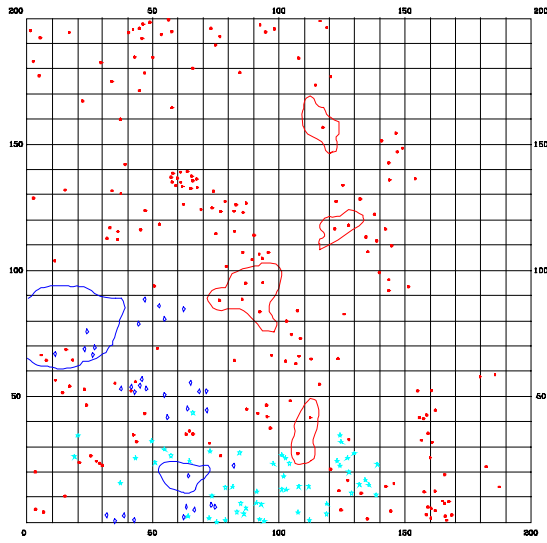


Abb. 22d: Fläche R131-4; 1995

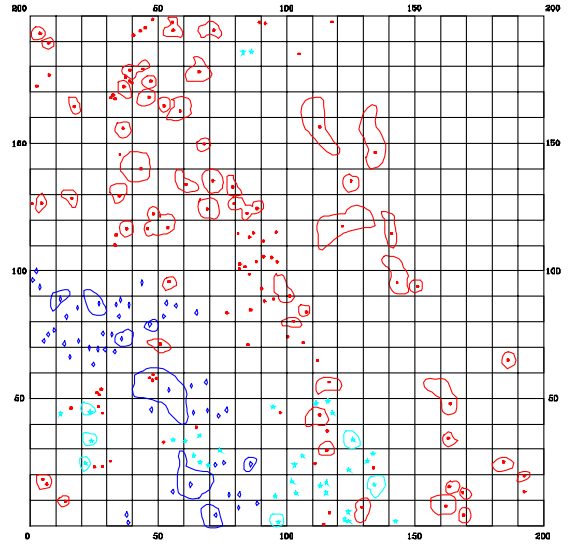


Abb. 22e: Fläche R131-4; 1996

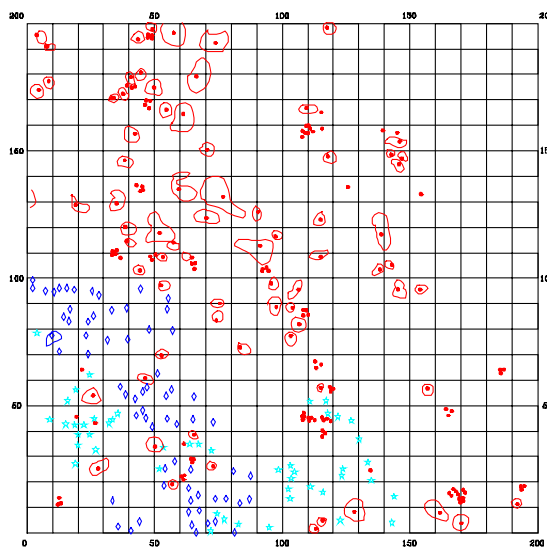


Abb. 22f: Fläche R131-4; 1997

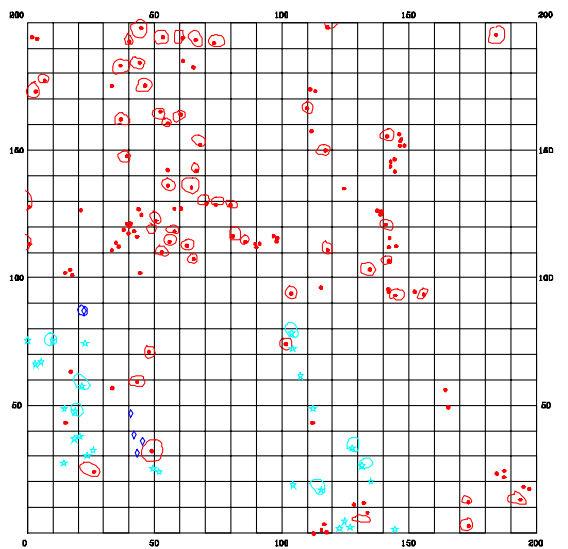


Abb. 22g: Fläche R131-4; 1998

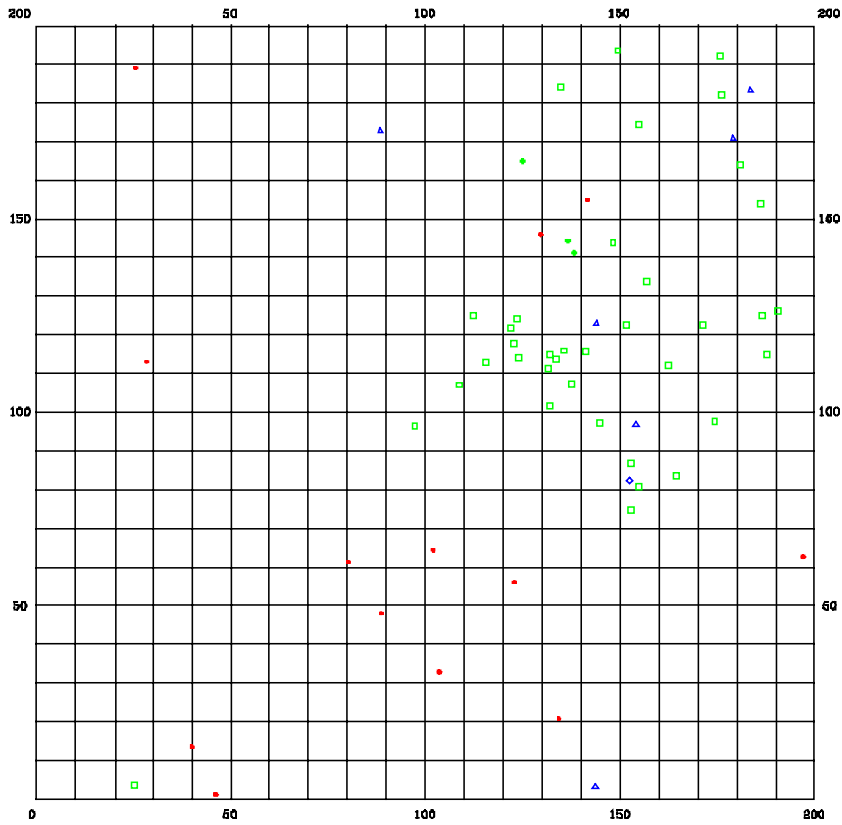


Abb. 22h: Fläche R232-9; 1995

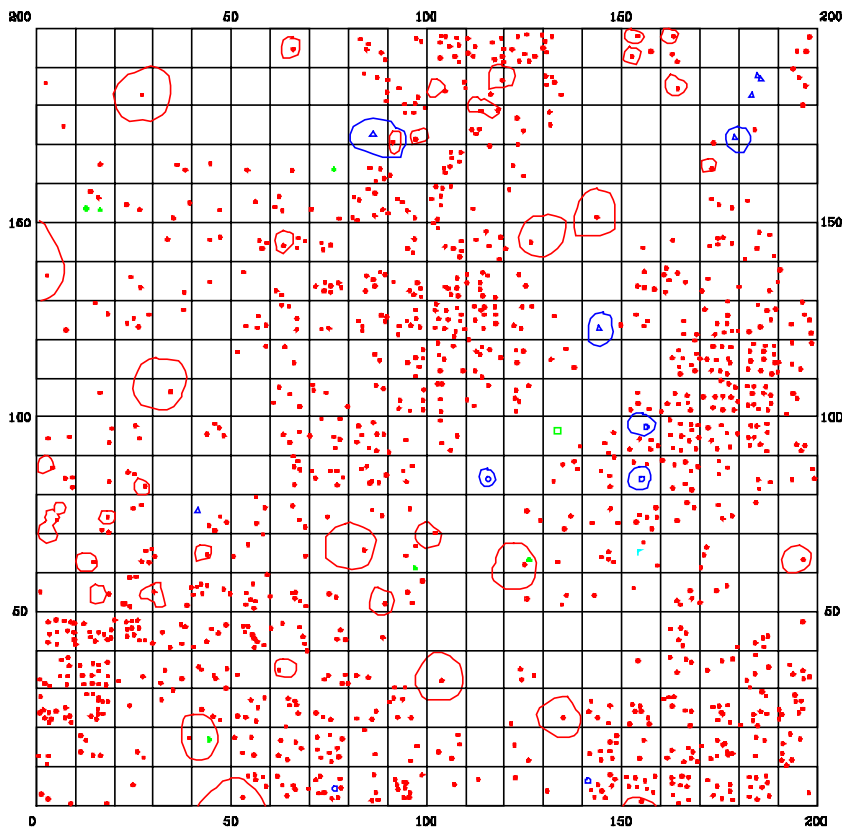


Abb. 22i: Fläche R232-9; 1996

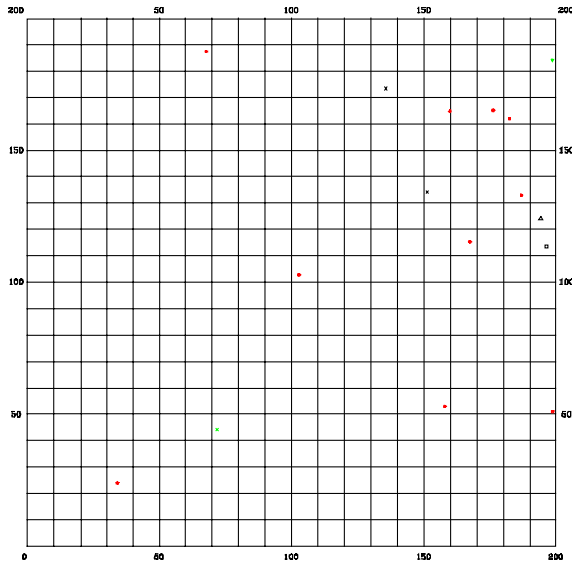


Abb. 22j: Fläche R136-14; 1995

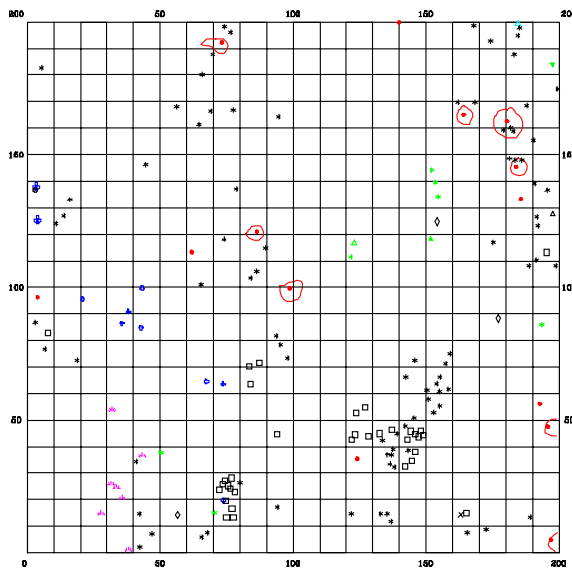


Abb. 22k: Fläche R136-14; 1996

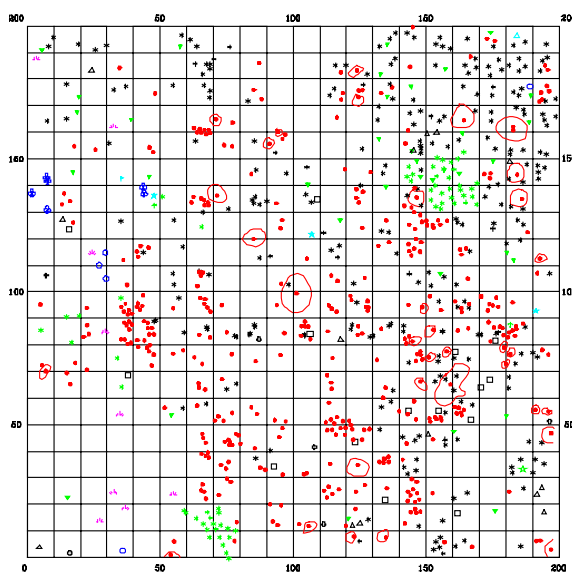


Abb. 22l: Fläche R136-14; 1997

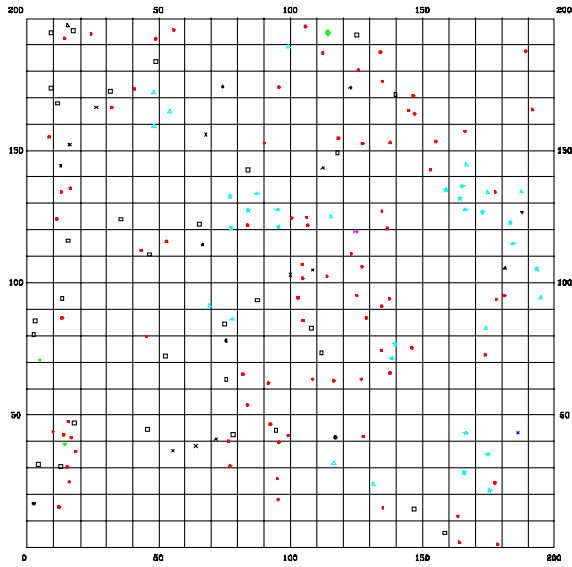


Abb. 22m: Fläche R136-11; 1995

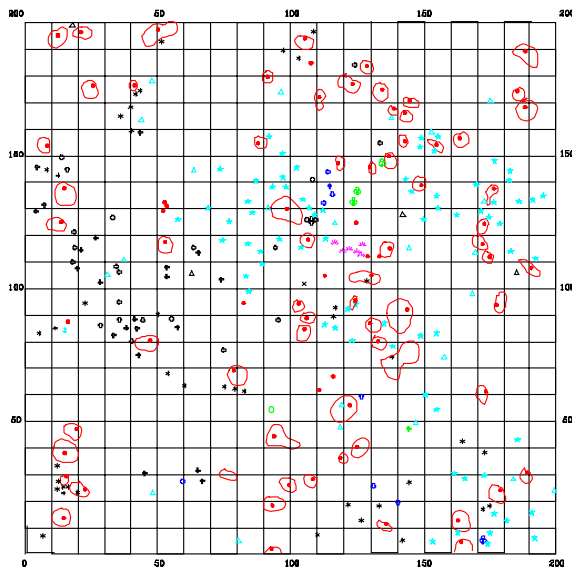


Abb. 22n: Fläche R136-11; 1996

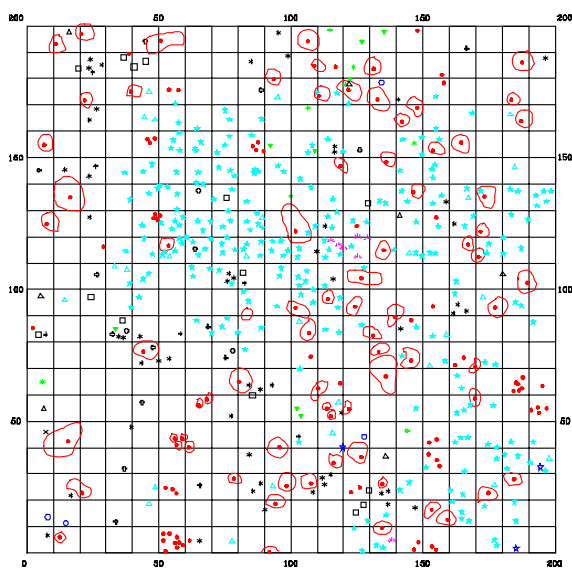


Abb. 22o: Fläche R136-11; 1997

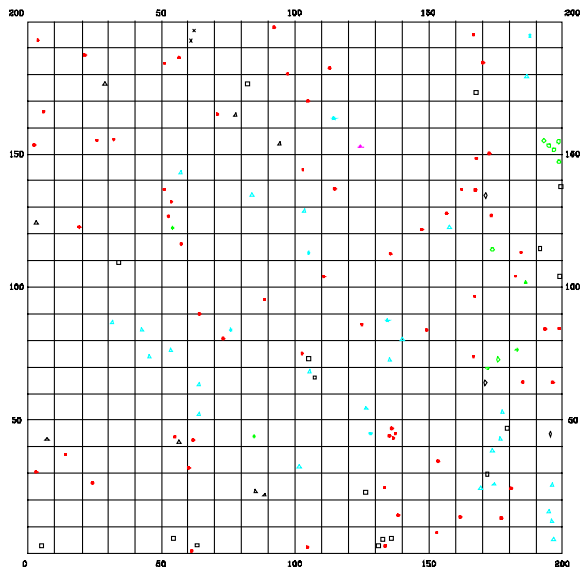


Abb. 22p: Fläche R136-12; 1995

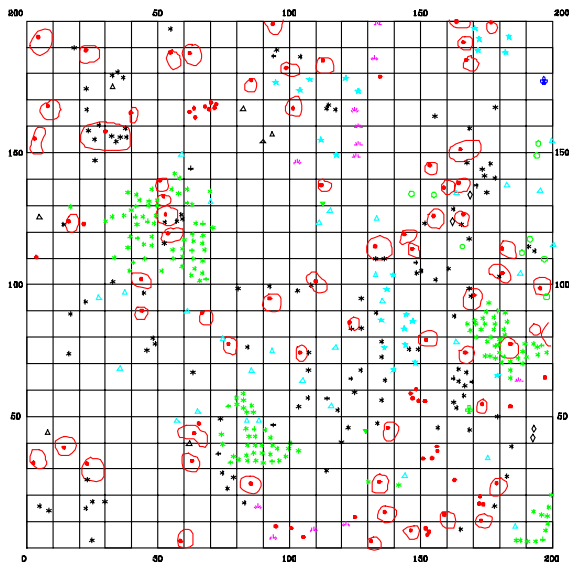


Abb. 22q: Fläche R136-12; 1996

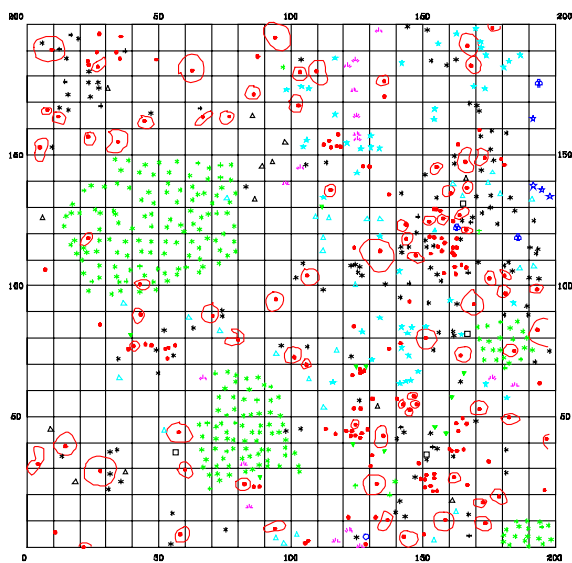


Abb. 22r: Fläche R136-12; 1997

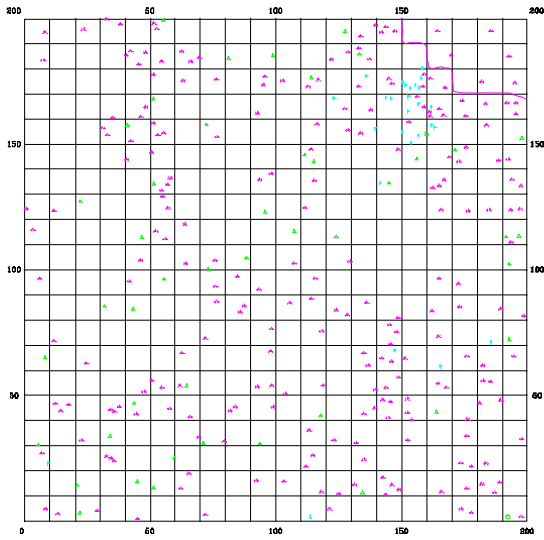


Abb. 22s: Fläche R311-2; 1995

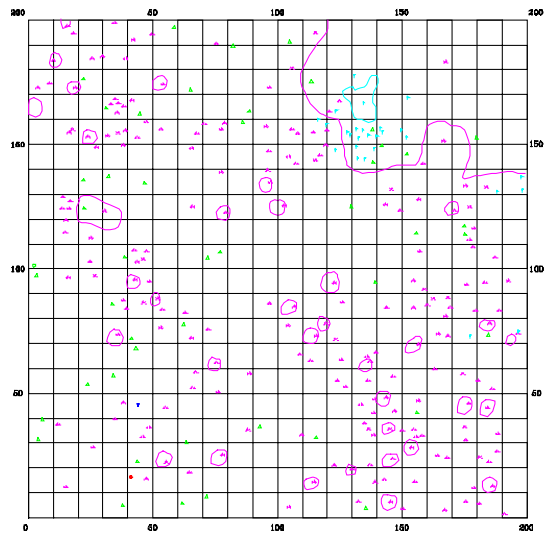


Abb. 22t: Fläche R311-2; 1996

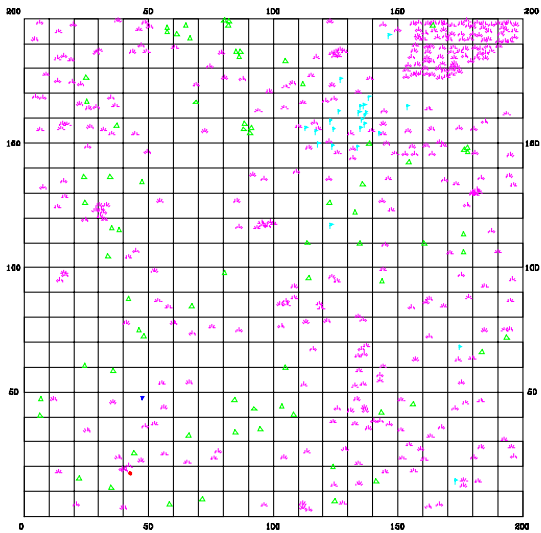


Abb. 22u: Fläche R311-2; 1997

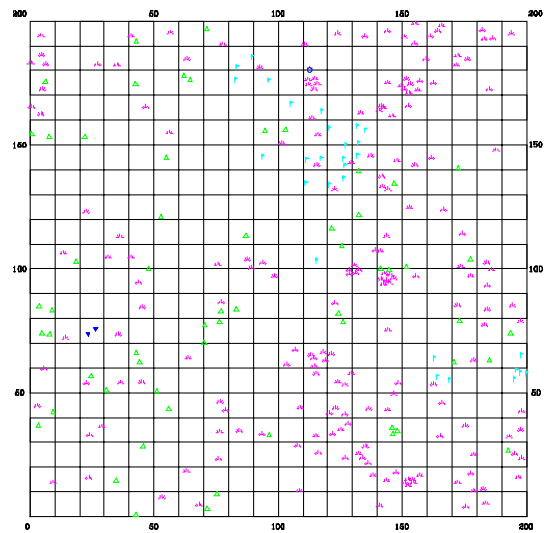


Abb. 22v: Fläche R311-2; 1998

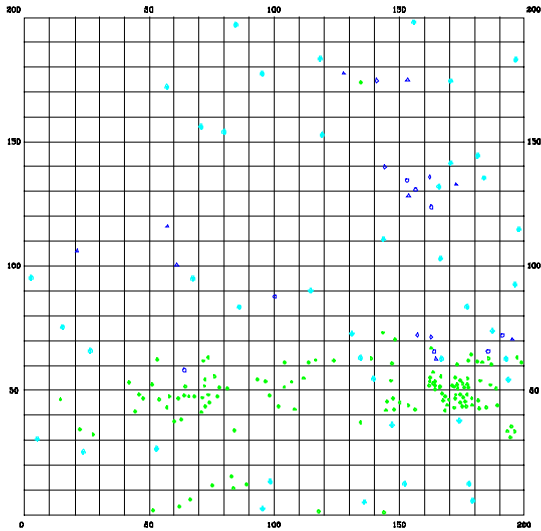


Abb. 22w: Fläche R225-1; 1995

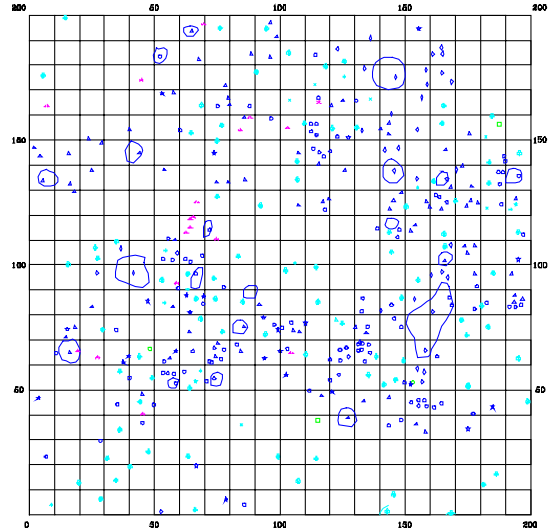


Abb. 22x: Fläche R225-1; 1996

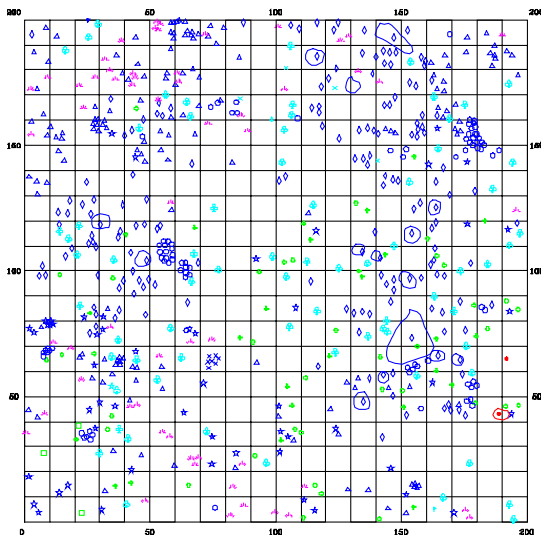


Abb. 22y: Fläche R225-1; 1997

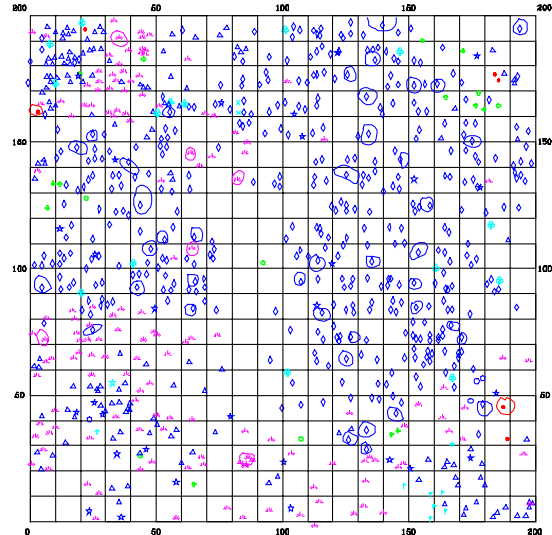


Abb. 22z: Fläche R225-1; 1998

Abb. 22: Vegetationsentwicklung auf 4 m² großen Dauerflächen. Die Bedeutung der farblichen Darstellung ist im Text erläutert

4.2 Auswertung der Rasterflächen mittels 'point pattern analysis'

Die Auswertung kleinräumiger Vegetationsmuster erfolgte mit der 'individual-centered analysis of mapped point patterns' aus dem Programm SYN-TAX (Podani 1997, Podani & Czárán 1997). Dieser Ansatz beruht darauf, dass jeweils um ein Individuum kreisförmige Probestellen mit stetig zunehmendem Radius gezogen werden, in denen die Anzahl der möglichen Artenkombinationen berechnet wird (vgl. 'florula diversity', Juhász-Nagy & Podani (1983), Podani et al. (1993)). Diese Vorgehensweise ähnelt Ripley's k-Funktion, unterscheidet sich jedoch dahingehend, dass sie nicht auf den Vergleich von ein bzw. zwei Arten beschränkt ist und dass darüber hinaus die Berechnung von der Häufigkeit der Artenkombinationen ihren

Ausgang nimmt und nicht von der Häufigkeit einzelner Individuen. Die Häufigkeit der einzelnen Arten wird erst bei der Berechnung des Null-Modells mit einbezogen. Jeder Artenkombination wird dann eine sogenannte 'compositional information' zugeordnet, die sich aus der Wahrscheinlichkeit des Auftretens der jeweiligen Artenkombination unter der Annahme einer zufälligen Verteilung ergibt. Artenkombinationen, die, ausgehend von der Zufallsverteilung, nur eine geringe Wahrscheinlichkeit haben, beobachtet zu werden, sind durch hohe Werte bezüglich der 'compositional information' ausgewiesen. Artenkombinationen, die, ausgehend von der Zufallsverteilung, häufig vorkommen, wird eine niedrige 'compositional information' zugewiesen. Indem für jedes Individuum, um das ein entsprechender Radius gezogen werden kann, ein Produkt aus der Wahrscheinlichkeit gebildet wird, eine bestimmte Artenkombination vorzufinden oder nicht, kann für jede Art die mittlere beobachtete Artenkombination für jede Probeflächengröße ermittelt werden ('mean compositional information'). Niedrige Werte zeigen an, dass die vorgefundene Anordnung der Zufallsverteilung nahe kommt, höhere Werte ergeben sich, wenn seltene Artenkombinationen häufiger als erwartet auftreten. Ein Vergleich der erwarteten mit den beobachteten Werten dient als Maß der Abweichung von der Zufallsverteilung (Delta (D) MCI). Zur Überprüfung der statistischen Signifikanz der beobachteten Abweichung von der Zufallsverteilung wird über die gesamte Spannweite der Flächengrößen ein 95 % Monte-Carlo-Konfidenzintervall auf der Basis von 19 randomisierten Anordnungen der Ursprungsdaten berechnet. Liegt D MCI innerhalb des Konfidenzintervalls ist die Gesamtheit der berücksichtigten Arten zufällig verteilt, d.h. es besteht für jede Art eine gleich große Wahrscheinlichkeit auf der entsprechenden Probefläche vorhanden zu sein. Negative Abweichungen von dem Konfidenzintervall deuten darauf hin, dass die am wahrscheinlichsten Artenkombination noch häufiger als erwartet vorkommt, wohingegen positive Abweichungen auf viele, aber seltenere Artenkombinationen verweisen (aggregierte Verteilung). Der Vorteil dieser Methode liegt v.a. darin, dass neben der Gesamtheit aller Arten, auch jede Art einzeln auf eine Abweichung von der Zufallsverteilung hin überprüft werden kann.

Da im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht die Etablierung einzelner Arten im Vordergrund der Untersuchungen stand, sondern vielmehr die Ableitung von allgemeinen Besiedlungsmechanismen im Verlauf der Primärsukzession, wurde eine grobe Klassifizierung der Arten vorgenommen, um Hinweise zu erhalten, wie primäre pflanzliche Strukturen sich auf die voranschreitende Vegetationsentwicklung auswirken können. Da *Corynephorus canescens* auf allen Probeflächen hohe Individuenzahlen aufweist und darüber hinaus oft als Primärbesiedler auftritt, wurde diese Art gesondert betrachtet, um ihren Einfluss auf das weitere Sukzessionsgeschehen abschätzen zu können. Die restlichen Arten wurden entweder als ein- bzw. mehrjährige Arten klassifiziert. Eine Unterscheidung in Gräser und Kräuter, wie sie z.B. von Wilson & Watkins (1994) vorgenommen wurde, wurde nicht durchgeführt, da auf diesen zunächst nur lückig bewachsenen Flächen davon auszugehen ist, dass kleinräumige Muster weniger durch die Wuchsform beeinflusst werden, die wahrscheinlich erst in dichteren Beständen eine größere Rolle spielt, sondern vielmehr dadurch, ob überhaupt pflanzliche Strukturen vorhanden sind.

Auf den Nullflächen konnte durch Umgraben und spätere Einebnung eine Angleichung der Mikroreliefstrukturen erreicht werden, so dass zunächst die einsetzende Wiederbesiedlung auf diesen Flächen untersucht werden soll. Da auch nach einem Jahr aus der für die Diasporenbankuntersuchung entnommenen Bodenprobe ein Auflaufen von Keimlingen nicht zu verzeichnen war, ist davon auszugehen, dass die sich etablierenden Individuen zum überwie-

genden Teil von außen auf die Nullfläche gelangten und somit, wenn auch nur auf einer kleinen Fläche, Primärsukzession initiiert werden konnte. Im ersten Jahr nach der künstlichen Störung ist überwiegend eine zufällige Besiedlung der zu beobachten (Abb. 23a). Da *Corynephorus canescens* zu diesem Zeitpunkt die meisten Individuen stellt, verläuft die entsprechende Kurve fast deckungsgleich mit der aggregierten Kurve über alle Artengruppen (Abb. 23b). Letztere weist lediglich bei einem Radius von 46 cm bzw. 49 cm einen leichten Peak auf, der auf das auf wenige Stellen beschränkte Vorkommen von wenigen ein- oder auch mehrjährigen Arten zurückzuführen ist. Die ungleichmäßige Verteilung der Individuenzahl (*Corynephorus canescens*: 124; mehrjährige Arten: 14; einjährige Arten: 15) auf der Nullfläche spiegelt im Wesentlichen die Artenverteilung der Umgebung wider, die in diesem Fall aus einer lückigen *Festuca*-Ansaat hervorgegangenen, relativ artenarmen Silbergrasflur besteht (vgl. Probestelle 222, Anhang 9). Im zweiten Beobachtungsjahr (Abb. 23c) ist bis zu einem Radius von 4 cm eine negative Abweichung der D MCI-Kurve zu verzeichnen, womit angedeutet wird, dass in diesem Bereich die am wahrscheinlichste Artenkombination, d.h. in diesem Fall die Kombination einer Artengruppe mit sich selbst, noch häufiger als erwartet auftritt und sozusagen die anderen Artengruppen in diesem Bereich verdrängt. Podani & Czárán (1997) bezeichnen ein derartiges Phänomen mit 'repulsion'. Eine naheliegende Erklärung ist wahrscheinlich in der Ausbreitung und Etablierung von Diasporen in unmittelbarer Umgebung der Mutterpflanze zu suchen. Auf einer größeren Skala - im Bereich zwischen 15 und 40 cm - ist eine positive Abweichung zu erkennen. Da hier jedoch verschiedene Prozesse eine Rolle spielen können, kann nicht grundsätzlich von Aggregation gesprochen werden. Eine detaillierte Betrachtung der erwarteten und der beobachteten einzelnen Artenkombinationen zeigt, dass es sich im Wesentlichen um eine Aggregation zwischen *Corynephorus canescens* und einjährigen Arten handelt (Abb. 23d). Daraus kann vielleicht die Schlussfolgerung gezogen werden, dass die rasch anwachsenden *Corynephorus*-Horste eine physikalische Barriere bilden, in denen einjährige Arten aufgefangen werden und dann in diesem Bereich höhere Etablierungsraten aufweisen.

Im dritten Beobachtungsjahr ist zu erkennen, dass die D MCI-Kurve im unteren Skalenbereich keine negative Abweichung mehr aufweist, sondern bis zu einem Radius von ca. 10 cm überwiegend eine zufällige Verteilung zeigt (Abb. 23e). Im höheren Skalenbereich ist aber auch hier wieder eine positive Abweichung zu erkennen. Die detaillierte Betrachtung zeigt in diesem Fall, dass die Kurve von *Corynephorus canescens* im Vergleich zum Vorjahr annähernd gleich geblieben ist, der Beitrag der einjährigen Arten stark zurückgegangen und der Beitrag der mehrjährigen Arten deutlich angestiegen ist (Abb. 23f). Im unteren Skalenbereich zeigen die ein- und mehrjährigen Arten Aggregation, wohingegen auch in diesem Jahr *Corynephorus canescens* hier eher durch 'repulsion' ausgewiesen ist. Ausgehend von der Zentrumsart *Corynephorus canescens* ist bei einem Radius bis etwa 10 cm wiederum eine Aggregation mit den einjährigen Arten, jedoch einen niedrigeren als erwartete Kombination zwischen *Corynephorus canescens* und den mehrjährigen Arten zu beobachten. Ebenfalls bei einem Radius von 10 cm zeigt das Silbergras maximale 'repulsion', was in etwa der Horstgröße zu diesem Zeitpunkt entspricht.

Ähnlich wie auf der Nullfläche ist auch auf der Probestelle R136-12 im ersten Jahr überwiegend eine zufällige Besiedlung zu verzeichnen (vgl. Abb. 23g). Schaut man sich jedoch den Beitrag der einzelnen Arten an (Abb. 23h), so wird deutlich, dass zwar *Corynephorus canescens* und die mehrjährigen Arten einen vergleichbaren Kurvenverlauf aufweisen, hingegen der Kurvenverlauf der einjährigen Arten eine nahezu gegenläufige Tendenz aufweist.

Im zweiten Jahr ist auf dieser Probefläche, noch wesentlich stärker als auf der Nullfläche, auf feiner Skala eine negative Abweichung festzustellen und ebenso eine positive Abweichung im mittleren Skalenbereich (Abb. 23i). Zu diesem Zeitpunkt leisten die berücksichtigten Artengruppen jeweils einen ähnlichen Beitrag zu D MCI, auch wenn der der mehrjährigen Arten im oberen Skalenbereich etwas geringer ausfällt (Abb. 23j). Eine detaillierte Analyse der Artenkombinationen zeigt im unteren Skalenbereich für jede Artengruppe deutliche 'repulsion'. Bei einem Radius von ca. 7 cm ist, ähnlich wie auf den Nullflächen, eine Aggregation zwischen *Corynephorus canescens* und den einjährigen Arten zu erkennen. Im mittleren Skalenbereich ist zu beobachten, dass Kombinationen zwischen zwei Artengruppen häufiger, Kombinationen zwischen allen Artengruppen jedoch seltener als erwartet auftreten.

Im dritten Beobachtungsjahr verändert sich das Vegetationsmuster dann dahingehend, dass zwar die negative Abweichung im unteren Skalenbereich auch weiterhin zu beobachten ist, die positive Abweichung sich jedoch über einen größeren Skalenbereich als im Vorjahr erstreckt (Abb. 23k). Die Auswertung der Beiträge der einzelnen Arten (Abb. 23l) macht deutlich, dass dies im Wesentlichen auf die mehrjährigen Arten zurückzuführen ist. Sowohl *Corynephorus canescens* als auch die einjährigen Arten sind nur von vergleichsweise geringer Bedeutung, obwohl sie einen vergleichbaren Kurvenverlauf aufweisen. Ebenso wie auf der Nullfläche weisen auch auf der Fläche R136-12 alle Artengruppen auf feiner Skala 'repulsion' auf. Ab einem Radius von 7 cm ist eine Aggregation zwischen Silbergras und den einjährigen Arten zu verzeichnen. Bei einem Radius von ca. 17 cm ist dann eine Aggregation, entweder zwischen mehrjährigen Arten und *Corynephorus canescens* oder auch zwischen mehrjährigen und einjährigen Arten, zu beobachten. Dies ist wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass es sich bei den meisten Individuen, die den mehrjährigen Arten zugerechnet werden, um *Ononis repens* handelt, eine Art, die im Verlauf des Beobachtungszeitraumes eine starke Zunahme ihres Deckungsgrades aufweist. Entsprechend ihrer Wuchsform bildet sie dichte Patches mit zunehmendem Umfang aus und an den jeweiligen Grenzen dieser Bestände sind dann verstärkt Aggregationen mit anderen Artengruppen zu verzeichnen. Bereits ab einem Radius von 27 cm treten alle möglichen Artenkombinationen mit einer gleich hohen Wahrscheinlichkeit auf. Eine vergleichbare Entwicklung kleinräumiger Vegetationsmuster ist auch auf anderen Probeflächen in einem artenreichen Sandtrockenrasen zu verzeichnen (vgl. z.B. Fläche R136-11, Abb. 23m-r).

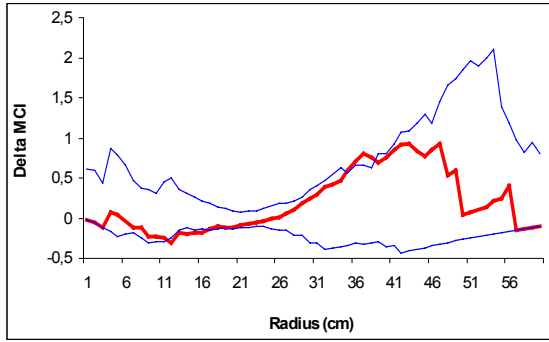


Abb. 23a: Nullfläche N17, 1996, D MCI-Kurve

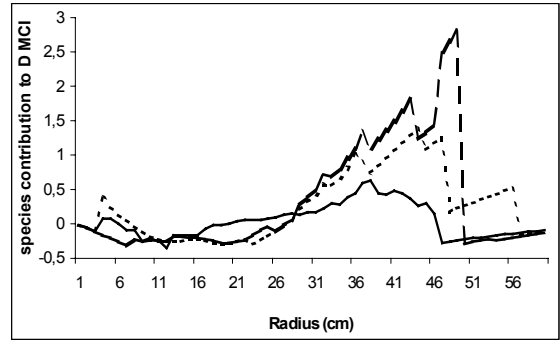


Abb. 23b: Nullfläche N17, 1996, species contribution

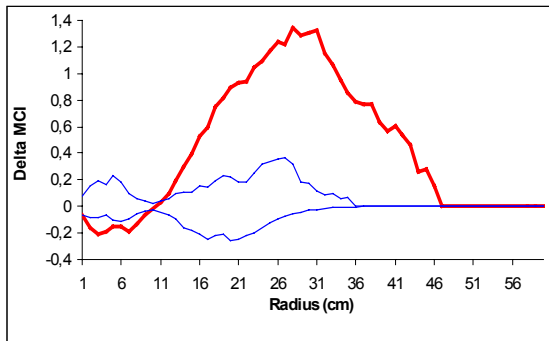


Abb. 23c: Nullfläche N17, 1997, D MCI-Kurve

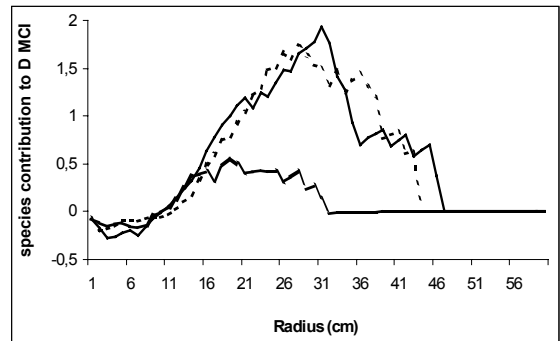


Abb. 23d: Nullfläche N17, 1997, species contribution

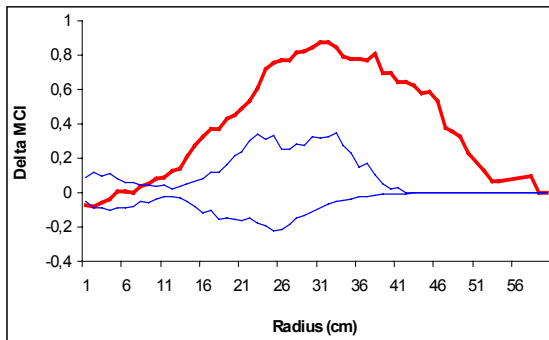


Abb. 23e: Nullfläche N17, 1998, D MCI-Kurve

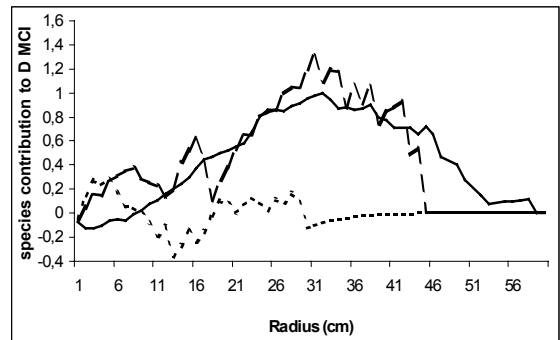


Abb. 23f: Nullfläche N17, 1998, species contribution



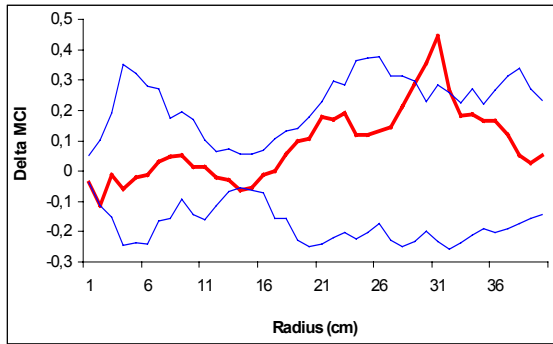


Abb. 23g: R136-12, 1995, D MCI-Kurve

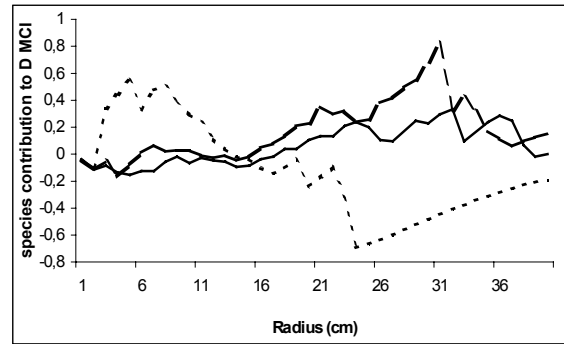


Abb. 23h: R136-12, 1995, species contribution

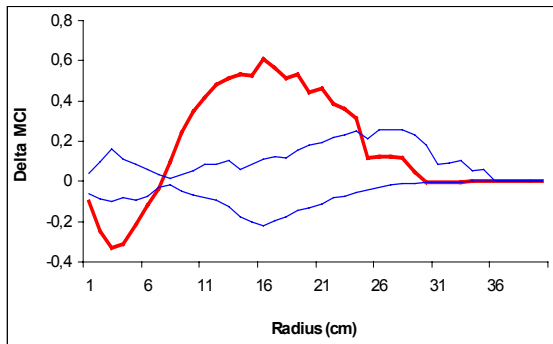


Abb. 23i: R136-12, 1996, D MCI-Kurve

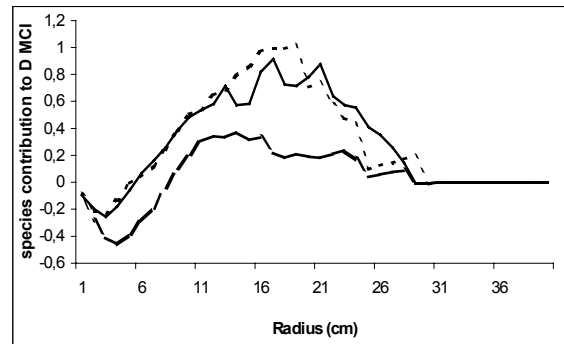


Abb. 23j: R136-12, 1996, species contribution

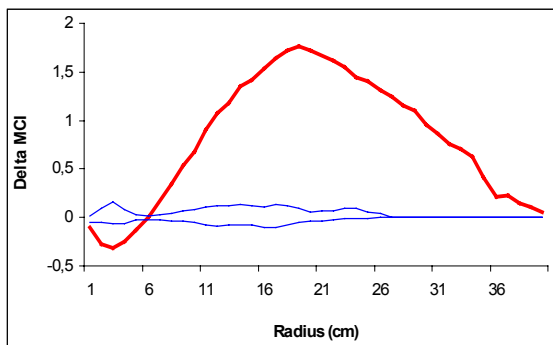


Abb. 23k: R136-12, 1997, D MCI-Kurve

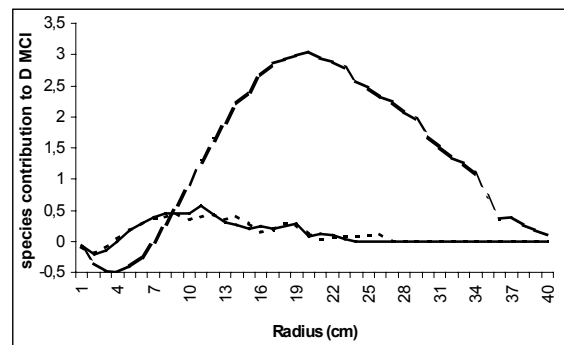
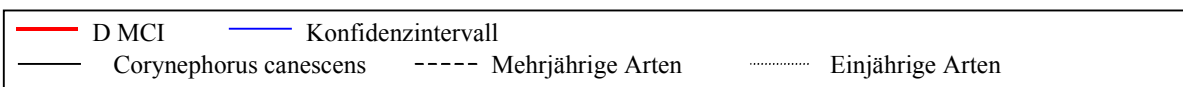


Abb. 23l: R136-12, 1997, species contribution



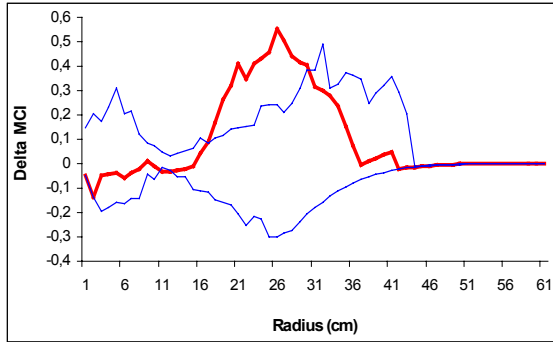


Abb. 23m: R136-11, 1995, D MCI-Kurve

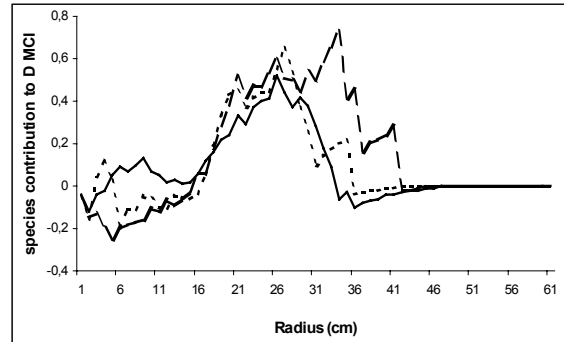


Abb. 23n: R136-11, 1995, species contribution

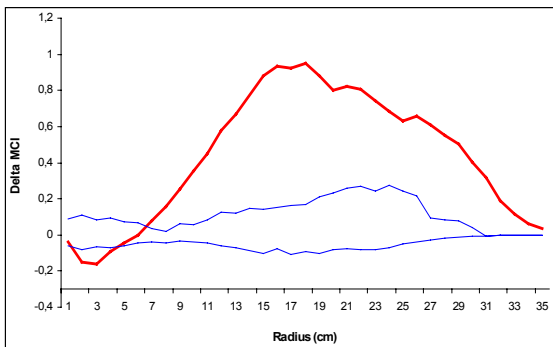


Abb. 23o: R136-11, 1996, D MCI-Kurve

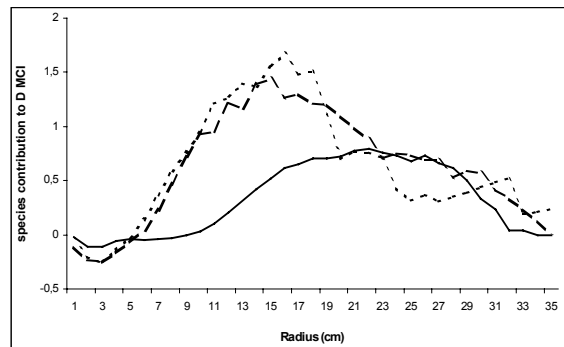


Abb. 23p: R136-11, 1996, species contribution

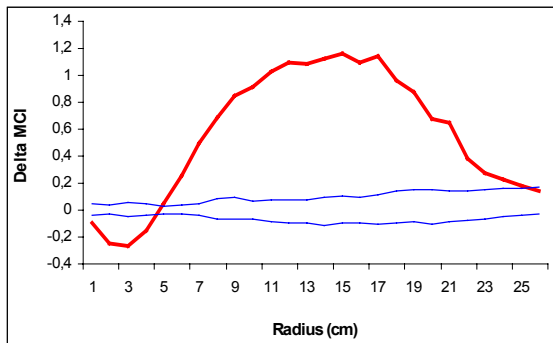


Abb. 23q: R136-11, 1997, D MCI-Kurve

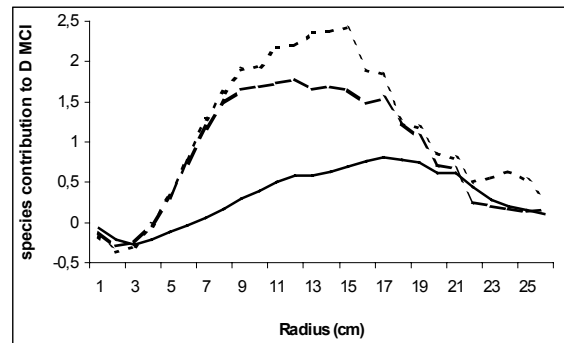
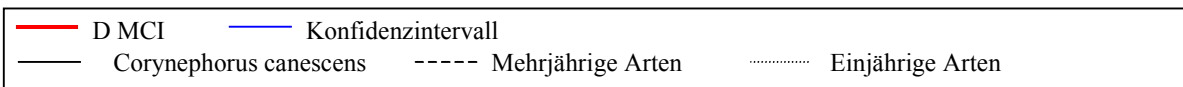


Abb. 23r: R136-11, 1997, species contribution



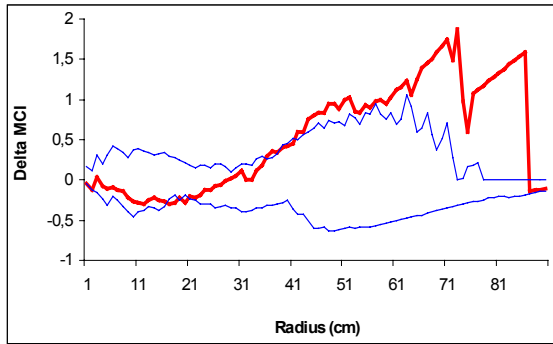


Abb. 23s: R136-12 (all), 1995, D MCI-Kurve

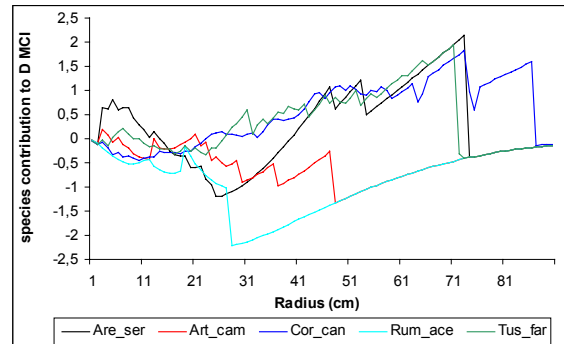


Abb. 23t: R136-12 (all), 1995, species contribution

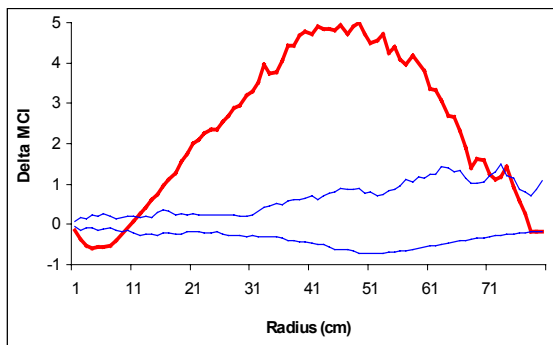


Abb. 23u: R136-12 (all), 1996, D MCI-Kurve

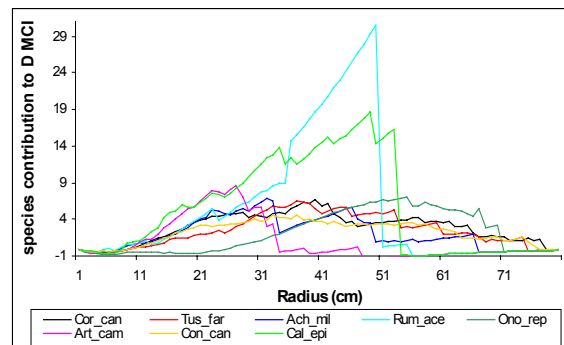


Abb. 23v: R136-12 (all), 1996, species contribution

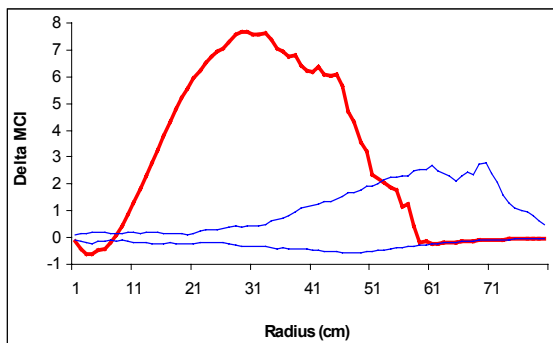


Abb. 23w: R136-11 (all), 1997, D MCI-Kurve

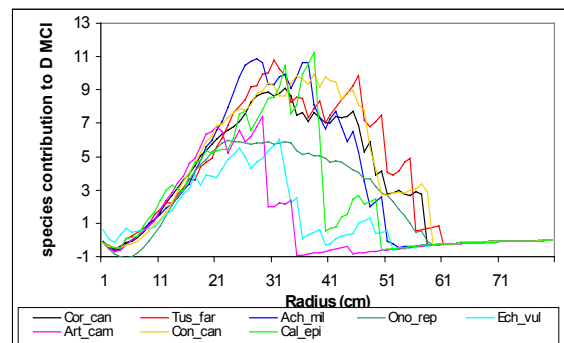


Abb. 23x: R136-12 (all), 1997, species contribution

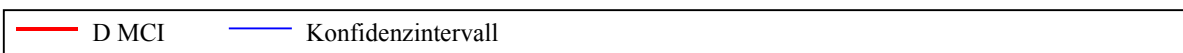


Abb. 23: Analyse kleinräumiger Vegetationsmuster

Anhand der Probestfläche R136-12 soll auch beispielhaft das Ergebnis dargestellt werden, wenn auf eine Klassifizierung der Arten verzichtet wird. In Tab. 16a sind die am Vegetationsaufbau beteiligten Arten unter Angabe ihrer jeweiligen Individuenzahlen aufgelistet. Abb. 23s, u, w zeigt, dass der resultierende Verlauf der D MCI-Kurve im Wesentlichen mit dem Kurvenverlauf auf Basis der drei Artengruppen übereinstimmt (Abb. 23g, i, k). Die Analyse der Beiträge der einzelnen Arten im ersten Beobachtungsjahr zeigt größere Schwankungen, was im Wesentlichen auf die jeweils nur sehr geringe Individuenzahl zu diesem Zeitpunkt zurückgeführt werden kann (Abb. 23t). In den beiden darauffolgenden Beobachtungsjahren ist grundsätzlich ein ähnlicher Kurvenverlauf bei den einzelnen Arten zu verzeichnen (Abb. 23v, x). So ist bei allen Arten auf einer feinen Maßstabsebene zu beobachten, dass sie mehr oder weniger stark 'repulsion' aufweisen und auf einer größeren Maßstabsebene, im Bereich zwi-

schen 10 und 60 cm, in unterschiedlichem Ausmaß Aggregationen. Besonders deutlich lässt sich dieses Verhalten für die Art *Ononis repens* darstellen, eine Art, die neben *Corynephorus canescens* die höchsten Individuenzahlen auf dieser Fläche stellt. Auf eine detaillierte Betrachtung, welche Aggregation zwischen einzelnen Arten auftritt, soll an dieser Stelle nicht näher eingegangen werden, da es über das eigentliche Untersuchungsziel hinaus geht.

Tab. 16a: Individuenzahlen aller Arten auf der Probefläche R136-12

	Anzahl der Individuen 1995	Anzahl der Individuen 1996	Anzahl der Individuen 1997
<i>Corynephorus canescens</i>	64	424	610
<i>Achillea millefolium</i>	2	23	49
<i>Artemisia campestris</i>	8	7	13
<i>Tussilago farfara</i>	25	31	30
<i>Calamagrostis epigejos</i>	1	12	17
<i>Conyza canadensis</i>		124	136
<i>Echium vulgare</i>		2	11
<i>Carex hirta</i>		1	1
<i>Ononis repens</i>	3	154	237
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	17		12
<i>Cerastium semidecandrum</i>	1		1
<i>Crepis tectorum</i>	3		
<i>Hypochaeris radicata</i>	1		
<i>Sisymbrium altissimum</i>	1		
<i>Medicago lupulina</i>	1		
<i>Oenothera rubricaulis</i>	2		
<i>Plantago lanceolata</i>	3	4	
<i>Rumex acetosella</i>	6	9	
<i>Trifolium arvense</i>		1	
<i>Scleranthus annuus</i>		1	
<i>Digitaria sanguinalis</i>			1
<i>Erigeron acris</i>			1
<i>Agrostis stolonifera</i>			4

Tab. 16b: Aggregierte Individuenzahlen auf der Probefläche R136-12

	Anzahl der Individuen 1995	Anzahl der Individuen 1996	Anzahl der Individuen 1997
<i>Corynephorus canescens</i>	64	424	610
Einjährige Arten	23	124	146
Mehrjährige Arten	51	244	367

Zusammenfassend lassen sich aus einer Analyse der Nullflächen und der artenreichen Sandtrockenrasen folgende Schlussfolgerungen im Hinblick auf die Ausbildung kleinräumiger Vegetationsmuster während der Initialstadien in der BFL ziehen:

1. Die Wiederbesiedlung der vegetationsfreien Flächen folgt im ersten Beobachtungsjahr im Wesentlichen einer Zufallsverteilung.
2. In den anschließenden Jahren überwiegt auf einer feinen Skala (bis einem Radius von ca. 5 cm) 'repulsion', d.h. die am wahrscheinlichste Artenkombination wurde noch häufiger als erwartet angetroffen. Diese Tatsache gilt für alle untersuchten Artengruppen und ist im Wesentlichen darauf zurückzuführen, dass der überwiegende Teil der Diasporen in unmittelbarer Umgebung der Mutterpflanze verbleibt und demzufolge dort höhere Etablierungsraten zu verzeichnen sind.
3. In einem Skalenbereich, der etwa bei einem Radius von 10 cm anfängt und sich über verschieden große Distanzen, in Abhängigkeit von Probefläche bzw. Beobachtungsjahr, erstreckt, sind verschiedenen Formen der Aggregation zu beobachten. Dies gilt insbesondere für die Artenkombination *Corynephorus canescens* - einjährige Arten, die zumeist häufiger als erwartet angetroffen wurde. Es ist in Betracht zu ziehen, dass *Corynephorus canescens* infolge seiner horstförmigen Struktur einerseits eher dazu geeignet ist, Diasporen "einzufangen" als die zumeist einzeln stehenden, restlichen mehrjährigen Arten und andererseits auch durch Substratfestlegung zu einer Verbesserung der Keimungsbedingungen beiträgt. In diesem Fall würde das Silbergras als eine Art 'nurse plant' fungieren und zumindest auf dieser feinen Skala eine ausschlaggebende Rolle für den weiteren Sukzessionsverlauf spielen.
4. Im mittleren Skalenbereich treten Kombinationen aller drei Artengruppen in der Regel seltener als erwartet auf.
5. Die Abweichungen von einer Zufallsverteilung im gröberen Skalenbereich sind nur unter detaillierter Auswertung der einzelnen Artenkombinationen zu interpretieren, da hier mehrere Phänomene interagieren können. Auf Grund der insgesamt geringen Vegetationsbedeckung auf den in die Untersuchung einbezogenen Probeflächen ist jedoch davon auszugehen, dass z.B. 'niche limitation' nur eine untergeordnete Rolle spielt. Von größerer Bedeutung in der BFL sind wahrscheinlich die beiden folgenden Gründe:

Artspezifische Eigenschaften: Auf der Probefläche R136_12 konnte z.B. beobachtet werden, dass die Eigenschaften einzelner Arten, wie z.B. die Wuchsform von *Ononis repens*, maßgeblichen Einfluss auf die vorgefundenen Vegetationsmuster nehmen, indem erst am Rand der von dieser Art gebildeten dichten Bestandesstrukturen eine Aggregationen mit weiteren Artengruppen möglich ist, sich in den dichten Beständen selbst jedoch kaum weitere Arten etablieren können. Durch die rasche Zunahme des Deckungsgrades von *Ononis repens* kann daher eine starke Beeinflussung der Vegetationsmuster erfolgen.

Mikroreliefstruktur: Geht man davon aus, dass leichte Bodenunebenheiten oder Erosionsrinnen die Etablierung von Arten begünstigen, kann es sich bei dem beobachteten Vegetationsmuster auch lediglich um ein Abbild von Mikroreliefunterschieden handeln. In diesem Fall können mehrere Arten auf einer feinen Maßstabsebene Patches ausbilden, die, bezogen auf eine größere Maßstabsebene, wiederum eine zufällige Verteilung aufweisen.

5 Analyse der zeitlichen Vegetationsdynamik

Der multivariaten Analyse zeitlicher Vegetationsdynamik liegt die bereits in Kap. C.1.5.2 eingeführte, synthetische Tabelle der mittleren Artmächtigkeit zu Grunde. Auf diese Weise war es möglich, die Vegetationsentwicklung an einer Probestelle über einen Zeitraum von vier Jahren zu untersuchen und übersichtlich darzustellen, was bei einer Berücksichtigung von über 350 einzelnen Dauerflächen nicht möglich gewesen wäre. Zusätzlich wurden einzelne Probeflächen detailliert analysiert, um einen Eindruck von der zeitlichen Vegetationsdynamik über einen Zeitraum von 4 Jahren zu vermitteln.

5.1 Zeitliche Vegetationsdynamik auf einzelnen Probestellen

Die PCA-Ordination in Abb. 24 gibt die Vegetationsentwicklung auf den verschiedenen Probestellen über einen Zeitraum von vier Vegetationsperioden wieder. Es ist zu erkennen, dass sich die in Kap. C.1 ausgewiesenen Vegetationstypen auch unter Einbeziehung von Daten aus mehreren Vegetationsperioden deutlich voneinander trennen lassen. Im linken Bereich des Ordinationsdiagramms liegen die kryptogamenreichen Sandtrockenrasen. Eine gerichtete Entwicklung während des vierjährigen Beobachtungszeitraumes ist nur andeutungsweise erkennbar, zumal die Entwicklung auf den zwei Probestellen in entgegengesetzte Richtung verläuft. Im oberen, mittleren Bereich des Ordinationsdiagramms sind die "älteren" Sandtrockenrasen angeordnet. Zwar sind auch hier im Verlauf der vier Jahre auf den einzelnen Probestellen z.T. deutliche Schwankungen erkennbar, es lässt sich aber ein gemeinsamer Trend dahingehend herausarbeiten, dass die zeitliche Vegetationsentwicklung auf allen drei Probeflächen weg von den Silbergrasfluren und den artenreichen Sandtrockenrasen führt. Im mittleren, unteren Bereich des Ordinationsdiagramms sind entlang der ersten Achse, von links nach rechts, die von *Corynephorus canescens* dominierten Kurzgrasrasen, die artenreichen Sandtrockenrasen und die Ansaaten angeordnet. Ähnlich wie bei den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen lässt sich auch bei den Silbergrasfluren keine eindeutige Entwicklungsrichtung ablesen. Hingegen zeigen die artenreichen Sandtrockenrasen eine Entwicklungstendenz in Richtung der älteren Sandtrockenrasen.

Eine ebenfalls gerichtete, allerdings mit einer im Vergleich zu den artenreichen Sandtrockenrasen entgegengesetzten Tendenz, zeigen die dichten Ansaaten 152B und 224, wohingegen die lückige Ansaat 222 im Verlauf der vier Jahre kaum eine Veränderung der Lage im Ordinationsdiagramm aufweist. Im rechten Bereich des Ordinationsdiagramms liegen die *Calamagrostis*-Fluren sowie die hochwüchsigen Gras- und Krautfluren trockenwarmer Standorte. Während die *Calamagrostis*-Dominanzbestände an der Probestelle 413 nur Fluktuationen aufweisen, zeigt der artenreichere Bestand an der Probestelle 221 eine gerichtete Entwicklung. Diese Beobachtung ist aber wahrscheinlich darauf zurückzuführen, dass der Bestand zwischen den Vegetationsperioden 1995 und 1996 stark von Wildschweinen durchwühlt worden ist. Aus der Lage der hochwüchsigen Staudenfluren ist zu entnehmen, dass diese eher in Richtung der *Calamagrostis*-Bestände tendieren als in Richtung der Sandtrockenrasen. Im Zentrum des Ordinationsdiagramms liegen die vegetationsarmen Sandflächen (411). Eine gerichtete Entwicklung konnte im Beobachtungszeitraum nicht festgestellt werden. Zusammenfassend lässt sich ableiten, dass die erste Ordinationsachse im Wesentlichen einen Gradienten hinsichtlich der Wuchshöhe in den untersuchten Beständen abbildet, die zweite Ordinationsachse hingegen als Altersgradient interpretiert werden kann.

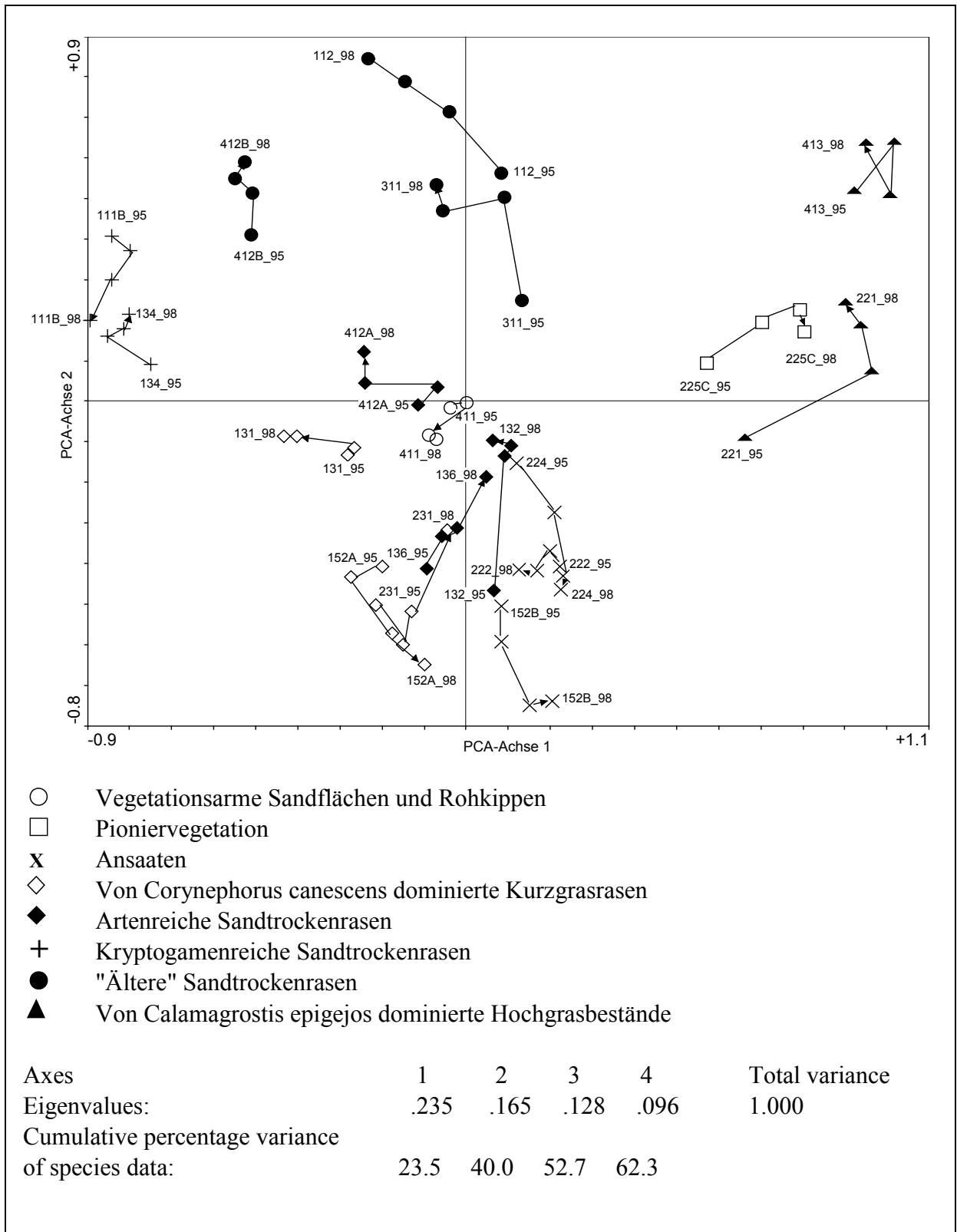


Abb. 24: PCA-Ordination aggregierter Vegetationsaufnahmen über einen Beobachtungszeitraum von vier Jahren; Scatterplot der Probestellen unter Einbeziehung von 72 Flächen und 179 Arten. Vegetationsaufnahmen einer Probestelle sind miteinander verbunden. Inter-sample distances, divide by standard deviation, center species and samples, squareroot transformation

Eine detailliertere Analyse einzelner Probestellen zeigt, dass Probeflächen entlang eines Transektes deutliche Unterschiede in ihrer zeitlichen Vegetationsdynamik aufweisen. Da eine Abbildung des zeitlichen Verlaufs der Vegetationsentwicklung aller Probeflächen einer Probe-stelle in einem Ordinationsdiagramm z.T. sehr unübersichtlich ist, wurden diejenigen Flächen zusammengefasst und mit einem gemeinsamen Pfeil dargestellt, die über den Verlauf der vierjährigen Beobachtungsperiode eine vergleichbare Tendenz aufweisen (vgl. Abb. 25a-i). Deutlich ist zu erkennen, dass sich weder bei den *Calamagrostis*-Dominanzbeständen (Abb. 25a) noch bei den Silbergras-Dominanzbeständen (Abb. 25b) ein gerichteter Verlauf der Vegetationsentwicklung auf den einzelnen Flächen herausarbeiten lässt. Eine gemeinsame Entwicklungsrichtung ist auch nicht bei den artenreichen Sandtrockenrasen der Probestelle 132 (Abb. 25c) zu beobachten. Zwar zeigen immer zwei oder mehr Flächen einen vergleichbaren Verlauf und können in der Abbildung zusammengefasst werden, zwischen diesen Gruppen sind jedoch größere Unterschiede erkennbar, die in der jeweiligen Artenzusammensetzung begründet liegen. So zeichnen sich z.B. die Flächen 5, 6 und 7 durch einen höheren Deckungsgrad von *Ononis repens*, die Flächen 15, 16, 17 und 18 durch höhere Deckungswerte von *Ceratodon purpureus* aus (vgl. Anhang 4).

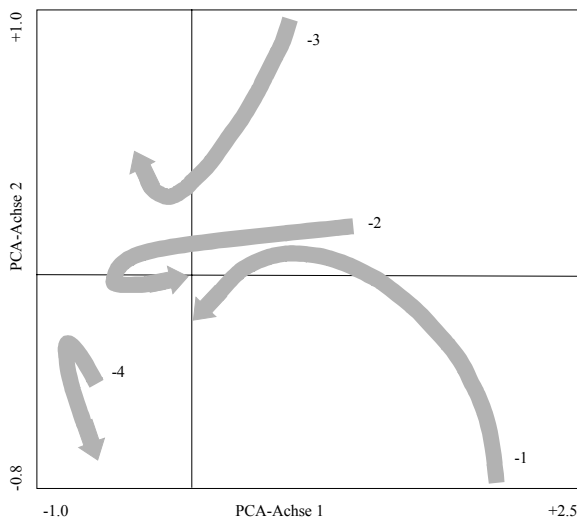


Abb. 25a: Vegetationsarme Sandfläche (411)
Eigenwerte: 59.9 – 75.2 – 86.2 – 92.2

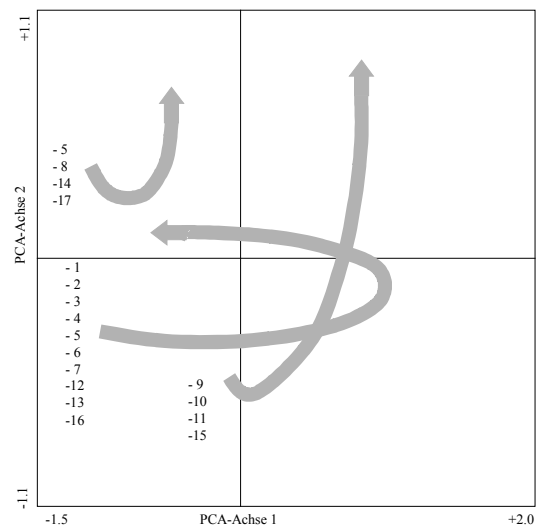


Abb. 25b: Silbergras-Dominanzbestand (231)
Eigenwerte: 53.6 – 76.6 – 86.5 – 91.3

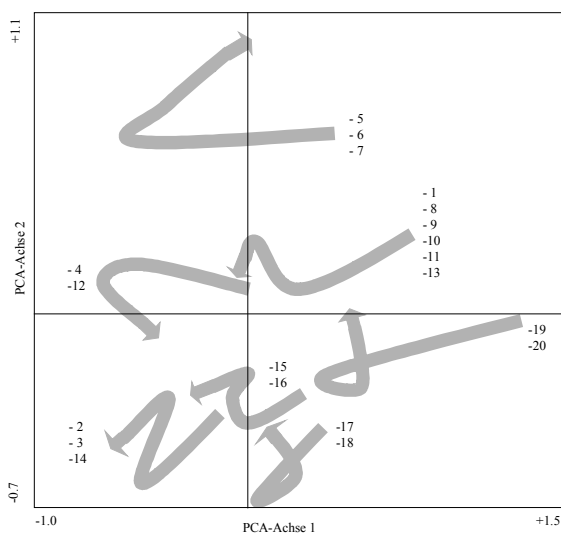


Abb. 25c: Artenreicher Sandtrockenrasen (132)
Eigenwerte: 17.3 – 33.9 – 46.2 – 54.4

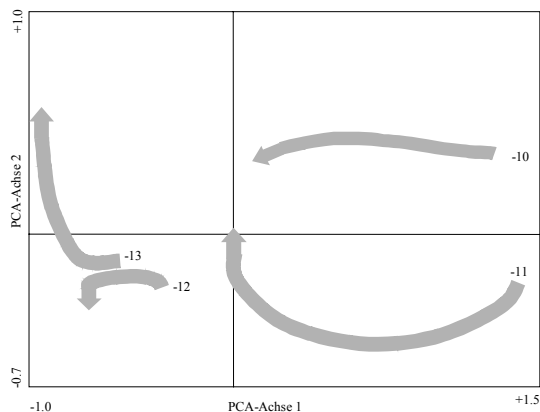


Abb. 25d: "Älterer" Sandtrockenrasen (412B)
Eigenwerte: 62.6 – 73.0 – 79.3 – 84.9

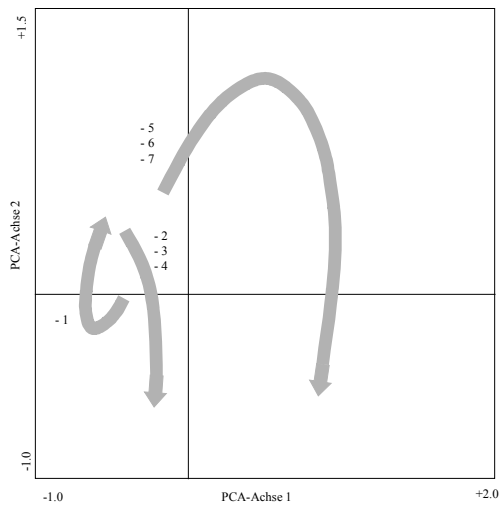


Abb. 25e: Dichte Ansaat (224)
Eigenwerte: 35.1 – 64.7 – 76.8 – 83.2

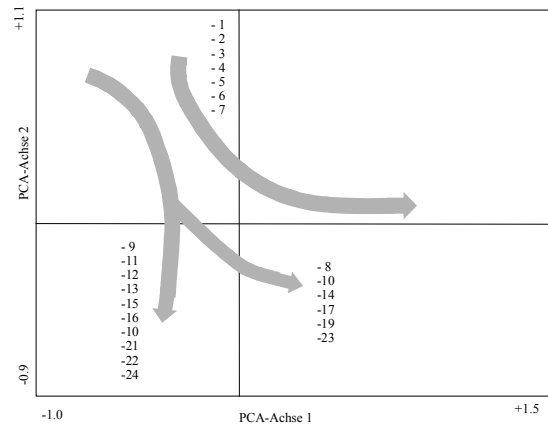


Abb. 25f: Lückige *Festuca*-Ansaat (222)
Eigenwerte: 27.0 – 46.8 – 58.9 – 69.9

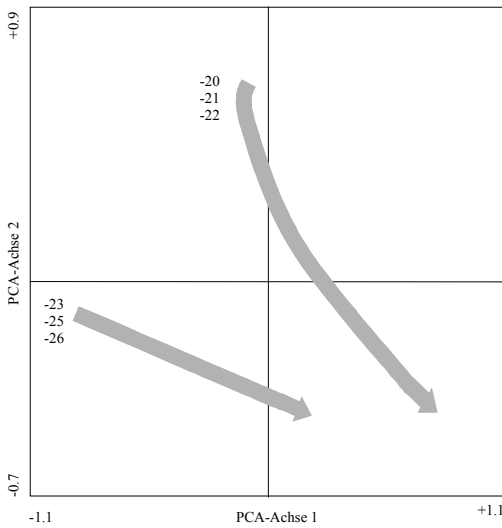


Abb. 25g: Krautreiche Pionierflur (225C)
Eigenwerte: 37.2 – 60.9 – 70.8 – 78.7

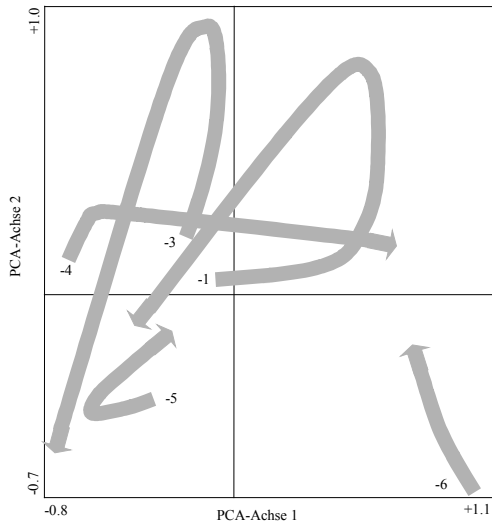


Abb. 25h: *Calamagrostis*-Dominanzbestand (413)
Eigenwerte: 32.5 – 50.8 – 63.2 – 72.9

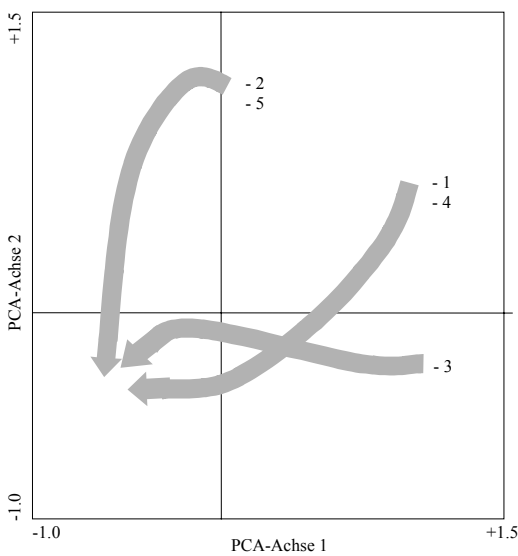


Abb. 25i: Artenreiche *Calamagrostis*-Flur (221)
Eigenwerte: 36.3 – 58.9 – 66.8 – 74.3

Abb. 25: Zeitliche Vegetationsdynamik auf einzelnen Probeflächen

Bei den "älteren" Sandtrockenrasen (Abb. 25d) hingegen ist auf allen Flächen der Probestelle 412B eine vergleichbare Entwicklungsrichtung zu erkennen. Zurückzuführen ist dies auf eine kontinuierliche Zunahme der Deckungswerte von *Festuca filiformis* und *Hieracium pilosella*. Eine gerichtete Vegetationsentwicklung zeigen auch die unterschiedlichen Ansaaten. Die auf der Probestelle 224 (Abb. 25e) beobachtete gegenläufige Richtung auf der Fläche 1 liegt darin begründet, dass diese im Randbereich der Probestelle liegende Fläche eine abweichende Artenzusammensetzung aufweist (vgl. Anhang 10). Die gerichtete Entwicklung auf den Flächen 2 bis 7 während des Beobachtungszeitraumes wird v.a. durch eine Zunahme des Deckungsgrades von *Festuca rubra* und *Poa pratensis* sowie ein Rückgang von *Lolium perenne* verursacht. Des Weiteren führt das allmähliche Einwandern von z.B. *Crepis tectorum*, *Corynephorus canescens* oder *Taraxacum spec.* zu einer Erhöhung der Artenzahl.

Die gerichtete Entwicklung auf der Probestelle 222 (Abb. 25f) ist auf eine Zunahme des Deckungsgrades von *Corynephorus canescens* und *Festuca rubra* bei gleichzeitigem Rückgang von *Conyza canadensis* zurückzuführen. Die Flächen 1 bis 7 befinden sich auf einem Südhang und sind durch eine geringfügig höhere Deckung von *Helichrysum arenarium* ausgewiesen, wohingegen die weiter links in dem Ordinationsdiagramm angeordneten Flächen entweder auf einem ausgedehnten Plateau oder auf einem sanft nach Norden exponierten Hang liegen. Auf dem Plateau ist ein geringfügig höherer Deckungswert von *Oenothera rubricaulis* zu verzeichnen, auf dem Nordhang nimmt im Verlauf der vier Beobachtungsjahre der Deckungsgrad von *Achillea millefolium*, *Jasione montana* und *Hieracium pilosella* leicht zu. Eine gerichtete Entwicklung zeigen auch die krautreichen Pionierfluren auf der Probestelle 225C (Abb. 25g). Hervorgerufen ist dies im Wesentlichen durch eine Zunahme des Deckungsgrades von *Calamagrostis epigejos* und einer Abnahme von *Lolium perenne*. Die Probeflächen der Silbergrasflur auf der Probestelle 231 (Abb. 25h) können drei größeren Gruppen zugeordnet werden. Auf allen Flächen ist im Verlauf des vierjährigen Beobachtungszeitraumes ein allmählicher Rückgang des Deckungsgrades von *Corynephorus canescens* zu beobachten. Des Weiteren zeichnen sich die Flächen 1 bis 7 durch eine leichte Ostexposition aus, die restlichen Flächen liegen im Bereich eines ausgedehnten Plateaus und sind durch einen höheren Deckungsgrad von *Calamagrostis epigejos* ausgewiesen. Die gerichtete Entwicklung auf der Probestelle 221A (Abb. 25i) ist im Wesentlichen auf eine allmähliche Zunahme des Deckungsgrades von *Calamagrostis epigejos* bei gleichzeitigem Rückgang von *Agrostis capillaris* zurückzuführen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Probeflächen liegen darin begründet, dass die Flächen zwischen der Vegetationsperiode 1995 und 1996 sehr stark von Wildschweinen durchwühlt worden sind und sich im Anschluss Arten wie z.B. *Rorippa sylvestris*, *Taraxacum spec.*, *Fallopia convolvulus*, *Sonchus asper* oder *Senecio vernalis* in unterschiedlichem Ausmaß auf den einzelnen Flächen etabliert haben.

5.2 Florula Diversity

Da die Ausführungen zur zeitlichen Vegetationsentwicklung bislang alle Bezug auf eine einheitliche Probeflächengröße nehmen, soll im Folgenden dargelegt werden, inwieweit die beobachtete zeitliche Vegetationsdynamik eine Abhängigkeit zu verschiedenen räumlichen Maßstabsebenen zeigt. Zu diesem Zweck wurde anhand der digitalisierten Rasterdaten von der Probestelle R136 die 'florula diversity' berechnet (vgl. Juhász-Nagy & Podani 1983, Bartha 1992, Podani et al. 1993, Bartha et al. 1995). Bei der 'florula diversity' handelt es sich um ein Diversitätsmaß, welches auf der Anzahl möglicher Artenkombinationen in einer be-

stimmten Flächengröße basiert. Wird die berechnete Diversität in einem Diagramm gegen die Flächengröße aufgetragen, so markiert der Peak die Flächengröße an dem der Bestand die höchste Variation aufweist und somit auch am besten zu einer Charakterisierung des Bestandes geeignet ist. Gleichzeitig weist das Maximum darauf hin, dass die Wahrscheinlichkeit, Flächen mit gleicher Artenkombination anzutreffen, hier am geringsten ist. Da dieses Diversitätsmaß die häufigeren Arten stärker gewichtet, ist es außerdem besser geeignet, ein sogenanntes Minimumareal zu bestimmen, als die herkömmliche Vorgehensweise, in der die seltenen Arten ausschlaggebend sind. Abb. 26a-c zeigt, dass im Verlauf des Beobachtungszeitraumes die maximale 'florula diversity' bereits auf immer kleineren Flächen anzutreffen ist (vgl. auch Juhász-Nagy & Podani 1983), was im Wesentlichen auf die Zunahme der Individuenzahlen zurückzuführen ist. Im Gegensatz zu Juhász-Nagy & Podani konnte im UG jedoch keine Zunahme der maximalen 'florula diversity' im Beobachtungszeitraum festgestellt werden.

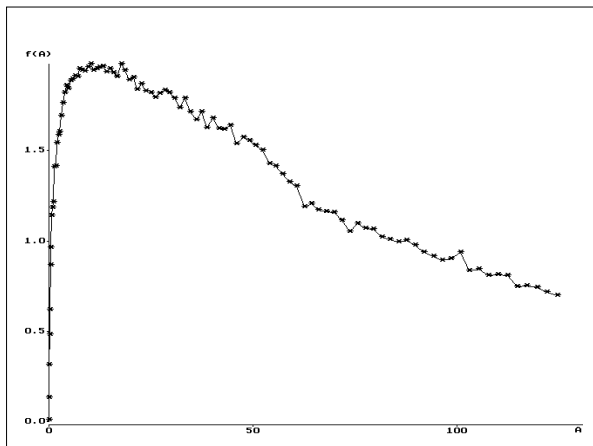


Abb. 26a: Florula-Diversity; R136, 1995

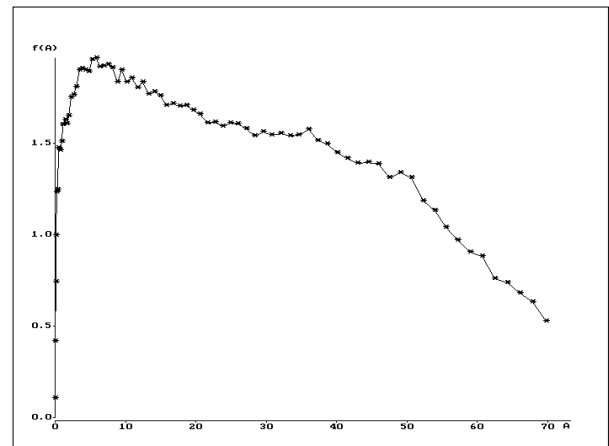


Abb. 26b: Florula-Diversity; R136, 1996

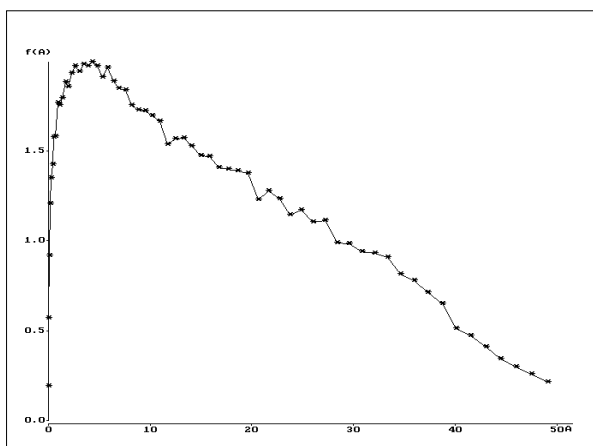


Abb. 26c: Florula-Diversity; R136, 1997

Abb. 26: Florula-Diversity auf der Probestelle R136

5.3 Analyse zeitlicher Vegetationsdynamik unter Einbeziehung von Umweltparametern

In diesem Kapitel soll untersucht werden, inwieweit sich eine Beziehung zwischen der zeitlichen Vegetationsdynamik und den gemessenen Umweltparametern herstellen lässt. In einem ersten Ansatz wurde das Flächenalter als einzige Umweltvariable im Rahmen einer CCA-Ordination analysiert, wobei wiederum die mittlere Artmächtigkeit zu Grunde gelegt wurde. Die in Abb. 27 dargestellten ersten beiden Ordinationsachsen erklären insgesamt 22,3 % der Varianz in diesem Datensatz, wobei das Alter einen Anteil von 7,7 % beiträgt. Entlang der 2. Achse erfolgt eine Auftrennung zwischen Pionierfluren, Ansaaten und *Calamagrostis*-Beständen oberhalb und den verschiedenen Typen der Sandtrockenrasen sowie den Silbergrasfluren unterhalb der ersten Ordinationsachse (vgl. auch Abb. 11). Deutliche Entwicklungsrichtungen lassen sich kaum ableiten. Dies liegt vor allem darin begründet, dass der Untersuchungszeitraum von vier Jahren im Vergleich zu der zu Grunde gelegten Zeitschiene von 100 Jahren sehr kurz ist und eine Tendenz entlang der Zeitachse kaum darstellbar ist.

Allerdings ist zu erkennen, dass sowohl die dichten Ansaaten der Probestelle 224 als auch die Pionierfluren (225C) eher in Richtung der *Calamagrostis*-Fluren, die lückigen *Festuca*-Ansaaten (222) und die durch eine Gras-Klee-Ansaat beeinflusste Probestelle 152B hingegen eher in Richtung der Silbergrasfluren tendieren. Des Weiteren lässt sich eine Entwicklung ausgehend von Silbergrasfluren über artenreiche Sandtrockenrasen hin zu "älteren" Sandtrockenrasen ableiten. Ebenso kann ausgehend von Abb. 27 die Vermutung aufgestellt werden, dass kryptogamenreiche Sandtrockenrasen unmittelbar aus Silbergrasfluren hervorgehen können. Ein Übergang von kryptogamenreichen Beständen zu artenreichen Sandtrockenrasen scheint dann in erster Linie durch den Einfluss von Störungen verursacht zu werden. Bezugnehmend auf das Ordinationsdiagramm ist ebenfalls davon auszugehen, dass kryptogamenreiche Bestände durch ein allmähliches Eindringen von Zwergsträuchern und Gehölzen direkt in "ältere" Sandtrockenrasen übergehen und das Stadium der artenreichen Sandtrockenrasen sozusagen "überspringen".

In einem nächsten Schritt wurde eine Kanonische Korrespondenzanalyse mit den Umweltparametern durchgeführt, die auch in Kap. C.2.2 Verwendung fanden. Sowohl die Ordinationsergebnisse als auch das Ordinationsdiagramm sind im Wesentlichen mit der Abb. 11 vergleichbar. Neue Rückschlüsse, inwiefern einzelne Umweltparameter bzw. ihre Kombination die zeitliche Vegetationsdynamik beeinflussen, lassen sich hieraus nicht ziehen.

Aus den Kapiteln C.5.1 und C.5.3 kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass Chronosequenzen dazu beitragen können, Tendenzen der zeitlichen Vegetationsdynamik im UG herauszuarbeiten. Allerdings wird auch deutlich, dass die Vegetationsentwicklung auf den einzelnen Probeflächen an einer Probestelle bereits sehr große Schwankungen aufweist. Ebenso lässt sich aus den gemessenen Umweltparametern kein eindeutiger kausaler Zusammenhang für die Entwicklung verschiedener Vegetationstypen in bestimmten Zeitabschnitten nach Verkipfung ableiten.

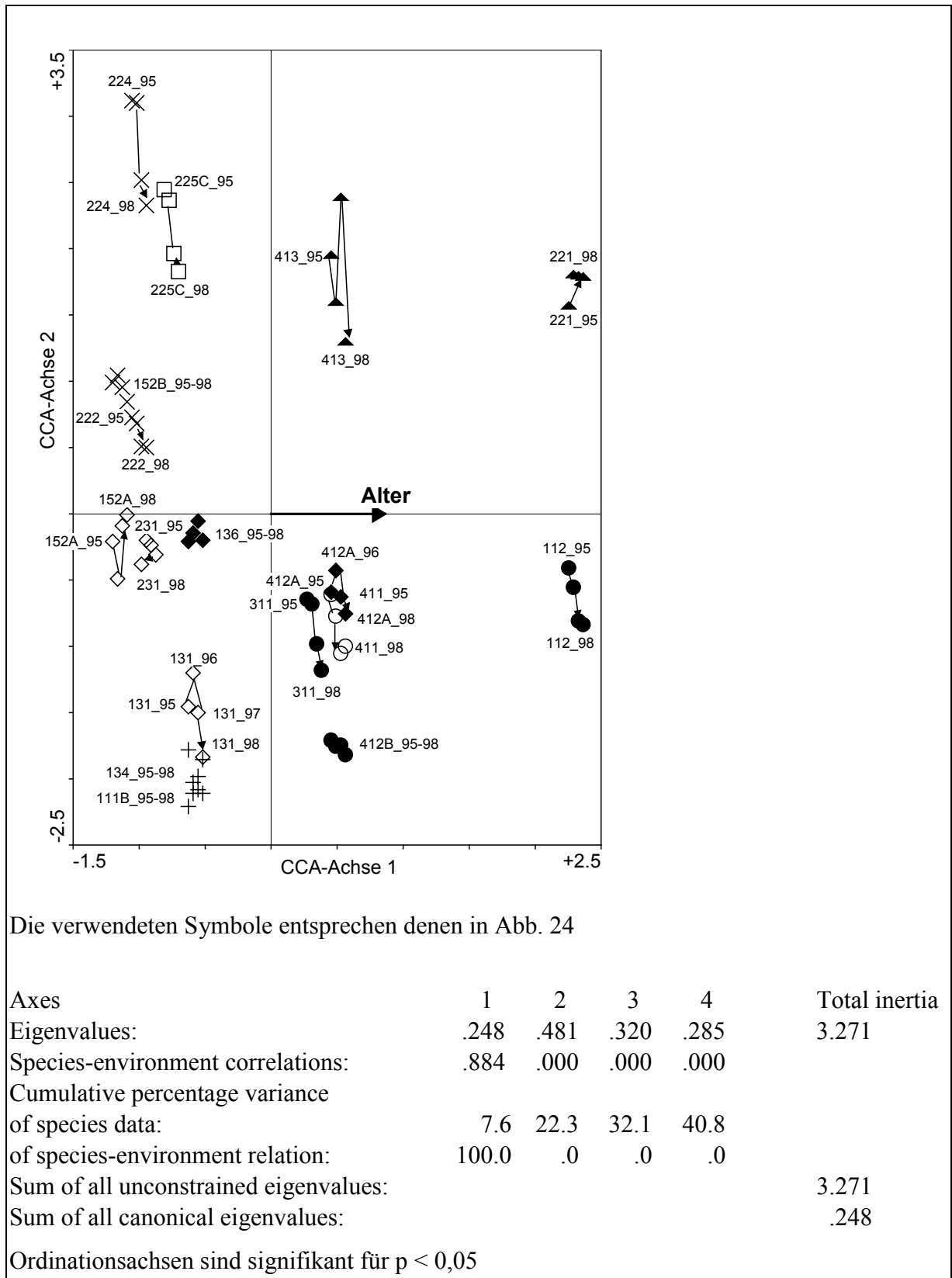


Abb. 27: CCA-Ordination aggregierter Vegetationsaufnahmen über einen Beobachtungszeitraum von vier Jahren; Biplot der Probestellen und des Flächenalters unter Einbeziehung von 68 Flächen, 190 Arten, 1 Umweltparameter. Vegetationsaufnahmen einer Probestelle sind miteinander verbunden. Inter-species distances, Hill's scaling, squareroot transformation, down-weighting of rare species

5.4 Auswertung 26-jähriger Dauerflächen von der Außenhalde Buckow

Als ergänzende Information zur Ableitung von Sukzessionsmechanismen auf Kippenflächen wurden die von Jentsch (1996) zur Verfügung gestellten 26-jährigen Vegetationsbeobachtungen von zwölf Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow ausgewertet, die unmittelbar im Anschluss an die Verkippung eingerichtet wurden. Die Schätzung der Vegetationsbedeckung erfolgte in dem Zeitraum von 1970 bis 1996 an insgesamt zwölf Terminen mittels der Braun-Blanquet-Skala, wobei in den ersten fünf Jahren die Vegetationsaufnahmen jährlich, später dann in größeren Abständen durchgeführt wurden. Da von Jentsch (1996) auch die Vegetationsentwicklung auf Aufforstungs- und Ansaatflächen mit erfasst wurde, die kaum mit den Vegetationsverhältnissen im eigentlichen UG zu vergleichen ist, wurden lediglich die Sukzessionsflächen 1, 2, 7, 10 und 12 in die weiter gehende Untersuchung einbezogen. Die Flächen 1, 2 und 12 sind insbesondere zu Beginn der Beobachtungen 1970 durch eine gute Wasserversorgung infolge von Hangwasseraustritt gekennzeichnet. Die Vegetationsentwicklung auf den einzelnen Flächen lässt sich folgendermaßen zusammenfassen:

Die stark vom Hangsickerwasser beeinflussten Flächen 1 und 2 (Tab. 17, Tab. 18) weisen bereits 1970 einen Deckungsgrad von 70 - 80 % auf, ab dem dritten Jahr ist die Krautschicht vollständig geschlossen. Auf beiden Flächen setzt die Entwicklung einer lückigen Strauchschicht im 3. Jahr, die der Baumschicht im 5. Jahr ein (vgl. auch Abb. 28a). Der Deckungsgrad der dominanten Arten *Typha latifolia* und *Equisetum palustre* nimmt im Verlauf der ersten 10 Jahre nur allmählich ab, sie stellen jedoch kein Hindernis für das Einwandern weiterer Arten dar, die nach dem Rückgang von *Typha latifolia* dichtere Bestände ausbilden. Auf der Fläche 1 (Tab. 17) erreicht *Calamagrostis epigejos* ab 1976 Deckungswerte über 50 %, weiterhin sind in der Krautschicht *Deschampsia caespitosa*, *Phragmites australis*, *Epilobium palustre* und *Cirsium arvense* mit höheren Deckungswerten anzutreffen. Das Lebensformspektrum (Abb. 28a) zeigt, dass auf Fläche 1 Therophyten zu keinem Zeitpunkt eine Rolle spielen. Die sowohl als Thero- bzw. Hemikryptophyten eingestuften Arten gehen ab 1974 ebenfalls stark zurück. Ab diesem Zeitpunkt dominieren Geophyten bzw. Geo-Hemikryptophyten. Hemikryptophyten sind noch bis zum Jahr 1976 maßgeblich am Vegetationsaufbau beteiligt, anschließend sind sie nur noch mit ca. 15 % vertreten. Zwischen 1974 und 1988 sind auch Kryptogame, insbesondere *Marchantia polymorpha*, mit höheren Deckungswerten zu beobachten. Sie verlieren jedoch, ebenso wie die Geophyten, mit Zunahme der Phanerophyten an Bedeutung. Nach 26 Jahren wird die Vegetation im Wesentlichen von *Alnus glutinosa*, *Populus tremula* und *Pinus sylvestris* in der Baumschicht dominiert, in der Krautschicht herrschen Geophyten und Hemikryptophyten vor. Eine Strauchschicht ist nur mit geringer Mächtigkeit ausgebildet. Aus Tab. 22 ist zu entnehmen, dass die größten Veränderungen in der Artenzusammensetzung zwischen 1973 und 1978 erfolgen, ein größerer Artenverlust ist dann noch mal zwischen 1981 und 1983 zu beobachten. Ab dem Jahr 1983 sind nur noch geringe Verschiebungen, sowohl in der Artenzusammensetzung als auch in den Dominanzverhältnissen, zu verzeichnen.

Tab. 17: Dauerfläche 1 auf der Außenhalde Buckow

Flächen-Nummer:	1 1	1 2	1 3	1 4	1 5	1 6	1 7	1 8	1 9	1 10	1 11	1 12
Jahr:	70	71	72	73	74	76	78	80	81	83	88	96
Flächengröße (m ²):	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Exposition:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neigung (°):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reliefposition:	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	10	15	20	25	60	70	85
Strauchschicht	-	5	8	10	15	25	30	20	20	15	20	20
Krautschicht	80	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Höhe (m): Bestand	1	3	3	4	5	6	7	9	10	10	14	18
Gesamtartenzahl:	18	32	31	29	25	27	23	22	21	24	25	27
Arten mit Schwerpunkt in den frühen Sukzessionsstadien:												
<i>Trifolium hybridum</i>	+	+	+	+								
<i>Coryza canadensis</i>	r	+	+	r								
<i>Poa trivialis</i>		+	+	+								
<i>Lolium perenne</i>		+	+	r								
<i>Hypochaeris radicata</i>		r	r									
<i>Scrophularia nodosa</i>		r	r									
<i>Pheum pratense</i>	+	+	+	r	r							
<i>Trifolium dubium</i>		+	+	+	+							
<i>Lotus corniculatus</i>		r	+	+	+							
<i>Melilotus officinalis</i>		+	+	+	r	r						
<i>Deschampsia flexuosa</i>			+	+	+							
<i>Cerastium holosteoides</i>					l	r						
<i>Typha latifolia</i>	2	3	2	2	2	1	+					
<i>Equisetum palustre</i>	4	5	3	3	2	2	1	1				
<i>Tussilago farfara</i>	1	2	3	2	2	2	+	1	+	+	+	+
<i>Melilotus albus</i>	1	1	2	2	1	+	+	+	+	+	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	+	2	+	1	1	+	+	+	+	+	+	+
<i>Pinus sylvestris</i> (juv.)		r	r	+	+	+	+	1	+			
<i>Eupatorium cannabinum</i>						+						
Arten mit Schwerpunkt in den mittleren Sukzessionsstadien:												
<i>Salix fragilis</i> (St)	r	r	r	+	+	1	1	1	1	+	+	2
<i>Carex hirta</i>	+	+	r		+	1	1	1	1	+	+	+
<i>Marchantia polymorpha</i>		+	+	+	1	1	1	1	1	+		
<i>Betula pendula</i> (St)		r	r	+		1	2	3	3	3	1	1
Moos spec.					+	2	2	2	2	1	+	+
Arten mit Schwerpunkt in den späteren Sukzessionsstadien:												
<i>Calamagrostis epigejos</i>	+	1	1	2	3	4	4	5	4	4	4	4
<i>Salix aurita</i> (St)	r	r	r	+	+	1	1	1	1	1	2	2
<i>Cirsium arvense</i>		1	+	+	+	1	1	1		1	2	2
<i>Pinus sylvestris</i> (St)						+	1	2	2	2	1	1
<i>Alnus glutinosa</i> (BS)							2	2	2	2	2	2
<i>Festuca ovina</i>		r						+	+	+	+	+
<i>Pinus sylvestris</i> (BS)										2	2	2
<i>Prunus serotina</i> (K)										+	1	1
<i>Betula pendula</i> (BS)											1	2
<i>Populus tremula</i> (BS)												1
<i>Salix spec.</i> (BS)												1
Perennierende Arten:												
<i>Deschampsia caespitosa</i>	1	2	3	2	3	2	2	1	2	2	2	2
<i>Equisetum arvense</i>		+	1	1	1	+	+	+	+	+	1	1
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+	+	+	1	+	1	1	1	2	1
<i>Epilobium palustre</i>	+	+		r		+	1	2		2	1	1
<i>Taraxacum officinale</i>	r		r	r	+	+	r	+	+	+	+	+
<i>Juncus effusus</i>	+	+	+	+		+	+		+	+	+	+
<i>Holcus lanatus</i>	+	+				+	+	+	+		+	+
<i>Populus tremula</i> (St)		r	+	+	+	+				+	+	2
<i>Cirsium palustre</i>		+	1	+	+	+			2	+	+	2

Tab. 18: Dauerfläche 2 auf der Außenhalde Buckow

Flächen-Nummer:	2 1	2 2	2 3	2 4	2 5	2 6	2 7	2 8	2 9	2 10	2 11	2 12
Jahr:	70	71	72	73	74	76	78	80	81	83	88	96
Flächengröße (m ²):	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Exposition:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neigung (°):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reliefposition:	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF	HF
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	5	10	20	20	30	40	55
Strauchschicht	-	5	10	15	20	25	30	10	10	10	20	20
Krautschicht	70	80	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Höhe (m): Bestand	0,2	0,5	1	2	3	4	5	6	7	10	12	15
Gesamtartenzahl:	8	14	16	18	21	23	24	26	27	28	32	29
Arten mit Schwerpunkt in den frühen Sukzessionsstadien:												
<i>Conyza canadensis</i>		r	+	+								
<i>Holcus lanatus</i>		+	1	1	+			1				
<i>Pohlia nutans</i>	+	+	+	+	1	1	1	+	+			
<i>Galeopsis bifida</i>		+	+	+	+	+	+					
<i>Sonchus arvensis</i>						+						
Arten mit Schwerpunkt in den mittleren Sukzessionsstadien:												
<i>Typha latifolia</i>	1	3	4	4	4	4	4	4	5	1	+	+
<i>Tussilago farfara</i>	1	2	2	2	2	1	1	3	1	+	+	+
<i>Equisetum palustre</i>	+	1	2	2	3	4	3	3	3	3	3	+
<i>Alnus glutinosa</i> (K)	+	+	+	+	1	1	1	1	1	1	1	+
<i>Salix aurita</i> (St)		+	+	+	+	+	1	1	1	1	+	1
<i>Marchantia polymorpha</i>		+	+	+	1	2	1	2	2	2	1	+
<i>Phragmites australis</i>				+	1	1	2	2	1	1	1	+
Moos spec.			1	2	3	4	4	4	3	3	2	1
Arten mit Schwerpunkt in den späteren Sukzessionsstadien:												
<i>Alnus glutinosa</i> (St)		+	+	+	+	+	+	1	+	1	2	2
<i>Calamagrostis epigejos</i>			+	1	1	+	1	1	1	1	2	2
<i>Eupatorium cannabinum</i>					+	2	1	1	2	2	3	2
<i>Scrophularia nodosa</i>					+	+	+	1	+	1	1	+
<i>Lycopus europaeus</i>						+	1	1	1	1	2	2
<i>Deschampsia caespitosa</i>						+	+	+	1	1	2	2
<i>Alnus glutinosa</i> (BS)							+	1	1	1	2	3
<i>Salix aurita</i> (BS)							+	1	1	1	2	2
<i>Betula pendula</i> (BS)								+	1	2	2	2
<i>Aegopodium podagraria</i>								+	1	1	1	2
<i>Frangula alnus</i> (K)								+	+	+	+	1
<i>Prunus serotina</i> (K)									r	+	+	+
<i>Galium aparine</i>										+	+	+
<i>Pinus sylvestris</i> (BS)										+	+	
<i>Prunus serotina</i> (BS)											+	1
<i>Moehringia trinerva</i>											+	+
<i>Urtica dioica</i>											+	+
<i>Molinia caerulea</i>											r	+
Perennierende Arten:												
<i>Cirsium palustre</i>	1	2	2	2	2	1	1	1	1	1	2	1
<i>Equisetum arvense</i>	+	1			1	1	1	1	+	+	+	+
<i>Galium uliginosum</i>	+	1	+	1	1	+	1	1	1	1	1	
<i>Cirsium arvense</i>					+	+	+	+	+	+	+	
<i>Juncus effusus</i>			+	+	+	1	1		1	+	+	+
<i>Epilobium palustre</i>				r	+	1	+	+	+	+	+	+

Auf der Fläche 2 (Tab. 18) sind *Typha latifolia*, *Tussilago farfara* und *Equisetum palustre* bis 1981 maßgeblich am Aufbau der Krautschicht beteiligt. Im weiteren Verlauf erlangen aber auch *Eupatorium cannabinum*, *Phragmites australis* und *Deschampsia caespitosa* höhere Deckungswerte. Erst ab 1988 ist ein verstärktes Auftreten von *Calamagrostis epigejos* zu beobachten. Darüber hinaus zeigen die Flächen 1 und 2 kaum Übereinstimmungen. Während auf der Fläche 1 zwischen 1973 und 1978 eine größere Veränderung in der Artenzusammensetzung zu beobachten ist, zeichnet sich Fläche 2 durch eine allmähliche Verschiebung in Artenzusammensetzung und Dominanzverhältnissen aus, die mit einer kontinuierlichen Erhöhung der Gesamtartenzahl einhergeht (vgl. auch Tab. 22). Zwar kann ebenso wie auf der Fläche 1 eine Artengruppe ausgehalten werden, die in den ersten vier Jahren stark zurückgeht,

Die Fläche 12 (Tab. 19) ist bis 1973 stark durch Staunässe geprägt, was z.B. an dem Auftreten von *Typha latifolia* oder *Rumex hydrolapathum* abzulesen ist. Mit dem Trockenfallen dieser Fläche ab 1974 vollzieht sich ein allmählicher Wechsel in der Artenzusammensetzung. Bestimmten zunächst *Tussilago farfara* und *Melilotus albus* die Krautschicht, dominiert später *Phalaris arundinacea*, ebenso erreichen *Festuca ovina*, *Agrostis capillaris* und *Achillea millefolium* in dieser Phase ihre höchsten Deckungswerte. Ab 1988 schließlich dominiert *Calamagrostis epigejos* in der Krautschicht. Gleichzeitig nimmt der Deckungsgrad von *Cytisus scoparius* in der Strauchschicht stark zu und ab 1983 ist auch allmählich die Ausbildung einer Baumschicht erkennbar.

Obwohl *Calamagrostis epigejos* Deckungsgrade über 75 % erreicht, werden die anderen Arten nicht vollständig verdrängt, so dass insgesamt eine mittlere Gesamtartenzahl von 24 in den letzten 10 Jahren zu verzeichnen ist. Ähnlich wie auf der Fläche 2 lässt sich eine Gruppe permanenter Arten wie z.B. *Cirsium arvense*, *Equisetum arvense*, *Artemisia vulgaris*, *Trifolium dubium* u.a. herausarbeiten, die während des gesamten Beobachtungszeitraumes am Vegetationsaufbau beteiligt sind. Ebenso vollzieht sich auf der Fläche 12 ein allmählicher Wechsel in der Artenzusammensetzung (vgl. Tab. 22), der etwa bis zum Jahr 1983 anhält. Danach sind kaum noch Veränderungen in Artenzusammensetzung und Deckungswert zu beobachten. Ein Vergleich der Lebensformspektren auf den Flächen 2 und 12 zeigt, dass sich der allmähliche Wechsel in der Artenzusammensetzung auf der Fläche 12 auch in dem Lebensformspektrum widerspiegelt. Aus Abb. 28e ist zu erkennen, dass in den ersten 3 Jahren Theroptyten, Thero-Hemikryptophyten, Hemikryptophyten, Geo-Hemikryptophyten, Geophyten und Kryptogame am Vegetationsaufbau beteiligt sind. In dem Zeitraum zwischen 1973 und 1978 ist eine deutliche Zunahme der Thero-Hemikryptophyten zu verzeichnen. Ab 1978 ist schließlich eine starke Entwicklung der Nanophanerophyten (insbesondere *Cytisus scoparius*) und ein Rückgang der Hemikryptophyten zu beobachten. Phanerophyten spielen bis 1996 nur eine untergeordnete Rolle.

Die Flächen 7 und 10 sind mit den vorliegenden Untersuchungen in den terrestrischen Offenlandbereichen der BFL am besten vergleichbar, da sie den freien Sukzessionsverlauf auf einer mit Asche meliorierten Fläche (Fläche 7) bzw. auf einem Asche-Sand-Gemisch (Fläche 10) abbilden.

Auf der Fläche 7 (Tab. 20) entwickelt sich, ausgehend von Beständen mit *Festuca ovina*, *Melilotus albus*, *Coryza canadensis*, *Dactylis glomerata* und *Medicago sativa*, bereits nach 10 Jahren (1980) ein artenarmer *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestand. Veränderungen in der Artenzusammensetzung finden im Wesentlichen in den ersten fünf Jahren statt (vgl. Tab. 22), anschließend ist lediglich ein Rückgang der Deckungswerte der zuerst genannten Arten zu verzeichnen. Eine Etablierung weiterer Arten, wie z.B. auf Fläche 2, findet nicht statt. Ebenfalls nach 10 Jahren hat sich ein vollständiger Wechsel in dem Lebensformspektrum vollzogen (Abb. 28c). Während zu Beginn vor allem Hemikryptophyten, aber auch Theroptyten bzw. Thero-Hemikryptophyten noch am Vegetationsaufbau beteiligt sind, treten bereits nach wenigen Jahren krautige Chamaephyten mit hohen Deckungswerten auf. Nach etwa fünf Jahren gelangen Geo-Hemikryptophyten, im Wesentlichen *Calamagrostis epigejos*, zur Dominanz und verdrängen alle anderen Lebensformtypen. Gehölze spielen auch nach 26 Jahren keine nennenswerte Rolle.

Tab. 20: Dauerfläche 7 auf der Außenhalde Buckow

Flächen-Nummer:	7 1	7 2	7 3	7 4	7 5	7 6	7 7	7 8	7 9	7 10	7 11	7 12
Jahr:	70	71	72	73	74	76	78	80	81	83	88	96
Flächengröße (m ²):	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80	80
Exposition:	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Neigung (°):	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Reliefposition:	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E	E
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	2	2
Krautschicht	20	20	30	60	80	95	90	100	100	100	100	100
Gesamtartenzahl:	5	11	11	13	16	13	12	11	11	11	11	10
Arten mit Schwerpunkt in den frühen Sukzessionsstadien:												
<i>Descurainia sophia</i>	+	+	+	+								
<i>Sisymbrium altissimum</i>	r	r	r	r	+							
<i>Trifolium hybridum</i>	+	+	+	+	+							
<i>Lolium perenne</i>		+	+	+	+							
<i>Leontodon taraxacoides</i>		r	r	r	+	r						
<i>Bromus inermis</i>				+	+							
<i>Tussilago farfara</i>					+	+	+					
Arten mit Schwerpunkt in den mittleren Sukzessionsstadien:												
<i>Festuca ovina</i>		+	+	1	1	2	2	1	+	+	+	+
<i>Melilotus albus</i>		1	2	2	1	1	1	+	+	+	+	+
<i>Medicago sativa</i>		1	2	3	2	2	3	3	3	1	+	+
<i>Conyza canadensis</i>	+	+	1	2	2	1	1	+	+	+	+	+
<i>Dactylis glomerata</i>	1	2	2	2	3	2	2	2	1	1	+	+
Arten mit Schwerpunkt in den späteren Sukzessionsstadien:												
<i>Cirsium arvense</i>					+	+	1	1	1	2	3	3
<i>Calamagrostis epigejos</i>						1	3	5	5	5	5	5
<i>Betula pendula</i> (St)					+	+	+	+	+	+	1	1
<i>Pinus sylvestris</i> (St)					+	+	+	+	1	1	1	1
<i>Betula pendula</i> (BS)												1
Perennierende Arten:												
<i>Taraxacum officinale</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Carduus crispus</i>				+	1	+	+	+	+	+	+	+

Ausgehend von einer lückigen Gras-Kraut-Flur mit *Corynephorus canescens*, *Sisymbrium altissimum*, *Senecio vernalis* und *Pohlia argentea* entwickelt sich auf der Fläche 10 ebenfalls nach fünf Jahren ein dichter *Calamagrostis epigejos*-Bestand (Tab. 21). Allerdings wird *Calamagrostis epigejos* in diesem Fall bereits nach 7 Jahren durch *Festuca ovina*, *Carex hirta*, *Artemisia campestris*, *Hieracium pilosella* und *Astragalus glycyphyllos* sowie verschiedenen Gehölzen verdrängt. Dieser Sukzessionsverlauf spiegelt sich auch in dem Lebensformspektrum wider (Abb. 28d). Während zu Beginn auf der Fläche neben Therophyten und Thero-Hemikryptophyten vor allem Moose am Vegetationsaufbau beteiligt sind, erreichen nach drei Jahren die Hemikryptophyten eine höhere Bedeutung, die allerdings bereits nach weiteren 2 Jahren von Geo-Hemikryptophyten (v.a. *Calamagrostis epigejos*) wieder verdrängt werden. 10 Jahre nach Sukzessionsbeginn beteiligen sich verstärkt Gehölze am Vegetationsaufbau, die Geo-Hemikryptophyten gehen stark zurück und die verschiedenen anderen Lebensformen erreichen Werte, die sich in den anschließenden 15 Jahren kaum noch verändern. Ähnlich wie auf den zuvor beschriebenen Flächen ist eine Veränderung in der Artenzusammensetzung (vgl. Tab. 22) überwiegend zwischen dem 5. und dem 8. Sukzessionsjahr zu beobachten. Nach 13 Jahren sind diesbezügliche Veränderungen kaum noch zu verzeichnen.

Tab. 21: Dauerfläche 10 auf der Außenhalde Buckow

Flächen-Nummer:	10 1	10 2	10 3	10 4	10 5	10 6	10 7	10 8	10 9	10 10	10 11	10 12
Jahr:	70	71	72	73	74	76	78	80	81	83	88	96
Flächengröße (m ²):	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Exposition:	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W	W
Neigung (°):	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21
Reliefposition:	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H	H
Deckung (%): Baumschicht	-	-	-	-	-	-	5	5	10	10	20	30
Strauchschicht	-	-	-	-	-	-	-	-	1	3	5	20
Krautschicht	10	20	40	55	70	70	40	40	60	70	90	95
Höhe (m): Bestand	-	-	-	-	0,1	1,2	1,8	2	2,4	2,5	3	6
Gesamtartenzahl:	14	21	25	21	19	20	22	26	26	25	25	24
Arten mit Schwerpunkt in den frühen Sukzessionsstadien:												
<i>Linaria vulgaris</i>	r	+	+									
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	r	+	+									
<i>Carduus crispus</i>		r	+									
<i>Holcus lanatus</i>	r	+	+	+								
<i>Lolium perenne</i>	r	+	+	+								
<i>Dactylis glomerata</i>		+	+	+								
<i>Poa annua</i>		+	+	+								
<i>Spergularia rubra</i>	+	+	+	+	+							
<i>Epilobium angustifolium</i>		+	+	+	+	+						
<i>Tripleurospermum perforatum</i>	+	+	+	+		+	+					
<i>Rumex acetosella</i>		+	+	+	+		+					
<i>Sisymbrium altissimum</i>	2	2	1	+	+							
<i>Senecio vernalis</i>	1	2	1	+	+	+	+	+				
<i>Pohlia argentea</i>	3	2	2	1	1	+	+	+	+	+	+	
Arten mit Schwerpunkt in den mittleren Sukzessionsstadien:												
<i>Senecio viscosus</i>		+	+	+	+	+	+	+	+			
<i>Agrostis capillaris</i>			+	+	+	+	+	+	+			
<i>Calamagrostis epigejos</i>			+	1	3	4	4	4	2	1	1	1
Arten mit Schwerpunkt in den späteren Sukzessionsstadien:												
<i>Festuca ovina</i>			+	+	+	+	+	1	1	1	1	2
<i>Pinus sylvestris</i> (BS)					+	+	1	1	1	1	2	2
<i>Rubus caesius</i>					+	+	+	1	1	1	1	2
<i>Betula pendula</i> (BS)					r	+	+	+	1	2	2	2
<i>Artemisia campestris</i>						+	+	+	+	1	1	1
<i>Hypericum perforatum</i>							+	+	+	+	+	+
<i>Leontodon taraxacoides</i>							+	+	+	+	+	1
<i>Cladonia spec.</i>								1	1	1	2	2
<i>Carex hirta</i>								+	1	1	1	2
<i>Prunus serotina</i> (St)								+	+	1	1	2
<i>Hieracium pilosella</i>								+	+	+	1	1
<i>Euphorbia cyparissias</i>									+	+	+	1
<i>Astragalus glycyphyllos</i>										+	1	1
<i>Pinus sylvestris</i> (St)										+	+	1
<i>Populus tremula</i> (K)												+
Perennierende Arten:												
<i>Corynephorus canescens</i>	1	1	2	2	+	+	+	1	+	1	1	+
<i>Ceratodon purpureus</i>	1	1	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+
<i>Tussilago farfara</i>	+	+	1	1	1	1	+	+	+	+	+	+
<i>Oenothera biennis</i>	r	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Scleranthus annuus</i>	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+		
<i>Taraxacum officinale</i>		+	+	+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Equisetum arvense</i>				+	+	+	+	+	+	+	+	+
<i>Conyza canadensis</i>			+	+	+	+		+			+	
<i>Daucus carota</i>				+	+			+	+	+	+	+
<i>Melilotus albus</i>						+	+	+	+	+	+	+

Tab. 22 zeigt, dass auf allen Flächen auf der Außenhalde Buckow ein hoher Artenzuwachs vom ersten zum zweiten Jahr zu verzeichnen ist. Eine stärkere Veränderung der Vegetationszusammensetzung erfolgt dann erneut zwischen dem 4. und dem 8. Beobachtungsjahr. Ab dem 13. Jahr ist kaum noch eine Veränderung in der Vegetationszusammensetzung zu verzeichnen. Eine kontinuierliche Zunahme der Artenzahl ist auf der Fläche 2, relativ gleichbleibende Artenzahlen auf den Flächen 7, 10 und 12 sowie größere Schwankungen auf der Fläche 1 zu beobachten. In keinem Fall konnte jedoch nach einem anfänglich starken Anstieg wieder

ein allmählicher Abfall der Artenzahl beobachtet werden (z.B. Pietsch 1998). Ebenso konnte auch in diesem Fall keine unmittelbare Beziehung zwischen Flächenalter und Artenzahl hergestellt werden (vgl. Kap. C.2.5). Auf den meisten Flächen lässt sich eine kleine Artengruppe aushalten, die lediglich in den ersten Jahren auftritt, ebenso wie einige Arten erst nach 13 Jahren mit ihren höchsten Deckungswerten auftreten. Des Weiteren existiert auf allen Flächen eine große Gruppe permanenter Arten, ebenso wie Arten, die nur zu bestimmten Phasen zu beobachten sind. Insgesamt ist festzustellen, dass selbst Flächen auf vergleichbaren Standorten nur in geringem Umfang gemeinsame Arten aufweisen, die ein bestimmtes Sukzessionsstadium charakterisieren.

Tab. 22: Artenumsatz auf Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow

Jahr	1970	1971	1972	1973	1974	1976	1978	1980	1981	1983	1988	1996
Aufnahme-Nr.	1_1	1_2	1_3	1_4	1_5	1_6	1_7	1_8	1_9	1_10	1_11	1_12
Artenverlust	-	1	3	3	7	4	5	2	3	2	1	0
Artengewinn	-	15	2	1	3	6	1	1	2	5	2	2
Artenumsatz	-	33	34	34	36	38	39	39	39	41	42	44
Gesamt-Artenzahl	18	32	31	29	25	27	23	22	21	24	25	27
<hr/>												
Aufnahme-Nr.	2_1	2_2	2_3	2_4	2_5	2_6	2_7	2_8	2_9	2_10	2_11	2_12
Artenverlust	-	0	1	0	1	1	1	2	1	1	0	3
Artengewinn	-	6	3	2	4	3	2	4	2	2	4	0
Artenumsatz	-	14	17	19	22	25	27	30	31	33	37	37
Gesamt-Artenzahl	8	14	16	18	21	23	24	26	27	28	32	29
<hr/>												
Aufnahme-Nr.	7_1	7_2	7_3	7_4	7_5	7_6	7_7	7_8	7_9	7_10	7_11	7_12
Artenverlust	-	0	0	0	1	4	1	1	0	0	0	2
Artengewinn	-	6	0	2	4	1	0	0	0	0	0	1
Artenumsatz	-	11	11	13	17	18	18	18	18	18	18	19
Gesamt-Artenzahl	5	11	11	13	16	13	12	11	11	11	11	10
<hr/>												
Aufnahme-Nr.	10_1	10_2	10_3	10_4	10_5	10_6	10_7	10_8	10_9	10_10	10_11	10_12
Artenverlust	-	0	0	3	5	3	3	2	2	2	1	2
Artengewinn	-	7	4	1	4	3	3	6	1	2	1	1
Artenumsatz	-	21	25	26	30	32	34	38	39	41	41	42
Gesamt-Artenzahl	14	21	25	23	22	22	22	26	25	25	25	24
<hr/>												
Aufnahme-Nr.	12_1	12_2	12_3	12_4	12_5	12_6	12_7	12_8	12_9	12_10	12_11	12_12
Artenverlust	-	0	2	2	2	3	3	2	3	1	0	0
Artengewinn	-	12	2	3	2	3	4	1	1	3	1	1
Artenumsatz	-	22	24	27	29	32	36	37	38	41	41	42
Gesamt-Artenzahl	10	22	22	23	23	23	24	23	21	23	24	25

Auch eine zusammenfassende Analyse der Lebensformspektren (Abb. 28a-e) zeigt, dass sich auf den Dauerflächen der Außenhalde Buckow kaum verallgemeinerbare Tendenzen im Hinblick auf den Anteil verschiedener Lebensformtypen zu bestimmten Zeitpunkten nach Sukzessionsbeginn ableiten lassen. Ebenso wird auch bei Auswertung dieser Probeflächen deutlich, dass Therophyten, ähnlich wie im eigentlichen UG, in den ersten Sukzessionsjahren kaum eine Rolle spielen (vgl. Abb. 5). Darüber hinaus sind auf den Flächen der Außenhalde Buckow Geophyten bzw. Geo-Hemikryptophyten von großer Bedeutung, im eigentlichen Untersuchungsgebiet trifft dies nur für die *Calamagrostis*-Bestände zu. Ebenso ist auf allen

Flächen der Außenhalde relativ früh, mit Ausnahme der Fläche 7, eine starke Gehölzentwicklung zu verzeichnen, bereits nach 10 Jahren hat sich eine Baumschicht entwickelt.

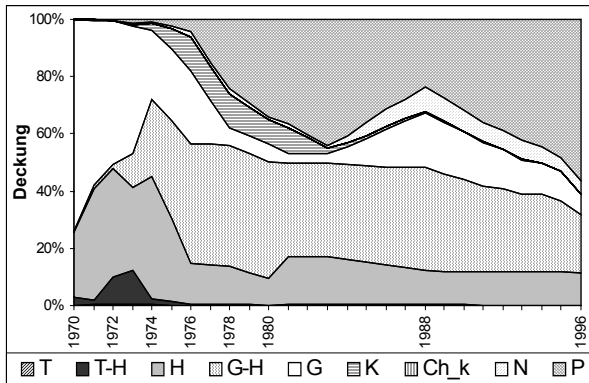


Abb. 28a: Lebensformspektrum, Fläche 1

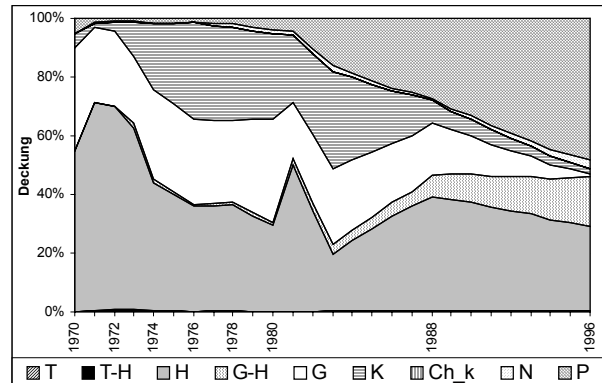


Abb. 28b: Lebensformspektrum, Fläche 2

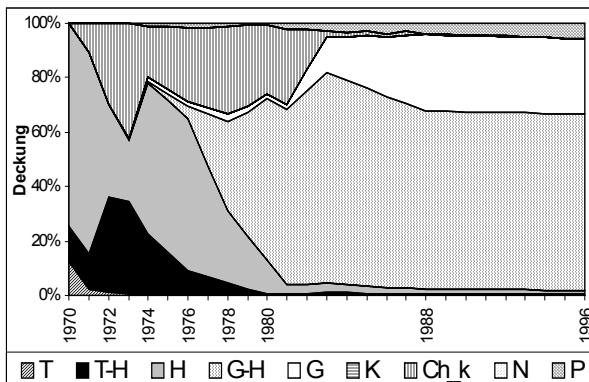


Abb. 28c: Lebensformspektrum, Fläche 7

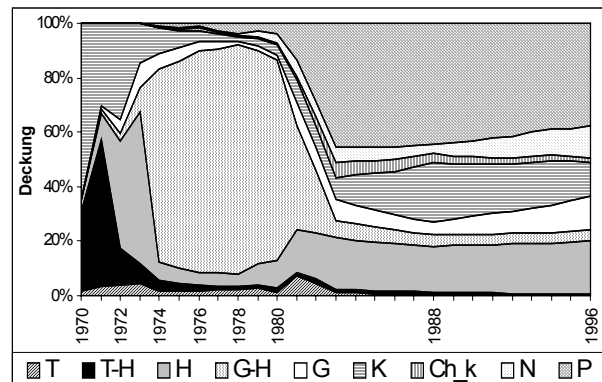


Abb. 28d: Lebensformspektrum, Fläche 10

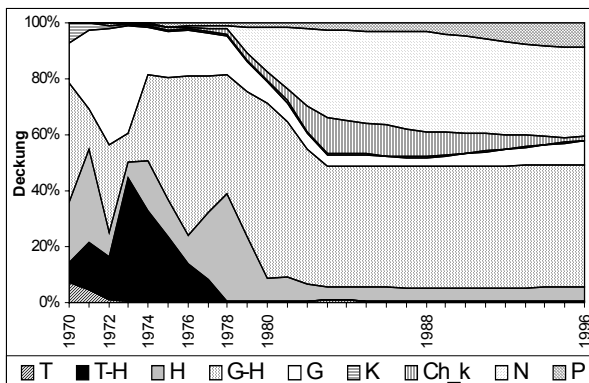


Abb. 28e: Lebensformspektrum, Fläche 12

Abb. 28: Lebensformspektren von 26-jährigen Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow

Für eine multivariate Analyse des von Jentsch (1996) erhobenen Datensatzes erfolgte eine Transformation der Braun-Blanquet-Schätzwerte in ihre Deckungsmittelwerte. Die Darstellung in den Ordinationsdiagrammen (Abb. 29, Abb. 30) unterliegt folgenden Regeln: Zeitlich aufeinander folgende Vegetationsaufnahmen einer Dauerfläche sind miteinander verbunden, die ersten Ziffern benennen die Probefläche, die beiden letzten Ziffern das Aufnahmejahr. Zu unterscheiden ist zwischen Flächen, die während des gesamten Untersuchungszeitraumes

durch eine bessere Wasserversorgung gekennzeichnet sind (gefüllte Symbole) und Flächen, die von Beginn an durch sandiges, durchlässiges Substrat charakterisiert sind (offene Symbole). Da keine bodenkundlichen Standortparameter erhoben werden konnten, wurden zur standörtlichen Charakterisierung der Probeflächen die gewichteten Zeigerwerte Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffzahl (Ellenberg et al. 1992) sowie das Flächenalter als "standörtliche Ersatzparameter" verwendet (vgl. auch Hakes 1996).

Um zu überprüfen, inwieweit gewichtete Zeigerwerte in der BFL überhaupt als "Ersatz" für gemessene Standortparameter eingesetzt werden können, wurde mit dem auch der Abb. 11 zu Grunde liegenden Datensatz eine CCA-Ordination durchgeführt, wobei an Stelle der Umweltparameter die Zeigerwerte und das Flächenalter eingesetzt wurden. Die von diesen vier Parametern erklärte Varianz beträgt auf den ersten beiden Achsen 10,5 % und liegt somit in einer vergleichbaren Größenordnung wie der Anteil an erklärter Varianz, der unmittelbar aus den gemessenen Standortparametern resultiert.

Tab. 23: Spearman-Rangkorrelation zwischen gemessenen Umweltparametern und Zeigerwerten. Markierte Korrelationen (*) sind signifikant für $p < 0,05$; $N = 355$

Variable	F-Zahl	R-Zahl	N-Zahl
Maximale Wasserkapazität	0,208 *	0,034	0,163 *
pH-Wert	0,091	0,497 *	0,147 *
NO₃⁻-N	0,075	0,139 *	0,221 *

Aus Tab. 23 ist zu erkennen, dass jeweils zwischen der maximalen Wasserkapazität und der Feuchtezahl, dem pH-Wert und der Reaktionszahl sowie dem Gehalt an Nitrat-Stickstoff und der Stickstoffzahl eine signifikante Korrelation ($p < 0,05$) besteht, so dass diese Parameter zumindest für eine grobe standörtliche Charakterisierung der Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow herangezogen werden können.

Abb. 29 zeigt, dass die fünf in die Untersuchung einbezogenen Flächen bezüglich ihrer Wasserversorgung in zwei Gruppen unterteilt werden können. Die durch eine bessere Wasserversorgung gekennzeichneten Flächen sind auf der rechten und die Flächen auf trockenerem Substrat auf der linken Diagrammseite angeordnet. Demzufolge kann die erste Ordinationsachse als ein Gradient im Hinblick auf die Wasserversorgung interpretiert werden. Für eine Auftrennung entlang der zweiten Ordinationsachse ist im Wesentlichen das Flächenalter ausschlaggebend. Die zeitliche Vegetationsentwicklung auf den Einzelflächen spiegelt sich in dem Verlauf der Linien wider, die Wiederholungsaufnahmen einer Fläche miteinander verbinden. In einem nächsten Schritt wurden die Zeigerwerte als "ökologische Parameter" in einer RDA mit berücksichtigt.

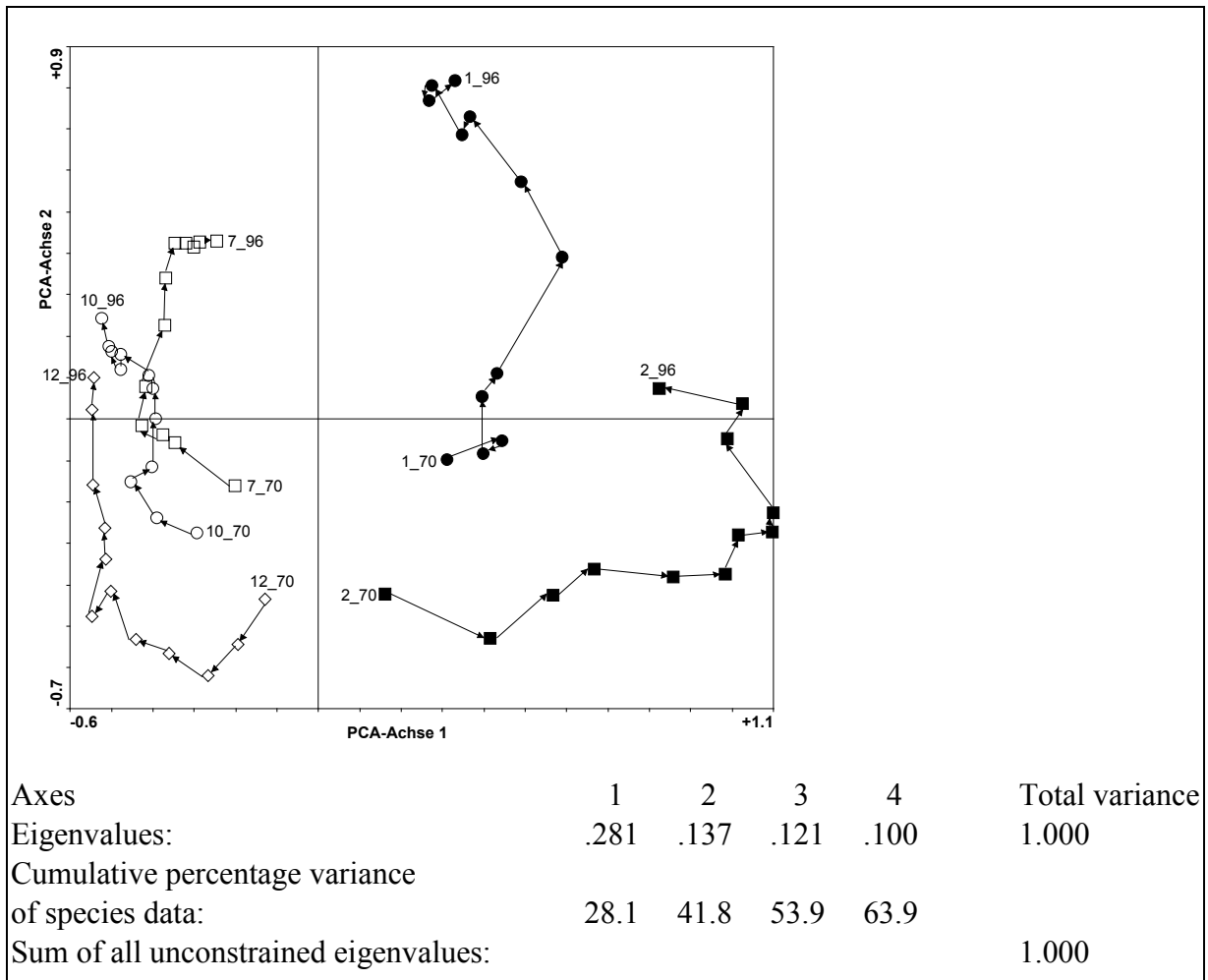


Abb. 29: PCA-Ordination 26-jähriger Dauerflächen (Außenhalde Buckow); 60 Vegetationsaufnahmen und 110 Arten. Inter-sample distances, divide by standard deviation, center species and samples, squareroot transformation

Die RDA in Abb. 30 zeigt große Übereinstimmungen mit dem Ordinationsdiagramm der PCA (Abb. 29), so dass davon auszugehen ist, dass die verwendeten "Parameter" zur Erklärung der festgestellten Varianz herangezogen werden können. Hierfür spricht auch, dass die beiden dargestellten ersten Ordinationsachsen etwas mehr als 28 % der Varianz des Datensatzes zu erklären vermögen. Die Vermutung, dass eine Aufspaltung entlang der ersten Ordinationsachse im Wesentlichen auf Unterschiede in der Wasserversorgung zurückzuführen ist, wird dadurch gestützt, dass die Feuchtezahl stark auf die 1. Ordinationsachse lädt. Zu den Arten die eine bessere Wasserversorgung anzeigen zählen u.a. *Epilobium palustre*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus*, *Marchantia polymorpha*, *Cirsium palustre*, *Equisetum palustre*, *Galium uliginosum*, *Typha latifolia* und *Tussilago farfara*. Sowohl Stickstoff- als auch Reaktionszahl tragen nur in geringerem Maß zur Erklärung der beobachteten Varianz bei. Des Weiteren ist aus dem Ordinationsdiagramm die Tendenz abzulesen, dass auf den jüngeren Flächen verstärkt Arten auftreten, die eine höhere Reaktionszahl aufweisen. Diese Beobachtung stimmt mit der im eigentlichen Untersuchungsgebiet gemachten Beobachtung überein, dass jüngere Flächen häufig durch höhere pH-Werte ausgewiesen sind. Charakteristisch für die älteren Flächen sind im Wesentlichen Bäume und Sträucher aber auch *Calamagrostis epigejos*.

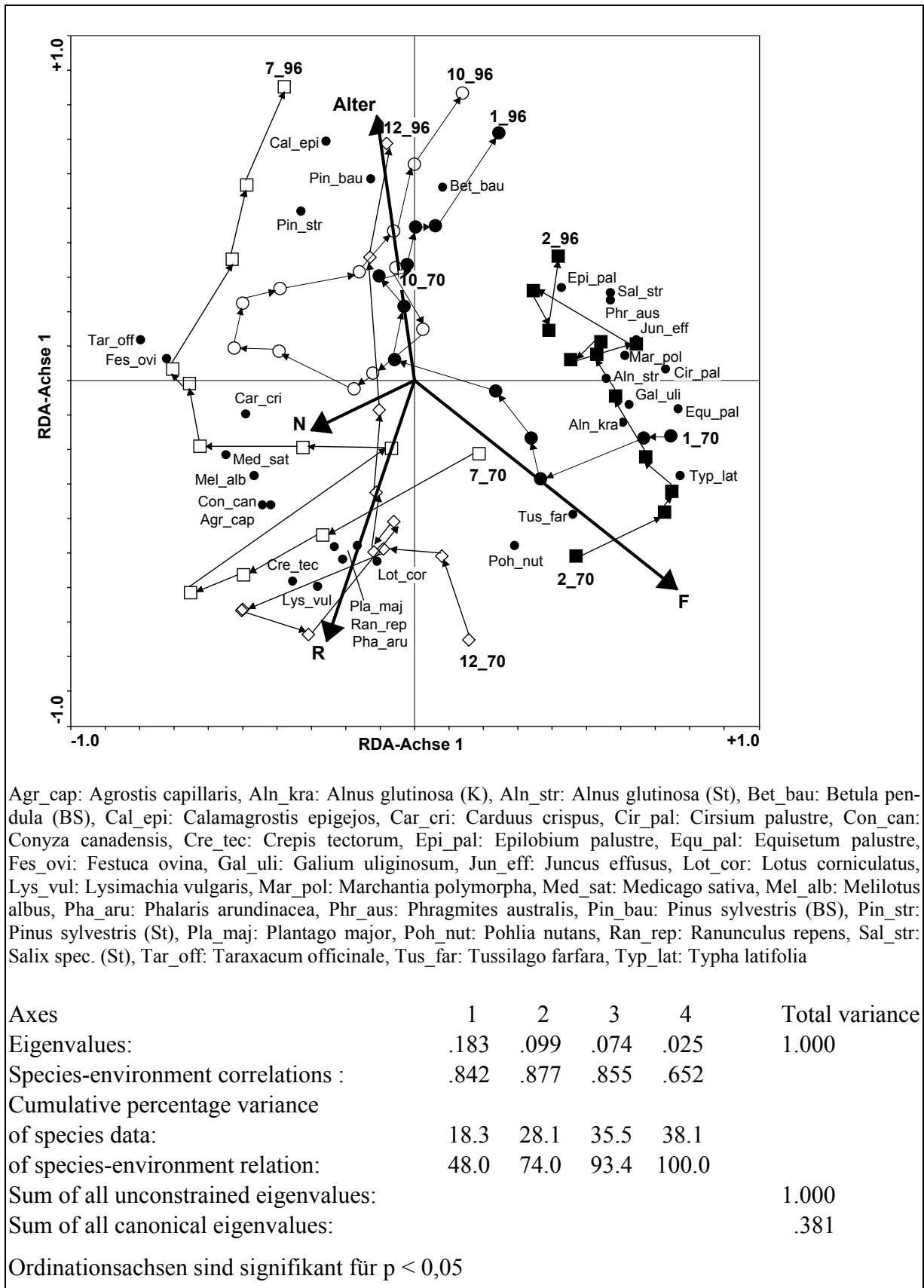


Abb. 30: RDA-Ordination 26-jähriger Dauerflächen unter Einbeziehung von 60 Vegetationsaufnahmen, 110 Arten und 4 Umweltparametern. Vegetationsaufnahmen einer Probestelle sind miteinander verbunden. Inter-sample distances, down-weighting of rare species, squareroot transformation

D Diskussion

In diesem vierten Teil der Arbeit sollen die in Kapitel C vorgestellten Ergebnisse mit den in Kapitel A erarbeiteten theoretischen Grundlagen diskutiert werden. Dazu erfolgt zunächst ein Vergleich der ausgewiesenen Vegetationseinheiten mit bereits vorliegenden Beschreibungen ähnlicher Standorte. Im Anschluss daran wird diskutiert, inwieweit aus der Literatur bekannte Sukzessionsmechanismen auch in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft von Relevanz sind. In einem nächsten Schritt erfolgt eine Verschneidung der auf den verschiedenen räumlichen Maßstabebenen herausgearbeiteten Vegetationsmuster mit den entsprechenden Sukzessionsmechanismen. Diese Ergebnisse bilden die Basis für die Ableitung eines schematischen Sukzessionsverlaufs für die terrestrischen Offenlandbereiche in der Niederlausitzer BFL. In einer Synthese wird abschließend dargestellt, inwiefern einzelne Mechanismen bestimmten räumlichen und zeitlichen Maßstabebenen zugeordnet werden können und wie sich kontinuierliche und diskrete Phänomene auf den Verlauf der Primärsukzession auswirken.

1 Diskussion der Vegetationseinheiten unter vegetationskundlichen und standörtlichen Aspekten

1.1 Vegetationskundliche Einordnung der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet

Die in Kap. C.1 vorgestellten Ergebnisse zeigen deutlich, dass die auf dem Gebiet der Niederlausitzer BFL vorgefundenen Vegetationseinheiten einerseits durch breite Übergangsbereiche ausgewiesen sind ('transition zones', van der Maarel 1976, vgl. auch Abb. 6) und andererseits jede Probestelle durch eine eigenständige Artenkombination ausgewiesen ist (vgl. Anhang 2 bis Anhang 11). Zudem sind viele Probestellen durch fortschreitende Standortdynamik und kleinräumig variierende Geotopparameter charakterisiert, so dass eine Klassifizierung dieser Bestände entsprechend einer pflanzensoziologischen Vorgehensweise, die von einer endlichen Zahl klassifizierbarer Einheiten ausgeht (vgl. hierzu auch Kritik von Wiegleb 1992), eine Reihe von Fragmentgesellschaften bzw. Sub(Varianten) nach sich ziehen würde. Aus diesen Gründen wird im Rahmen der vorliegenden Arbeit auf eine Zuordnung der beschriebenen Vegetationstypen zu Assoziationen im pflanzensoziologischen Kontext verzichtet, stattdessen zielt die folgende Literaturlauswertung darauf ab, die Vegetationstypen aus dem UG mit aus der Literatur vorliegenden Einheiten in Beziehung zu setzen. Dies geschieht einerseits, um die Vegetationsbestände der BFL außenstehenden Personen leichter vermitteln zu können und andererseits, um die entsprechenden Besonderheiten stärker herauszuarbeiten, die auch später bei einer Analyse der räumlichen und zeitlichen Vegetationsdynamik eine wesentliche Rolle spielen. Im Rahmen der Literaturlauswertung werden sowohl Vegetationseinheiten aus der gewachsenen Kulturlandschaft als auch Bestände von anderen Kippenflächen berücksichtigt.

Offene und lockere Pionierfluren auf trockenen Sandböden im Binnenland, die durch *Corynephorus canescens* ausgewiesen sind, werden in der Literatur zumeist dem *Spergulo morisonii-Corynephorum canescentis* (R.Tx. 1928) Libb. 1933 in dem Verband der Silbergras-Pionierfluren *Corynephorion canescentis* Klika 1934 zugeordnet (Pott 1995, Schubert et al. 1995). Charakteristische Arten wie z.B. *Spergula morisonii*, *Teesdalia nudicaulis* und *Ornithopus perpusillus* wurden auf den Untersuchungsflächen in der Niederlausitzer BFL jedoch

nur mit geringer Stetigkeit und Artmächtigkeit bzw. nur im geschobenen Randbereich gefunden, so dass die meisten Vegetationsaufnahmen nicht ohne größere Einschränkungen dieser pflanzensoziologischen Assoziation zugerechnet werden können. Eine wesentlich bessere Übereinstimmung weisen die Silbergrasfluren im UG mit der von Klemm (1966) ausgewiesenen artenarmen Ausbildungsform der *Corynephorus canescens*-Gesellschaft auf. Speziell auf bewegtem Substrat wird von Passarge (1960) und Schröder (1989) eine Erstbesiedlung durch *Carex arenaria* beschrieben, eine Art, die im UG nur an wenigen Stellen und mit geringem Deckungswert beobachtet werden konnte. Initialstadien mit *Carex arenaria* werden jedoch von Pietsch (1998) und Grätz (1999) auch aus der Niederlausitzer BFL beschrieben, sind nach den vorliegenden Untersuchungen im eigentlichen UG allerdings selten. Die aus lückigen *Festuca rubra*-Ansaaten hervorgegangenen Bestände zeigen bereits Anklänge an Silbergrasfluren, die am ehesten mit der von Heinken (1990) beschriebenen *Jasione-Corynephorus*-Gesellschaft vergleichbar sind. Es handelt sich dabei um Bestände auf festgelegtem Substrat, die von niedrigwüchsigen Gräsern und einer Moosschicht dominiert werden. "Blüten"pflanzen sind nur selten anzutreffen. Heinken (1990) stellt diese Einheit allerdings bereits zu den *Festuco-Sedetalia*. Die artenreichen Sandtrockenrasen auf festliegendem Substrat mit ihrer kleinräumigen Variabilität lassen sich am ehesten in die Nähe der von Klemm (1966) ausgewiesenen artenreichen Form der *Corynephorus canescens*-Gesellschaft, den artenreichen *Corynephorus*-Rasen (Passarge 1960), den geschlossenen Silbergrasrasen (Krausch 1968), der artenreichen Variante des *Spergulo-Corynephorum* (Schröder 1989) oder auch den "ruderalen Sandtrockenrasen" (Heinken 1990) stellen. Bei den mit den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen vergleichbaren Gesellschaften handelt es sich z.B. um die *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft (Heinken 1990) oder die Variante von *Polytrichum piliferum* innerhalb verschiedener Subassoziationen des *Corynephorum canescens* (z.B. Fischer 1960, Krausch 1968), die bei stärkerem Deckungsgrad der Flechten auch als *Spergulo-Corynephorum cladonietosum* (z.B. Heinken 1990) bzw. als *Cladonia*-Variante (z.B. Fischer 1960, Krausch 1968) bezeichnet wird. Vergleichbare Bestände beschreibt auch Klemm (1970) von trockenen Brachäckern im nordöstlichen Unterspreewald-Randgebiet, wobei allerdings in diesem Fall alle Charakterarten der Silbergrasfluren mit hoher Stetigkeit anzutreffen sind und bereits Übergänge zur subkontinentalen *Helichrysum*-Rasse aufweisen. Auch die Aufnahmen von Klemm (1970) lassen die Ausweisung einer *Cladonia*-Subassoziation zu. Lückige Trockenrasen mit *Vulpia myuros* und *Aira praecox* sind im gesamten UG von untergeordneter Bedeutung. Entsprechende Bestände werden jedoch von Pietsch (1998) als Initialbestände aus anderen Gebieten der Niederlausitzer BFL beschrieben.

Eine Einordnung der krautreichen Pionierbestände bzw. Kraut-Hochgrasfluren sowie die durch die jeweilige Ansaatmischung stark beeinflussten älteren Ansaaten in das pflanzensoziologische System ist nicht möglich. So zeigen diese Bestände auf der einen Seite Anklänge an ruderale Pionier- und Halbtrockenrasen (*Convolvulo-Agropyron repens* Görs 1966) mit *Elymus repens*, *Poa angustifolia*, *Convolvulus arvensis* und *Equisetum arvense*. Auf der anderen Seite weisen sie aber auch Übereinstimmungen mit einjährigen Ruderalgesellschaften auf, die z.B. in den Verbänden *Bromo-Hordeion murini* Hejný 1978 oder *Salsolion ruthenicae* Phil. 1971 – hier insbesondere *Bromo-Corispermum leptopteri* Siss. et Westh. in Westh. et al. ex Siss. 1950 – aufgeführt sind. Als charakteristische Arten sind in diesem Zusammenhang u.a. *Bromus hordeaceus*, *Bromus tectorum*, *Crepis tectorum*, *Corispermum leptopterum*, *Senecio viscosus* und *Coryza canadensis* zu nennen. Hinzu gesellen sich Arten, die ihren Verbreitungsschwerpunkt in den mehrjährigen Ruderalfluren des *Dauco-Melilotion* Görs 1966

haben. Als kennzeichnende Arten sind u.a. *Daucus carota*, *Medicago lupulina*, *Linaria vulgaris*, *Hypericum perforatum*, *Echium vulgare* und *Centaurea stoebe* zu nennen. Von Heinken (1990) werden Bestände, die zwar durch einen hohen Anteil von aus dem *Sisymbrium* übergreifende Arten charakterisiert sind, darüber hinaus aber keine zweifelsfreie Zuordnung zulassen, entsprechend den in ihnen dominierenden Arten z.B. als *Senecio viscosus-Corynephorus*-Gesellschaft oder auch *Oenothera-Corynephorus*-Gesellschaft bezeichnet.

Auf Grund der Dominanz des Land-Reitgrases lassen sich die *Calamagrostis*-Bestände deutlich von den zuvor genannten Beständen abgrenzen. Von Schubert et al. (1995) werden diese Dominanzbestände auf ruderalen Standorten (nicht in oder am Rand von Waldgebieten) als *Calamagrostis epigejos*-Gesellschaft dem Verband *Convolvulo-Agropyrion repentis* Görs 1966 zugeordnet. Unterschiede im Vegetationsaufbau von *Calamagrostis*-Beständen werden auch von Dormann (1997) beschrieben. So konnte er zeigen, dass die Artenzahl negativ mit Sprossdichte und Streumasse korreliert, wobei insbesondere die dichte Streuschicht wahrscheinlich für das Ausdunkeln von Lichtkeimern verantwortlich gemacht werden kann. Ebenso konnte er in einem Transekt beobachten, dass die Sprossdichte am Rande der Polykormone am höchsten ist und in der Mitte eine abnehmende Tendenz aufweist. Dies deutet darauf hin, dass die Polykormone im Zentrum ausdünnen und verstärkt nur an den Rändern weiterwachsen.

Es ist auffällig, dass Arten wie *Ornithopus perpusillus*, *Berteroa incana*, *Koeleria glauca*, *Carex arenaria* und *Scleranthus perennis* sowie die Flechten *Cladonia ciliata*, *C. uncialis*, *C. rangiferina* und *C. gracilis* zwar in den Sandtrockenrasen der angrenzenden, unverritzten Randgebiete häufiger anzutreffen sind, auf den Kippenflächen jedoch nur in Einzelexemplaren gefunden wurden oder sogar vollständig fehlen.

1.2 Einordnung der Vegetationstypen im Hinblick auf standörtliche Parameter

Die Vegetationstypen im UG zeigen im Hinblick auf die standörtlichen Parameter pH-Wert, maximale Wasserkapazität und Gehalt an organischem Kohlenstoff deutliche Unterschiede zu den aus der Literatur vorliegenden Ergebnissen von Vegetationseinheiten auf zumindest ansatzweise vergleichbaren Standorten. Zurückzuführen ist dies vor allem auf die hohe Variationsbreite der Vegetationstypen in der BFL hinsichtlich der analysierten Standortparameter (vgl. Abb. 10). So gibt z.B. Heinken (1990) für das *Spergulo-Corynephorum typicum*, für das *Spergulo-Corynephorum cladonietosum*, für die *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft und für die *Jasione montana*-Gesellschaft jeweils pH-Werte zwischen 4 und 5 an. Täuber (1996) nennt für das *Spergulo-Corynephorum* pH-Werte zwischen 3,6 und 4,5 und die *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft ist auf pH-Werte zwischen 4,5 und 4,9 beschränkt. Übereinstimmung besteht mit den Ausführungen von Klemm (1966) dahingehend, dass eine spärliche Besiedlung auf Kippsubstraten ab einem pH-Wert von ca. 3,1 erfolgt. Seine Beobachtung, dass eine befriedigende Besiedlung erst ab pH 4,0 erfolgt, kann jedoch nicht ohne Einschränkungen auf das Untersuchungsgebiet übertragen werden, da sowohl verschiedene Ausbildungen der Sandtrockenrasen als auch *Calamagrostis*-Bestände bereits bei pH-Werten um 3,5 angetroffen werden. Ebenso können Beobachtungen von Tischew et al. (1995) und Schmiedeknecht (1996) aus dem Tagebauggebiet "Goitsche" nicht bestätigt werden, dass zum einen *Corynephorus canescens* in älteren Sukzessionsstadien eine enge Bindung an extreme Standortbedingungen (v.a. niedrige pH-Werte) aufweist und zum anderen Silbergrasfluren als charakteristisch für Substrate mit hohem Tertiäranteil und niedrigem pH-Wert einzuschätzen sind, da Silber-

grasfluren im UG durchaus bis zu pH-Werten von 7 anzutreffen sind. Ein unmittelbarer Zusammenhang zwischen pH-Wert und dem Vorkommen von Pflanzenarten auf Kippenflächen konnte auch von Banasova (1989) nicht nachgewiesen werden. Zwar konnte sie zeigen, dass das Vorkommen von *Deschampsia caespitosa* auf pH-Werte zwischen 3,5 und 4,2 beschränkt ist, alle weiteren von ihr untersuchten Arten aber einen Schwankungsbereich von ca. 3 pH-Wert Einheiten aufweisen. Folgende Arten gingen in ihre Untersuchungen ein, die Spannweite der gemessenen pH-Werte ist jeweils in Klammern angegeben: *Deschampsia flexuosa* (3,5 - 4,2), *Vaccinium myrtillus* (3,5 - 6,7), *Agrostis capillaris* (3,5 - 7,4), *Calamagrostis epigejos*, *Arrhenatherum elatius* und *Rumex acetosella* (alle drei Arten mit sehr großen Schwankungsbereichen), *Silene vulgaris* (4,4 - 8,2), *Festuca rubra* (5,0 - 8,1), *Dianthus carthusianorum* (5,0 - 8,2), *Lotus corniculatus* und *Agrostis stolonifera* (jeweils 5,0 - 7,0).

Im Hinblick auf die maximale Wasserkapazität zeigen die Silbergrasfluren in der BFL weitestgehend eine Übereinstimmung mit den von Berger-Landefeldt & Sukopp (1965) angegebenen Werten zwischen 20 - 25 %. Dies gilt auch für ihre Beobachtung, dass der aktuelle Wassergehalt häufig nur etwa ein Viertel dieses Wertes beträgt. Bezugnehmend auf den Gehalt an organischen Kohlenstoff ist lediglich bei den Silbergrasfluren eine Übereinstimmung mit vorliegenden Literaturwerten festzustellen. So nennt z.B. Heinken (1990) für das *Spergulo-Corynephorum typicum* einen Gehalt von 0,2 %. Hingegen bildet der von Heinken (1990) für die *Polytrichum piliferum*-Gesellschaft angegebene Gehalt von 0,5 % nicht einmal ansatzweise den Schwankungsbereich der kryptogamenreichen Bestände im UG ab.

Während Holl & Cairns (1994) in ihren Untersuchungen davon ausgehen, dass das Alter der Flächen einen wesentlichen Beitrag zur Erklärung der vorgefundenen Varianz liefern kann, zeigt die vorliegende Arbeit, dass diese Variable in einer Kanonischen Korrespondenzanalyse lediglich mit 3,1 % zur Erklärung der Gesamtvarianz beiträgt (vgl. Abb. 11). Allerdings ist anzumerken, dass infolge der hohen Substratheterogenität, der Geotopdynamik aber auch der Sanierungsmaßnahmen die einbezogenen Probestellen nur mit Einschränkungen eine Chronosequenz darstellen, so dass die mit zunehmendem Flächenalter absinkenden pH-Werte auf unterschiedliche Weise interpretiert werden können. So wurden zum einen auch meliorierte Flächen in die Chronosequenz miteinbezogen, so dass höhere pH-Werte auf einigen jüngeren Flächen in Sanierungsmaßnahmen begründet liegen. Dafür sprechen auch die Ergebnisse von Wulf et al. (1999), die in einer Chronosequenz von Kiefernforsten auf meliorierten Kippenflächen, unter Verwendung der Ellenbergschen Zeigerwerte indirekt auf höhere pH-Werte auf jüngeren Flächen schließen. Zum anderen führt Heinken (1990) die von ihm beobachteten niedrigeren pH-Werte auf älteren Flächen auf eine Anreicherung saurer Humifizierungsprodukte zurück. Da aber sowohl aus den Auswertungen in Kap. C.2, in denen die Durchführung von Meliorationsmaßnahmen als eigenständiger Parameter berücksichtigt wurde, als auch aus den kleinräumigen Gitternetzuntersuchungen von Grätz (1999, vgl. Kap. C.3.3.2) kein direkter kausaler Zusammenhang zwischen Vegetationseinheiten und Standortfaktoren herausgearbeitet werden konnte, soll an dieser Stelle die Vermutung geäußert werden, dass auf Grund der Vielzahl an getesteten Parametern und ihr nur vergleichsweise geringer Beitrag zur Varianzerklärung die Einbeziehung weiterer abiotischer Standortfaktoren (wie z.B. die Kationenaustauschkapazität, Landeck, mündl. Mitteilung) nicht als sehr aussichtsreich einzuschätzen ist, um kausale Beziehungen für das Vorkommen bestimmter Vegetationseinheiten herleiten zu können (vgl. auch Legendre 1993, Ehrenfeld et al. 1997).

Ein Grund für die fehlende Korrelation zwischen Umweltparametern und beobachteten Vegetationsmustern ist auch darin zu suchen, dass auf der kleinräumigen Maßstabsebene der Probestelle bzw. -fläche, biotische Konkurrenzsituationen und Interaktionen aber auch kleinräumige Störungen in den Vordergrund rücken und auf diese Weise Einflüsse der Umweltparameter überlagern können (Greig-Smith 1979, Weiher & Keddy 1995). So machten Symonides & Wierzchowska (1990) ausgehend von langjährigen Daueruntersuchungen die Beobachtung, dass sich insbesondere in frühen Sukzessionsstadien die Substrateigenschaften von armen Standorten langsamer verändern als die Vegetationsstrukturen. Als mögliche Erklärung für die beobachteten Unterschiede in der Vegetationszusammensetzung werden von ihnen in erster Linie unterschiedliche Wachstumsgeschwindigkeiten bzw. Konkurrenzfähigkeiten der Primärbesiedler in Betracht gezogen. Auch Tischew et al. (1995) interpretieren ihre Beobachtung, dass insbesondere Arten mit vegetativer Ausbreitung, wie z.B. *Calamagrostis epigejos*, oder auch Arten mit längerer Lebensdauer, wie z.B. *Artemisia campestris*, auf weniger extremen Substraten vorherrschen dahingehend, dass auf diesen Standorten interne Prozesse der Pflanzengemeinschaften einen höheren Einfluss auf die Vegetationsdifferenzierung ausüben als abiotische Standortparameter.

Bereits Gleason (1926) führte seine Beobachtung, dass vergleichbare Assoziationen Standorte mit verschiedenen Umweltparametern zu besiedeln vermögen, ebenso wie verschiedene Assoziationen auf ähnlichen Standorten angetroffen werden können, darauf zurück, dass die einzelnen Pflanzenindividuen nicht per se physiologische Anpassungen an geographische Bedingungen oder die angrenzende Vegetationszusammensetzung aufweisen. Sie sind vielmehr durch einen Komplex verschiedener Umweltbedingungen begrenzt und in der Lage, Standorte zu besiedeln, die im Hinblick auf ihre abiotischen Eigenschaften eine große Spannweite aufweisen. Zudem können die Ausprägungen der Standorteigenschaften auch durch die bereits vorhandene Vegetation modifiziert werden. Dies bietet einen Erklärungsansatz dafür, dass zwei unterschiedliche Flächen im UG eigentlich nie die gleiche Artenzusammensetzung aufweisen, es sei denn durch Zufall und dann auch nur für einen vorübergehenden Zeitraum. Bei den beobachteten Vegetationsbeständen ist daher die Möglichkeit in Betracht zu ziehen, dass es sich z.T. lediglich um ein Nebeneinander ('juxtaposition') von Individuen entweder der gleichen oder verschiedener Arten handelt. Del Moral (1998) fasst die nicht nachweisbaren Beziehungen zwischen Vegetationsbedeckung und Standortparameter in folgender Aussage zusammen: "Strong deterministic relationships between environmental factors and species pattern may not develop, thus frustrating analysis of plant-environment relationships."

2 Sukzessionsmechanismen in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft

Da sich aus den Auswertungen der abiotischen Standortfaktoren keine hinreichende Erklärung für einen Sukzessionsverlauf im UG ableiten lässt und eine derartige Abhängigkeit auch von Sukzessionsanalysen aus anderen Gebieten nicht eindeutig nachgewiesen werden konnte (vgl. Pysek & Pysek 1988, Zobel et al. 1996, del Moral 1998), sollen in den folgenden Kapiteln weitere, für den Verlauf der Primärsukzession relevante, Aspekte beleuchtet werden, die sich aus einer Analyse der verschiedenen räumlichen und zeitlichen Maßstabsebenen ableiten lassen. Besonderes Augenmerk liegt in diesem Zusammenhang auf der Tatsache, dass der Sukzessionsverlauf von einer Besiedlung diasporenfreier Substrate seinen Ausgang nimmt. Dazu werden in Kap. D.2 zunächst allgemeine Sukzessionsmechanismen diskutiert, in Kap.

D.3 schließt sich eine detaillierte Analyse räumlicher Muster und in Kap. D.4 eine Auswertung der zeitlichen Prozesse an.

2.1 Besonderheiten des Sukzessionsverlaufs in der Bergbaufolgelandschaft

Da auf dem Gebiet der BFL Spuren ehemaliger Vegetation, bis auf punktuelle Ausnahmen die bei der Größe der Flächen in der BFL jedoch vernachlässigbar sind, nicht mehr vorhanden sind, treffen die in Kap. A.2.2.3 als charakteristisch für Primärsukzession genannten Kriterien ausnahmslos zu. Demzufolge liegt eine extreme Situation vor, die eine Einordnung und Analyse der Vegetationsdynamik aus dem Blickwinkel der für Primärsukzession relevante Mechanismen erfordert. Diese Unterscheidung ist insofern wichtig, als dass die meisten generalisierenden Sukzessionsmodelle von z.B. Horn (1981), Pickett et al. (1987) oder Armesto et al. (1991) auf Beobachtungen und Analysen einer sich einstellenden Sekundärsukzession im Anschluss an großflächige Störungen (wie z.B. Feuerereignisse) auf gewachsenen Waldstandorten basieren. Diese Flächen verfügen jedoch über eine umfangreiche und langlebige Diasporenbank und zudem ist der Sukzessionsverlauf im Wesentlichen durch Gehölze geprägt (vgl. z.B. Drury & Nisbet 1973, Borman & Likens 1981).

Die aus Beobachtungen und Analysen von Sekundärsukzession abgeleiteten Mechanismen sind daher nicht uneingeschränkt auf den Verlauf der Primärsukzession auf Kippenflächen übertragbar. So ist beispielsweise eine Übernahme der Einteilung in Arten der frühen und späten Sukzessionsstadien im Hinblick auf ihr Kolonisierungsvermögen, ihre Lebensspanne oder auch der r- und K-Selektion nicht möglich (vgl. Grubb 1987, Rydin & Borgegard 1991, Kap. A.2.2.3). Denn sowohl im eigentlichen UG als auch auf der Außenhalde Buckow wird deutlich, dass Therophyten, die am ehesten die für Primärbesiedler charakteristischen Eigenschaften in sich vereinigen, zumeist nur eine untergeordnete Rolle spielen (vgl. Abb. 5, Abb. 28). Ebenso erscheint im Rahmen der Primärsukzession eine Unterscheidung zwischen r- und K-Selektion nur von untergeordneter Bedeutung zu sein, da davon auszugehen ist, dass auf den neu zu besiedelnden Flächen dichteabhängige Konkurrenzsituationen, zumindest in den Initialstadien, eher eine Ausnahmesituation darstellen. Des Weiteren stellt die Unterscheidung, demzufolge Besiedler während Primärsukzession v.a. durch "Raum" ausgebreitet werden, d.h. in der Regel über gute Ausbreitungsfähigkeiten verfügen, wohingegen Besiedler im Verlauf der Sekundärsukzession eher durch "Zeit" ausgebreitet werden, in den meisten Fällen wahrscheinlich eine zu starke Verallgemeinerung dar, so dass die Nahausbreitung bei einer Analyse der Primärsukzession häufig zu wenig Berücksichtigung findet (Grubb 1987).

Die Verwendung von Strategietypen entsprechend Grime (1979, 1988) zur Charakterisierung von Sukzessionsstadien wird bereits von Grubb (1985) dahingehend kritisiert, dass von Grime nicht in Betracht gezogen bzw. sogar explizit ausgeschlossen wird, dass sich auf Standorten mit sowohl hoher Stress- als auch Störungsintensität Pflanzen überhaupt erfolgreich ansiedeln können. Als Beispiel nennt Grubb (1985) Dünenpflanzen, die sowohl ständigen Substratumlagerungen als auch einer nur geringen Ressourcenverfügbarkeit ausgesetzt sind – also Standorteigenschaften vorliegen, die mit denen in der BFL durchaus vergleichbar sind. Vor diesem Hintergrund wird auch verständlich, warum die meisten Vegetationstypen auf jungem Substrat in der BFL (vgl. Kap. C.1.4.4, Abb. 5), die im Wesentlichen durch C- und CS-Strategen, zu einem geringen Anteil auch durch SR- bzw. CSR-Strategen ausgewiesen sind, keine Übereinstimmung mit der von Grime (1988) vorgenommenen Einteilung aufweisen, demzufolge die ersten Sukzessionsstadien im Wesentlichen durch R-Strategen ausgewiesen sind. Ebenso

zeigt die Beschreibung von Grime (1988), dass auf relativ ungestörten Substraten mit geringer Produktivität im Verlauf der Sukzession eher S-Strategen zur Vorherrschaft gelangen, kaum Übereinstimmung mit dem Strategietypen-Spektrum von Sandtrockenrasen im UG, die durch entsprechende Standortverhältnisse ausgewiesen sind. Der von Grime (1988) beschriebene Sukzessionsverlauf auf steinigem Substrat, der durchgehend von S-Strategen dominiert wird, ist in diesem Zusammenhang auf die Standort- und Vegetationsverhältnisse in der BFL nicht übertragbar. Ebenso ist der von Prach (1987) sowie Prach et al. (1997) geschilderte Sukzessionsverlauf von böhmischen Abraumhalden kaum mit den im UG vorgefundenen Verhältnissen vergleichbar. Entsprechend ihren Ausführungen dominieren zunächst R- und SR-, später auch CR-Strategen, wobei in den ersten 10 Jahren eine kontinuierliche Zunahme von C- und eine Abnahme von R-Strategen zu beobachten ist. Der Anteil an S-Strategen unterliegt während des Beobachtungszeitraumes keinen größeren Veränderungen. Zurückzuführen sind die Unterschiede zwischen den einzelnen Untersuchungsgebieten wahrscheinlich auf die stark voneinander abweichende Artenzusammensetzung und den daraus resultierenden Sukzessionsverlauf in den jeweiligen Bergbaufolgelandschaften (vgl. Kap. D.4.2). Kaum Übereinstimmung zeigt auch das von Wulf et al. (1999) aufgestellte Strategietypen-Spektrum für Kiefernauaufforstungen auf Kippsubstraten in der Niederlausitzer BFL mit den Verhältnissen in den terrestrischen Offenlandbereichen. Während die Unterschiede in den späteren Stadien im Wesentlichen in dem Vorkommen der Gehölze als C-Strategen begründet liegen, dominieren aber auch in den stark von Arten der Offenlandschaften geprägten Initialstadien bei Wulf et al. (1999) CR-Strategen, die in den Offenlandbereichen im UG in allen Vegetationstypen nur von untergeordneter Bedeutung sind. Diese drei stark voneinander abweichenden Strategietypen-Spektren von Kippenflächen verdeutlichen, dass ein Strategietypen-Spektrum, wie es von Grime (1979, 1988) für den Verlauf von Sekundärsukzession entworfen wurde, nicht geeignet ist, die Abfolge von Strategietypen während Primärsukzession unter extremen Standortbedingungen in einer allgemeinen Form darzustellen.

Ein größerer Unterschied zwischen Primär- und Sekundärsukzession ist jedoch wahrscheinlich darin zu suchen, dass bei einer Besiedlung der zunächst diasporenfreien Flächen vor allem die Faktoren eine wesentliche Rolle spielen, die auf die Diasporenverfügbarkeit in dem Besiedlungsareal selbst Einfluss nehmen. Dazu zählt die Entfernung und räumliche Anordnung der potenziellen Wiederausbreitungszentren ebenso wie die Artenzusammensetzung unter Berücksichtigung der Ausbreitungsfähigkeit der Arten in den Wiederausbreitungszentren (Mac Arthur & Wilson 1967, Noble & Slatyer 1980, Pickett et al. 1987, Miles 1987, van der Valk 1992). Von vielen Autoren wird auf die Schlüsselrolle der Diasporenverfügbarkeit zu Beginn der Primärsukzession hingewiesen, die sich unmittelbar auf die Ausbildung von Vegetationsmustern im weiteren Sukzessionsverlauf auswirkt (z.B. Lawton 1987, Glenn-Lewin & van der Maarel 1992, del Moral 1993, 1998). Drury & Nisbet (1973) vertreten sogar die Auffassung, dass Arten, die zu Beginn der Sukzession nicht auf einer Fläche vertreten sind, kaum eine Chance haben, im späteren Sukzessionsverlauf, eine dominierende Rolle zu besetzen.

Im Rahmen der Primärsukzession in den terrestrischen Offenlandbereichen der BFL ist zwischen einer Besiedlung großflächig vegetations- und diasporenfreier Rohbodensubstrate, wie sie nach Beendigung des aktiven und passiven Tagebaus vorliegen und einer Wiederbesiedlung der in Folgestadien entstehenden offenen Bodenstellen zu unterscheiden. Die Entstehung vegetationsfreier Flächen verschiedener Größe in den Folgestadien kann dabei durch eine Vielzahl unterschiedlicher Faktoren verursacht werden, wie z.B. durch lokale Geotopdynamik

(Substratumlagerungen durch Wind- und Wassererosion oder auch durch anthropogene Einflüsse), Tierexkremate, Trittschäden, Grazing, Ameisenaktivitäten aber auch dem Absterben von kurzlebigen Individuen oder Rameten.

Ausgehend von der Annahme, dass auf den großflächigen, neu geschaffenen Standorten der BFL sowohl die Entfernung zu potenziellen Diasporenquellen als auch das floristische Potenzial in der Umgebung einen wesentlichen Einfluss auf die Wiederbesiedlung bzw. die Vegetationsentwicklung nimmt (vgl. z.B. Gleason 1926, Drury & Nisbet 1973, Prach 1986, Primack & Miao 1992 sowie Tränkle & Poschlod 1995), kann im Verlauf der Primärsukzession die Ausbreitungsfähigkeit einzelner Arten durchaus zu einem begrenzendem Faktor bei der Wiederbesiedlung großer Flächen werden. Poschlod et al. (1995) sprechen in diesem Fall sogar von einem 'bottle-neck', welches sich im Folgenden auf die gesamte weitere Vegetationsentwicklung auswirken kann. Speziell für den Fall ehemaliger Bergbauflächen verweist auch Bradshaw (1984, 1993) auf die Schlüsselrolle der Diasporenverfügbarkeit für den fortschreitenden Prozess der Wiederbesiedlung. Obwohl vielleicht der Eindruck entstehen kann, dass nach Beendigung des aktiven Tagebaus, nahezu von einer Vegetationsperiode auf die andere, großflächige, diasporenfreie Flächen zur Verfügung stehen, ist eine derart drastische Situation nicht immer gegeben. Denn zum einen entstehen durch das sukzessive Fortschreiten des Tagebaubetriebes, wie auch des nachfolgenden Sanierungsprozesses entlang von Wegen oder auch auf zeitweise nicht beanspruchten Flächen zu unterschiedlichen Zeitpunkten immer wieder kleinere Vegetationsinseln, von denen aus weitere Flächen besiedelt werden können. Zum anderen sind auch die unmittelbar angrenzenden gewachsenen Bereiche in der Niederlausitz in der Regel durch nährstoffarme Substrate ausgewiesen, die von Arten der Sandtrockenrasen wie z.B. *Corynephorus canescens*, *Helichrysum arenarium* und *Trifolium arvense* besiedelt werden. Daher steht in dem UG, im Vergleich zum niederrheinischen Braunkohlengebiet (vgl. z.B. Wolf 1998) oder auch der BFL im Südraum Leipzig (Durka et al. 1997), durchweg ein hohes, wenn auch räumlich sehr heterogenes Nachlieferungspotenzial an Diasporen, zur Verfügung. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die Vegetationsbestände in der Niederlausitzer BFL offene Systeme, bestehend aus einem Mosaik verschiedenster Patches, darstellen, die durch den Austausch von Individuen sowohl auf dem Gebiet der BFL selbst als auch mit den Randbereichen miteinander in Verbindung stehen. Eine ausführliche Beschreibung und Analyse derartiger Metapopulationsprozesse für Gebiete in der gewachsenen Kulturlandschaft findet sich z.B. bei Wiens (1985), Hanski (1994) und Begon et al. (1997).

Für Gebiete in der BFL zeigte bereits Hanf (1937, 1939), dass die Vegetationsverhältnisse auf den Kippenflächen in hohem Maß das Artenvorkommen in der Umgebung, insbesondere der Ackerbegleitflora, widerspiegeln, ohne jedoch das exakte Verhältnis der Arten zueinander abzubilden. In die gleiche Richtung gehen die Ausführungen von Beer (1955), Klemm (1966), Pysek & Pysek (1988), Holl & Cairns (1994), Landeck (1996) und Tischew (1998) indem sie darauf verweisen, dass die Vegetationsentwicklung zu einem erheblichen Anteil sowohl durch die Entfernung zu entsprechenden Diasporenquellen im Randbereich sowie zu den bereits vegetationsbedeckten Kippenflächen selbst beeinflusst wird als auch durch die Ausbreitungseigenschaften der einzelnen Arten. Ausgehend von bereits besiedelten Flächen in der BFL kann eine weitere Besiedlung der verbleibenden vegetationsfreien Flächen, insbesondere durch windverbreitete Arten, rasch erfolgen (vgl. z.B. Del Moral 1998, Abb. 5). Im Gegensatz zu primären Wiederausbreitungszentren in gewachsenen Randbereichen werden die Kippenflächen in diesem Fall als sekundäre Wiederausbreitungszentren bezeichnet.

Zwar war es nicht möglich, mittels Entfernungsklassen eine räumliche Abhängigkeit der beobachteten Vegetationszusammensetzung von den Ausbreitungszentren herzuleiten (vgl. Kap.C.2.2), was aber wohl in erster Linie darauf zurückzuführen ist, dass der im Rahmen dieser Arbeit verwendete Ansatz als zu grob eingeschätzt werden muss, um auch kleinere "Trittstein-Phytozönosen" zwischen der unverritzten Umgebung und dem Besiedlungsareal auf der Innenkippe zu erfassen. Aus den deutlichen Unterschieden in der Artenzusammensetzung zwischen den einzelnen Probestellen lässt sich jedoch indirekt die Schlussfolgerung ziehen, dass der regionale Artenpool durchaus auf die Vegetation im Besiedlungsareal Einfluss nimmt, dies betrifft sowohl die Anwesenheit von Arten als auch die Dominanzverhältnisse. Durka et al. (2000) konnten für die BFL im Südraum Leipzig nachweisen, dass die Artenzusammensetzung auf den Kippenflächen unmittelbar die Artenzusammensetzung in den gewachsenen Randbereichen widerspiegelt. So trägt die Häufigkeit der einzelnen Arten in den Randbereichen zu einer Varianzerklärung von ca. 50 % bei, wohingegen alle anderen Standortparameter auch in diesem Gebiet für eine Erklärung der vorgefundenen Varianz nahezu bedeutungslos sind. In diesem Fall handelt es sich allerdings eher um einen auf der landschaftlichen Ebene wirkenden Faktor. Prognosen im Hinblick auf das jeweilige Verhältnis der Arten untereinander auf den zunächst diasporenfreien Rohbodensubstraten lassen sich hieraus nicht ableiten.

Bei den weiteren Betrachtungen ist außerdem zu berücksichtigen, dass für eine Besiedlung neu entstandener Flächen einer Diasporenverbreitung über weite Strecken nicht immer die Bedeutung zukommt, die ihr häufig zu erkannt wird (z.B. Poschlod et al. 1995). Denn selbst bei Arten, die effektive Anpassungen an Fernverbreitung aufweisen, wird ein hoher Anteil der Diasporen in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze abgelegt (z.B. Bonn & Poschlod 1998). Auch van der Valk (1992) und del Moral (1993, 1998) zeigen auf, dass bereits kurze Distanzen eine Ausbreitung stark einschränken können. Von besonderer Bedeutung sind in diesem Zusammenhang auch Arten, die über vegetative Ausbreitungsmechanismen verfügen (Tsuyuzaki 1996). Auf Grund der hohen Geotopdynamik in dem UG ist außerdem eine sekundäre Diasporenverbreitung infolge von Erosionserscheinungen und Substratverlagerungen in Betracht zu ziehen (van der Valk 1992, Chambers & MacMahon 1994). Dadurch dass die Wiederbesiedlung stark von der Entfernung zu Diasporenquellen und von der Zusammensetzung des (lokalen) Artenpools beeinflusst wird, ist es durchaus möglich, dass sich Arten, die im Allgemeinen erst den "späteren" Sukzessionsstadien zugerechnet werden, wie z.B. Gehölze, bereits innerhalb weniger Jahre etablieren, wenn sie in unmittelbarer Umgebung zu den neu zu besiedelnden Flächen vorkommen (Drury & Nisbet 1973, Prach 1986). Dies deutet darauf hin, dass die Bedeutung der Bodenentwicklung für den Sukzessionsverlauf in der Regel überschätzt wird.

Aber auch auf einer feineren Maßstabsebene spielt der lokale Artenpool eine wesentliche Rolle. So sind durch Störungen entstandene kleinere Vegetationslücken auf bereits wiederbesiedelten Flächen (Patches bzw. Gaps) durch ein minimales Ausmaß an Isolation charakterisiert (van der Maarel 1988a). In diesem Fall liegen die als Diasporenlieferanten in Frage kommenden Arten in unmittelbarer Nachbarschaft zu den besiedelnden Fläche. So konnte für die mitteldeutsche BFL nachgewiesen werden (FBM 1999), dass die überwiegende Anzahl der Diasporen auf vegetations- und diasporenfreien Flächen aus einer Entfernung von weniger als 10 Meter stammt. Diese Beobachtung unterstreicht die Bedeutung die sowohl eine Nahausbreitung der Diasporen aber auch der lokale Artenpool für eine Besiedlung offener Bodenstellen hat.

Die vorherigen Ausführungen schließen jedoch nicht aus, dass auch Diasporen aus größeren Distanzen Einfluss auf die weitere Vegetationsentwicklung nehmen können (Bramble & Ashley 1955, Bonn & Poschlod 1998). Sobald wenige Individuen einer Art es geschafft haben sich zu etablieren, können sie als Ausgangspunkt für eine weitere Ausbreitung fungieren. Ein Beispiel hierfür ist das allmähliche Einwandern von *Helichrysum arenarium* auf ehemalige Tagebauflächen im Südraum Leipzig. Allerdings spielt in der BFL die im Vergleich zur Anemochorie über größere Distanzen eher zielgerichtete Zoochorie (v.a. durch Vögel oder Tierherden) zu Beginn der Vegetationsentwicklung keine große Rolle. Da Auto- und Zoochorie demzufolge zunächst nur in den unmittelbaren Randbereichen eine größere Bedeutung zukommt, ist hier wahrscheinlich auch der Grund dafür zu suchen, dass eine Einwanderung in die BFL von Arten, die ausschließlich über Mechanismen der Nahausbreitung verfügen, bzw. auf Tiere als Verbreiter angewiesen sind, nur sehr langsam erfolgt (vgl. Armesto et al. 1991). Die Reihenfolge des Einwanderns von Individuen auf die Kippenflächen kann daher ebenfalls von ausschlaggebender Bedeutung für die Eigenschaften der sich entwickelnden Phytozönosen im Hinblick auf Artenzusammensetzung, Dominanzverhältnisse, Vegetationsstruktur und für die stattfindenden Interaktionen sein.

2.2 Mechanismen in den frühen Sukzessionsstadien

Im Anschluss an die Etablierung von Individuen der gleichen oder auch verschiedener Arten auf einer Fläche ist im Verlauf der fortschreitenden Vegetationsentwicklung zu beobachten, dass die Populationen ihre Dichte, ihre räumliche Verteilung, ihre Patch-Größe und auch ihre Parität (d.h. das Ausmaß, in dem sie gemeinsam mit anderen Arten wachsen) verändern. Es ist deshalb davon auszugehen, dass die von Connell & Slatyer (1977) eingeführten Mechanismen Facilitation, Inhibition und Tolerance nicht unabhängig voneinander jeweils einen Sukzessionsverlauf dominieren, sondern dass in einem Sukzessionsverlauf alle drei Mechanismen auftreten können bzw. keine generelle Gültigkeit für bestimmte Phasen in der Vegetationsentwicklung besitzen und eine Spezifikation dahingehend erfolgen muss, welche Art gerade diskutiert wird (Pickett et al. 1987, Burrows 1990, vgl. Kap. A.2.2.2). Dabei ist auch festzustellen, dass die gleiche Art, auf verschiedenen Flächen einen durchaus unterschiedlichen Einfluss auf das Sukzessionsgeschehen nehmen kann (vgl. z.B. *Calamagrostis epigejos* auf der Fläche 7 und 10 auf der Außenhalde Buckow, Kap. C.5.4). Des Weiteren treten auch weiterhin zufällige Ereignisse auf den Flächen im UG auf und wirken sich auf die fortschreitende Vegetationsentwicklung aus, wie z.B. Störungen durch Wildschweine auf den Probestellen 131 und 212 (vgl. Kap. C.5.1 sowie Lawton 1987 für einen allgemeinen Überblick). In einer umfassenden Übersicht über das komplexe Zusammenwirken von Facilitation und Inhibition führen Callaway & Walker (1997) aus, dass Inhibition über einen langen Zeitraum als ausschlaggebender Faktor eingeschätzt wurde und Facilitation erst in letzter Zeit wieder verstärkt Berücksichtigung bei einer Analyse der Vegetationsentwicklung findet. Dies hängt in erster Linie damit zusammen, dass Facilitation stark mit dem organismischen Konzept in Verbindung gebracht wurde (vgl. Holmgren et al. 1997, Pickett 1982).

Rohbodenstandorte in der BFL sind grundsätzlich durch sehr extreme Umweltbedingungen charakterisiert und weisen beispielsweise nur einen sehr geringen Wassergehalt im Oberboden sowie hohe Schwankungen der Oberflächentemperaturen innerhalb sehr kurzer Zeitspannen auf (vgl. Abb. 3a, b). Diese Parameter wirken sich neben der geringen Nährstoffverfüg-

barkeit und noch nicht festgelegten Substraten erschwerend auf die Etablierung von Diasporen, zumindest während bestimmter Jahreszeiten, aus (z.B. Roughgarden & Diamond 1986, Prach 1987, van der Valk 1992). Die zuerst ankommenden Arten können daher auch die Funktion von 'nurse plants' übernehmen, indem sie z.B. Feinerdematerial festlegen oder die mikroklimatischen Bedingungen derart verändern, dass sich in ihrem Schutz die neu ankommenden Individuen besser etablieren können. Dies betrifft v.a. eine Reduzierung der Oberflächentemperatur und der Evapotranspiration. Ebenso können auch bereits vorhandene pflanzliche Strukturen das Ausblasen von Diasporen erschweren und sich befördernd auf die Etablierung weiterer Arten auswirken, so dass i.a. davon auszugehen ist, dass eine höhere Diasporendichte in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze bzw. anderer bereits vorhandener Arten anzutreffen ist. In diesem Zusammenhang können sich auch Unterschiede in der Wuchsform der vorhandenen Pflanzen auf die weitere Koexistenz von Arten auswirken (Grubb 1985, Armesto et al. 1991, Salonen 1992, Salonen et al. 1992, del Moral 1993, Aguiar & Sala 1994, Holmgren et al. 1997).

Als eine weitere Eigenschaft initialer Sukzessionsstadien wird von Read (1994) die Dominanz von Nicht-Mykorrhiza-Pflanzen hervorgehoben, die im Verlauf der Vegetationsentwicklung durch Mykorrhiza-Pflanzen abgelöst wird. Weber (1998) konnte indes für die Niederlausitzer BFL nachweisen, dass bereits im ersten Jahr nach Verkippung ein rascher Eintrag von Pilzen auf Rohbodenstandorte stattfindet, zumindest wenn sich in der Nachbarschaft entsprechende Vegetationseinheiten befinden, aus denen bei trockener Witterungslage Mykorrhiza-Pilze verdriftet werden können. Demzufolge waren praktisch alle Pflanzen, die auf Nicht-Kippenstandorten eine Symbiose mit Mykorrhiza-Pilzen aufweisen, auch auf Kippenstandorten mykorrhiziert. Ein ausgeprägtes Stadium mit Nicht-Mykorrhiza-Pflanzen konnte nicht nachgewiesen werden. Es ist deshalb davon auszugehen, dass bereits von Beginn an auch auf nährstoffarmen und trockenen Kippböden sowohl die Etablierung von Keimlingen als auch die Nährstoffaufnahme und Biomassebildung erleichtert wird. Da pflanzenartspezifische Unterschiede im Hinblick auf den Grad der Mykorrhizierung auf den Kippenflächen nicht beobachtet werden konnten, liegt daher auch in diesem Fall der Schluss nahe, dass die Besiedlung vor allem das Einwanderungspotenzial der Mykorrhiza-Pilze widerspiegelt und weniger auf die An- oder Abwesenheit, sondern vielmehr auf die Abundanz einzelner Arten Einfluss nimmt.

3 Diskussion räumlicher Muster

Ausgehend von den in dem vorangegangenen Kapitel dargelegten allgemeinen Mechanismen und der Annahme, dass eine Ableitung von Sukzessionsmechanismen ausschließlich unter Berücksichtigung der gemessenen Umweltparameter nur wenig Aussicht auf Erfolg hat, ist auch nicht davon auszugehen ist, dass durch eine Hinzunahme weiterer Standortparameter der erklärte Varianzanteil beträchtlich erhöht werden kann. Demzufolge soll entsprechend Legendre (1993), Borcard et al. (1992) sowie Borcard & Legendre (1994) im Folgenden diskutiert werden, inwieweit die Analyse räumlicher Muster und Strukturen einen wesentlichen Beitrag zur Erklärung der beobachteten Variabilität der Vegetationsbestände liefern kann. Dabei kann räumliche Struktur als Resultat verschiedener Prozesse wie z.B. Konkurrenz, Facilitation, Störungen oder Grazing angesehen werden (Borcard et al. 1992). Die zu Grunde liegende räumliche Heterogenität wird auf diese Weise nicht länger nur als 'noise' verursachendes Phänomen eingeschätzt, sondern sie wird vielmehr als integraler Bestandteil von

Ökosystemen wahrgenommen und stellt ein eigenständiges Untersuchungsobjekt dar (Wiegleb 1989, Kolasa & Pickett 1991, Legendre 1993).

3.1 Räumliche Muster auf der Ebene der Probestellen

Die Überprüfung auf räumliche Autokorrelation auf verschiedenen Probestellen, sowohl entlang verschiedener Transekte als auch auf einem kleinräumigen Gitternetz, zeigt, dass sich auf dieser räumlichen Maßstabsebene zwar Abhängigkeiten für die getesteten Umweltparameter herausarbeiten lassen, jedoch nur wenige Arten Anzeichen einer räumlichen Autokorrelation aufweisen (vgl. Kap. C.3.3). Zudem zeigen die gleichen Arten auf unterschiedlichen Probestellen ein stark voneinander abweichendes Verhalten. Dies deutet darauf hin, dass die bei einzelnen Arten vorgefundene räumliche Autokorrelation eher ein individualistisches Verhalten der einzelnen Arten in verschiedenen Vegetationsbeständen abbildet, als dass sich aus diesen Ergebnissen Hinweise auf verallgemeinerbare Eigenschaften der untersuchten Vegetationseinheiten ableiten lassen. Dieser Eindruck wird auch durch die Auswertung der Gemeinschaftskoeffizienten entlang verschiedener Transekte gestützt (vgl. Abb. 15). So ist festzustellen, dass Probeflächen mit einem Abstand von nur zwei Meter häufig bereits stark voneinander abweichende Gemeinschaftskoeffizienten aufweisen. Daraus lässt sich ableiten, dass für die beobachtete Variabilität der Vegetation Faktoren in Betracht zu ziehen sind, die auf einer feineren räumlichen Maßstabsebene anzusiedeln sind. Lediglich Bestände, die entweder durch das gegenüber Übersandung unempfindliche Silbergras oder durch das zur vegetativen Ausbreitung fähige Land-Reitgras ausgewiesen sind sowie kryptogamenreiche Sandtrockenrasen zeigen einen relativ hohen Gemeinschaftskoeffizienten.

In wenigen Fällen lässt sich die beobachtete Variabilität entlang einzelner Transekte mit der jeweiligen Hangposition in Verbindung bringen. So kann anhand der Artenprofile (vgl. Abb. 16 bis Abb. 18) gezeigt werden, dass insbesondere im Übergang zu Hangkuppen, Hangverebnungen aber auch Unterhangbereichen größere Veränderungen in der Artenzusammensetzung auftreten. Wohingegen im restlichen Transektverlauf eher ein kontinuierlicher Wechsel in der Artenzusammensetzung bzw. eine gleich bleibende Vegetation zu verzeichnen ist. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen Körmóczi & Balogh (1990) bei der Auswertung eines 40 m langen Transektes einer Grasflur auf sandigem Substrat in Ungarn. Im Wesentlichen ist dieser Transektverlauf durch breite Übergangsbereiche und ein Kontinuum von Arten verschiedener pflanzensoziologischer Assoziationen ausgewiesen, wobei nur 6 - 8 Arten als dominant einzustufen sind. Die restlichen, nur gering deckenden Arten bilden zumeist kleinere Patches aus. Größere Unterschiede in der Artenzusammensetzung sind auch in diesem Fall im Wesentlichen auf Reliefeigenschaften, wie z.B. steilere Hangabschnitte und Senken, zurückzuführen.

3.2 Räumliche Muster auf der Ebene der Probeflächen

Die Ausführungen in den vorangegangenen Kapiteln lassen es wahrscheinlich erscheinen, dass die kleinräumige Maßstabsebene für die beobachtete Variabilität der Vegetationsbestände von wesentlicher Bedeutung ist. Hierfür spricht auch, dass die Florula-Diversität selbst in den Initialstadien bei Flächengrößen mit einem Durchmesser von nur 1,6 Meter (ca. 2 m²) erreicht wird und dieses Maximum im Verlauf der Beobachtungsperiode sogar auf einen Durchmesser von 0,9 Meter abfällt (vgl. Abb. 26). Es ist deshalb davon auszugehen, dass eine

Probeflächengröße von maximal 4 m² ausreicht, um einer kleinräumigen Vegetationsdynamik auf die Spur zu kommen. Die Auswertungen der mittels des Rasterrahmens erfassten Vegetationsbestände sollten dabei Rückschlüsse auf die Ausbildung horizontaler Vegetationsmuster auf verschiedenen kleinräumigen Maßstabsebenen ermöglichen. Im Vordergrund standen dabei die folgenden Fragestellungen:

1. Nach welchem Muster erfolgt eine Initialbesiedlung diasporenfreier Substrate?
2. Wie wirken sich die in den Initialbeständen etablierten Vegetationsstrukturen auf die nachfolgende Besiedlung aus?
3. Auf welcher räumlichen Maßstabsebene sind Abweichungen von einer zufälligen Verteilung zu beobachten?

3.2.1 Methodische Ansätze zur Aufdeckung räumlicher Muster

Ähnlich wie bei vielen anderen Begriffen ist es nicht selbstverständlich was sich hinter dem Begriff "Muster" verbirgt (Bouxin 1990). So sprechen Bröring & Wiegleb (1998) von Mustern als einer dreidimensionalen beobachtbaren Einheit, Gaston & Lawton (1990) bezeichnen mit Muster Regelmäßigkeiten in der Natur und Kershaw (1974) fasst die räumliche Anordnung von Individuen einer Art als Muster auf. Greig-Smith (1979) spricht von Mustern, wenn die beobachtete Verteilung der Individuen von einer zufälligen Verteilung abweicht. Im Rahmen der vorliegenden Arbeit soll der Begriff entsprechend Dutilleul & Legendre (1993) als Variation der Dichte im Vergleich zu zufällig verteilten Individuen verwendet werden. Eine wesentliche Voraussetzung für das Auffinden derartiger horizontaler Vegetationsmuster ist, selbst auf den nur 4 m² großen Probeflächen, eine eindeutige Definition der jeweils verwendeten räumlichen Maßstabsebene (Wiens 1989, Allen & Hoekstra 1990, Levin 1992, Dutilleul & Legendre 1993).

Der Überblick von Bouxin (1990) sowie Horne & Schneider (1995) über die Entwicklung statistischer Methoden zur Analyse horizontaler Muster zeigt, dass vor allem verschiedene Variationen des Varianz/Mittelwert-Ansatzes unter Berücksichtigung von Artenzahlen zur Anwendung gelangen. Ausgehend von der Nullhypothese - einer zufälligen Anordnung der Arten - werden dabei aus dem Grad der Abweichung von der Poisson-Verteilung Rückschlüsse auf das Vorhandensein ökologischer Nischen, Patchiness der Umweltparameter oder auch biologische Konkurrenzsituationen gezogen (z.B. Pielou 1969, Greig-Smith 1964). Neben dem Einwand, dass eine derartige Vorgehensweise die räumliche Abhängigkeit nah beieinander liegender Flächen nicht berücksichtigt (Legendre & Fortin 1989), hält Hurlbert (1990) den Ansatz, aus dem Verhältnis von Varianz zu Mittelwert eine Abweichung von einer zufälligen Verteilung herzuleiten, für ungeeignet, da sich u.a. stark negative und stark positive Abhängigkeiten gegenseitig beeinflussen können. Die Varianz der Artenzahl sollte daher lediglich benutzt werden, um sich einen allgemeinen Überblick über die räumliche Anordnung der am Vegetationsaufbau beteiligten Arten zu verschaffen (z.B. Podani et al. 1993, Zobel et al. 1993, Palmer 1990, Palmer & White 1994). Für zuverlässiger hält Hurlbert (1990) die Verwendung von z.B. Morisita's oder Lloyd's Index of Patchiness (vgl. auch Réjmanek & Leps 1996).

Ein anderer Ansatz, die Varianz der Artenzahlen in Abhängigkeit von unterschiedlichen räumlichen Skalen zu berechnen, basiert auf der Anwendung von Monte-Carlo-Permutationstests (z.B. Wilson et al. 1987) oder Bootstrapping (Zobel et al. 1993). Eine Diskussion der unterschiedlichen Ansätze findet sich in Wilson (1995a, 1995b) sowie Palmer & van der Maa-

rel (1995). Das Phänomen der räumlichen Autokorrelation, welches sich zwar weniger auf das Vorhandensein von Varianzdefizit bzw. -überschuss auswirkt, sondern vielmehr auf die Berechnung der statistischen Signifikanz, wird in diesem Zusammenhang mit verschiedenen Methoden angegangen. Palmer & van der Maarel (1995) verwenden z.B. die 'rotation/reflection' Methode, Wilson & Watkins (1994) hingegen benutzen ein so genanntes Patch-Modell, welches darauf basiert, dass in dem Nullmodell die Häufigkeit einer Art nur auf der tatsächlich betrachteten Fläche, und nicht auf z.B. dem gesamten Gitternetz, berücksichtigt wird. Indem das Patch-Modell nur Quadrate in der unmittelbaren Nachbarschaft berücksichtigt, wird das Problem umgangen, dass Flächen, die näher beieinander liegen ähnlicher sind als solche, die weiter voneinander entfernt liegen. Geißelbrecht-Taferner et al. (1997) verfolgen einen anderen Ansatz. Die statistische Auswertung punktgenauer Aufnahmen winterannueller Pflanzen über einen Zeitraum von drei Jahren in Abhängigkeit von räumlichen Faktoren und Umweltparametern erfolgt in diesem Fall mittels 'mean nearest neighbour distances'. Diese Vorgehensweise ermöglicht sowohl Aussagen im Hinblick auf das Vorhandensein räumlicher Muster als auch ihre zeitliche Veränderung. In die Analyse gingen Individuenpaare der gleichen Population aber auch Individuenpaare unterschiedlicher Populationen ein. Die Nullhypothese einer zufälligen Anordnung der beiden Populationen wurde mittels Monte-Carlo-Permutationen getestet.

Viele Autoren (z.B. Greig-Smith 1964, Bouxin 1990, Weiher & Keddy 1995) gehen davon aus, dass eine gleichmäßige bzw. zufällige Verteilung pflanzlicher Individuen eher die Ausnahme ist und dass deshalb weiter gehende Untersuchungen darauf ausgerichtet sein sollten, die Maßstabebene zu finden, auf der aggregierte Verteilungen zu beobachten sind, ohne dass jedoch allein aus dem Vorhandensein von aggregierten Verteilungen bereits Rückschlüsse auf pflanzliche Interaktionen oder abiotische Standortparameter gezogen werden können. Darüber hinaus ist im Rahmen von Sukzessionsanalysen neben räumlichen Aspekten auf jeden Fall eine gleichzeitige Berücksichtigung der zeitlichen Dynamik erforderlich (Juhász-Nagy & Podani 1983, Pickett et al. 1987, Bartha 1992, Bartha et al. 1995, Bröring & Wiegand 1998). So beschreiben z.B. Carreira et al. (1992) einen grundsätzlichen Trend der zeitlichen Vegetationsdynamik auf Brandflächen ausgehend von einer geklumpten über eine zufällige bis hin zu einer gleichmäßigen Verteilung, wenn auch mit der Einschränkung, dass diese Beobachtung nicht für alle am Vegetationsaufbau beteiligten Arten gleichermaßen Gültigkeit besitzt. Hingegen führen z.B. Prach & Leps (1990) aus, dass auf einer feineren räumlichen Skala überwiegend gleichmäßige Verteilungsmuster, auf einer gröberen Skala hingegen eher eine geklumpfte Verteilung infolge der zu Grunde liegenden Umweltheterogenität zu verzeichnen ist.

Diese Ausführungen machen deutlich, dass der Vorteil der im Rahmen dieser Arbeit verwendeten Rasterrahmenuntersuchungen darin liegt, dass punktgenaue und vollständige Angaben zu dem Vorkommen von Individuen auf 4 m² großen Probeflächen vorlagen, die in Kombination mit dem Verfahren der 'individual-centered mapped point pattern analysis' (Podani 1997, Podani & Czárán 1997, vgl. Kap. C.4.2) es ermöglichten, gleichzeitig sowohl die zeitliche Vegetationsdynamik über einen 3- bis 4-jährigen Beobachtungszeitraum als auch die Ausbildung horizontaler Vegetationsmuster über mehrere räumliche Maßstabebenen hinweg zu analysieren. Zudem konnten im Fall der Probestelle R136 einzelne Probeflächen zu größeren Flächen zusammengestellt werden.

3.2.2 Kleinräumige Vegetationsmuster im Untersuchungsgebiet

Sowohl anhand der Nullfläche N17, auf der Mikroreliefunterschiede weitgehend ausgeschaltet werden konnten als auch in den frühen Besiedlungsstadium auf anderen Flächen konnte gezeigt werden, dass eine Initialbesiedlung der diasporenfreien Kippenflächen nach einem zufälligen Muster erfolgt (Kap. C.4.2, vgl. auch Bartha 1992).

Nach einer erfolgreichen Etablierung kommt es zu einer Verstärkung der anfänglichen Muster, was an dem Auftreten von aggregierten Verteilungen sichtbar wird. Zurückzuführen ist dies im Wesentlichen auf die einsetzende Diasporenproduktion und eine Ausbreitung der Diasporen in unmittelbarer Umgebung der Mutterpflanze selbst, was insbesondere bei *Corynephorus canescens* zu einem Anwachsen der Horstgröße führt. Darüber hinaus ist zu diesem Zeitpunkt zu erkennen, dass insbesondere die einjährigen Arten - in geringem Umfang auch die mehrjährigen Arten - das Verteilungsmuster der dominierenden Art *Corynephorus canescens* nachzeichnen, was auf eine Etablierung der entsprechenden Diasporen in unmittelbarer Umgebung bereits vorhandener pflanzlicher Strukturen schließen lässt. Diese erhöhte Etablierungsrate ist auf verschiedene Faktoren zurückzuführen. So ist die von den bereits etablierten Pflanzen ausgebildete physikalische Barriere oder eine Ablenkung bodennaher Luftschichten ebenso in Erwägung zu ziehen wie eine Abschwächung der mikroklimatischen Extrembedingungen in direkter Umgebung derartiger 'nurse plants' (Symonides 1985, Salonen 1992, Salonen et al. 1992). Handelt es sich bei den neu etablierten Arten um Stickstofffixierer, so können diese ihrerseits zu einer Verbesserung der Nährstoffsituation beitragen. Darüber hinaus ist ausgehend von den bereits etablierten Arten eine zunehmende Besiedlung der noch zur Verfügung stehenden offenen Bodenfläche zu beobachten. Im weiteren Verlauf der Vegetationsentwicklung bilden die einzelnen Arten, wiederum hauptsächlich infolge der in unmittelbarer Nähe der Mutterpflanze zu Boden fallenden und dort auskeimenden Diasporen, aggregierte Patches aus, die auf der 4 m² großen Probefläche eine zufällige Anordnung aufweisen. So zeigen die Diagramme der 'point pattern analysis' auf einer sehr feinräumigen Maßstabsebene ein gleichmäßiges Verteilungsmuster, welches ungefähr der durchschnittlichen Klumpungsgröße der jeweiligen Artengruppen entspricht (vgl. Abb. 23, Kap. C.4.2).

Auch Zobel et al. (1993, 1996) beobachteten auf ehemaligen Waldstandorten eine zufällige Besiedlung mit Arten, die weder eine signifikante Beziehung zu Standortfaktoren noch zu 'species life history traits' aufweisen. Zobel et al. (1993, 1996) gehen davon aus, dass sich diese Arten zu so genannten Keimzellen ('nuclei') für die weitere Vegetationsentwicklung der zur Verfügung stehenden Fläche entwickeln. Dieser von Yarranton & Morrison (1974) als 'nucleation' beschriebene Prozess kann auf einer sehr feinen Maßstabsebene zur Ausbildung aggregierter Vegetationsmuster führen. Erst zu einem späteren Zeitpunkt konnten Zobel et al. (1993) Konkurrenzsituationen im Sprossbereich feststellen, die durch verschiedene Managementmaßnahmen ausgeschaltet werden konnten.

Ebenso wie durch die o.g. biotischen Strukturen können natürlich auch durch abiotische Faktoren 'safe sites' geschaffen werden, die auf den Etablierungsprozess und die nachfolgende kleinräumige Musterbildung entscheidenden Einfluss nehmen (Bonn & Poschlo 1998). Dies betrifft in erster Linie die Ausgestaltung des Mikroreliefs und weniger die Ressourcenverfügbarkeit. So ist davon auszugehen, dass Diasporen von windexponierten Flächen stärker ausgeblasen werden und sich dafür in flachen Mulden akkumulieren (vgl. Symonides 1978). Auf

den untersuchten Flächen können Unterschiede im Mikrorelief, also Strukturen die ein Auf-
fangen und Auskeimen von Diasporen erleichtern, dafür verantwortlich sein, dass bereits im
ersten Besiedlungsjahr eine signifikante Abweichung von einer zufälligen Verteilung zu be-
obachten ist (vgl. Abb. 23). In den sich unmittelbar anschließenden Folgejahren lässt sich
mittels der verwendeten Methode nicht unterscheiden, inwieweit das beobachtete aggregierte
Verteilungsmuster auf 'nurse plants' oder 'safe sites' zurückzuführen ist. Erst in späteren Fol-
gejahren ist wieder eine eindeutigere Differenzierung möglich. So ist z.B. auf der Probefläche
R131-4 (vgl. Abb. 22d-g) zu beobachten, dass große Teile der Probefläche im Verlauf des
Beobachtungszeitraumes nicht besiedelt werden. Der vegetationsfreie Teil der Probefläche
stimmt im Wesentlichen mit dem Verlauf einer flachen Erosionsrinne überein, aus der ver-
stärkt Diasporen ausgeschwemmt werden können. Auf einer größeren räumlichen Maßstabs-
ebene kann mittels der Transektanalyse nachgewiesen werden, dass "höhere" Pflanzen im
windexponierten Bereich von Hangkuppen eine geringere Abundanz aufweisen als in ge-
schützteren Bereichen am Mittelhang oder Hangfuß (vgl. Kap. C.3.2).

Aus den Ergebnisse der Rasteranalyse wird deutlich, dass die Mechanismen Facilitation und
Inhibition auf unterschiedlichen räumlichen Maßstabsebenen wirksam werden. So ist in un-
mittelbarer Umgebung der Mutterpflanze (z.B. *Corynephorus canescens*) zu beobachten, dass
hier infolge des erhöhten Diasporenangebotes eine Etablierung anderer Arten verhindert wird.
Erst angrenzend an einen Radius von ca. 5 cm ist eine vermehrte Ansiedlung weiterer Arten
anzutreffen, was im vorliegenden Fall als Facilitation zu werten ist. Ebenso ist Inhibition auf
einer größeren Maßstabsebene zu beobachten, indem z.B. *Calamagrostis*-Initialbestände in
Dominanzbestände übergehen oder dichte Polster von *Polytrichum piliferum* bzw. *Campylo-
pus introflexus* das Eindringen weiterer Arten verhindern. Allerdings kann in diesem Fall
auch darauf verwiesen werden, dass *Calamagrostis*-Bestände infolge ihrer hohen Entwick-
lung von organischer Substanz einen wesentlichen Beitrag zur Initialisierung von Bodenbil-
dungsprozessen leisten können. Davon können dann Arten profitieren, die, nach einer Störung
dieser dichten Bestände, in der Lage sind, die frei werdenden Stellen zu besiedeln (vgl. Jakob
et al. 1996). Insbesondere anhand der *Calamagrostis*-Bestände lässt sich aufzeigen, dass es
nicht immer möglich ist, Facilitation und Inhibition eindeutig voneinander abzugrenzen.
Vielmehr können sich diese Mechanismen bereits nach Etablierung der ersten Arten gegen-
seitig bedingen (z.B. zunehmende Beschattung von Lichtpflanzen oder auch zunehmende
Konkurrenz um Wasser), so dass sich als Ergebnis lediglich ein "Nettoeffekt" herausarbeiten
lässt, der für eine bestimmte räumliche Maßstabsebene von Bedeutung ist (Glenn-Lewin &
van der Maarel 1992).

Als weiterer Erklärungsansatz ist in Betracht zu ziehen, dass eine Kontrolle der räumlichen
Muster auf dieser kleinräumigen Maßstabsebene auch auf den "Verbrauch" der Ressource
Raum beruht (Yodzis 1986), da anscheinend die verbleibenden Arten nicht in der Lage sind,
sich in dem von *Corynephorus canescens* beanspruchten Raum zu etablieren. Die o.g. Beob-
achtungen können deshalb auch als Indiz dafür gewertet werden, dass die meisten dichteab-
hängigen Prozesse im Keimlingsstadium stattfinden und der Abstand zwischen den ausge-
wachsenen Individuen zur Auffindung von Mechanismen häufig nur wenig aussagekräftig ist
(Crawley 1990). Grubb (1977) bezeichnet diese Erscheinung mit 'regeneration-niche', demzu-
folge Unterschiede zwischen koexistierenden Arten im Wesentlichen in einer frühen Le-
bensphase gelegt werden und somit auch Arten mit gleicher Lebensform, Phänologie und
Habitatansprüchen koexistieren können. Van Andel et al. (1993) führen in diesem Zusam-
menhang aus, dass nach einer Etablierung der ersten Individuen die weitere Verfügbarkeit von

Mikrohabitaten ein weitaus stärker limitierender Faktor sein kann als die Diasporenverfügbarkeit, z.B. in Form einer Diasporenbank. Somit ist das permanente Vorhandensein von Regenerationsnischen eine wesentliche Voraussetzung für das Aufrechterhalten der Artendiversität. Dieses Konzept geht allerdings weit über das der 'safe sites', die ausschließlich auf Mikroreliefunterschiede zurückzuführen sind, hinaus, da außerdem eine Verfügbarkeit aller Ressourcen gewährleistet sein muss, die im weiteren Verlauf der Regeneration von Bedeutung sind.

Wilson & Watkins (1994) machen den Versuch, die von ihnen beobachteten Vegetationsmuster mit einer Gildenzugehörigkeit der entsprechenden Arten in Verbindung zu bringen. So gehen sie davon aus, dass zunächst einige der auf den Flächen ankommenden Arten es unabhängig von ihrer Gildenzugehörigkeit schaffen, sich zu etablieren. Die zu einem späteren Zeitpunkt eintreffenden Arten sind dann jedoch nicht mehr gleichermaßen in der Lage sich zu etablieren, insbesondere wenn ihre Ressourcenansprüche mit denen der bereits vorhandenen Arten weitgehend übereinstimmen. Schaffen sie es dennoch sich zu etablieren, geht dies wahrscheinlich zu Lasten der bereits vorhandenen und der selben Gilde angehörenden Arten. Daraus leiten Wilson & Watkins (1994) eine relative Konstanz der Proportionalität der Gilden zueinander ab. Wilson & Watkins (1994) waren in der Lage eine derartige Gilden-Proportionalität, ausgehend von einer Klassifizierung in Gräser und Kräuter, auf einer sehr feinen Maßstabsebene von ca. 1 mm zu beobachten und schlussfolgern zum einen daraus, dass auf dieser feinen Maßstabsebene zufällige Besiedlungsmuster, wie sie z.B. van der Maarel & Sykes (1993) aus dem Karussell-Modell ableiten, keine Gültigkeit besitzen. Zum anderen legen sie aber auch dar, dass 'assembly rules' auf Grund des sessilen Charakters der Pflanzen wahrscheinlich nur auf einer sehr feinen Maßstabsebene nachzuweisen sind und dies ein Grund sein könnte, warum 'assembly rules' bislang nur so selten festgestellt werden konnten.

Die Ergebnisse der Rasterrahmenuntersuchungen zeigen, dass eine sehr grobe Klassifizierung in die drei Gruppen *Corynephorus canescens*, einjährige und mehrjährige Arten dazu geeignet ist, Regelmäßigkeiten im Verlauf der Besiedlung nachzuweisen. Jedoch sind diese Regelmäßigkeiten nicht auf unterschiedliche Ressourcenansprüchen oder Konkurrenz im Sprossbereich zurückzuführen, sondern vielmehr auf die Ausbildung von physikalischen Barrieren durch bereits vorhandene Individuen. Zwar erfolgt eine Ausbildung derartiger Muster ebenfalls auf einer sehr kleinräumigen Maßstabsebene - bis zu einem Durchmesser von ca. 30 cm - allerdings ist dies schon wesentlich größer als die von Wilson & Watkins (1994) verwendete Maßstabsebene.

Auch Geißelbrecht-Taferner (1997) kommen in ihren Untersuchungen zu dem Ergebnis, dass die Vegetation auf einer feinen Maßstabsebene (in diesem Fall auf einer Fläche von 1 x 1 cm) im Wesentlichen ein zufälliges Verteilungsmuster zeigt. Zwar blieb auf den von ihnen untersuchten Flächen, im Gegensatz zu den im Rahmen dieser Arbeit analysierten Flächen, die relative Häufigkeit der jeweiligen Arten über den Beobachtungszeitraum weitestgehend konstant, sie konnten jedoch nicht feststellen, dass in den durch Absterben der einjährigen Arten verursachten Lücken sich wieder die gleichen Arten etablierten. Die Autoren führen dies zum einen auf eine ungleiche Diasporenverbreitung zum anderen aber auch auf das Vorhandensein einer dauerhaften Diasporenbank in den jeweiligen Gaps zurück. Im Gegensatz zu der vorliegenden Arbeit konnten sie auf dieser feinen Maßstabsebene keine räumlichen Abhängigkeiten, wie z.B. eine Beziehung zwischen dem Deckungsgrad mehrjähriger Arten und dem Vorhandensein einer dichten Moos- und Flechtenschicht, beobachten. So zeigen die zu-

letzt genannten Strukturen zwar ein hohes Potenzial Diasporen aufzufangen, was sich jedoch nicht in dem letztendlich beobachteten Verteilungsmuster niederschlägt. Insgesamt sind ihre Ergebnisse mit dem Karussell-Modell von van der Maarel & Sykes (1993, 1997) vergleichbar, da dieses Modell davon ausgeht, dass alle auf einer Fläche vorhandenen Arten über die gleiche Wahrscheinlichkeit verfügen, sich in den entstehenden Gaps zu etablieren und somit keine 'assembly rules' auf dieser feinen Maßstabsebene zu beobachten sind.

Ausgehend von den vorliegenden Untersuchungen deutet sich hier ein wesentlicher Unterschied zwischen Primär- und Sekundärsukzession (bzw. Vegetationsdynamik in einem älteren Bestand) an und zwar dahingehend, dass Facilitation im Verlauf der Primärsukzession eine ganz entscheidende Rolle spielt, dieser Mechanismus in älteren Beständen jedoch im Vergleich zu einer Etablierung aus der Diasporenbank stark an Bedeutung verliert. Diese Beobachtung würde auch erklären, warum Facilitation in vielen Sukzessionsbeobachtungen, die im Wesentlichen auf einer Analyse von Sekundärsukzession beruhen (z.B. Pickett et al. 1982), häufig nur wenig Aufmerksamkeit geschenkt wird.

In der weiter voranschreitenden Vegetationsentwicklung können die in den Initialstadien ausgebildeten aggregierten Verteilungen dann entweder zusammenwachsen oder auseinanderbrechen und auf diese Weise dazu beitragen, dass das anfängliche Muster an Intensität verliert (vgl. auch z.B. Carreira et al. 1992). Ebenso ist aber auch eine Verstärkung der Ausbildung von Patches zu beobachten (Bartha 1992). Eine Übertragung der von den Rasterrahmenuntersuchungen abgeleiteten Mechanismen, die sich überwiegend auf eine Analyse der Initialbestände beziehen, auf spätere Sukzessionsstadien soll an dieser Stelle nicht erfolgen. Denn es ist davon auszugehen, dass in den Folgegesellschaften Störungen und andere Aspekte räumzeitlicher Dynamik, wie z.B. das Absterben einzelner Individuen, an Bedeutung gewinnen. (vgl. Kap. A.2.3, Mac Mahon 1980). Da zu diesem Zeitpunkt bereits eine Diasporenbank verfügbar ist, werden die Vegetationsbestände nicht einfach "auf Null" zurückgesetzt, sondern es kommt zu Erscheinungen, die wohl am ehesten mit Gap-dynamics bezeichnet werden können (van der Maarel 1988a, 1996, Böhmer 1999). So konnte Treiber (1997) nachweisen, dass die in Größe und Form variierenden Störungen, die durch Gabetätigkeiten von Wildschweinen hervorgerufen werden, in bodensauren Trockenrasen zu einem Auskeimen von sowohl ein- als auch mehrjährigen Arten aus der Diasporenbank beitragen, die ansonsten nur eine untergeordnete Rolle in den ungestörten Beständen spielen. Zobel et al. (1996) zeigen auf, dass die im Zusammenhang mit Gap-dynamics beobachteten Vegetationsmuster sich durch interspezifische Konkurrenz, Prädation, Parasitismus, Krankheiten oder Konkurrenz nicht hinreichend erklären lassen. Vielmehr ist davon auszugehen, dass grundsätzlich alle in einem lokalen Artenpool vorkommenden Arten auch in der Lage sind, die infolge von Störungen oder auch dem Absterben einzelner Individuen freigewordenen Gaps zu besiedeln, woraus im Prinzip eine zufällige Verteilung der Arten auf einer feinen Maßstabsebene resultieren würde (Bartha et al. 1995, Zobel et al. 1996, FBM 1999). Die Fähigkeit der Arten, alle potenziellen Standorte auch zu besiedeln, ist eine Voraussetzung für das von van der Maarel & Sykes (1993, 1997) vorgeschlagene Karussell-Modell.

Da Zobel et al. (1993) auch in späteren Sukzessionsstadien keine weit reichenden Umweltveränderungen feststellen konnten, schlussfolgern sie, dass ein im Sukzessionsverlauf zunehmendes 'sorting' von Arten im Wesentlichen auf die Eigenschaften der Arten selbst zurückzuführen ist und für die Ausbildung von Vegetationsmuster daher in der Regel nicht die unmittelbar vor Ort herrschenden Standortbedingungen ausschlaggebend sind. Die Beobachtun-

gen von Tilman (1986), dass Artenreichtum und –zusammensetzung sowie Dominanzverhältnisse im Wesentlichen durch das Ausmaß an verfügbaren Ressourcen (insbesondere Nährstoffe und Lichtdargebot) begrenzt werden und auch zu einer Vorhersage des Sukzessionsverlaufs herangezogen werden können, scheinen daher auf den untersuchten räumlichen Maßstabebenen in der BFL keine Bedeutung zu besitzen. Vielmehr zeigt die Auswertung der Rasterdaten, dass die Vegetationsentwicklung auf den einzelnen Probestellen im Wesentlichen als Wechselwirkung zwischen den Eigenschaften der Arten selbst (wie z.B. Diasporenproduktion, Wuchs- und Lebensform), den anderen anwesenden Individuen sowie Standortfaktoren (insbesondere Mikroreliefstrukturen) beschrieben werden kann. Diese Beobachtung lässt sich am ehesten mit dem individualistischen Konzept in Übereinstimmung bringen (vgl. Crawley 1986, Kap. A.2.2.1).

Bereits die Auswertung von nur fünf 26-jährigen Dauerflächen zeigt, dass Mechanismen der zwischenartlichen Konkurrenz (Facilitation, Inhibition und Tolerance) auf allen Flächen von Bedeutung sind, ohne dass ihr Einfluss auf der einzelnen Dauerfläche zu jedem Zeitpunkt eindeutig quantifizierbar wäre. So kann das allmähliche Ersetzen von Arten auf den Flächen 7, 10 und 12 als Facilitation eingestuft werden, wohingegen die Etablierung eines *Calamagrostis epigejos*-Dominanzbestandes, der das Einwandern weiterer Arten, zumindest im bisherigen Beobachtungszeitraum, effektiv verhindert, als Inhibition zu bezeichnen ist. Auf den Flächen 1 und 2 ist zu beobachten, dass wenige dominante Arten das Einwandern weiterer Arten kaum behindern und die anfänglich vorhandenen Arten auch nach 26 Jahren noch auf den Flächen vorzufinden sind und somit von Tolerance gesprochen werden kann. Die Entwicklung auf der Fläche 10 zeichnet einen über mehrere Jahre fluktuierenden Vegetationsverlauf nach. Inwiefern derart weit reichende Fluktuationen eine Veränderung des gesamten Sukzessionsverlaufs herbeiführen können, lässt sich aus dem vorliegenden Datensatz nicht ableiten. Auf diese Eigenständigkeit der Vegetationseinheiten ist es auch zurückzuführen, dass keine der von Jentsch (1996) aufgenommenen Dauerflächen sozusagen als "Beweis" für einen Sukzessionsverlauf im eigentlichen UG fungieren kann. Vielmehr können diese Flächen dazu dienen, zu überprüfen inwieweit die aus der Chronosequenzanalyse sowie den 4-jährigen Dauerflächen abgeleiteten Mechanismen auch im Verlauf einer 26-jährigen Zeitreihe beobachtet werden können.

4 Diskussion zeitlicher Prozesse – Ableitung eines Sukzessionsschemas

In einer Synthese sollen die vorliegenden Ergebnisse in der Aufstellung eines verallgemeinernden Sukzessionsschemas für die terrestrischen Offenlandbereiche der Niederlausitzer BFL zusammengeführt werden. Von ausschlaggebender Bedeutung sind in diesem Zusammenhang die folgenden Schlussfolgerungen, die sich aus der vorausgegangenen Diskussion ableiten lassen (vgl. auch Pickett et al. 1987):

1. Die Analyse der Vegetation in den terrestrischen Offenlandbereichen zeigt, dass eine Klassifikation in eine endliche Zahl von Vegetationseinheiten, die in jedem Fall mit zeitlich aufeinander folgenden Sukzessionsstadien in Beziehung gebracht werden können, nicht möglich ist, da eindeutige floristische Grenzen nicht herausgearbeitet werden können.
2. Aus den gemessenen Umweltparametern lässt sich kein kausales Faktorengefüge für die zeitliche Aufeinanderfolge verschiedener Vegetationseinheiten ableiten.

3. Die Initialbesiedlung diasporenfreier Substrate spielt in der anschließenden zeitlichen Vegetationsdynamik eine wesentliche Rolle, wobei insbesondere den auf einer feinen Maßstabebene stattfindenden Besiedlungsprozessen sowie den daraus resultierenden horizontalen Vegetationsmuster, eine große Bedeutung zukommt.

Ausgehend von diesen Schlussfolgerungen basiert die Aufstellung des Sukzessionsschemas im Wesentlichen auf Veränderungen der Artenzusammensetzung unter Berücksichtigung von Dominanzverhältnissen sowie der Wuchsform. Störungen werden als integraler Bestandteil der zeitlichen Vegetationsdynamik in allen Sukzessionsstadien mit berücksichtigt (Pickett 1982). Im Anschluss erfolgt ein Vergleich mit Beschreibungen und Analysen der Primärsukzession von anderen Kippen- und Haldenstandorten.

4.1 Sukzessionsschema für terrestrische Offenlandbereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft

Aus den bisherigen Ausführungen lassen sich zwei Schlussfolgerungen ziehen, die für die Aufstellung eines verallgemeinernden Sukzessionsschemas (vgl. Pickett et al. 1987) von grundlegender Bedeutung sind: **Lineare Sukzessionsreihen**, wie sie z.B. von Pietsch (1998) für die Niederlausitzer BFL oder von Symonides (1985) und Heinken (1990) für psammophytische Gesellschaften in anderen Gebieten beschrieben werden, spiegeln die Vegetationsverhältnisse in den terrestrischen Offenlandbereichen nur unzureichend wider. So genannte **Sukzessionsnetze** hingegen, wie sie z.B. von Beer (1955), Klemm (1966), Dorsch & Dorsch (1989) sowie Durka et al. (1997) für die BFL in dem mitteldeutschen Braunkohlenrevier, von Pysek & Sandova (1979) von Kippenflächen in Böhmen oder auch von Londo (1974) und van der Maarel (1997) für die Vegetationsentwicklung in Dünengebieten vorgestellt werden, eignen sich wesentlich besser für eine schematische Darstellung der zeitlichen Abfolge der Vegetationsdynamik. Ein weiterer Vorteil liegt darin, dass mit dieser Darstellungsweise die zahlreichen Übergänge zwischen Initialbeständen und Folgegesellschaften aber auch der Folgegesellschaften untereinander besser nachgezeichnet werden können. Gleichzeitig halten sie die Option offen, dass einige Folgegesellschaften nur in Ansätzen ausgebildet sind, bzw. auch vollständig übersprungen werden können.

Das Sukzessionsschema in Abb. 31 nimmt seinen Ausgang von vegetations- und diasporenfreien, zumeist sandigen Rohbodensubstraten wie sie infolge des aktiven und passiven Bergbaus entstanden sind. Initialbestände sind in Abb. 31 mit einem eckigen Rahmen, vorläufige Endstadien, d.h. Bestände die über einen längeren Zeitraum (mehrere Generationen der in ihnen dominierenden Arten) "stabil" bleiben, mit einem ovalen Rahmen gekennzeichnet. Als ein wesentliches Merkmal der Primärsukzession in den terrestrischen Offenlandbereichen der BFL kann bereits an dieser Stelle herausgestellt werden, dass es nicht nur ein Initialstadium gibt, sondern dass sich auf den jungen Kippsubstraten ein breites Spektrum unterschiedlicher Vegetationseinheiten etablieren kann. Als wesentlicher Faktor für die Ausbildung der verschiedenen Initialbestände ist die Diasporenverfügbarkeit auf den zu besiedelnden Flächen zu nennen (vgl. Kap. D.2.2). Demzufolge sind zu Sukzessionsbeginn neben nahezu vegetationsfreien Sandflächen auch von *Corynephorus canescens* geprägte Kurzgrasbestände, krautreiche Pionierfluren, Sandtrockenraseninitiale, von *Calamagrostis epigejos* dominierte Hochgras-Bestände und die im Rahmen von Sanierungsmaßnahmen ausgebrachten unterschiedlichen Ansaaten zu beobachten. Trotz durchweg niedriger Nitrat-Gehalte spielen stickstofffixierende

Arten, außer natürlich in den Ansaaten, zu diesem Zeitpunkt keine nennenswerte Rolle (vgl. auch Vitousek & Walker 1987).

Weit verbreitet auf Rohbodenflächen im UG sind lückige Silbergrasfluren, aus denen sich im Sukzessionsverlauf auf festgelegten Substraten Silbergras-Dominanzbestände oder auch Silbergrasfluren mit einer stark deckenden Mooschicht und wenigen krautigen Arten entwickeln können. Diese Kurzgrasbestände können einen Übergang zu kryptogamenreichen Sandtrockenrasen einleiten, indem dichte Moospolster das Aufkommen "höherer" Pflanzen stark einschränken, so dass diese Bestände auch über einen längeren Zeitraum eine gleichbleibende Artenzusammensetzung und Struktur aufweisen. Das Eindringen von Arten angrenzender Vegetationseinheiten ist in der Regel erst nach einer Beschädigung der kompakten Kryptogamenschicht zu beobachten. Ebenso ist es möglich, dass sich aus den Silbergrasfluren artenreiche Sandtrockenrasen entwickeln. Aus der Analyse der vierjährigen Dauerflächen (vgl. Abb. 24) lässt sich in diesem Fall kein einheitlicher Trend ablesen. Zwar ist auf der Fläche 231 eine Entwicklung zu artenreichen Sandtrockenrasen (136) zu erkennen, auf der anderen Seite zeigt aber z.B. die Fläche 152A eine entgegengesetzt verlaufende Entwicklung. Auf der Fläche 131 ist eine leichte Tendenz zu den kryptogamenreichen Sandtrockenrasen 134 und 111 zu erkennen. Die kryptogamenreichen Sandtrockenrasen ihrerseits zeigen auf den zwei verschiedenen Probestellen zwar eine geringfügig gerichtete Entwicklung – allerdings in entgegengesetzte Richtung, so dass sich hieraus keine verallgemeinerbare Aussage ableiten lässt. Dies stimmt mit den Beobachtungen von z.B. Daniels (1990) überein, der das *Spergulo-Corynephorum cladonietosum* als eine Dauergesellschaft beschreibt, in der zyklische Fluktuationen, die wahrscheinlich im Wesentlichen auf Schwankungen der Klimabedingungen zurückzuführen sind, als charakteristische Eigenschaft einzuschätzen sind. Ein Übergang zu Heiden oder Gehölzbeständen wurde von Daniels (1990) nicht beobachtet. Vergleichbare Aussagen für moos- und flechtenreiche Silbergrasfluren liegen auch z.B. von Berger-Landefeldt & Sukopp (1965), Krausch (1968) und Schröder (1989) aus anderen Gebieten vor.

Es ist davon auszugehen, dass sich sowohl die arten- als auch die kryptogamenreichen Sandtrockenrasen über verschieden lange Zeiträume zu "älteren" Sandtrockenrasen entwickeln, die in unterschiedlichem Ausmaß bereits Anklänge an Zwergstrauchheiden aufweisen. Ein Indiz für diese Vermutung ist, dass auf den Flächen 132, 136 und 412A eine Tendenz in Richtung der "älteren" Sandtrockenrasen (112, 311 und 412B) erkennbar ist (Abb. 24). Außerdem ist eine weiter gehende Differenzierung der "älteren" Sandtrockenrasen selbst möglich. Da es sich bei der Probestelle 112 um einen *Calluna*-Bestand im gewachsenen Randbereich handelt, lässt sich aus der Lage in dem Ordinationsdiagramm die Vermutung ableiten, dass "ältere" Sandtrockenrasen eine Entwicklungstendenz in Richtung Zwergstrauchheiden aufweisen.

Als Folgegesellschaften krautreicher Pionierfluren sind wahrscheinlich häufig Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte zu nennen. Ähnliche Vegetationsbestände können sich auch aus Ansaaten entwickeln, indem in die zunächst von Gräsern des Wirtschaftsgrünlandes dominierten Bestände höherwüchsige Kräuter und Stauden einwandern. Aus Abb. 24 ist zu entnehmen, dass die krautreichen Pionierfluren am ehesten eine Entwicklung zu den artenreichen *Calamagrostis*-Beständen erkennen lassen, was auch einen wechselseitigen Übergang dieser Vegetationsbestände wahrscheinlich werden lässt. In den lückigen *Festuca*-Ansaaten ist bereits nach kurzer Zeit ein Einwandern von *Corynephorus canescens*, Moosen u.a. Arten der Sandtrockenrasen zu beobachten, woraus sich eine Entwicklungsrichtung zu den Silbergrasfluren ableiten lässt, die anhand der Abb. 24 auch nachvollziehbar ist.

Vegetationsfreie Flächen: Rohkippen und geschobene Randbereiche

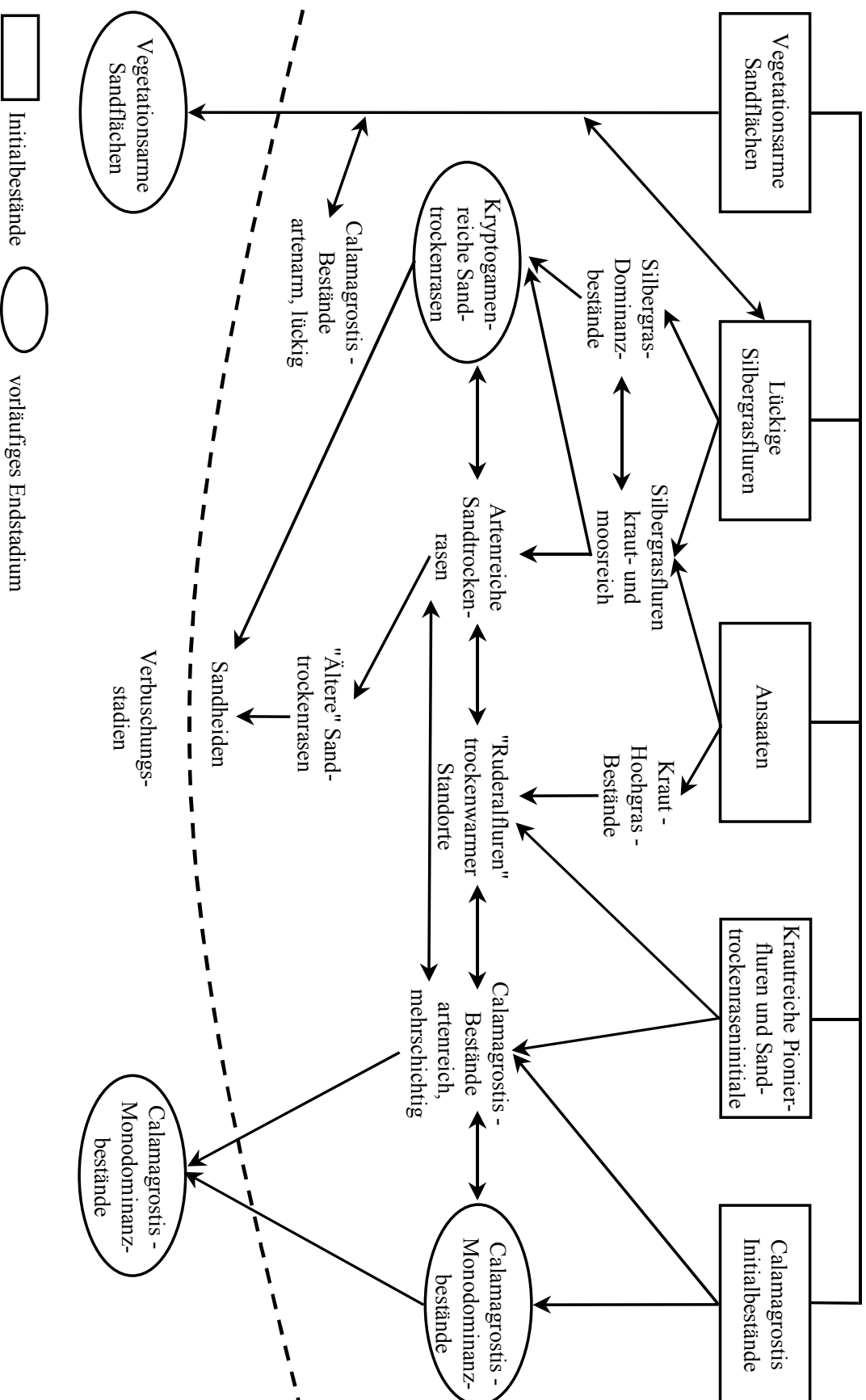


Abb. 31: Sukzessionsverlauf in den terrestrischen Offenlandbereichen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft

□ Initialbestände ○ vorläufiges Endstadium

Ausgehend von *Calamagrostis*-Initialbeständen ist einerseits eine Entwicklung zu *Calamagrostis*-Dominanzbeständen möglich, in die weder Gehölze noch Arten der angrenzenden Vegetationsbestände einzudringen vermögen. Diese Bestände bleiben somit über einen langen Zeitraum unverändert und markieren ebenfalls ein vorläufiges Endstadium der Vegetationsentwicklung in der BFL. In Abb. 24 ist dies daran zu erkennen, dass die dichten *Calamagrostis*-Bestände der Probestelle 413 relativ isoliert in dem Ordinationsdiagramm liegen und lediglich Fluktuationen aufweisen. Andererseits ist ausgehend von *Calamagrostis*-Initialbeständen auch eine Entwicklung zu mehrschichtigen, artenreichen Beständen möglich, die sowohl Übergänge zu Gras-Kraut-Fluren trockenwarmer Standorte aber auch zu den artenreichen Sandtrockenrasen aufweisen. In diesen Beständen ist auch eine Etablierung von Gehölzaufwuchs zu beobachten.

Es ist davon auszugehen, dass in den Folgestadien die verschiedenen Typen der Sandtrockenrasen, die Gras-Kraut-Fluren aber auch die artenreichen *Calamagrostis*-Bestände zahlreiche Übergänge aufweisen. Dies ist in Abb. 31 durch die waagerechten Pfeile zwischen den verschiedenen Folgestadien angedeutet. Ebenso können sich aus allen oberhalb der gestrichelten Linie angeordneten Vegetationseinheiten, mit Ausnahme der Initialbestände, in unterschiedlich langen Zeiträumen verschiedenartige Verbuschungsstadien entwickeln, ohne dass alle dargestellten Vegetationsstadien hintereinander durchlaufen werden müssen. Da sich die vegetationskundlichen Untersuchungen im Rahmen dieser Arbeit auf die Offenlandbereiche beschränkten, endet das Schema in Abb. 31 mit der Vegetationseinheit "Verbuschungsstadien", ohne dass hiermit ein Ende der Vegetationsentwicklung in der BFL angedeutet werden soll.

4.2 Vergleich mit Sukzessionsbeschreibungen aus anderen Gebieten

Eine durchaus vergleichbare Vielfalt verschiedener Vegetationsstadien auf kleinstem Raum beschreibt Jentsch (1994) von der Sukzessionsfläche "Nebendorf". Auch hier finden sich nach zehn Jahren Bereiche, auf denen sich noch kein Pflanzenbewuchs etabliert hat, neben Standorten in ebenen Lagen mit stärker quartär beeinflusstem Material auf denen häufig von *Calamagrostis epigejos* geprägte Bestände mit *Tussilago farfara* und *Achillea millefolium* siedeln. Auf Hangflächen sind auf vergleichbarem Substrat außerdem *Daucus carota*, *Erigeron acris*, *Centaurea jacea* und *Agrimonia eupatoria*, teils sogar Reinbestände mit *Salsola kali* zu beobachten. Auf ärmeren Sandflächen hingegen etabliert sich vor allem *Corynephorus canescens*, *Festuca ovina* und *Hypochaeris radicata*. Bemerkenswert ist, dass diese verschiedenen Bestände auf gleichalten Flächen anzutreffen sind, was die bereits weiter oben ausgeführte Beobachtung bekräftigt, dass das Flächenalter eine eher untergeordnete Bedeutung für die Ausbildung verschiedener Vegetationstypen hat. Die von Jentsch (1994) dargestellten Vegetationsverhältnisse zeigen deutliche Übereinstimmungen mit den in dem Ordinationsdiagramm (vgl. Abb. 6) aufgezeigten Ergebnissen. So können die Bestände auf stärker quartär beeinflusstem Material im Wesentlichen mit den krautreichen Pionierfluren, den Gras-Kraut-Fluren trockenwarmer Standorte aber auch den *Calamagrostis*-Beständen verglichen werden. Wohingegen die Vegetationsbestände auf den ärmeren Substraten wahrscheinlich eher den verschiedenen Ausbildungsformen der Silbergrasfluren zuzurechnen sind.

Ein Vergleich der zeitlichen Vegetationsdynamik in der Niederlausitzer BFL mit Sukzessionsbeschreibungen und -analysen aus anderen Bergbaufolgelandschaften gestaltet sich als schwierig, da die jeweiligen Vegetationsbestände zumeist eine vom UG stark abweichende

Artenkombination aufweisen. So wird z.B. von Wolf (1985) aus dem Rheinischen Braunkohlenrevier als Initialbestand ein reines Therophytenstadium beschrieben. Zum Arteninventar zählen in den ersten Jahren *Epilobium div. spec.*, *Festuca brevipila*, *Arrhenatherum elatius* und *Dactylis glomerata*. Des Weiteren ist innerhalb weniger Jahre ein starkes Einwandern von Gehölzen zu verzeichnen. Initialstadien, die wohl am ehesten mit den krautreichen Pionierfluren oder auch den Gras-Kraut-Fluren trockenwarmer Standorte im UG verglichen werden können, erwähnen Klemm (1966) aus dem Mitteldeutschen Gebiet oder Asmus (1987) von Halden des Steinkohlenbergbaus. Während von Klemm (1966) *Cirsium arvense*, *Achillea millefolium*, *Tussilago farfara*, *Poa compressa* und *Daucus carota* als hochstete Arten genannt werden, berichtet Asmus (1987) von Initialstadien u.a. mit *Senecio viscosus*, *Conyza canadensis* und *Lactuca serriola*, die später von der Fazies bildenden *Senecio inäquidens* abgelöst werden können. Ebenso erwähnt er als Initialstadien ruderales Trockenrasen mit einem hohen Therophytenanteil, woraus sich direkt schütterere Vorwälder mit den Pioniergehölzen Birke, Weiden und Zitter-Pappel entwickeln können.

Sukzessionsverläufe die sich nach einer initialen, krautreichen Therophytenphase sowohl durch hochwüchsige und dichte Gras- und Staudenfluren aber auch durch lückige, ruderales Sandtrockenrasen auszeichnen, werden von Bearbeitern der böhmischen Abraumhalden wie z.B. Pysek & Sandova (1979), Prach (1987) sowie Pysek & Pysek (1988, 1989) beschrieben. So gliedern Pysek & Pysek (1989) den Sukzessionsverlauf auf Abraumhalden in einer sehr allgemeinen und vereinfachten Form in Initialstadien (ca. 2. bis 5. Jahr), Folgestadien (ca. 5. bis 10. Jahr) und schließlich Dauerstadien, die sich zwischen dem 10. und dem 15. Jahr entwickeln und durch das Einwandern von Gehölzen (v.a. Birken und Weiden) gekennzeichnet sind. In einer detaillierteren Darstellung von Pysek & Sandova (1979) sowie Pysek & Pysek (1988) zeigen die Autoren hingegen auf, dass auch auf den Halden in Böhmen die vorgefundenen Vegetationsverhältnisse vielfältige Übergänge zeigen und durchaus auch einzelne Stadien übersprungen werden können. Zu den von ihnen ausgewiesenen Initialstadien zählen 2-schichtige Bestände mit Gräsern und Flechten (*Cladonia* ssp.) ebenso wie *Calamagrostis*-Fluren oder dem *Poo-Tussilaginetum* zugerechnete Bestände. Im Folgenden können sich unterschiedliche, eher niedrigwüchsige und von Kräutern dominierte Bestände herausbilden, wobei Vegetationseinheiten mit *Lotus corniculatus* und *Trifolium arvense* oder auch *Melilotus albus* überwiegen. Daraus entwickeln sich zumeist "beständigere" Vegetationseinheiten, die nur selten im Sukzessionsverlauf fehlen. Dazu zählen Bestände mit *Agrostis capillaris*, *Calamagrostis epigejos* oder auch hochwüchsiger Bestände des *Tanaceto-Artemisietum*. Einen vorläufigen Abschluss bilden Vorwälder mit Birke, Robinie und Zitter-Pappel oder auch dichte *Rubus*-Gebüsche.

Ein linearer Sukzessionsverlauf, der sich an dem Vorkommen dominanter Arten orientiert, wird auch von Prach (1987) aufgezeigt. Entsprechend seinen Ausführungen dominieren in den ersten drei Jahren einjährige Arten, die in den nächsten Jahren durch einen Dominanzbestand von *Atriplex nitens* abgelöst werden. Daran schließen sich Bestände mit *Carduus acanthoides* und *Sisymbrium loeselii* an und zwischen dem 12. und dem 15. Jahr ist ein Anstieg des Deckungsgrades von z.B. *Tanacetum vulgare* oder der Gräser *Arrhenatherum elatius* und *Calamagrostis epigejos*, ebenso wie ein Eindringen der ersten Gehölze, u.a. *Sambucus nigra*, zu verzeichnen. Während die zuvor beschriebenen Vegetationsentwicklungen nach unterschiedlich langen Zeiträumen in einer geschlossenen Vegetationsdecke resultieren, berichten van Elsen & Schmeisky (1990), dass sich auf inhomogenem Haldenmaterial über

einen langen Zeitraum ein mosaikartiges Nebeneinander von Magerkeits- und Feuchtezeigern einstellt, ohne dass sich eine geschlossene Vegetationsdecke entwickelt.

Lediglich aus dem ehemaligen Tagebaugebiet der Goitsche wird eine dem UG vergleichbare Vegetationsentwicklung, ausgehend von Silbergrasfluren zu von mehrjährigen Kräutern geprägten Beständen (u.a. mit *Helichrysum arenarium*), beschrieben (FBM 1999). Das Einwandern von Arten, wie z.B. *Trifolium repens* oder *Artemisia campestris*, wird in diesem Zusammenhang bereits als beginnender Abbau der Sandtrockenrasen gewertet. Da diese Aussage aber auch nur auf 5-jährige Dauerflächenuntersuchungen Bezug nimmt, können die Beobachtungen nur mit Einschränkungen für die Ableitung eines generellen Sukzessionsverlaufs in der BFL Verwendung finden. *Calamagrostis*-Bestände werden auch von Prach (1987) und Pysek & Pysek (1989) als Einheiten beschrieben, die sich bereits zu Beginn der Sukzession etablieren können und anschließend langlebige Dauerstadien ausbilden. Im Gegensatz dazu beschreiben Jakob et al. (1996), dass *Calamagrostis epigejos* in Gebieten der "Goitsche" kaum eigenständige Vegetationseinheiten ausbildet, sondern vielmehr in einer Art "Suchstrategie" die Sandtrockenrasen auf den grundwasserfernen Standorten durchwandert, ohne die sich bis dahin etablierten, niedrigwüchsigen Bestände dauerhaft zu ersetzen.

Häufig weisen die bislang in diesem Kapitel zitierten Autoren darauf hin, dass pflanzensoziologische Kriterien zur Einteilung der vorgefundenen Vegetationsverhältnisse und somit auch der verschiedenen - insbesondere der frühen - Sukzessionsstadien auf Kippenflächen nicht geeignet sind. Aus diesem Grund werden die vorgefundenen Bestände zumeist entsprechend den dominanten Arten benannt (vgl. z.B. Bauer 1970, Pysek & Sandoval 1979, Prach 1987, Pysek & Pysek 1988, 1989, Jochimsen 1991). Ein Grund für diese Vorgehensweise liegt darin, dass kaum Artenkombinationen regelmäßig auf einer größeren Anzahl von Kippstandorten in den verschiedenen Abbauregionen vorkommen und zudem viele Arten in den unterschiedlichen Beständen lediglich die Stetigkeitsklasse I erreichen. Daher ist auch eine Verallgemeinerung im Hinblick auf eine zeitliche Begrenzung bzw. Aufeinanderfolge der verschiedenen Sukzessionsstadien kaum möglich. Die von Pietsch (1998) vorgenommene Einteilung in drei zeitlich aufeinander folgende und deutlich voneinander zu trennende Sukzessionsphasen:

- Phase der Spontanvegetation mit Arten der Segetal- und Ruderalgesellschaften, Grasfluren, Wiesen, Sandtrockenrasen und Schlagfluren,
- Phase der artenarmen Dominanzbestände,
- Phase der Herausbildung echter Pflanzengesellschaften, die durch Kenn- und Differenzialarten gekennzeichnet sind und sich bereits nach einem Zeitraum von 10 - 25 Jahren etabliert haben,

können durch Beobachtungen aus anderen Untersuchungsgebieten nicht bestätigt werden. Vielmehr werden selbst bei der Aufstellung eines linearen Sukzessionsschemas eher strukturelle Merkmale oder auch Dominanzmuster, aber nur selten pflanzensoziologische Kriterien in den Vordergrund gestellt. So beschreibt z.B. Bauer (1970) aus dem Rheinischen Gebiet eine initiale Besiedlung der vegetationsfreien Kippenflächen mit offenen Biotopen oder einer Reitgrassteppe, woran sich bereits die Etablierung eines lichten Gehölzbestandes anschließt, der allmählich in einen natürlichen Wald übergeht (vgl. auch Prach 1987).

Aus den in diesem Kapitel dargelegten Beispielen wird deutlich, dass verallgemeinernde Sukzessionsmodelle, die im Wesentlichen auf der Artenzusammensetzung bzw. auf wenigen do-

minierenden Arten beruhen, in der Regel nur konkrete Bestände abbilden und weniger einen generellen Überblick über die Vegetationsentwicklung auf Rohbodenstandorten vermitteln. Diese Schwierigkeiten die bei einer Generalisierung der beobachteten Vegetationseinheiten vom Punkt zur Fläche auftreten (vgl. Erhard et al. 1997), werden in der BFL außerdem dadurch verstärkt, dass jede Fläche eine eigenständige Historie infolge kleinräumig wechselnder Einflüsse des aktiven und passiven Tagebaus, der Lage und Entfernung zu Wiederausbreitungszentren, der Flächennutzung in der unmittelbaren Umgebung sowie Störungen, die im Verlauf der Vegetationsentwicklung auftreten, aufweist.

4.3 Einfluss kontinuierlicher und diskreter Phänomene auf den Sukzessionsverlauf in der Bergbaufolgelandschaft

Aus den beiden vorangegangenen Kapiteln wird deutlich, dass es für das Verständnis der Vegetationsdynamik unerlässlich ist, räumliche und zeitliche Aspekte als Phänomene zu betrachten, die sich in wechselseitiger Abhängigkeit bedingen (Juhász-Nagy & Podani 1983, Kolasa & Rollo 1991). Es ist daher nicht das Ziel in den nachfolgenden Ausführungen das Paradoxon "pattern determines process" bzw. "process is a prerequisite for pattern" aufzulösen (Wiegleb 1989, Wiens 1995, Bröring & Wiegleb 1998), sondern vielmehr soll der Versuch gemacht werden, herauszuarbeiten, inwiefern sich diskrete bzw. kontinuierliche Phänomene auf den Sukzessionsverlauf in der Niederlausitzer BFL auswirken. Daraus sollen Aussagen im Hinblick auf eine Prognose der Vegetationsentwicklung abgeleitet werden.

Ausgehend von beobachtbaren Einheiten, im Gegensatz zu theoretischen Modellen (Konstrukten), gehen Bröring & Wiegleb (1998) davon aus, dass räumlichen Mustern als zeitliches Äquivalent entweder Prozesse ('process') als kontinuierlich ablaufende und kausal begründete Vorgänge oder aber diskrete, stochastische Ereignisse ('event') gegenüber zu stellen sind. In der Tab. 24 sind in zwei Spalten diskrete Ereignisse und kontinuierliche Prozesse gegenübergestellt, die während des Sukzessionsverlaufs auf die Vegetationsentwicklung Einfluss nehmen können. Die beobachtbaren Muster sind dabei nicht nur das Resultat der zuvor aufgeführten zeitlichen Phänomene, sondern stellen gleichzeitig die Voraussetzung für die sich anschließende zeitliche Vegetationsentwicklung dar. Auf diese Weise kommen die Interaktionen zwischen zeitlichen und räumlichen Phänomenen deutlich zum Ausdruck. Gleichzeitig geht aus dieser Aufstellung aber auch hervor, dass diskrete ebenso wie kontinuierliche zeitliche Phänomene Einfluss auf den Sukzessionsverlauf nehmen, so dass die zeitliche Vegetationsdynamik nicht, wie von Bröring & Wiegleb (1998) vorgeschlagen, ausschließlich als eine Abfolge von diskreten Ereignissen einzuschätzen ist.

Anhand von drei Sukzessionsstadien soll im Folgenden erläutert werden, welche Rolle verschiedene Sukzessionsmechanismen in den jeweiligen Stadien spielen und wie im Verlauf der Vegetationsentwicklung ihre Bedeutung unterschiedlich zu gewichten ist. Bei diesen Stadien handelt es sich um

- Initialstadien – zu Beginn vegetationsfreie Flächen, die von außen besiedelt werden
- Pionierstadien – Stadien, die durch eine beginnende Besiedlung ausgewiesen sind
- (frühe) Folgestadien – Stadien, die durch ein kleinflächiges Mosaik unterschiedlicher Vegetationsbestände oder auch durch Dominanzbestände charakterisiert sind. (Die späteren Stadien erfahren keine Berücksichtigung, da sich die Untersuchungen auf Flächen beschränkte, die im Höchstfall 70 Jahre alt waren.)

In jedem dieser Stadien lassen sich 'general determinants' (Pickett et al. 1987) aushalten, die als Rahmenbedingungen für die Vegetationsdynamik gelten können, aus denen sich jedoch nicht unmittelbar Begründungen für Veränderungen in der Artenzusammensetzung ableiten lassen. Es handelt sich dabei um die Verfügbarkeit von offenen Bodenflächen, die Diasporenverfügbarkeit auf diesen offenen Flächen, die Eigenschaften der Arten, die sich auf diesen Offenflächen etablieren und räumliche Vegetationsmuster, die sich in den jeweils vorangegangenen Sukzessionsstadien herausgebildet haben. Darüber hinaus werden für die Primärsukzession in der BFL die folgenden Annahmen gemacht:

- Die Rahmenbedingungen bleiben über die drei Stadien nicht konstant sondern unterliegen kontinuierlichen Veränderungen
- Neben diesen Rahmenbedingungen nehmen sowohl kontinuierliche Prozesse, die eine allmähliche Veränderung in der Artenzusammensetzung bewirken, als auch zeitlich begrenzt auftretende diskrete Ereignisse, die zu einer plötzlichen Veränderung in der Artenzusammensetzung führen, Einfluss auf den Sukzessionsverlauf.
- Der Parameter "Zeit" wird nicht als Erklärung für die Herausbildung der verschiedenen Sukzessionsstadien herangezogen, sondern dient lediglich zur Beschreibung der beobachteten Phänomene.

Tab. 24 zeigt, dass in den **Initialstadien** nach Beendigung des aktiven und passiven Tagebaus vegetations- und diasporenfreie Bodenflächen der Wiederbesiedlung zur Verfügung stehen. Extreme Standortbedingungen können in diesem Stadium, ebenso wie das Vorhandensein von Mikroreliefunterschieden einen Filter ausbilden. Darüber hinaus sind keine kontinuierlichen Prozesse ableitbar, die auf die Wiederbesiedlung Einfluss nehmen könnten. Zu den diskreten Ereignissen sind in diesem Stadium Erosionserscheinungen zu zählen. Als weitere Rahmenbedingung ist in dem Besiedlungsareal eine kontinuierliche Diasporenverfügbarkeit aus dem regionalen Artenpool gegeben. Die Entfernung des Artenpools sowie Anordnung und Artenzusammensetzung sind in diesem Fall als kontinuierlich wirkende Parameter zu betrachten. Das Vorhandensein von 'safe sites' im Sinn von Harper (1977) ist hingegen als diskretes Ereignis zu werten. Im Hinblick auf die Rahmenbedingung "Arteigenschaften" sind v.a. die ökophysiologischen Eigenschaften der ankommenden Arten als kontinuierliche Prozesse einzuschätzen. Bei dem resultierendem Vegetationsmuster in diesem Stadium ist häufig eine zufällige Anordnung der Individuen zu beobachten.

In den **Pionierstadien** spielen auch weiterhin initiale offene Bodenflächen eine dominierende Rolle, allerdings ist zu beobachten, dass (zumeist abiotisch bedingte) Störungen in bereits bewachsenen Flächen wieder zur Entstehung von offenen Bodenstellen beitragen können. Ähnlich wie in dem vorausgegangenen Stadium zählen extreme Standortbedingungen und Mikroreliefunterschiede zu den kontinuierlichen Prozessen, Erosionserscheinungen zu den diskreten Ereignissen. Im Hinblick auf die Diasporenverfügbarkeit ist zu beobachten, dass auch weiterhin die Wiederbesiedlung aus dem regionalen Artenpool dominiert, dass der lokale Artenpool jedoch zunehmend an Bedeutung gewinnt. 'Safe sites' sind auch weiterhin für die eigentlichen Etablierungsereignisse ausschlaggebend. Bei den Arteigenschaften spielen neben den ökophysiologischen Eigenschaften in diesem Stadium bereits 'species life history traits' (wie z.B. Zeitpunkt der Reproduktion, Fähigkeit zur vegetativen Ausbreitung, Wachstumsraten) als kontinuierliche Parameter eine größere Rolle. Ausgehend von der zufälligen Besiedlung in den Initialstadien, die jetzt als Rahmenbedingung in Erscheinung tritt, lassen sich keine weiteren kontinuierlichen Parameter herausarbeiten. Dies v.a. darauf zurückzuführen

ren, dass die bereits vorhandenen Individuen die Funktion von 'nurse plants' übernehmen und auf diese Weise die Etablierung weiterer Individuen erleichtern können (Facilitation) oder auch infolge von 'nucleation' Einfluss auf die fortschreitende Besiedlung nehmen – wobei hier eine deutliche Wechselwirkung mit den 'species life history traits' zu beobachten ist. Diese biotischen Interaktionen sind jedoch immer in Zusammenhang mit den spezifischen Arteigenschaften zu sehen. Dass sich in diesem Stadium einstellende Vegetationsmuster auf einer sehr feinen Skala häufig durch eine aggregierte Verteilung ausgewiesen, wobei die einzelnen Patches auf einer gröberen Ebene jedoch zufällig verteilt sind. Insgesamt ist das beobachtete Vegetationsmuster stark durch die Arteigenschaften der auf der Fläche vorhandenen Arten geprägt.

In den **Folgestadien** ist davon auszugehen, dass temporäre offene Bodenstellen an Bedeutung gewinnen. Demzufolge ist als diskretes Ereignis v.a. dass auf jeder Fläche vorherrschende Störungsregime zu nennen, wobei biotische über abiotische Störungen dominieren (z.B. Herbivorie, 'trampling', Krankheiten). Kontinuierliche Prozesse spielen im Hinblick auf die Verfügbarkeit von offenen Bodenstellen nur noch eine untergeordnete Bedeutung. Statt dessen ist als kontinuierlicher Prozess eine initiale Bodenentwicklung, die sich durch Substratfestlegung und Nährstoffanreicherung auszeichnet, zu nennen. Im Hinblick auf die Verfügbarkeit von Diasporen dominiert in diesem Stadium der lokale Artenpool, wobei v.a. die Zusammensetzung der Diasporenbank als kontinuierlich wirkender Parameter von großer Bedeutung ist. Als diskrete Ereignisse sind wiederum 'safe sites' ebenso wie mit Bezug auf die Arteigenschaften als kontinuierliche Parameter wiederum 'species life history traits' zu nennen sind. Entsprechend den im vorausgegangenen Stadien etablierten Vegetationsmustern ist infolge der zunehmenden Vegetationsbedeckung davon auszugehen, dass bei den biotischen Interaktionen eine Verschiebung von Facilitation hin zu Inhibition und Competition zu verzeichnen ist. Als Resultat sind jetzt sowohl Patches aber auch Dominanzbestände auf der Maßstabsebene der Probefläche zu beobachten. Des weiteren spielen die temporären offenen Bodenstellen für die sich herausbildenden Vegetationsmuster eine wichtige Rolle. Da zu diesem Zeitpunkt bereits eine Diasporenbank vorhanden ist, werden diese Flächen nicht einfach wieder "auf Null zurückgesetzt", sondern es ist davon auszugehen, dass aus dem lokalen Artenpool eine zufällige Wiederbesiedlung erfolgt. Zurückzuführen ist dies darauf, dass alle in einem lokalen Artenpool vorkommenden Arten auch in der Lage sind, die infolge von Störungen freigewordenen Gaps zu besiedeln (vgl. Karussell-Modell, van der Maarel & Sykes 1997).

Ausgehend von diesen Beobachtungen kann die Vermutung aufgestellt werden, dass die auf einer kleinräumigen Maßstabsebene stattfindenden zufälligen Besiedlungsprozesse in den Initialstadien erheblich zu dem Anteil an nicht erklärter Varianz in den Vegetationsbeständen der terrestrischen Offenlandbereiche in der Niederlausitzer BFL beitragen können (vgl. Kap. C.2.2). So konnte auch del Moral (1998) zeigen, dass auf zwei vergleichbaren Standorten am Mount St Helens weder eine Konvergenz im Verlauf der Vegetationsentwicklung noch eine Angleichung der sich etablierenden Vegetation an die Vegetation der potenziellen Wiederausbreitungszentren zu beobachten ist. Da sich die zwei Flächen im Hinblick auf Keimungsbedingungen oder auch andere physikalische Barrieren nicht nennenswert voneinander unterscheiden, verbleiben daher Unterschiede in der initialen Artenzusammensetzung als eine Erklärungsmöglichkeit für die beobachtete Heterogenität. Auch die Auswertung der 26-jährigen Dauerflächen von Jentsch (1996) zeigt deutlich, dass in dem Verlauf des Beobachtungszeitraumes keine Konvergenz der Vegetationsentwicklung, selbst auf durchaus vergleichbaren

Standorten, zu beobachten ist. Als weiterer ausschlaggebender Faktor ist auf diesen Rohbodenstandorten während den frühen Stadien der Primärsukzession auf einer feinen Maßstabsebene Facilitation zu nennen (Walker & Chapin 1987).

Tab. 24: Einfluss kontinuierlicher und diskreter Phänomene auf den Sukzessionsverlauf im Untersuchungsgebiet

Diskrete Ereignisse	Kontinuierlich verlaufende Prozesse
Rahmenbedingungen in den Initialstadien	
<ul style="list-style-type: none"> - Initiale vegetations- und diasporenfreie offene Bodenflächen - Diasporenverfügbarkeit aus dem regionalen Artenpool - Spezifische Arteigenschaften 	
<ul style="list-style-type: none"> - Erosionsereignisse - 'Safe sites' (Harper 1977) 	<ul style="list-style-type: none"> - Extreme Standortbedingungen - Mikroreliefunterschiede - Entfernung, Anordnung und Zusammensetzung des regionalen Artenpools - Ökophysiologie der Arten
Resultierendes Vegetationsmuster	
<ul style="list-style-type: none"> - Zufällige Anordnung der Individuen 	
Rahmenbedingungen in den Pionierstadien	
<ul style="list-style-type: none"> - Initiale (temporäre) offene Bodenstellen - Diasporenverfügbarkeit aus dem regionalen (lokalen) Artenpool - Spezifische Arteigenschaften - Zufällige Anordnung der Individuen 	
<ul style="list-style-type: none"> - Erosionserscheinungen - 'Safe sites' 	<ul style="list-style-type: none"> - Extreme Standortbedingungen - Mikroreliefunterschiede - Entfernung, Anordnung und Zusammensetzung des regionalen Artenpools - Ökophysiologie, 'species life history traits' - Biotische Interaktionen: Facilitation, Competition
Resultierende Vegetationsmuster	
<ul style="list-style-type: none"> - Aggregierte Verteilung auf einer sehr feinen Maßstabsebene (cm-Bereich) - Zufällige Verteilung der Patches auf Maßstabsebene der Probestelle 	
Rahmenbedingungen in den Folgestadien	
<ul style="list-style-type: none"> - Temporäre offene Bodenstellen - Lokaler Artenpool - Spezifische Arteigenschaften - Aggregierte Vegetationsmuster auf feiner Skala 	
<ul style="list-style-type: none"> - Störungsregime - 'Safe sites' 	<ul style="list-style-type: none"> - Initiale Bodenentwicklung - Zusammensetzung des lokalen Artenpools - 'Species life history traits' - Biotische Interaktionen: Inhibition, Competition
Resultierende Vegetationsmuster	
<ul style="list-style-type: none"> - Patches oder Dominanzbestände auf der Maßstabsebene der Probestelle - Zufällige Besiedlung der durch Störungen neu entstandenen temporären, offenen Bodenstellen 	

Es wird deutlich, dass für eine Beschreibung und Analyse des Sukzessionsverlaufs im UG strukturelle Eigenschaften ('community'-Phänome, Bröring & Wiegand 1998) wesentlich besser geeignet sind als Kriterien, die z.B. auf einer Veränderung der Artenzahl basieren und in

erster Linie Populationsphänomene wie Invasion, Emigration oder Extinktion berücksichtigen. Ausgehend von der 26-jährigen Zeitreihe auf der Außenhalde Buckow können zwar stärkere Schwankungen in der Artenzahl zwischen dem 1. und dem 2. sowie dem 4. und dem 8. Jahr festgestellt werden, diese Schwankungen resultieren jedoch nicht in einem diskreten Wechsel zwischen verschiedenen Artengruppen, sondern tragen allenfalls zu einer Veränderung der Dominanzverhältnisse bei (vgl. Tab. 17 bis Tab. 21). Daher zeichnen sich die Flächen in der Regel durch einen nur sehr langsamen und kontinuierlichen Wechsel in der Artenzusammensetzung aus, ein plötzliches Auftreten bzw. Verschwinden von gesamten Artengruppen ist nicht zu beobachten, so dass auf den einzelnen Flächen sowohl dominante als auch subdominante Arten über den gesamten Beobachtungszeitraum präsent sind (vgl. auch Pickett 1982). Ab dem 13. Beobachtungsjahr ist eine Veränderung in der Artenzusammensetzung kaum noch zu beobachten. Pickett (1982) schlussfolgert aus ähnlichen Beobachtungen, dass viele Arten über einen längeren Zeitraum wechselnden Umwelt- und Konkurrenzbedingungen ausgesetzt sind. Gründe für Veränderungen in der Artenzusammensetzung sind entsprechend Pickett (1982) daher nicht in erster Linie in den Standortverhältnissen, sondern vielmehr in Wechselwirkungen zwischen den einer Gemeinschaft angehörenden Arten oder auch in den Auswirkungen von Störungen zu suchen. Auch die 4-jährigen Dauerflächenuntersuchungen zeigen, wenn auch in dem vergleichsweise nur sehr kurzen Beobachtungszeitraum, kaum eine Veränderung der Artenzusammensetzung. Insgesamt ist deshalb davon auszugehen, dass Vegetationsveränderungen selbst im Verlauf der Primärsukzession, nur sehr langsam ablaufen und "sprunghafte" Veränderungen innerhalb einer kurzen Zeitperiode nicht zu erwarten sind.

Die bisherigen Ausführungen zeigen deutlich, dass eine Prognose der Vegetationsentwicklung für das Untersuchungsgebiet mit großen Unsicherheiten behaftet ist, da prinzipiell eine Vielzahl von Arten in der Lage ist, die jeweils zur Verfügung stehenden Flächen zu besiedeln, die "Erfolgsquote" auf den einzelnen Flächen jedoch infolge des Zufallsregimes sehr unterschiedlich ausfällt. Eine Vorhersagbarkeit ist für die **Initialstadien** daher nur unter Berücksichtigung des regionalen Artenpools gegeben und zwar dahingehend, welche Arten auftreten können. Aussagen zu den sich einstellenden Dominanzverhältnissen sind zu diesem Zeitpunkt nicht möglich. In den sich anschließenden **Pionierstadien** erscheint unter Berücksichtigung struktureller Kriterien eine Vorhersage der Vegetationsentwicklung auf einer feinen, räumlichen Maßstabebene durchaus möglich, die Ergebnisse der vorliegenden Arbeit lassen jedoch keine Extrapolation auf eine gröbere Maßstabebene zu. In den **Folgestadien** ist davon auszugehen, dass sich auf "extremen" Standorten, wie z.B. bei Vorliegen von reinen Tertiärs substraten oder auf stark von Grund- bzw. Hangsickerwasser beeinflussten Flächen, abiotische Verhältnisse stärker auf den Sukzessionsverlauf auswirken, als das Vorhandensein von Diasporenquellen (vgl. auch Tischew et al. 1995). Schwankungen im Bereich "mittlerer" Standortverhältnisse, wie sie z.B. bei Vorliegen von quartären oder Mischsubstraten auftreten, tragen dann letztendlich nur noch zu einer Ausdifferenzierung im Hinblick auf Dominanzverhältnisse und "Geschwindigkeit" der Vegetationsdynamik bei (Landeck 1996, Tischew 1998). Des Weiteren ist in den Folgestadien davon auszugehen, dass zu jedem Zeitpunkt eine bestimmte Bandbreite an Mechanismen möglich ist, ohne jedoch mit Bestimmtheit vorhersagen zu können, welche Richtung der Vegetationsentwicklung eingeschlagen wird, bzw. welches Sukzessionsstadium sich in einem fest vorgegebenen zeitlichen Rahmen entwickelt. So kann einerseits die Vermutung aufgestellt werden, dass die zufällige Besiedlung der Offenflächen in den Initial- und Pionierstadien entscheidenden Einfluss darauf nimmt, welche Art entweder

infolge des sich beständig erhöhenden Diasporenangebotes oder auch über vegetative Verbreitungsmechanismen in der Lage ist, über einen längeren Zeitraum lokal zur Dominanz zu gelangen (z.B. *Corynephorus canescens*- oder *Calamagrostis epigejos* Dominanzbestände). Andererseits ist auch davon auszugehen, dass die Reihenfolge des Einwanderns der Arten sich auf die im späteren Sukzessionsverlauf herausbildenden Muster auswirkt und demzufolge sich aus Initialbeständen ohne klar dominierende Arten verschiedene Patches in den Folgestadien herausbilden können. Da jedoch auf dem Gebiet der BFL Störungen als ein integraler Faktor einzuschätzen sind, lassen sich aus der räumlichen Anordnung der Pflanzen in späteren Sukzessionsstadien, selbst wenn grundlegende Mechanismen bekannt sind, nicht in jedem Fall Rückschlüsse auf die Historie der einzelnen Fläche ziehen (Yodzis 1986). Daher ist eine Ableitung der zu Grunde liegenden Mechanismen ausschließlich auf Basis der beobachteten Muster prinzipiell nicht möglich (Cale et al. 1989, Lawton 1999). Insgesamt ist davon auszugehen, dass die jeweiligen Mechanismen verschiedene scharfe Vegetationsgrenzen hervorrufen können, wobei eine exakte Grenzziehung zwischen den einzelnen Mechanismen bzw. den Anteil, den sie an der Ausbildung der räumlichen Heterogenität besitzen in den seltensten Fällen eindeutig bestimmt werden kann (Fortin et al. 1996).

Zusammenfassend ist zu sagen, dass Arten, die es schaffen sich auf den neu entstandenen Flächen zu etablieren, einen "Startvorteil" haben, den sie infolge der einsetzenden Diasporenproduktion auch auszubauen vermögen. Im weiteren Verlauf der zeitlichen Vegetationsentwicklung können sich auf den verbleibenden freien oder auch auf den durch Störungen neu entstandenen offenen Flächen neue Individuen der gleichen oder auch einer anderen Art etablieren, wobei die Neankömmlinge oftmals von den bereits vorhandenen pflanzlichen Strukturen profitieren. Somit kommt der 'preemptive initial floristics' (Wilson et al. 1992) als Bestandteil der 'initial floristic composition' eine große Bedeutung zu.

5 Naturschutzfachliche Aspekte

Da die vorliegende Arbeit in ein Verbundvorhaben eingebunden war, welches u.a. das Ziel verfolgte, "mit Hilfe der diskursiven Leitbildmethode wissenschaftlich begründete Grundlagen zur Herstellung und Erhaltung von sich selbst organisierenden Flächen mit naturnahen Biozönosen und Ökosystemen" (Bröring et al. 1995) auf Vorrangflächen für Naturschutz in der Niederlausitzer BFL zu entwickeln, soll im Folgenden dargelegt werden, welche Schlussfolgerungen und Optionen für naturschutzfachlich begründetes Handeln sich aus den vorangegangenen Kapiteln ableiten lassen.

Häufig ist auf ehemaligen Bergbauflächen zu beobachten, dass Sanierungstätigkeiten darauf ausgerichtet sind, die vom Bergbau in Anspruch genommenen Flächen soweit wie möglich wieder in die umgebende, unverritzte Kulturlandschaft einzugliedern oder sogar in den vorbergbaulichen Zustand zurückzusetzen. Drebenstedt (1994) drückt dies folgendermaßen aus: "Mittels landschaftsplanerischer Mittel und geschickter Verkipfung [...] ist eine reizvolle Landschaft im Entstehen. [...] es wird deutlich, dass der Bergbau nur einen zeitlich und räumlich begrenzten Eingriff in die Landschaft darstellt". Teilweise besteht sogar der Anspruch, wie z.B. im Staat Ohio, die Landschaft mittels Sanierungsmethoden für "higher and better use" herzurichten (zur Kritik vgl. Baldwin 1994) oder Biozönosen zu kreieren, die in der gewachsenen Landschaft als gefährdet einzustufen sind (Bradshaw 1990a). Bradshaw vergleicht in diesem Zusammenhang die auf dem Gebiet der 'restoration ecology' arbeitenden Ökologen

mit Ingenieuren, die den Erfolg der durchgeführten Sanierungsmaßnahmen daran messen lassen müssen "whether the ecosystem fails to flourish", bzw. bezeichnet Restoration als "acid test for ecology" (Bradshaw 1990b). In diesem Zusammenhang sind im Wesentlichen vier verschiedene Herangehensweisen zu nennen, die sich dahingehend unterscheiden, bis zu welchem Grad sie anstreben das ursprüngliche Ökosystem wiederherzustellen (vgl. Abb. 32):

1. Restoration: Mittels intensiver Maßnahmen (z.B. Einbringen von Pflanzen - v.a. Stickstofffixierer, Melioration, Eintrag von organischem Material) soll der ursprüngliche Zustand wieder hergestellt werden.
2. Rehabilitation: Wiederherstellung von zumindest einigen Ökosystemfunktionen, ohne den Ausgangszustand jedoch vollständig zu erreichen.
3. Replacement: Ersatz des ursprünglichen Ökosystems.
4. Neglect: Verzicht auf weitergehende Maßnahmen, zumeist als Erkenntnis aus vorausgegangenem Fehlschlägen. Dies kann sowohl eine Sukzession in Richtung des ursprünglichen, bzw. eines anderen Ökosystems aber auch eine völlige Degradation zur Folge haben.

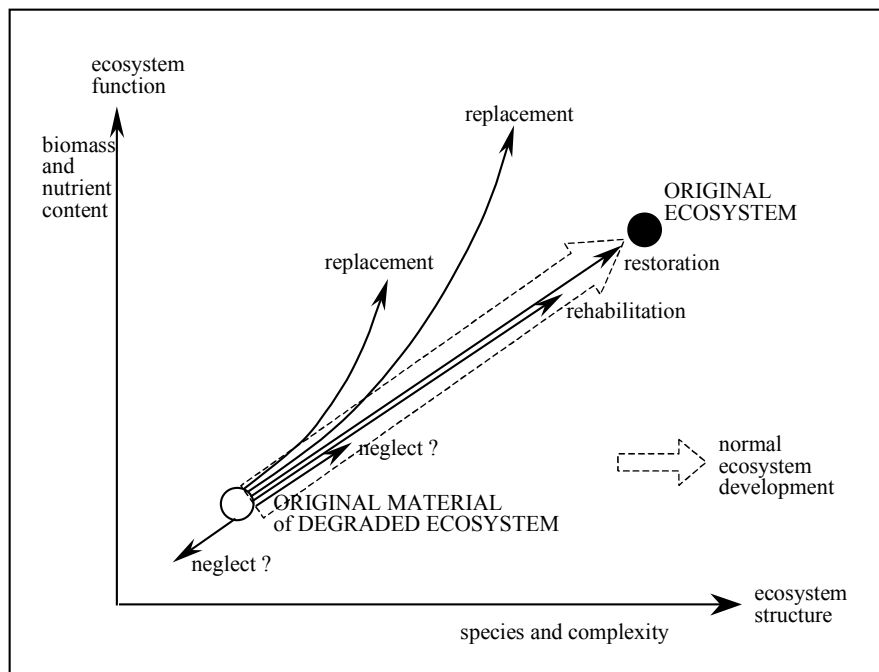


Abb. 32: Optionen auf dem Gebiet der Renaturierungsökologie (nach Bradshaw 1984)

Die ersten drei Vorgehensweisen sind darauf ausgerichtet, mittels technischer Maßnahmen ökonomisch rentable Wege zu finden, um Erosionen zu vermeiden, Emissionen zu verringern, die Produktivität zu steigern und das Landschaftsbild aufzuwerten. Um der Gefahr zu begegnen, dass ausschließlich unter dem Gesichtspunkt der Produktivität monotone Ansaaten aus Arten, die den regionalen Klimabedingungen angepasst sind, über weite Bereiche dominieren, ist ökologisches Wissen über Verfügbarkeit von Saatgut, Bewässerung, Düngung und Oberflächengestaltung eine unabdingbare Voraussetzung, um Vegetationsstruktur, einschließlich Artendiversität und –zusammensetzung sowie eine Ökosystemfunktion wiederherzustellen (Bradshaw 1984, 1990a, Bradshaw & Chadwick 1980, Cairns 1988). Da aber gleichzeitig die Kriterien Geschwindigkeit, geringe Kosten, Erfolgsaussichten und Stabilität Berücksichtigung

finden müssen, plädiert Bradshaw (1990a) dafür, alle zufälligen Ereignisse einer natürlichen Sukzession soweit wie möglich auszuschließen, um den Erfolg von Sanierungsmaßnahmen nicht zu beeinträchtigen. Kritik an den vorgestellten Konzepten wird von Asmus (1987) v.a. dahingehend geübt, dass bei vielen Sanierungsmaßnahmen mit dem letzten Sukzessionsstadium, nämlich dem Anpflanzen von Gehölzen, begonnen wird. Um die derzeitige Sanierungspraxis zu verbessern, ist daher eine Zusammenarbeit zwischen Ökologen und Praktikern vor Ort anzustreben, wobei z.B. analysiert wird, inwieweit das Einbringen von standortgerechten Arten sich auf den weiteren Sukzessionsablauf auswirkt, bzw. mit welchen Arten ein begründetes Ziel erreicht werden kann (Bradshaw 1990a, Tischew et al. 1995, Kirmer & Mahn 1996, Palmer et al. 1997, FBM 1999). Um Missverständnisse zu vermeiden sollte allerdings nach der Durchführung von initialen Meliorationsmaßnahmen oder dem gezieltem Einbringen von z.B. stickstofffixierenden Arten nicht länger von natürlicher Sukzession (Bradshaw 1997), sondern vielmehr von gelenkter Sukzession gesprochen werden (z.B. Kirmer & Mahn 1996). Eine mit diesem Ansatz verbundene Sukzessionsforschung dient in der Regel dazu, Grundlagen für die Ableitung von Managementmaßnahmen bereit zu stellen und weniger, Sukzession als eigenständigen und schützenswerten Prozess zu befördern.

Kritik an Sanierungsmaßnahmen, die überwiegend darauf ausgerichtet sind, den vorbergbaulichen Zustand wieder herzustellen wird z.B. von Jochimsen (1991) geübt: "Wenn wir durch unsere Lebensgewohnheiten die Standortbedingungen verändert haben und damit möglicherweise neue Sukzessionen ausgelöst haben, die zwar mit den Umweltbedingungen nicht jedoch mit unserem Bild der Vegetation in Einklang stehen, dann können unsere Bemühungen nicht mehr alleine auf die Sicherung des "alten" ausgerichtet sein" (vgl. auch z.B. Holl & Cairns 1994).

Eine Schlussfolgerung, die sich aus einer derartigen Kritik ergibt, besteht z.B. darin, Naturschutz in der BFL als gleichberechtigte Nutzung neben Land- und Forstwirtschaft sowie Tourismus zuzulassen (vgl. z.B. Braunkohlenschauf 1993, 1996), um zumindest auf diesen Renaturierungs- und Sukzessionsflächen tatsächlich eine ungestörte und an die Standortverhältnisse angepasste Wiederbesiedlung zu ermöglichen. Eine derartige Vorgehensweise schafft die notwendigen Voraussetzungen, um das infolge von Abgrabungstätigkeiten entstandene vielfältige Mosaik aus Kippenflächen mit oligotrophen, sonnenexponierten, xerothermen und somit in der Regel konkurrenzarmen Pionierstandorten, Vernässungsflächen und Restlöchern auch langfristig zu erhalten. Charakteristisch für diese Flächen ist die kleinräumige Diversität von Habitattypen, die hohe Anzahl von gefährdeten Arten, eine hohe Geotopdynamik und das Ablaufen von in der Kulturlandschaft seltenen Prozessen, wie z.B. Primärsukzession (vgl. z.B. Bernhardt 1990, van Elsen & Schmeisky 1990, Bornkamm 1993, Donath 1994, Durka et al. 1997, Altmooß 1999). Daraus resultiert aber auch, dass sich die Naturschutzpraxis auf diesen Flächen scheinbar in einem Dilemma befindet. Denn so lässt sich aus den o.g. Eigenschaften der Anspruch ableiten, Habitattypen zu erhalten und zu entwickeln, die durch eine hohe Anzahl von Arten oder auch Biotoptypen der Roten Liste ausgewiesen sind und zum anderen bieten diese Flächen ideale Voraussetzungen, sich natürlicherweise ständig verändernde Systeme in den Mittelpunkt naturschutzfachlichen Handelns zu rücken (White & Pickett 1985a), d.h. auf diesen Flächen keine Managementmaßnahmen durchzuführen. Eine Umsetzung dieser sich gegenseitig ausschließenden Ziele auf der gleichen Fläche ist nicht möglich (Potthast 1999), so dass vor einer Anwendung entsprechender naturschutzfachlicher Strategien in jedem Fall eine Zieldiskussion erfolgen muss (Altmooß & Durka 1998, Felinks & Wiegler 1998, Blumrich et al. 1998, Altmooß 1999). Blumrich et al.

(1998) konkretisieren für das Gebiet der BFL vier gleichberechtigt nebeneinander stehende Grundmotive: Naturnähe, Biodiversität, Nachhaltigkeit und Kulturlandschaft, die in einem zweiten Schritt jeweils fachlich zu konkretisieren sind.

Ausgehend von den in den vorangegangenen Kapiteln dargestellten Ergebnissen und Diskussionen soll an dieser Stelle aus vegetationskundlicher Sicht die Hypothese aufgestellt werden, dass auf den naturnahen Flächen in der BFL geradezu ideale Voraussetzungen zur Anwendung des Grundmotivs Naturnähe in der fachlichen Konkretisierung von Prozessschutz, Minimierung der Nutzungsintensität und (Erlebbarkeit von) Wildnis gegeben sind. Denn so bieten die großen und unzerschnittenen sowie zumeist nährstoffarmen Gebiete in der BFL die Möglichkeit, gezielt und explizit Prozesse zu schützen, die in der Kulturlandschaft in diesem Ausmaß nicht mehr vorhanden sind, bzw. ansonsten nur noch in Nationalparks oder auf Truppenübungsplätzen anzutreffen sind (Blab 1992, Konold et al. 1997).

Das Grundmotiv Naturnähe kann auf dem Gebiet der BFL nicht historisch ausgerichtet sein, da der Grad der Naturnähe nicht messbar an einer Übereinstimmung der realen mit der ursprünglichen Vegetation ist. Vielmehr nimmt das Grundmotiv Naturnähe in dem hier vorgestellten Zusammenhang Bezug auf das von Kowarik (1988, vgl. auch Jalas 1955) abgeleitete Hemerobiekonzept, welches infolge seines aktualistischen Ansatzes auch eine Beurteilung der Vegetationsentwicklung auf irreversibel veränderten Standorten ermöglicht. Kowarik (1988) definiert Hemerobie folgendermaßen: "Hemerobie ist ein Maß für den menschlichen Kultureinfluss auf Ökosysteme, wobei die Einschätzung des Hemerobiegrades nach dem Ausmaß der Wirkung derjenigen anthropogenen Einflüsse vorgenommen wird, die der Entwicklung des Systems zu einem Endzustand entgegenstehen. Ahemerobe Vegetation kann also auch im Zuge der Sukzession einer anthropogenen Pflanzengesellschaft zu einer natürlichen Schlussgesellschaft auf irreversibel veränderten Standorten entstehen." Ausgehend von dieser Definition ist die der freien Sukzession unterliegenden Vegetation auf den naturnahen Flächen in der BFL als ahemerob zu bezeichnen. Des Weiteren betont Sehm in BTUC (1998), dass die BFL direkt nach der Verkippung als ein Arealgefüge aus Urlandschaftsäquivalenten einzuschätzen ist, das zwar technogenen Ursprungs ist, darüber hinaus aber durch einen Merkmalskomplex ursprünglicher Landschaftskomponenten charakterisiert ist.

Zu den schützenswerten Prozessen innerhalb dieser Landschaft zählt insbesondere die raumzeitliche Dynamik einer vom Menschen weitgehend unbeeinflussten Primärsukzession aber auch populationsdynamische Prozesse, wie z.B. das Entstehen und Vergehen von Organismengemeinschaften (u.a. Jax 1994). Aus Abb. 31 ist zu erkennen, dass sich aus den jeweiligen Initialbeständen nicht ohne weiteres Folgestadien, bzw. ihre räumliche und zeitliche Vegetationsdynamik vorhersagen lassen. Dies hat zur Folge, dass Ansätze, die Renaturierung als eine Form des Gärtnerns auffassen und standortgerechte Pflanzenarten in "natürlichen" Mosaiken anpflanzen, nicht die Gewissheit liefern, dass auch die restlichen Komponenten auf diese Weise in die gewünschte Richtung gezogen werden (Henle 1994, Hobbs & Norton 1996, Allen et al. 1997) oder dass ein Überleben aller "erwünschten" Arten auch tatsächlich gesichert wird (Runge 1971). Vielmehr ist davon auszugehen, dass Pflegemaßnahmen, die von Gleichgewichts- bzw. deterministischen Zuständen ausgehen, in dieser Landschaft aller Voraussicht nach zum Scheitern verurteilt sind. Eine derartige statische Vorgehensweise, die auf dem Gebiet der BFL häufig ein permanentes Ankämpfen gegen die natürliche Sukzession nach sich zieht, bedingt zudem kosten-, energie- und zeitaufwändige Maßnahmen, um einen

Zielzustand in einer Landschaft zu bewahren, die natürlicherweise Veränderungen unterliegt (Jedicke 1995, Bibelriether 1996, Konold et al. 1997).

Zudem besteht auf dem Gebiet der Niederlausitzer BFL ein hohes Nachlieferungspotenzial an Diasporen, da auch in den unverritzten Randbereichen auf nährstoffarmen, sandigen Substraten häufig Silbergrasfluren und Sandtrockenrasen vorzufinden sind. Demzufolge ist nicht davon auszugehen, dass naturnahe, sich selbst überlassene Flächen über Jahrzehnte hinweg als vegetationsfreie Gebiete verbleiben, wie ja auch deutlich aus der vorliegenden Arbeit zu erkennen ist. Da das Vorhandensein nährstoffarmer Substrate aber häufig eine verzögerte Vegetationsentwicklung bedingt, wird der Offenlandcharakter dieser Landschaft auch ohne weitere Pflegemaßnahmen über einen langen Zeitraum bestehen bleiben (Tischew 1995). Geht man davon aus, dass der Zeitfaktor, d.h. die Wiederherstellung einer möglichst geschlossenen (und produktiven) Vegetationsdecke innerhalb eines möglichst kurzen Zeitabschnittes auf diesen naturnahen Flächen keine Rolle spielt, so bieten diese Gebiete für die Bevölkerung ein einzigartiges Potenzial, Wildnis bzw. das ungestörte Ablaufen natürlicher Prozesse zu erleben (Trommer 1992, 1997). Der Prozessschutz als naturschutzfachliche Strategie (Scherzinger 1990, Sturm 1993, Josten 1995, Jedicke 1995) zeigt in diesem Zusammenhang die Möglichkeit auf, sich beständig verändernde Systeme als schützenswert in den Mittelpunkt naturschutzfachlichen Handelns zu stellen und nicht als Managementmaßnahmen einzustufen, die es gilt "weg zu pflügen" (White 1979, Durka et al. 1997, Altmooß & Durka 1998, Altmooß 1999). Darüber hinaus stellen diese Gebiete Referenzflächen für den Sanierungsbergbau zur Verfügung, auf denen keinerlei Maßnahmen durchgeführt werden (White & Walker 1997).

Aus naturschutzfachlicher Sicht ist daher ein Festhalten an dem "klassischen (statischen) Paradigma", in dem Momentaufnahmen die Grundlage für die Ableitung naturschutzfachlicher Konzepte darstellen (Reich & Grimm 1996) und welches davon ausgeht, dass unter Schutz gestellte und von menschlichen Einflüssen isolierte Systeme mit gut abgrenzbaren homogenen Einheiten sich selbst in dem Zustand erhalten, mit welchem Zweck sie einst ausgewiesen wurden, nicht möglich (Pickett et al. 1992). Wesentlicher Bestandteil dieses klassischen Paradigmas ist die Vorstellung von einem sich im Gleichgewicht befindlichen System, welches nach Störungen in den ursprünglichen Zustand zurückkehrt (zur Kritik vgl. z.B. Gigon & Bolzern 1988). Allerdings handelt es sich bei der BFL vielmehr um ein offenes und ständig in Bewegung befindliches System, welches auch bei Anwendung eines längerfristigen Zeitrahmens nicht als stabil zu bezeichnen ist. Zurückzuführen ist dies sowohl auf die raumzeitliche Dynamik auf den entsprechenden Flächen aber auch auf den Einfluss zahlreicher stochastischer Faktoren, die ihren Ursprung außerhalb des eigentlich betrachteten Systems haben. Demzufolge kommt dem "aktuellen (dynamischen) Paradigma" (Pickett et al. 1992, Fiedler et al. 1997, Shachak & Pickett 1997) in der BFL eine große Bedeutung zu. Klassische Ziele, wie Homogenität und Stabilität spielen nur noch eine untergeordnete Rolle, stattdessen werden Nichtgleichgewichtsbetrachtungen, Störungen, Grenzeffekte, räumliche Heterogenität, zeitliche Variabilität und Historie mit einbezogen. Eine wesentliche Eigenschaft besteht außerdem darin, dass anstatt nur eines räumlichen oder zeitlichen Ausschnittes verschiedene Maßstabsebenen berücksichtigt werden. Auf diese Weise wird der Tatsache Rechnung getragen, dass die auf verschiedenen Maßstabsebenen anzusiedelnden Patches sowie ihre Interaktionen über mehrere Maßstabsebenen durchaus Einfluss auf die Ableitung von Naturschutzzielen nehmen können. So ist z.B. zu beobachten, dass jeweils in Abhängigkeit von der verwendeten Maßstabsebene Gleichgewichtszustände unter Nichtgleichgewichtsbedingungen und umgekehrt auftreten können (Pickett & Cadenasso 1995, Fiedler et al. 1997). Die Berück-

sichtigung der räumlichen Maßstabsebene ist auf dem Gebiet der 'restoration ecology' dahingehend von Bedeutung, da infolge politischer oder wirtschaftlicher Rahmenbedingungen Forschung zumeist auf eine bestimmte Maßstabsebene beschränkt ist und nicht beliebig auf eine höhere oder niedrigere Ebenen übertragbar ist. Dies hat auch Rückwirkungen darauf, was denn eigentlich mit Sanierungsmaßnahmen erreicht werden kann. Allerdings betrifft dies weniger die Ausdehnung der sanierten Fläche, sondern vielmehr die Frage, welche Prozesse darin stattfinden können und welche nicht. D.h. es ist im Vorfeld abzuklären, welche Ziele überhaupt auf einer bestimmten Fläche umsetzbar sind. Grundsätzlich ist bei der Anwendung des aktuellen Paradigmas in der naturschutzfachlichen Praxis zu berücksichtigen, dass es eher durch Unsicherheit, denn durch Vorhersagbarkeit gekennzeichnet ist und somit nur schwierig mitzuteilen ist.

Geht man davon aus, dass für Prozessschutz ausreichend große Gebiete zur Verfügung stehen, besteht eine hohe Wahrscheinlichkeit, dass sich infolge raumzeitlicher Dynamik neben großen, einheitlichen Habitattypen auch eine hohe Vielfalt an sich kurzfristig einstellenden und beständig verändernden Sonderstandorten entwickeln können (vgl. Hansson & Engelstam 1991). Daraus lassen sich zwei Schlussfolgerungen ziehen: Zum einen ist es wahrscheinlich, dass verschiedene Habitattypen, die einen bestimmten Lebensraum charakterisieren, einschließlich ihrer spezifischen Artenzusammensetzung, immer wieder neu entstehen und somit auch auf der ganzen Fläche verfügbar sind (vgl. Sturm 1993 bzw. Mosaik-Zyklus-Konzept oder Patch-dynamics). Zum anderen bietet der Prozessschutz die Möglichkeit, gefährdete Arten zu begünstigen, die gerade auf Grund der vorhandenen Dynamik existieren können (z.B. Schaffung offener Bodenstellen oder Aktivierung der Diasporenbank) und die bei konsequent durchgeführten Pflegemaßnahmen keine Entwicklungschance besitzen würden. Aus diesen Ausführungen wird deutlich, dass auf den für Prozessschutz ausgewählten Flächen Vielfalt und Stabilität als zufälliges Ergebnis raumzeitlicher Dynamik keine Priorität eingeräumt wird, sondern vielmehr als zeitlich befristete Sekundärziele aufzufassen sind (Sturm 1993). Neben dem biotischen Prozessschutz bietet die BFL darüber hinaus die Möglichkeit, abiotische Prozesse (wie z.B. Bodenbildung und -umformung, verschiedenartige Erosionserscheinungen sowie Fließgewässerdynamik) in größeren Dimensionen zuzulassen, als sie in der umgebenden Kulturlandschaft denkbar sind. Daraus ergibt sich die Anforderung an den Naturschutz, über die einzelnen Arten hinauszuschauen und stärker den Kontext (Prozesse) zu berücksichtigen.

E Zusammenfassung

Die Beschreibung und Analyse der aktuellen terrestrischen Phytozönosen in den naturnahen Bereichen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft, unter Verwendung verschiedener räumlicher und zeitlicher Maßstabsebenen, zeigt, dass die erfassten Vegetationsbestände in hohem Maße durch individualistische Eigenschaften ausgewiesen sind. Diese Schlussfolgerung basiert darauf, dass es im Rahmen der vorliegenden Arbeit nicht möglich war, mittels multivariater statistischer Methoden, kausale Zusammenhänge zwischen verschiedenen gemessenen sowie nominalen Umweltparametern und den jeweiligen Vegetationsbeständen nachzuweisen. Vielmehr ist davon auszugehen, dass kleinräumige Vegetationsmuster und diskrete Ereignisse maßgeblichen Einfluss auf den hohen Anteil an nicht erklärter Varianz haben, der auch nach Einbeziehung der Umweltparameter in dem Datensatz verbleibt.

So konnte mittels 'point pattern analysis' nachgewiesen werden, dass bei einer Initialbesiedlung, der zunächst vegetations- und diasporenfreien Rohbodensubstrate, zufällige Verteilungsmuster überwiegen. Abweichungen von diesen zufälligen Besiedlungsmustern zu Sukzessionsbeginn sind im Wesentlichen auf Mikroreliefunterschiede zurückzuführen. Für die sich jeweils vor Ort einstellende Artzusammensetzung spielt dabei in erster Linie die Verfügbarkeit von Diasporen aus dem regionalen Artenpool eine dominierende Rolle. Umweltparameter hingegen scheinen für eine erfolgreiche Etablierung der Diasporen nur dann ausschlaggebend zu sein, wenn es sich um "extreme" standörtliche Verhältnisse handelt, wie z.B. bei Vorherrschen von Tertiärsubstraten oder Staunässe sowie an sehr steilen Hangbereichen.

Nach erfolgreicher Etablierung der Initialarten konnte auf einer kleinräumigen Maßstabsebene eine Verstärkung der initialen Vegetationsmuster beobachtet werden. Zurückzuführen ist dies einerseits auf die einsetzende Diasporenproduktion und -ausbreitung in unmittelbarer Umgebung der Mutterpflanze. Andererseits ist auch in Betracht zu ziehen, dass Initialbesiedler die Funktion von 'nurse plants' übernehmen, indem sie sowohl Strukturen ausbilden, die vermehrt Diasporen "einfangen" können, aber auch (z.B. mikroklimatisch) günstigere Bedingungen schaffen und auf diese Weise eine Etablierung neu ankommender Diasporen erleichtern. In den sich anschließenden Folgestadien gewinnen verschiedene Aspekte raumzeitlicher Dynamik an Bedeutung, die erneut zur Entstehung offener Bodenstellen beitragen können. Als ein ausschlaggebender Faktor ist in diesem Zusammenhang insbesondere das vor Ort herrschende Störungsregime zu nennen. Zur Beschreibung der daraus resultierenden Vegetationsdynamik ist am ehesten das Konzept der Patch- bzw. Gap-dynamics geeignet. Da zu diesem Zeitpunkt sowohl eine Diasporenbank vorhanden ist und sich auch ein lokaler Artenpool ausgebildet hat, bietet das Karussell-Modell einen guten Ausgangspunkt für die weiter gehende Analyse der Vegetationsdynamik.

Sowohl die zufälligen Besiedlungsmuster in den Initialstadien als auch das Störungsregime in den Folgestadien tragen dazu bei, dass die im Untersuchungsgebiet vorgefundenen Vegetationsbestände häufig durch eigenständige Artenkombinationen charakterisiert sind, die darüber hinaus aber auch breite Übergangsbereiche aufweisen. Zur Darstellung und Analyse eines derartigen Vegetationskontinuums eignen sich am besten verschiedene direkte und indirekte Ordinationsmethoden. Dabei zeigte es sich, dass eine Zuordnung zu konkreten Einheiten im pflanzensoziologischen Sinn kaum möglich ist, so dass zur Bezeichnung der im Untersu-

chungsgebiet vorgefundenen Vegetationseinheiten vorwiegend die Dominanz einzelner Arten, oder auch Artengruppen, unter Berücksichtigung von Strukturparametern verwendet wird.

Da die Sukzession in der Bergbaufolgelandschaft ihren Ausgang von diasporen- und vegetationsfreien Flächen nimmt, auf denen Konkurrenzsituationen zunächst nur von untergeordneter Bedeutung sind, ist ein großes Erfahrungswissen in Bezug auf Vegetationsdynamik, welches überwiegend auf einer Analyse von Sekundärsukzession beruht und somit größtenteils unter Konkurrenzbedingungen gewonnen wurde, auf die Verhältnisse im Untersuchungsgebiet nicht übertragbar. Dies betrifft einerseits die Auswertung autökologischer Eigenschaften, wie z.B. Lebensformen und Strategietypen, andererseits aber auch die Ableitung von Sukzessionsmechanismen. Dagegen konnte im Rahmen dieser Arbeit nachgewiesen werden, dass Facilitation, zumindest in den frühen Phasen der Primärsukzession, eine entscheidende Rolle spielt, während in der Literatur zumeist der Einfluss von Inhibition hervorgehoben wird und Facilitation nur eine nachrangige Bedeutung eingeräumt wird. Allerdings ist es wahrscheinlich, dass Facilitation in späteren Sukzessionsstadien gegenüber Inhibition oder auch Tolerance an Bedeutung verliert.

Die detaillierte Auswertung der vierjährigen Dauerflächen zeigt, dass selbst auf einer Probe-stelle nur selten eine gleichgerichtete Vegetationsentwicklung zu beobachten ist. Infolge dieser hohen räumlichen Heterogenität und zeitlichen Variabilität sind zur schematischen Darstellung des Sukzessionsverlaufs in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft an Stelle von linearen Sukzessionsreihen so genannte Sukzessionsnetze vorzuziehen, die sowohl mehrere Initialstadien als auch verschiedenartige Übergänge in den Folgestadien zulassen. Darüber hinaus halten sie die Optionen offen, dass einzelne Stadien übersprungen werden können bzw. eine "rückwärts" gerichtete Vegetationsentwicklung ablaufen kann. Gleichzeitig lässt sich auf diese Weise darstellen, dass eine Vorhersage der zeitlichen Vegetationsdynamik im Untersuchungsgebiet mit hohen Unsicherheiten behaftet ist. Diese Schwierigkeiten bei einer Vorhersage des Sukzessionsverlaufs liegen vor allem darin begründet, dass diskrete Ereignisse und kontinuierliche Prozesse interagieren. Zwar können diskrete Ereignisse nach ihrem Eintreten relativ leicht erfasst werden, zum gegenwärtigen Zeitpunkt liegen jedoch keine verlässlichen Aussagen bezüglich ihrer Eintrittswahrscheinlichkeit vor. Kontinuierliche Prozesse hingegen lassen sich zwar besser für die Vorhersage des Sukzessionsverlaufs verwenden, sie sind jedoch nur unter Verwendung indirekter Methoden nachweisbar.

Aus den Ergebnissen der vorliegenden Arbeit kann die Schlussfolgerung gezogen werden, dass der Verlauf der Primärsukzession in den Offenlandbereichen der Bergbaufolgelandschaft, außer durch die Verfügbarkeit von offenen Bodenstellen und Diasporen, in erheblichen Ausmaß auch von Strukturparametern, die sich in den frühen Stadien herausbilden, sowie von den Eigenschaften der Arten selbst, beeinflusst wird. Dem Konzept der 'preemptive initial floristics' ist somit eine große Bedeutung beizumessen.

Danksagung

Zum Abschluss möchte ich mich bei allen bedanken, die zu einem Gelingen dieser Arbeit beigetragen und mich in institutioneller, fachlicher und persönlicher Hinsicht unterstützt haben. An erster Stelle gilt mein Dank Prof. Dr. Gerhard Wiegleb (Cottbus), der mir während Konzeption und Durchführung der Arbeit größtmögliche Freiheit ließ aber gleichzeitig auf Grund seiner stets vorhandenen Gesprächsbereitschaft, konkreten Literaturhinweisen und einer manchmal beharrlichen Kompromisslosigkeit dazu beitrug, dass viele Aspekte eingeflossen sind, die ansonsten wahrscheinlich unberücksichtigt geblieben wären. Ebenso möchte ich mich bei Prof. Dr. Isabell Hensen (Halle) bedanken, die ohne zu zögern die Begutachtung der Arbeit übernommen hat. Für die dreijährige Projektförderung im Rahmen des BMBF-Verbundvorhabens "Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche" (Fkz 0339648) gilt mein Dank dem BMBF und der LMBV.

Ohne die Unterstützung der Arbeitsgruppe am Lehrstuhl Allgemeine Ökologie in Cottbus während der Projektlaufzeit wäre manche Auswertung nicht möglich gewesen. Daher gilt mein Dank insbesondere Birgit Hahn, die mir die umfangreichen Ergebnisse ihrer bodenkundlichen Arbeiten zur Verfügung stellte und natürlich Jadranka Mrzljak für ihre immer vorhandene fachliche und persönliche Hilfsbereitschaft, die dazu beitrug, dass viele Ideen auch tatsächlich umgesetzt werden konnten. Bedanken möchte ich mich außerdem bei Elke Bauriegel, Dr. Henry Blumrich, Dr. Udo Bröring, Ingo Brunk, Dr. Henning Fromm, Anneliese Krauss, Martina Müller, Dr. Friederike Schulz und Barbara Seidl. Herzlich bedanken möchte ich mich auch bei Helmut Jentsch (Lübbenau), der mir seine wertvollen Dauerbeobachtungen von der Außenhalde Buckow zur Verfügung stellte und bei Christina Grätz (Bühlow), dass ich ihre Ergebnisse aus dem Tagebau Cottbus-Nord in die Arbeit mit einbeziehen konnte. Bei Betreuung der Klimastationen und Auswertung der anfallenden Datenmengen halfen Volker Bekurts, Detlef Biemelt, Jörg Scherzer (Cottbus) und Markus Speicher (Trier).

Für die gute Zusammenarbeit im LENAB-Verbundprojekt möchte ich mich insbesondere bei Dr. Monika Pilarski (uve, Potsdam) für die fachliche Unterstützung bei der Auswertung vegetationskundlicher Daten mittels Methoden der Fernerkundung bedanken, Dr. Thomas Anders (Fugro Consult, Berlin), sorgte dafür, dass die Rasterdaten digitalisiert werden konnten und räumte außerdem durch Programmierung einige Probleme beim Datentransfer aus dem Weg. Bei den Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter der LANAKA (Cottbus) möchte ich mich für viele anregende Diskussionen bedanken.

Wahrscheinlich hätte die Anfertigung der Dissertation wesentlich länger gedauert, wenn ich in den letzten zwei Jahren nicht mit zwei sehr verständnisvollen und geduligen Arbeitsgruppenleitern hätte zusammenarbeiten können. Ich möchte mich deshalb ganz herzlich bei Dr. Walter Berendsohn (Berlin) und Dr. Klaus Henle (Leipzig) bedanken. Insbesondere meine Mitarbeiterinnen und Mitarbeiter am UFZ unterstützten mich in der Phase der Auswertung mit vielen hilfreichen Kommentaren und Anregungen. Mein Dank gilt hier vor allem Dr. Michael Altmoos, Silke Bauer, Dr. Sabine Stab und Dr. Hans-Herrman Thulke (Leipzig).

Für kritische Anmerkungen und Verbesserungsvorschläge zu früheren Versionen bedanke ich mich bei Holger Brux (Oldenburg), Jadranka Mrzljak (Cottbus), Thomas Pudelko (Berlin) und vor allem bei Dr. Kurt Jax (Tübingen), der stets geduldig und präzise meine zahlreichen Fragen beantwortete. So manche wertvolle Anregung verdanke ich auch außerdem Dr. Hans-Jürgen Böhmer (Erlangen).

Herzlich bedanken möchte ich mich an dieser Stelle bei Thomas Pudelko (Berlin) sowie Nathalie und Pit Batura-Senebier (Leipzig) für die freundschaftliche und persönliche Unterstützung und die vielen kleinen Aufmerksamkeiten in der etwas hektischen Phase des Zusammenschreibens.

Literaturverzeichnis

- Abele, L.G. 1984. Biogeography, colonization and experimental community structure of coral-associated crustaceans. In: Strong, D.R., Simberloff, D.S., Abele, L.G. & Thistle A.B. (eds.), *Ecological communities*. Princeton University Press, Princeton: 123-137.
- Aguiar, M.R. & Sala, O.E. 1994. Competition, facilitation, seed distribution and the origin of patches in a patagonian steppe. *OIKOS* 70: 26-34.
- Allen, E.B., Covington, W.W. & Falk, D.A. 1997. Developing the conceptual basis for restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 275-276.
- Allen, T.F.H., O'Neill, R.V. & Hoekstra, T.W. 1984. Interlevel relations in ecological research and management: some working principles from hierarchy theory. USDA Forest Service. General Technical Report RM-110: 1-11.
- Allen, T.F.H. & Hoekstra, T.W. 1990. The confusion between scale-defined levels and conventional levels of organization in ecology. *J. Veg. Science* 1: 5-12.
- Altmos, M. 1999. Systeme von Vorranggebieten für den Tierarten-, Biotop- und Prozeßschutz: Auswahlmethoden unter Einbeziehung von Habitatmodellen für Zielarten am Beispiel der Bergbaufolgelandschaft im Südraum Leipzig. UFZ-Bericht Nr. 18: 252 S.
- Altmos, M. & Durka W. 1998. Prozeßschutz in Bergbaufolgelandschaften. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 30: 291-297.
- ANL (ed.) 1991. Begriffe aus Ökologie, Umweltschutz und Landnutzung. Laufen/Salzach: 125 S.
- Armesto, J.J., Pickett, S.T.A. & McDonnell, M.J. 1991. Spatial heterogeneity during succession: A cyclic model of invasion and exclusion. In: Kolasa, J. & Pickett, S.T.A. (eds.), *Ecological heterogeneity*. Springer Verlag, New York: 256-269.
- Asmus, U. 1987. Spontane Vegetationsentwicklung auf Bergehalden des Aachener Reviers. *Naturschutzzentrum NRW, Seminarberichte 1/87*: 40-46.
- Aubreville, A. 1938. La foret coloniale: Les forets de l'Afrique occidentale francaise. *Ann. Ac. Sci. colon. Paris* 9: 1-245.
- Austin, M.P. 1981. Permanent quadrats: an interface for theory and practice. *Vegetatio* 46: 1-10.
- Bakker, J.P., Olf, H., Willems, J.H. & Zobel, M. 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J. Veg. Science* 7: 147-156.
- Baldwin, A.D. Jr. 1994. Rehabilitation of land stripped for coal in Ohio - Reclamation, restoration, or creation? In: Baldwin, A.D. Jr., De Luce, J. & Pletsch C. (eds.), *Beyond preservation: Restoring and inventing landscapes*. University of Minnesota, Minneapolis: 181-191.
- Banasova, V. 1989. Relation of plant species to the pH of the soil on mine heaps. *Ekologia* 8: 117-122.
- Bartha, S. 1992. Preliminary scaling for multi-species coalitions in primary succession. *Abstr. Bot.* 16: 31-41.
- Bartha, S., Collins, S.L., Glenn, S.M. & Kertész, M. 1995. Fine-scale spatial organization of tallgrass prairie vegetation along a topographic gradient. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 169-184.
- Bauer, H.J. 1970. Untersuchungen zur biozöologischen Sukzession im ausgekohlten Kölner Braunkohlenrevier. *Natur und Landschaft* 45: 210-215.

- Bazzaz, F.A. 1990. Plant-plant interactions in successional environments. In: Grace, J.B. & Tilman, D. (eds.), Perspectives on plant competition. Academic Press, San Diego, CA: 239-263.
- Beer, W.D. 1955. Beiträge zur Kenntnis der pflanzlichen Wiederbesiedlung von Halden des Braunkohletagebaues im nordwestsächsischen Raum. *Wiss. Z. Karl-Marx Uni. Leipzig* 5: 207-211.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend C.R. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. 3. Auflg. Blackwell, Oxford: 1068 S.
- Begon, M., Mortimer, M. & Thompson, D.J. 1997. Populationsökologie. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg: 380 S.
- Berger-Landefeldt, U. & Sukopp, H. 1965. Zur Synökologie der Sandtrockenrasen, insbesondere der Silbergrasflur. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 102: 41-98.
- Bernhardt, K.-G. 1990. Die Pioniervegetation der Ufer nordwestdeutscher Sandabgrabungsflächen. *Tüxenia* 10: 83-97.
- Bibelriether, H. 1996. Romantische Vergangenheit ohne Zukunft? *Nationalpark* 3/96: 4-5.
- Bick, H. 1989. Ökologie. Fischer, Stuttgart: 327 S.
- Bilkenroth, K.-D. & Hildmann, D. 1998. Grundlagen und Entwicklung des Sanierungsbergbaus. In: Pflug, W. (ed.), Braunkohletagebau und Rekultivierung. Springer, Berlin: 1015-1020.
- Blab, J. 1992. Landschaftspflege kontra Sukzession. *Veröff. PAÖ* 1: 33-47.
- Blumrich, H., Bröring, U., Felinks, B., Fromm, H., Mrzljak, J., Schulz, F., Vorwald, J. & Wiegleb, G. 1998. Die Bedeutung der Leitbildentwicklung im Rahmen einer "guten naturschutzfachlichen Praxis", dargestellt am Beispiel der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaften. Landesumweltamt Brandenburg (ed.), Tagungen und Berichte 17, Potsdam: 88 S.
- Böhmer, H.J. 1997. Zur Problematik des Mosaik-Zyklus-Begriffes. *Natur und Landschaft* 72: 333-338.
- Böhmer, H.J. 1999. Vegetationsdynamik im Hochgebirge unter dem Einfluß natürlicher Störungen. *Diss. Bot.* 311: 180 S.
- Bonn, S. & Poschlod, P. 1998. Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 404 S.
- Borcard, D., Legendre, P. & Drapeau, P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. *Ecology* 73: 1045-1055.
- Borcard, D. & Legendre P. 1994. Environmental control and spatial structure in ecological communities: an example using Oribatid mites (Acari, Oribatei). *Environ. Ecol. Stat.* 1: 37-61.
- Borman, F.H. & Likens, G.E 1981. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer, New York: 253 S.
- Bornkamm, R. 1981. Rates of change in vegetation during secondary succession. *Vegetatio* 47: 213-220.
- Bornkamm, R. 1985. Vegetation changes in herbaceous communities. In: White, J. (ed.), The population structure of vegetation science. - *Handb. of Veg. Sci.* Dordrecht: 89-109.
- Bornkamm, R. 1993. Aufruf zum Erhalt und zum Aufbau naturnaher Ökosysteme in Tagebaufolgelandschaften. *Mitteilg. GfÖ Dez.* 1993: 34-35.
- Bouxin, G. 1990. The measurement of horizontal patterns in vegetation. A review and proposals for models. *Coenoses* 5 (2): 97-112.
- Bradshaw, A.D. 1984. Ecological principles and land reclamation practice. *Landscape Planning* 11: 35-48.

- Bradshaw, A.D. 1990a. The reclamation of derelict land and the ecology of ecosystems. In: Jordan, W.R., Gilpin, M.E & Aber, J.D. (eds.), Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge: 53-74.
- Bradshaw, A.D. 1990b. Restoration: an acid test for ecology. In: Jordan, W.R., Gilpin, M.E & Aber, J.D. (eds.), Restoration ecology: a synthetic approach to ecological research. Cambridge University Press, Cambridge: 23-29.
- Bradshaw, A.D. 1993. Introduction: Understanding the fundamentals of succession. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.), Primary Succession on Land. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 1-3.
- Bradshaw, A.D. 1997. Restoration of mined land - using natural processes. *Ecological Engineering* 8: 255-269.
- Bradshaw, A.D. & Chadwick, M.J. 1980. The restoration of land - The ecology and reclamation of derelict and degraded land. Blackwell, Oxford: 317 S.
- Bramble, W.C. & Ashley, R.H. 1955. Natural revegetation of spoil banks in central Pennsylvania. *Ecology* 36: 417-423.
- Braunkohlensusschuß Brandenburg 1993. Sanierungsplan Schlabendorfer Felder. Potsdam.
- Braunkohlensusschuß Brandenburg 1996. Sanierungsplan Lauchhammer – Teil II. Potsdam.
- Bröring, U., Schulz, F. & Wiegler, G. 1995. Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 4: 176-178.
- Bröring, U. & Wiegler, G. 1998. Ecological Orientors: Pattern and process of succession in relation to ecological orientors. In: Müller, F. & Leupelt, M. (eds.), Eco targets and goal functions, and orientors. Springer, New York: 34-62.
- BTUC 1998. Verbundvorhaben Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft: Erarbeitung von Leitbildern und Handlungskonzepten für die verantwortliche Gestaltung und nachhaltige Entwicklung ihrer naturnahen Bereiche – Abschlußbericht. BTU Cottbus, LS Allgemeine Ökologie, Cottbus.
- Burrough, P.A. 1987. Spatial aspects of ecological data. In: Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren, O.F.R. (eds.), Data analysis in community and landscape ecology. Pudoc, Wageningen: 213-251.
- Burrows, C.J. 1990. Processes of vegetation change. Unwin Hyman, London: 551 S.
- Cairns, J.Jr. (ed.) 1988. Rehabilitating damaged ecosystems. CRC Press, Boca Raton.
- Cale, W.A., Henebry, G.M. & Yeakley J.A. 1989. Inferring process from pattern in natural communities. *BioScience* 39: 600-605.
- Callaway, R.M. & Walker, L.R. 1997. Competition and facilitation: a synthetic approach to interactions in plant communities. *Ecology* 78: 1958-1965.
- Carreira, J.A., Sanchez-Vazquez, F. & Niell, F.X. 1992. Short-term and a small-scale patterns of post-fire regeneration in a semi-arid dolomitic basin of Southern Spain. *Acta Ecologica* 13: 241-253.
- Cepek, A.G. 1980. Geologie-Quartär. Atlas DDR, Karte 5.
- Chambers, J.C. & MacMahon, J.A. 1994. A day in the life of a seed: movements and fates of seeds and their implications for natural and managed systems. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 25: 263-292.
- Chapin III, F.S. 1993. Physiological control over plant establishment in primary succession. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.), Primary succession on land. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 161-178.

- Chesson, P. 1991. Stochastic population models. In: Kolasa, J. & Pickett, S.T.A. (eds.), *Ecological Heterogeneity*: 123-143.
- Chesson, P.L. & Case, T.J. 1986. Overview: Nonequilibrium community theories: Chance, variability, history, and coexistence. In: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.), *Community Ecology*: 229-239.
- Clements, F.E. 1916. *Plant succession. An analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington, Publication No. 242, Washington: 512 S.
- Clements, F.E. 1936. Nature and structure of climax. *J. Ecol.* 24: 252-284.
- Connell, J.H. & Slatyer, R.O. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *Am. Nat.* 111: 1119-1144.
- Cowles, H.C. 1899. The ecological relations of the vegetation of the sand dunes of lake Michigan. *Bot. Gazette* 27: 95-117, 167-202, 281-308, 361-391.
- Crawley, M.J. 1986. The structure of plant communities. In: Crawley, M.J. (ed.), *Plant ecology*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 1-50.
- Crawley, M.J. 1990. The population dynamics of plants. *Phil. trans. R. Soc. Lond. B* 330: 125-140.
- Czárán, T. & Bartha, S. 1989. The effect of spatial pattern on community dynamics, a comparison of simulated and field data. *Vegetatio* 83: 229-239.
- Daniels, F.J.A. 1990. Changes in dry grassland after cutting of Scots pine in inland dunes near Kootwijk, the Netherlands. In: Krahulec, F. & Agnew, A.D.Q. (eds.), *Spatial processes in plant communities*: 215-235.
- De Kroon, H. & Olff, H. 1995. On the use of the guild concept in plant ecology. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 519-528.
- Del Moral, R. 1993. Mechanisms of primary succession on volcanoes: A view from Mount St Helens. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.), *Primary Succession on Land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 79-100.
- Del Moral, R. 1998. Early succession on lahars spawned by Mount St. Helens. *Amer. J. Botany* 85: 820-828.
- Dierschke, H. 1994. *Pflanzensoziologie*. Ulmer, Stuttgart: 683 S.
- Donath, H. 1994. Möglichkeiten des Naturschutzes und der Landschaftsentwicklung während der Bergbausanierung. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 3: 16-19.
- Dormann, C.F. 1997. Sandrohr (*Calamagrostis epigejos* (L.) Roth) in Trockenrasen des Biosphärenreservats Schorfheide-Chorin: Bestandsstruktur, ökologische Auswirkungen und Pflegemaßnahmen. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 207-217.
- Dornier/Deutsche Aerospace 1993. Ökologischer Sanierungs- und Entwicklungsplan Niederlausitz. In: Umweltbundesamt (ed.), FE-Vorhaben 1010405702.
- Dorsch, H. & Dorsch, I. 1989. Analyse der Entwicklung von Vegetation und Avifauna in Tagebaugebieten bei Leipzig. Dissertation, Institut f. Landschaftsforschung u. Naturschutz Halle/Saale: 124 S.
- Drebenstedt, C. 1994. Erfahrungen bei der Wiedernutzbarmachung von Förderbrückenkippen am Beispiel des Tagebaus Reichwalde. *Braunkohle* 5: 18-24.
- Drebenstedt, C. 1998. Planungsgrundlagen der Wiedernutzbarmachung. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 487-512.
- Drebenstedt, C. & Möckel, R. 1998. Gewässer in der Bergbaufolgelandschaft. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 610-624.
- Drury, W.H. & Nisbet I.C.T. 1973. Succession. *Journal of the Arnold Arboretum* 54: 331-368.

- Durka, W. & Ackermann W. 1993. SORT – ein Computerprogramm zur Bearbeitung von floristischen und faunistischen Artentabellen. *Natur u. Landschaft* 68: 16-21.
- Durka, W., Altmooß, M. & Henle, K. 1995. Landschaftsentwicklung und Biotopgestaltung in der Bergbaufolgelandschaft. Bedeutung von Bergbaufolgelandschaften für den Naturschutz unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. Bericht an das Sächsische Landesamt für Umwelt und Geologie, Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH: 59 S.
- Durka, W., Altmooß, M. & Henle, K. 1997. Naturschutz in Bergbaufolgelandschaften des Südraumes Leipzig unter besonderer Berücksichtigung spontaner Sukzession. *UFZ - Bericht* 22/1997: 209 S.
- Durka, W., Brändle, M. & Krug, H. 2000. What makes a species a successful colonizer? Primary succession at brown coal mining sites. *Oecologia*, in print.
- Dutilleul, P. & Legendre, P. 1993. Spatial heterogeneity against heteroscedasticity: An ecological paradigm versus a statistical concept. *OIKOS* 66: 152-171.
- Egler, F.E. 1954. Vegetation science concepts. I. Initial floristic composition, a factor in old-field vegetation development. *Vegetatio* 4: 412-417.
- Ehrenfeld, J.G, Han, X., Parsons, W.F.J. & Zhu, W. 1997. On the nature of environmental gradients: temporal and spatial variability of soils and vegetation in the New Jersey Pine-lands. *J. Ecol.* 85: 785-798.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R. & Wirth, V. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobot.* 18: 180 S.
- Erhard, M., Grote, R., Weber, E. & Wiegleb, G. 1997. Vom Punkt zur Fläche: Theoretische und praktische Probleme bei der räumlichen Integration ökologischer Daten. *BTUC Aktuelle Reihe* 4/97: 65-85.
- Fanta, J. 1992. Spontane Waldentwicklung auf diluvialen Sandböden und ihre Bedeutung für den Naturschutz. *NNA-Berichte* 5: 23-27.
- FBM (Forschungsverbund Braunkohlenfolgelandschaft Mitteldeutschland) 1997. Konzepte für die Erhaltung, Gestaltung und Vernetzung wertvoller Biotope und Sukzessionsfläche in ausgewählten Tagebausystemen (BMBF-Fkz 0339647). Zwischenbericht, unveröffentlicht. Halle.
- FBM (Forschungsverbund Braunkohlenfolgelandschaft Mitteldeutschland) 1999. Konzepte für die Erhaltung, Gestaltung und Vernetzung wertvoller Biotope und Sukzessionsfläche in ausgewählten Tagebausystemen (BMBF-Fkz 0339647). Abschlussbericht, unveröffentlicht. Halle.
- Felinks, B. & Wiegleb, G. 1998. Welche Dynamik schützt der Prozeßschutz? Aspekte unterschiedlicher Maßstabsebenen - dargestellt am Beispiel der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 8/9: 298-303.
- Felinks, B., Pilarski, M. & Wiegleb, G. 1998. Vegetation survey in the former brown coal mining area of Eastern Germany by integrating remote sensing and ground-based methods. *Appl. Veg. Science* 1: 233-240.
- Felinks, B., Hahn, B. & Wiegleb, G. 1999. Vegetationstypen der terrestrischen Bereiche in der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft. *Arch. Natursch. Landschaftsforschung* 38: 1-42.
- Fiedler, P., White, P.S. & Leidy, R.A. 1997. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. In: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.A., Shachak, M. & Likens, G.E. (eds.), *The ecological basis of conservation*. Chapman & Hall, New York: 83-92.
- Finegan, B. 1984. Forest succession. *Nature* 312: 109-114.

- Finnern, W. & Herwig K. (Red.) 1996. Bodenkundliche Kartieranleitung. 4. Aufl. Schweizerbart, Stuttgart: 392 S.
- Fischer, W. 1960. Pflanzengesellschaften der Heiden und oligotrophen Moore der Prignitz. *Wiss. Z. Päd. Hochschule Potsdam. Math.-Naturw. Reihe 6*: 83-106.
- Fortin, M.-J., Drapeau, P. & Legendre, P. 1989. Spatial autocorrelation and sampling design in plant ecology. *Vegetatio 83*: 209-222.
- Fortin, M.-J., Drapeau, P. & Jacquez, G.M. 1996. Quantification of the spatial co-occurrences of ecological boundaries. *OIKOS 77*: 51-60.
- Frahm, J.P. & Frey, W. 1992. Moosflora. 3. Aufl. Ulmer, Stuttgart.
- Frank, D., Klotz, S. & Westhus, W. 1990. Biologisch - ökologische Daten zur Flora der DDR, 2. Aufl. *Wiss. Beitr. Martin-Luther-Universität, Halle-Wittenberg 32*: 1-167.
- Frenot, Y., Gloaguen, J.C., Cannavacciuolo, M. & Bellido, A. 1998. Primary succession on glacier forelands in the subantarctic Kerguelen Islands. *J. Veg. Science 9*: 75-84.
- Gaston, K.J. & Lawton, J.H. 1990. Effects of scale and habitat on the relationship between regional distribution and local abundance. *OIKOS 58*: 329-335.
- Gauch, H.G. 1982. *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press, Cambridge: 298 S.
- Geißelbrecht-Taferner, L., Geißelbrecht, J. & Mucina, L. 1997. Fine-scale spatial population patterns and mobility of winter-annual herbs in a dry grassland. *J. Veg. Science 8*: 209-216.
- Gigon, A. & Bolzern, H. 1988. Was ist das biologische Gleichgewicht? Überlegungen zur Erfassung eines Phänomens das es strenggenommen gar nicht gibt. *Aus Forschung und Medizin 3*: 18-28.
- Gigon, A. 1997. Fluktuationen des Deckungsgrades und die Koexistenz von Pflanzenarten in Trespen-Halbtrockenrasen (Mesobromion). *Phytocoenologia 27*: 275-287.
- Gleason, H.A. 1926. The individualistic concept of the plant succession. *Bull. Torrey Bot. Club 53*: 7-26.
- Glenn-Lewin, D.C. & van der Maarel, E. 1992. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.), *Plant succession. Theory and prediction*. Chapman & Hall, London: 1-59.
- Goldberg, D. 1995. Generating and testing predictions about community structure: Which theory is relevant and can it be tested with observational data? *Folia Geobot. Phytotax. 30*: 511-518.
- Grätz, C. 1999. Kleinräumige vegetationskundliche und standörtliche Untersuchungen auf der Innenkippe des Tagebaues Cottbus-Nord. Unveröffentlichte Diplomarbeit Humboldt-Universität Berlin: 110 S.
- Gray, A.J. 1993. The vascular plant pioneers of primary successions: Persistence and phenotypic plasticity. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.), *Primary succession on land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 179-192.
- Greig-Smith, P. 1952. Ecological observations on degraded and secondary forest in Trinidad, British West Indies. *J. Ecol. 40*: 316-330.
- Greig-Smith, P. 1961. Data on the pattern within plant communities. I. The analysis of pattern. *J. Ecol. 49*: 695-702.
- Greig-Smith, P. 1964. *Quantitative plant ecology*. Butterworths, London: 265 S.
- Greig-Smith, P. 1979. Pattern in vegetation. *J. Ecol. 67*: 755-779.
- Grime, J.P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Wiley, London: 222pp.

- Grime, J.P. 1988. The C-S-R- model of primary plant strategies - origins, implications and tests. In: Gottlieb, L.D. & Jain, S.K. (eds.), *Plant evolutionary biology*. London, New York: 371-393.
- Grims, F. 1982. Über die Besiedlung der Vorfelder einiger Dachsteingletscher (Oberösterreich). *Stapfia* 10: 203-233.
- Grosser, K.H. 1985. Die Auswirkungen des Braunkohlenbergbaues auf die Naturschutzobjekte im Bezirk Cottbus. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 21: 65-73.
- Grosser, K.H. 1998. Der Naturraum und seine Umgestaltung. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 461-474.
- Grubb, P.J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- Grubb, P.J. 1985. Plant population and vegetation in relation to habitat, disturbance and competition: problems of generalization. In: White, J. (ed.), *Handbook of Vegetation Science*. The Hague: 595-621.
- Grubb, P.J. 1987. Some generalizing ideas about colonization and succession in green plants and fungi. In: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (eds.), *Colonization, succession and stability*: 81-102.
- Gunschera, G. 1998. Landwirtschaftliche Rekultivierung. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 589-599.
- Hakes, W. 1996. Multivariate Ordinationsmethoden zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur - Grundlagen und Beispiele aus Sukzessionsforschung und Monitoring. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28: 12-19.
- Hanf, M. 1937. Die natürliche pflanzliche Erstbesiedlung von Abraumhalden. *Z. Naturwissenschaften, Organ d. Naturwiss. Ver. f. Sachsen und Thüringen zu Halle* 91: 35-56.
- Hanf, M. 1939. Bodenzusammensetzung von Abraumhalden und natürliche pflanzliche Besiedlung. *Angew. Bot.* 21: 149-176.
- Hanski, I. 1994. Spatial scale, patchiness and population dynamics on land. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 343: 19-25.
- Hanski, I. 1995. Effects of landscape pattern on competitive interactions. In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds.), *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London: 203-224.
- Hansson, L. & Angelstam, P. 1991. Landscape ecology as a theoretical basis for nature conservation. *Landscape Ecology* 5: 191-201.
- Haubold, W. & Katur, J., Oehme, W.-D. 1998. Standortkundliche Grundlagen. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 536-558.
- Haubold-Rosar, M. 1998. Bodenentwicklung. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 573-588.
- Heinken, T. 1990. Pflanzensoziologische und ökologische Untersuchungen offener Sandstandorte im östlichen Aller Flachland (Ost-Niedersachsen). *Tüxenia* 10: 223-257.
- Henle, K. 1994. Naturschutzpraxis, Naturschutztheorie und theoretische Ökologie. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 139-153.
- Hill, M.O. 1979. TWINSPAN. A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two way table by classification of the individuals and the attributes. *Microcomputer Power*, Ithaca.
- Hobbs, R.-J. & Norton, D.A. 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restoration Ecology* 4: 93-110.

- Holl, K.D. & Cairns, J. 1994. Vegetational community development on reclaimed coal surface mines in Virginia. *Bull. Torrey Bot. Club* 121: 327-337.
- Holmgren, M., Scheffer, M. & Huston, M.A. 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78: 1966-1975.
- Horn, H.S. 1981. Some causes of variety in patterns of secondary succession. In: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (eds.), *Forest succession: Concepts and application*. Springer, New York: 24-35.
- Horne, J.K. & Schneider D.C. 1995. Spatial variance in ecology. *OIKOS* 74: 18-26.
- Hurlbert, S.H. 1990. Spatial distribution of the montane unicorn. *OIKOS* 58: 257-271.
- Huston, M. & Smith, T. 1987. Plant succession: Life history and competition. *American Naturalist* 130: 168-189.
- Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. 1989. *An introduction to applied geostatistics*. Oxford University Press, New York: 561 S.
- Jakob, S., Tischew, S. & Mahn, E.-G. 1996. Zur Rolle von *Calamagrostis epigejos* (L.) Roth in den Sandtrockenrasen des Braunkohlentagebaues "Goitsche" (bei Delitzsch). *Verhandlg. GfÖ* 26: 797-805.
- Jalas, J. 1955. Hemerobe und hemerochrome Pflanzenarten. Ein terminologischer Reformversuch. *Acta Societatis pro Flora et Fauna Fennica* 72(11): 1-15.
- Janasek, E. 1995. Untersuchungen zur gezielten Beeinflussung der Sukzession durch Aussaat- und Anpflanzversuche auf Böschungsstandorten im Braunkohletagebau "Goitsche" bei Delitzsch. Unveröffentlichte Diplomarbeit Martin-Luther-Universität Halle-Wittenberg: 145 S.
- Jax, K. 1994. Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 3: 107-112.
- Jax, K. 1999. Natürliche Störungen: ein wichtiges Konzept für Ökologie und Naturschutz? *Z. Ökologie u. Naturschutz* 7: 241-253.
- Jax, K., Vareschi, E. & Zauke, G.-P. 1993. Entwicklung eines theoretischen Konzepts zur Ökosystemforschung Wattenmeer. *UBA-Texte* 47/93: 1-138.
- Jax, K., Potthast, T. & Wiegand, G. 1996. Skalierung und Prognoseunsicherheit bei ökologischen Systemen. *Verhandlg. GfÖ* 26: 527-535.
- Jedicke, E. 1995. Ressourcenschutz und Prozeßschutz. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27: 125-133.
- Jentsch, H. 1975. Zur Pflanzenbesiedlung von Kippenflächen in Niederlausitzer Braunkohlengebieten. *Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 11: 35-39.
- Jentsch, H. 1994. Das Naturschutzgebiet Sukzessionslandschaft Nebendorf. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 3: 29-32.
- Jentsch, H. 1996. Vegetationsentwicklung 1970 - 1996 auf der Außenhalde Buckow. Im Auftrag des LS Allgemeine Ökologie, BTU Cottbus, Polykopie.
- Jessel, B. 1996. Leitbilder und Wertungsfragen in der Naturschutz- und Umweltplanung - Normen, Werte und Nachvollziehbarkeit von Planungen. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28: 211-216.
- Jochimsen, M. 1991. Begrünung von Bergehalden auf der Grundlage der natürlichen Sukzession. In: Wiggering, H. & Kerth, M. (eds.), *Bergehalden im Ruhrgebiet. Beanspruchung und Veränderung eines industriellen Ballungsraumes*. Vieweg, Braunschweig/Wiesbaden: 189-194.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F. & van Tongeren O.F.R. 1995. *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge: 299 S.

- Josten, H. 1995. Schutz ökologischer Prozesse in der Bergbaufolgelandschaft. Aktuelle Reihe BTU Cottbus 7/95: 68-78.
- Juhász-Nagy, P. & Podani, J. 1983. Information theory methods for the study of spatial processes and succession. *Vegetatio* 51: 129-140.
- Karr, J.R. & Freemark, K.E. 1985. Disturbance and vertebrates: An integrative perspective. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Academic Press, San Diego: 153-168.
- Katzur, J. 1997. Bergbaufolgelandschaften in der Lausitz. Naturraumpotentiale und Naturressourcen im Braunkohlerevier. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 29: 114-121.
- Katzur, J. 1998. Melioration schwefelhaltiger Kippböden. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 559-572.
- Kershaw, K.A. 1961. Association and co-variance analysis of plant communities. *J. Ecol.* 49: 643-654.
- Kershaw, K.A. 1974. *Quantitative and dynamic plant ecology*. Edward Arnold, London: 308 S.
- Kesel, R. 1997. Anwendung multivariater Methoden in der Analyse vegetations- und tierökologischer Daten. Kursscript, Alfred Töpfer Akademie für Naturschutz: 104 S.
- Kirmer, A. & Mahn, E.G. 1996. Verschiedene Methoden zur Initiierung von naturnaher Vegetationsentwicklung auf unterschiedlichen Böschungstandorten in einem Braunkohlentagebau – erste Ergebnisse. *Verhandlg. GfÖ* 26: 377-385.
- Klemm, G. 1966. Zur pflanzlichen Besiedlung von Abraumkippen und -halden des Braunkohlebergbaus. *Hercynia* 3: 31-51.
- Klemm, G. 1970. Die Pflanzengesellschaften des nordöstlichen Unterspreewald-Randgebietes. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 108: 3-28.
- Kolasa, J. & Pickett, S.T.A. (eds.) 1991. *Ecological heterogeneity*. Springer, New York.
- Kolasa, J. & Rollo, C.D. 1991. Introduction: The heterogeneity of heterogeneity: A glossary. In: Kolasa, J. & Pickett, S.T.A. (eds.), *Ecological Heterogeneity*: 1-23.
- Konold, W., Wattendorf, P. & Leisner, B. 1997. Wandel, Dynamik sowie Flexibilität im Management sind die Schlagworte für einen zeitgemäßen Naturschutz. *Garten und Landschaft* 2/97: 10-12.
- Körmöczi, L. & Balogh, A. 1990. The analysis of pattern change in a Hungarian sandy grassland. In: Krahulec, F. & Agnew, A.D.Q. (eds.), *Spatial processes in plant communities*: 49-58.
- Kowarik, I. 1988. Zum menschlichen Einfluß auf Flora und Vegetation. *Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsentwicklung der TU Berlin* 56: 280 S.
- Krausch, H.D. 1968. Die Sand-Trockenrasen in Brandenburg. *Mitt. flor. soz. Arb.gem.* 13: 71-100.
- Landeck, I. 1996. Diasporenangebot im Umland der Tagebaue des Untersuchungsgebietes und die Wiederbesiedlung der Kippen und Halden durch Flora und Wirbellose (Käfer, Ameisen, Spinnen, Libellen und Heuschrecken). In: FIB (ed.), *Ergebnispräsentation des BMBF-Förderprojektes "Schaffung ökologischer Vorrangflächen bei der Gestaltung der Bergbaufolgelandschaft"*. Tagungsband Massen, 8. Februar 1996. Finsterwalde.
- Lawton, J.H. 1987. Are there assembly rules for successional communities? In: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (eds.), *Colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford: 255-244.
- Lawton, J.H. 1999. Are there general laws in ecology? *OIKOS* 84: 177-192.
- Legendre, P. 1993. Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 76: 1659-1673.

- Legendre, P. & Fortin, M.-J. 1989. Spatial pattern and ecological analysis. *Vegetatio* 80: 107-138.
- Levin, S.A. 1992. The problem of pattern and scale in ecology. *Ecology* 73: 1943-1967.
- Londo, G. 1974. Successive mapping of dune slack vegetation. *Vegetatio* 29: 51-61.
- Londo, G. 1976. The decimal scale for relevés of permanent quadrats. *Vegetatio* 33: 61-64.
- Lüdi, W. 1958. Beobachtungen über die Besiedlung von Gletschervorfeldern in den Schweizer Alpen. *Flora* 146: 386-407.
- Luftensteiner, H.W. 1982. Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. *Bibl. Bot.* 135: 68 S.
- MacArthur, R.H. & Wilson, E.O. 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton university Press, Princeton.
- Mac Mahon, J.A. 1980. Ecosystems over time: Succession and other types of change. In: Waring, R.H. (ed.), *Forests: fresh perspectives from ecosystem analysis*. Proceedings of the 40th annual Biology Colloquium. Oregon State University Press, Corvallis: 27-58.
- McIntosh, R.P. 1981. Succession and ecological theory. In: West, D.C., Shugart, H.H. & Botkin, D.B. (eds.), *Forest succession, concepts and application*. Springer, New York: 10-23.
- McIntosh, R.P. 1985. *The background of ecology. Concepts and theory*. Cambridge University Press, Cambridge: 383 S.
- McIntyre, S., Lavorel, S. Landsberg, J. & Forbes, T.D.A. 1999. Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional trends. *J. Veg. Science* 10: 621-630.
- Meteorologischer und Hydrologischer Dienst der Deutschen Demokratischen Republik 1955. *Klimatologische Normalwerte für das Gebiet der Deutschen Demokratischen Republik (1901-1950)*. Akademie, Berlin.
- Meynen, E. & Schmithüsen, G. (eds.) 1952-1962. *Handbuch der naturräumlichen Gliederung Deutschlands*. Selbstverlag der BFANL, Bonn-Bad Godesberg.
- Miles, J. 1987. Vegetation succession: past and present perceptions. In: Gray, A.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (eds.), *Colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford: 1-29.
- Miles, J. & Walton, D.W.H. 1993. Primary succession revisited. In: Miles, J. & Walton D.W.H. (eds.), *Primary succession on land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 295-302.
- Möckel, R. 1992. Zum ökologischen Wert der Bergbaufolgelandschaft des ehemaligen Braunkohletagebaus Schlabendorf-Nord. *Biol. Stud. Luckau* 21: 74-77.
- Möckel, R. 1993. Von der Abraumkippe zum Naturschutzgebiet - eine Modellstudie zur Renaturierung eines Braunkohletagebaues der Lausitz. *Naturschutz und Landschaftspflege in Brandenburg* 1: 13-22.
- Moore, A.D. & Noble, I.R. 1990. An individualistic model of vegetation stand dynamics. *J. Environmental Management* 31: 61-81.
- Müller-Schneider, P. 1986. Verbreitungsbiologie der Blütenpflanzen Graubündens. *Veröff. Geobot. Inst. Rübel* 85: 20-237.
- Myster, R.W. & Pickett, S.T.A. 1994. A comparison of rate of succession over 18 yr in 10 contrasting old fields. *Ecology* 75: 387-392.
- Noble, I.R. & Slatyer, R.O. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant communities subject to recurrent disturbances. *Vegetatio* 43: 5-21.
- Noble, I.R. & Gitay, H. 1996. A functional classification for predicting the dynamics of landscapes. *J. Veg. Science* 7: 329-336.

- Nowel, G. 1992. Geologische Übersichtskarte des Niederlausitzer Braunkohlenreviers (1 : 200 000). Lausitzer Braunkohle Aktiengesellschaft (ed.), Senftenberg.
- O'Neill, R.V., Gardner, R.H., Milne, B.T., Turner, M.G. & Jackson, B. 1991. Heterogeneity and spatial hierarchies. In: Kolasa, J. & Pickett, S.T.A. (eds.), *Ecological heterogeneity*. Springer, New York: 85-96.
- Paine, R.T. 1980. Food-webs: linkage, interaction strength and community infrastructure. *J. Anim. Ecol.* 49: 667-685.
- Palmer, M.W. 1990. Spatial scale and patterns of vegetation, flora and species richness in hardwood forests of the North Carolina Piedmont. *Coenoses* 5: 89-96.
- Palmer, M.W. & White, P.S. 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *American Naturalist* 144: 717-740.
- Palmer, M.W. & van der Maarel, E. 1995. Variance in species richness, species association, and niche limitation. *OIKOS* 73: 203-213.
- Palmer, M.A., Ambrose, R.F. & Poff, N.L. 1997. Ecological theory and community restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 291-300.
- Pannatier, Y. 1996. Variowin – Software for spatial data analysis in 2D. Springer, New York: 91 S.
- Passarge, H. 1960. Zur soziologischen Gliederung binnenländischer Corynephorus-Rasen im nordostdeutschen Flachland. *Verh. Bot. Ver. Prov. Brandenburg* 98/100: 113-124.
- Peet, R.K. 1992. Community structure and ecosystem function. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.), *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, London: 103-151.
- Peet, R.K. & Christensen, N.L. 1980. Succession: a population process. *Vegetatio* 43: 131-140.
- Pflug, W. (ed.) 1998. Braunkohlentagebau und Rekultivierung. Springer, Berlin: 1068 S.
- Pickett, S.T.A. 1982. Population patterns through twenty years of oldfield succession. *Vegetatio* 49: 45-59.
- Pickett, S.T.A. & White, P.S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics: Bibliography. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 385-455.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L. & Armesto, J.J. 1987. Models, mechanisms and pathways of succession. *The Botanical Review* 53: 335-371.
- Pickett, S.T.A., Kolasa, J., Armesto, J.J. & Collins, S.L. 1989. The ecological concept of disturbance and its expression at various hierarchical levels. *OIKOS* 54: 129-136.
- Pickett, S.T.A., Parker, V.T. & Fiedler, P.L. 1992. The new paradigm in ecology: Implication for conservation biology above the species level. In: Fiedler, P.L. & Jain, S.K. (eds.), *Conservation Biology*. Chapman & Hall, New York: 65-88.
- Pickett, S.T.A. & Cadenasso, M.L. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* 269: 331-334.
- Pielou, E.C. 1969. *An introduction to mathematical ecology*. Wiley, New York: 286 S.
- Pietsch, W. 1983. Braunkohlenbergbau und Naturschutz. *Landschaftsarchitektur* 12: 87-90.
- Pietsch, W. 1988. Vegetationskundliche Untersuchungen im NSG "Welkteich". *Brandenburgische Naturschutzarbeit in Berlin und Brandenburg* 24: 82-95.
- Pietsch, W. 1990. Erfahrungen über die Wiederbesiedlung von Bergbaufolgelandschaften durch Arten des atlantischen Florenelements. *Abh. und Ber. d. Naturkundemuseums Görlitz* 64: 65-68.

- Pietsch, W. 1998. Naturschutzgebiete zum Studium der Sukzession der Vegetation in der Bergbaufolgelandschaft. In: Pflug, W. (ed.), Braunkohlentagebau und Rekultivierung, Springer, Berlin: 677- 686.
- Pillar, V.D. 1999. On the identification of optimal plant functional types. *J. Veg. Science* 10: 631-640.
- Podani, J. 1997. SYN-TAX 5.1-pc. Multivariate Data Analysis Package. SCIENTIA, Budapest.
- Podani, J., Czárán, T. & Bartha, S. 1993. Pattern, area and diversity: the importance of spatial scale in species assemblages. *Abstracta Botanica* 17: 37-51.
- Podani, J. & Czárán, T. 1997. Individual-centered analysis of mapped point patterns representing multi-species assemblages. *J. Veg. Science* 8: 259-270.
- Poschlod, P., Kiefer, S. & Fischer, S.F. 1995. Die potentielle Gefährdung von Pflanzenpopulationen in Kalkmagerrasen auf der Mittleren Schwäbischen Alb durch Sukzession (Brache) und Aufforstung - ein Beispiel für einen zönotischen Ansatz der Gefährdungsanalyse von Pflanzenpopulationen. *Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ.* 83: 199-227.
- Pott, R. 1995. Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. 2. Aufl., Ulmer, Stuttgart: 622 S.
- Potthast, T. 1999. Die Evolution und der Naturschutz. Campus, Frankfurt: 307 S.
- Prach, K. 1986. Colonizing of dumps from coal mining by higher plants. *Ekologia* 5: 421-424.
- Prach, K. 1987. Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W.Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobot. Phytotax.* 22: 349-354.
- Prach, K. & Leps, J. 1990. Summary. In: Osbornova, J. (ed.), Succession in abandoned fields. Kluwer, Dordrecht: 151-152.
- Prach, K., Pysek, P. & Smilauer, P. 1997. Changes in species traits during succession: a search for pattern. *OIKOS* 79: 201-205.
- Primack, R.B. & Miao, S.L. 1992. Dispersal can limit local plant distribution. *Conservation Biology* 6: 513-519.
- Pysek, A. & Sandova, M. 1979. Die Vegetation der Abbraumhalden von Ejpvovice. *Folia musei rerum naturalium Bohemia occidentalis, Botanica* 12: 8-44.
- Pysek, P. & Pysek, A. 1988. Zur spontanen Begrünung der erzhaltigen und erzlosen Abbaudeponien in Böhmen. *Preslia* 60: 133-155.
- Pysek, A. & Pysek, P. 1989. Vegetation der Abbaudeponien in Böhmen: Veränderungen der Artenzusammensetzung im Verlauf der Vegetationsentwicklung. *Verhandlg. GfÖ* 18: 37-41.
- Raunkiaer, C. 1934. The life forms of plants and statistic plant geography. Claredon Press, Oxford: 632 S.
- Read, D.J. 1994. Plant microbe mutualisms and community structure. In: Schulze, E.D. & Mooney, H.A. (eds.), Biodiversity and ecosystem function. Springer, Berlin: 183-209.
- Reich, M. & Grimm, V. 1996. Das Metapopulationskonzept in Ökologie und Naturschutz: eine kritische Bestandsaufnahme. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 5: 123-139.
- Rejmánek, M. & Leps, J. 1996. Negative associations can reveal interspecific competition and reversal of competitive hierarchies during succession. *OIKOS* 76: 161-168.
- Remmert, H. 1985. Was geschieht im Klimax-Stadium? Ökologisches Gleichgewicht durch Mosaik aus desynchronen Zyklen. *Naturwissenschaften* 72: 505-512.
- Remmert, H. 1991a. Das Mosaik-Zyklus-Konzept der Ökosysteme und seine Bedeutung für den Naturschutz. *Laufener Seminarbeiträge*: 0-4.

- Remmert, H. 1991b. Das Mosaik-Zyklus-Konzept und seine Bedeutung für den Naturschutz: Eine Übersicht. Laufener Seminarbeiträge: 5-15.
- Root, R.B. 1967. The niche exploitation pattern of the blue-grey gnatcatcher. *Ecol. Monogr.* 37: 317-350.
- Rossi, R.E., Mulla, D.J., Journel, A.G. & Franz, E.H. 1992. Geostatistical tools for modelling and interpreting ecological spatial dependence. *Ecological Monographs* 62: 277-314.
- Roughgarden, J. & Diamond, J. 1986. Overview: The role of species interaction in community ecology. In: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.), *Community Ecology*. Harper & Row, New York: 333-343.
- Runge, F. 1971. Jährliche Schwankungen der Individuenzahl in einer nordwestdeutschen trockenen Heide (III). *Vegetatio* 23: 71-76.
- Rydin, H. & Borgegard, S.-O. 1988. Plant species richness on islands over a century of primary succession: Lake Hjälmaren. *Ecology* 69: 916-927.
- Rydin, H. & Borgegard, S.-O. 1991. Plant characteristics over a century of primary succession on islands: Lake Hjälmaren. *Ecology* 72: 1089-1101.
- Salonen, V. 1992. Effects of artificial plant cover on plant colonization of a bare peat surface. *J. Veg. Science* 3: 109-112.
- Salonen, V., Penttinen, A. & Särkkä, A. 1992. Plant colonization of a bare peat surface: population changes and spatial patterns. *J. Veg. Science* 3: 113-118.
- Scherzinger, W. 1990. Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz - Zieldiskussion am Beispiel der Nationalpark-Idee. *Natur und Landschaft* 65: 292-298.
- Schmidt, W. 1981. Ungestörte und gelenkte Sukzession auf Brachäckern. *Scripta Geobot.* 15: 129 S.
- Schmiedeknecht, A. 1996. Beziehungen zwischen standörtlichen Grundlagen und spontaner Vegetation im Tagebauggebiet "Goitsche" (Sachsen-Anhalt). *Verhandlg. GfÖ* 26: 399-406.
- Schröder, E. 1989. Der Vegetationskomplex der Sandtrockenrasen in der Westfälischen Bucht. *Abh. Westfäl. Museum für Naturkunde* 51(2): 1-94.
- Schubert, R., Hilbig, W. & Klotz, S. 1995. Bestimmungsbuch der Pflanzengesellschaften Mittel- und Nordostdeutschlands. Fischer, Jena: 403 S.
- Shachak, M. & Pickett, S.T.A. 1997. Linking ecological understanding and application: patchiness in a dryland system. In: Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.A., Shachak, M. & Likens, G.E. (eds.), *The ecological basis of conservation*. Chapman & Hall, New York: 108-119.
- Simberloff, D. & Dayan, T. 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 115-143.
- Smith, T.M., Shugart, H.H. & Woodward, F.L. (eds.) 1997. *Plant functional types*. Cambridge University Press, Cambridge: 350 S.
- Sokal, R.R. & Oden, N.L. 1978. Spatial autocorrelation in biology. 1. Methodology. *Biological Journal of the Linnean Society* 10: 199-228.
- Sousa, W.P. 1984. The role of disturbances in natural communities. *Ann. Rev. Ecol. System.* 15: 353-391.
- Sousa, W.P. & Connell, J.H. 1985. Further comments on the evidence for multiple stable points in natural communities. *American Naturalist* 125: 612-615.
- Stampfli, A. 1992. Year-to-year changes in unfertilized meadows of great species richness detected by point quadrat analysis. *Vegetation* 103: 125-132.
- Sturm, K. 1993. Prozeßschutz - ein Konzept für naturschutzgerechte Waldwirtschaft. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 2: 181-192.

- Symonides, E. 1978. Numbers, distribution and specific composition of diaspores in the soils of the plant association Spargulo-Corynephorum. *Ekologia Polska* 26: 111-122.
- Symonides, E. 1985. Population structure of psammophyte vegetation. *Tüxenia* 5: 259-271.
- Symonides, E. & Wierzchowska, U. 1990. Changes in the spatial pattern of vegetation structure and of soil properties in nearly old-field succession. In: Krahulec, F. & Agnew, A.D.Q. (eds.), *Spatial processes in plant communities*: 201-213.
- Tansley, A.G. 1939. British ecology during the past quarter-century: the plant community and the ecosystem. *J. Ecol.* 27: 513-530.
- Täuber, T. 1996. Vegetationskundliche und ökologische Untersuchungen auf militärischen Übungsflächen im NSG Lüneburger Heide (Rote Fläche 2). *NNA-Berichte* 1/96: 59-78.
- ter Braak, C.J.F. & Verdonschot, P.F.M. 1995. Canonical correspondence analysis and related multivariate methods in aquatic ecology. *Aquatic sciences* 57: 255-289.
- ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P. 1998. *CANOCO reference manual and user's guide to Canoco for Windows. Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Centre for Biometry Wageningen, Wageningen: 352 S.
- Thoreau, H.D. 1860. Succession of forest trees. *Mass. Board Agric. Rep.* VIII.
- Tilman, D. 1986. Evolution and differentiation in terrestrial plant communities: The importance of the soil resource : light gradient. In: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.), *Community Ecology*. Harper & Row, New York: 359-380.
- Tischew, S. 1998. Sukzession als mögliche Folgenutzung in sanierten Braunkohletagebauen. *Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt* 1: 42-54.
- Tischew, S., Mahn, E.-G. & Schmiedeknecht, A. 1995. Von der Natur lernen – Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. *Landschaftsarchitektur* 4/95: 160-164.
- Tränkle, U. & Poschlod, P. 1995. Vergleichende Untersuchungen zur Sukzession von Steinbrüchen unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzes. *Ergebnisse und Schlußfolgerungen. Veröffentlichungen Projekt Angewandte Ökologie* 12: 167-178.
- Treiber, R. 1997. Vegetationsdynamik unter dem Einfluß des Wildschweins (*Sus scrofa* L.) am Beispiel bodensaurer Trockenrasen der elsässischen Harth. *Z. Ökologie u. Naturschutz* 6: 83-95.
- Trepl., L. 1994. *Geschichte der Ökologie. Vom 17. Jahrhundert bis zur Gegenwart*. Athenäum, Frankfurt a.M.: 280 S.
- Trommer, G. 1992. Wilderness - ein weittragendes Leitbild amerikanischen Naturverständnisses. *Verhandlg. GfÖ* 21: 489-494.
- Trommer, G. 1997. Verantwortung für Natur und Landschaft. *Natur und Landschaft* 72: 431-435.
- Tsuyuzaki, S. 1996. Species diversities analyzed by density and cover in an early volcanic succession. *Vegetatio* 122: 151-156.
- van Andel, J., Bakker, J.P. & Grootjans, A.P. 1993. Mechanisms and vegetation succession: a review of concepts and perspectives. *Acta Bot. Neerl.* 42: 413-433.
- van der Maarel, E. 1976. On the establishment of plant community boundaries. *Ber. Deutsch. Bot. Ges.* 89: 415-443.
- van der Maarel, E. 1988a. Vegetation dynamics: patterns in time and space. *Vegetatio* 77: 7-19.
- van der Maarel, E. 1988b. Floristic diversity and guild structure in the grasslands of Öland's storn alvar. *Acta Phytogeogr. Suec.* 76: 53-65.
- van der Maarel, E. 1997. Coastal Dunes: Pattern and process; zonation and succession. *Ecosystems of the world - Dry coastal ecosystems*: 505-517.

- van der Maarel, E. & Werger, M.J.A. 1980. On the treatment of succession data. *Phytocoenosis* 7: 257-278.
- van der Maarel, E. & Sykes, M.T. 1993. Small-scale plant species turnover in a limestone grassland: the carousel model and some comments on the niche concept. *J. Veg. Science* 4: 179-188.
- van der Maarel, E. & Sykes, M.T. 1997. Rates of small-scale species mobility in alvar limestone grassland. *J. Veg. Science* 8: 199-108.
- van der Valk, A.G. 1992. Establishment, colonization and persistence. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.), *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, London: 60-102.
- van Elsen, T. & Schmeisky, H. 1990. Pflanzenbestände auf einer Braunkohlen-Abraumhalde bei Hessisch-Lichtenau. *Mitt. a. d. Ergänzungsstudium Ökologische Umweltsicherung* 9: 181-193.
- Veblen, T.T. 1992. Regeneration dynamics. In: Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K. & Veblen, T.T. (eds.), *Plant succession: theory and prediction*. Chapman & Hall, London: 152-187.
- Vetass, O.R. 1997. Relationships between floristic gradients in a primary succession. *J. Veg. Science* 8: 665-676.
- Vitousek, P.M. & Walker, L.R. 1987. Colonization, succession and resource availability: ecosystem-level interactions. In: Gray, M.J., Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (eds.), *Colonization, succession and stability*. Blackwell, Oxford: 207-223.
- Walker, L.R. & Chapin III, F.S. 1987. Interactions among processes controlling successional change. *OIKOS* 50: 131-135.
- Warming, E. 1896. *Lehrbuch der ökologischen Pflanzengeographie. Eine Einführung in die Pflanzenvereine*. Gebrüder Bornträger, Berlin: 412 S.
- Watt, A.S. 1947. Pattern and process in the plant community. *J. Ecol.* 35: 1-22.
- Weber, E. 1998. Biologische Melioration zur Begrünung von Kippsubstraten - Nutzung der Mykorrhizasymbiose. In: Bungart, R. & Hüttel, R.F. (eds.), *Landnutzung auf Kippenflächen*. Cottbuser Schriften zu Bodenschutz und Rekultivierung: 193-205.
- Weihner, E. & Keddy, P.A. 1995. Assembly rules, null models, and trait dispersion: New questions from old patterns. *OIKOS* 74: 159-164.
- Westhus, W. 1981. Die Vegetation des Naturschutzgebietes "Nordfeld Jaucha" - eines älteren Tagebaurestloches. *Hercynia N.F.* 18: 424-433.
- White, P.S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Botanical Review* 45: 229-299.
- White, P.S. & Pickett, S.T.A. 1985a. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 3-13.
- White, P.S. & Pickett, S.T.A. 1985b. Patch dynamics: A synthesis. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 371-384.
- White, P.S. & Walker, J.L. 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restoration Ecology* 5: 338-349.
- Whittaker, R.H. 1953. A consideration of climax theory: the climax as a population and pattern. *Ecological Monographs* 23: 41-78.
- Whittaker, R.H. 1967. Gradient analysis of vegetation. *Biol. Rev.* 42: 207-264.
- Whittaker, R.H. 1974. Climax concepts and recognition. In: Knapp, R. (ed.), *Handbook of vegetation science. Vegetation dynamics*. Junk, The Hague: 137-154.

- Whittaker, R., Bush, M.B. & Richards, K. 1989. Plant recolonization and vegetation succession on the Krakatao Islands, Indonesia. *Ecological Monographs* 59: 59-123.
- Whittaker, R.J. & Bush, B. 1993. Dispersal and establishment of tropical forest assemblages, Krakatao, Indonesia. In: Miles, J. & Walton, D.W.H. (eds.), *Primary succession on land*. Blackwell Scientific Publications, London: 147-160.
- Wiegand, G. 1986. Grenzen und Möglichkeiten der Datenanalyse in der Pflanzenökologie. *Tüxenia* 6: 365-377.
- Wiegand, G. 1989. Explanation and prediction in vegetation science. *Vegetatio* 83: 17-34.
- Wiegand, G. 1992. Explorative Datenanalyse und räumliche Skalierung - eine kritische Evaluation. *Verhandlg. GfÖ* 21: 327-338.
- Wiegand, G. 1996. Konzepte der Hierarchie-Theorie in der Ökologie. In: Mathes, K., Breckling, B. & Ekschmitt, K. (eds.), *Systemtheorie in der Ökologie*. ecomed, Marburg: 7-24.
- Wiens, J.A. 1985. Vertebrate responses to environmental patchiness in arid and semiarid ecosystems. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S. (eds.), *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego: 169-193.
- Wiens, J.A. 1989. Spatial scaling in ecology. *Functional Ecology* 3: 385-397.
- Wiens, J.A. 1995. Landscape mosaics and ecological theory. In: Hansson, L., Fahrig, L. & Merriam, G. (eds.), *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall, London: 1-26.
- Wiens, J.A., Stenseth, N.C., van Horne, B. & Ims, R.A. 1993. Ecological mechanisms and landscape ecology. *OIKOS* 66: 369-380.
- Wilson, J.B. 1995a. Variance in species richness, niche limitation, and indication of patch models. *OIKOS* 73:277-279.
- Wilson, J.B. 1995b. Testing for community structure: A bayesian approach. *Folia Geobot. Phytotax.* 30: 461-469.
- Wilson, J.B., Gitay, H. & Agnew, A.D.Q. 1987. Does niche limitation exist? *Functional Ecology* 1: 391-397.
- Wilson, J.B., Gitay, H., Roxburgh, S.H., King, W.M. & Tangney, R.S. 1992. Egler's concept of 'Initial floristic composition' in succession - ecologists citing it don't agree what it means. *OIKOS* 64: 591-593.
- Wilson, J.B. & Watkins, A.J. 1994. Guilds assembly rules in lawn communities. *J. Veg. Science* 5: 591-600.
- Wirth, V. 1995. *Die Flechten Baden-Württembergs*. 2. Auflg. Ulmer, Stuttgart.
- Wisskirchen, R. & Haeupler, H. 1998. *Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands*. Ulmer, Stuttgart: 765 S.
- Wittig, H. 1998. Braunkohlen- und Sanierungsplanung im Land Brandenburg. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 475-486.
- Wolda, H. 1987. Seasonality and the community. In: Gee, J.H.R & Giller, P.S. (eds.), *Organization of communities past and present*. Blackwell, Oxford: 69-95.
- Wolf, G. (Red.) 1985. Primäre Sukzession auf kiesig-sandigen Rohböden im Rheinischen Braunkohlerevier. *Schriftenr. Vegetationskde.* 16: 203pp.
- Wolf, G. 1998. Freie Sukzession und forstliche Rekultivierung. In: Pflug, W. (ed.), *Braunkohlentagebau und Rekultivierung*. Springer, Berlin: 289-301.
- Wulf, M., Schmincke, B. & Weber, E. 1999. Entwicklung der Bodenvegetation in Kippenforsten. In: Hüttl, R.F., Klem, D. & Weber, E. (eds.), *Rekultivierung von Bergbaufolgelandschaften. Das Beispiel des Lausitzer Braunkohlereviers*. De Gruyter, Berlin, New York: 89-100.

- Yarranton, G.A. & Morrison, R.G. 1974. Spatial dynamics of a primary succession: Nucleation. *J. Ecol.* 62: 417-428.
- Yodzis, P. 1986. Competition, mortality, and community structure. In: Diamond, J. & Case, T.J. (eds.), *Community Ecology*. Harper & Row, New York: 480-491.
- Zobel, K., Zobel, M. & Peet, R.K. 1993. Change in pattern diversity during secondary succession in Estonian forests. *J. Veg. Science* 4: 489-498.
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosen, E. & Pärtel, M. 1996. The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *J. Veg. Science* 7: 203-210.

Abkürzungsverzeichnis

alt	"Ältere" Sandtrockenrasen
BFL	Bergbaufolgelandschaft
BS	Baumschicht
cala	Calamagrostis epigejos-Hochgrasbestände
cory	Von Corynephorus canescens dominierte Kurzgrasrasen
HF	Hangfuß
HM	Mittelhang
HO	Oberhang
HU	Unterhang
juv.	juvenil
K	Krautschicht
krypto	Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen
MA	Mittlere Artmächtigkeit
n.s.	nicht signifikant
pio_ho	Hochwüchsige Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte
pio_kr	Krautreiche Pionierbestände
reich	Artenreiche Sandtrockenrasen
saat_d	Dichte Kraut-Gras-Einsaaten
saat_l	Lückige Festuca-Einsaaten
Schla.dorf	Schlabendorf
Schla.-Nord	Schlabendorf-Nord
Schla.-Süd	Schlabendorf-Süd
St	Strauchschicht
STR	Sandtrockenrasen
Tgb.	Tagebau
UG	Untersuchungsgebiet
vegarm	Vegetationsarme- bzw. freie Sandflächen und Rohkippen

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Niederlausitzer Braunkohlenrevier und naturräumliche Gliederung.....	22
Abb. 2: Klimadiagramm der Messstation Cottbus.....	24
Abb. 3a: Oberflächentemperatur im Mai 1997 an der Probestelle 413	25
Abb. 3b: Bodenfeuchte im Mai 1997 an der Probestelle 413	24
Abb. 4a: Hauptuntersuchungsraum Schlabendorfer Felder.....	33
Abb. 4b: Hauptuntersuchungsraum Koyne-Plessa-Grünwalde	32
Abb. 5: Autökologische Spektren der Vegetationstypen.....	54
Abb. 6: DCA–Ordination; Scatterplot der Probestellen	57
Abb. 7: DCA–Ordination; Biplot der Probestellen und der Arten	59
Abb. 8: DCA – Ordination; Biplot der Arten und Probestellen auf Basis der MA	61
Abb. 9: Clusteranalyse.....	62
Abb. 10: Spannweiten der Vegetationstypen im Hinblick auf die verschiedenen Umwelt parameter	64
Abb. 11: CCA–Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter	67
Abb. 12: CCA–Ordination; Biplot der Arten und Umweltparameter.....	70
Abb. 13: Beziehung zwischen Flächenalter und Deckungsgrad bzw. Artenzahl	73
Abb. 14: CCA–Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter unter Berück sichtigung von Artenzahl und Deckungsgrad.....	75
Abb. 15: Ähnlichkeitsmatrix entlang Transekten verschiedener Vegetationstypen.....	77
Abb. 16: Artenprofil entlang Transekt 111B.....	80
Abb. 17: Artenprofil entlang Transekt 136.....	84
Abb. 18: Artenprofil entlang Transekt 412A.....	87
Abb. 19: Variogrammtypen getesteter Arten im Untersuchungsgebiet.....	94
Abb. 20: Variogrammtypen in einem kleinräumigen Gitternetz im Tagebau Cottbus-Nord ..	96
Abb. 21: RDA–Ordination; Biplot der Probestellen und Umweltparameter in einem Gitternetz	97
Abb. 22: Vegetationsentwicklung auf 4 m ² großen Dauerflächen	107
Abb. 23: Analyse kleinräumiger Vegetationsmuster.....	113
Abb. 24: PCA-Ordination aggregierter Vegetationsaufnahmen über einen Beobachtungs zeitraum von vier Jahren; Scatterplot der Probestellen	118
Abb. 25: Zeitliche Vegetationsdynamik auf einzelnen Probeflächen.....	120
Abb. 26: Florula-Diversity auf der Probestelle R136.....	122
Abb. 27: CCA-Ordination aggregierter Vegetationsaufnahmen über einen Beobachtungs zeitraum von vier Jahren; Biplot der Probestellen und des Flächenalters	124
Abb. 28: Lebensformspektren von 26-jährigen Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow	133
Abb. 29: PCA-Ordination 26-jähriger Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow.....	135
Abb. 30: RDA-Ordination 26-jähriger Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow.	136
Abb. 31: Sukzessionsverlauf in den terrestrischen Offenlandbereichen der Niederlausitzer Bergbaufolgelandschaft	158
Abb. 32: Optionen auf dem Gebiet der Renaturierungsökologie	168

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Sukzessionsmechanismen (nach Connell & Slatyer 1977, Pickett et al. 1987).....	14
Tab. 2:	Lufttemperatur (°C) - Langjähriges Mittel und jährliches Mittel im Untersuchungszeitraum	23
Tab. 3:	Jahressumme der Niederschläge (mm) – Langjähriges Mittel und jährliches Mittel im Untersuchungszeitraum	24
Tab. 4:	Stetigkeitstabelle der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet.....	43
Tab. 5:	Mittlere Artmächtigkeit der Vegetationstypen im Untersuchungsgebiet	48
Tab. 6:	Übersicht über die verschiedenen Vegetationstypen charakterisierenden Parameter	51
Tab. 7:	Signifikanzniveaus und F-Werte (CCA-Ordination) der Umweltparameter.....	65
Tab. 8:	Ergebnis der Kanonischen Korrespondenzanalyse unter Einbeziehung aller verfügbaren Umweltparameter	66
Tab. 9:	Charakterisierung "ökologischer" Artengruppen durch Kombination verschiedener Umweltparameter.....	69
Tab. 10:	Vergleich der floristischen und der "ökologischen" Artengruppen.....	71
Tab. 11:	Spearman Rangkorrelation zwischen Flächenalter und mittlerer Artenzahl bzw. mittlerem Deckungswert.....	74
Tab. 12:	Gemeinschaftskoeffizienten entlang Transekt 111B	79
Tab. 13:	Gemeinschaftskoeffizienten entlang Transekt 136.....	83
Tab. 14:	Gemeinschaftskoeffizienten entlang Transekt 412A.....	86
Tab. 15:	Zuordnung der getesteten Arten zu verschiedenen Variogrammtypen	92
Tab. 16:	Aggregierte Individuenzahlen auf der Probestfläche R136-12	115
Tab. 17:	Dauerfläche 1 auf der Außenhalde Buckow	126
Tab. 18:	Dauerfläche 2 auf der Außenhalde Buckow	127
Tab. 19:	Dauerfläche 12 auf der Außenhalde Buckow	128
Tab. 20:	Dauerfläche 7 auf der Außenhalde Buckow	130
Tab. 21:	Dauerfläche 10 auf der Außenhalde Buckow	131
Tab. 22:	Artenumsatz auf Dauerflächen auf der Außenhalde Buckow	132
Tab. 23:	Spearman-Rangkorrelation zwischen gemessenen Umweltparametern und Zeigerwerten	134
Tab. 24:	Einfluss kontinuierlicher und diskreter Phänomene auf den Sukzessionsverlauf im Untersuchungsgebiet.....	165

Anhang

- Anhang 1: [Übersicht und kurze Charakterisierung der Probestellen](#)
- Anhang 2: [Vegetationsarme bzw. -freie Sandflächen und Rohkippen](#)
- Anhang 3: [Von Corynephorus canescens dominierte Kurzgrasrasen](#)
- Anhang 4: [Artenreiche Sandtrockenrasen](#)
- Anhang 5: [Kryptogamenreiche Sandtrockenrasen](#)
- Anhang 6: ["Ältere" Sandtrockenrasen](#)
- Anhang 7: [Krautreiche Pionierbestände](#)
- Anhang 8: [Hochwüchsige Gras- und Staudenfluren trockenwarmer Standorte](#)
- Anhang 9: [Lückige Festuca-Ansaaten](#)
- Anhang 10: [Dichte Kraut-Gras-Ansaaten](#)
- Anhang 11: [Calamagrostis epigejos-Hochgrasbestände](#)
- Anhang 12: [Gesamtliste der im Untersuchungsgebiet erfassten Arten](#)