

Die Vegetation in Kalkbuchenwäldern
in Abhängigkeit
von Standort und forstlicher Nutzung

Inaugural-Dissertation zur
Erlangung der Doktorwürde
der Forstwissenschaftlichen Fakultät
der Albert-Ludwigs-Universität
Freiburg i. Brsg.

Vorgelegt von

Thomas Paul

Freiburg im Breisgau
2003

Dekan: Prof. Dr. K.-R. Volz
Referent: Prof. Dr. A. Reif
Coreferent: Prof. Dr. H. Spiecker

Tag der Disputation: 27. Juni 2003

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand während meiner Zeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter im Arbeitsbereich Standorts- und Vegetationskunde des Waldbau-Institutes der damaligen Forstwissenschaftlichen Fakultät der Universität Freiburg im Rahmen des vorläufigen Sonderforschungsbereiches 433 "Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: ökologische, waldbauliche und soziale Analysen" der Deutschen Forschungsgemeinschaft.

Mein besonderer Dank gilt meinem Betreuer und Leiter des Arbeitsbereiches Prof. Albert Reif für die Überlassung des Themas und seine wissenschaftliche Betreuung. Auch wenn es mal nicht so rund lief und bei vielfältigen Problemen stand er mir mit Rat und Tat freundschaftlich zur Seite und baute mich auch über einige Tausend Kilometer hinweg in der Abschlußphase wieder auf. Vielen Dank Albert!

Bei allen Mitarbeitern des Waldbau-Institutes möchte ich mich für die langjährige, intensive und oft freundschaftliche Zusammenarbeit bedanken. Besonderer Dank gilt hier meinen Zimmergenossen Gerhard Hetzel, der mich in der Anfangsphase meiner Arbeit begleitete, und Despina Amanatidou, mit der ich gemeinsam die Höhen und Tiefen einer Doktorarbeit durchlebte. Stefanie Gärtner, Timm Tennigkeit und Uwe Sayer möchte ich für die anregenden Diskussionen danken.

Besonderen Dank gilt meinen Freunden, die mich direkt oder indirekt unterstützten. Anke Hölterman für angeregte Diskussionen und ihrer offenen Heiterkeit und ganz besonders meinem Korrekturleser Uwe Haß, der mir in der heißen Endphase beistand. Ohne ihn wäre diese Arbeit nicht fertig geworden. Bedanken möchte ich mich auch bei den Mitarbeitern von Landcare Research: Meredith McKay, Ian Payton, Claire Newell, die mir es ermöglichten meine Dissertation trotz "vollem Programm" abzuschließen und Peter Bellingham sowie Ashley Sparrow für das "stille Kämmerlein".

Dank sei auch allen hier nicht namentlich aufgeführten Freunden und KollegInnen gesagt, die mich im Rahmen dieser Arbeit mit fachlichen und persönlichen Ratschlägen begleitet und damit zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Danken möchte ich auch meinen Eltern, die mir das Studium der Forstwissenschaften ermöglichten und mich unterstützten, wenn es nötig war.

Der Deutschen Forschungsgemeinschaft sei für die Förderung dieser Arbeit im Rahmen des Sonderforschungsbereiches 433 gedankt, wie auch der Landesgraduiertenförderung, die zu einem späteren Zeitpunkt die Arbeit durch ein Stipendium förderte.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	1
1.1	Stand der Forschung	2
1.2	Rahmenbedingungen und Ziele der Arbeit.....	5
2	Das Untersuchungsgebiet	8
2.1	Forstliche Regionale Gliederung und Landschaftsraum.....	8
2.2	Die geologischen Verhältnisse und Böden des Untersuchungsgebietes.....	9
2.3	Klima.....	11
2.4	Kurzer Abriss zur Waldgeschichte des Untersuchungsgebietes	12
3	Untersuchungsprogramm	13
3.1	Auswahl und Lage der untersuchten Kalkbuchenwälder	13
3.1.1	Die Versuchsbestände des Sonderforschungsbereichs 433	13
3.1.2	Zusätzlich untersuchte Kalkbuchenwälder.....	14
3.1.2.1	Vorstratifizierung und Auswahl von Buchenbeständen im Untersuchungsgebiet.....	14
3.1.2.2	Nutzungen und Bestandesalter der Kalkbuchenbestände im Untersuchungsgebiet	16
3.1.2.3	Verteilung, Anzahl und Lage der ausgewählten Kalkbuchenbestände.....	17
3.2	Datenerhebung	19
3.2.1	Aufnahmemethoden in den Versuchsbeständen des Sonderforschungsbereiches 433.....	19
3.2.1.1	Versuchsdesign des Sonderforschungsbereiches	19
3.2.1.2	Vegetationsaufnahmen	21
3.2.1.2.1	Häufigkeit, Lage und Größe der Vegetationsaufnahmen.....	21
3.2.1.2.2	Schichtung und Deckungsschätzung.....	21
3.2.1.3	Strukturmerkmale.....	22
3.2.1.4	Standortsfaktoren	23
3.2.1.5	Ausgangsbedingungen und experimentelle Durchforstungen	23
3.2.1.5.1	Bestandesstruktur.....	24
3.2.1.5.2	Modellierung der Lichtverhältnisse.....	24
3.2.2	Aufnahmemethoden in weiteren Kalkbuchenwäldern	25
3.2.2.1	Vegetationsaufnahmen	25
3.2.2.1.1	Häufigkeit, Lage und Größe der Vegetationsaufnahmen.....	25
3.2.2.1.2	Schichtung und Deckungsschätzung.....	25
3.2.2.2	Strukturmerkmale.....	26
3.2.2.2.1	Baumart, BHD und daraus abgeleitete Kennwerte.....	26
3.2.2.2.2	Weitere Baummerkmale.....	26
3.2.2.2.3	Totholz.....	26
3.2.2.3	Standortsfaktoren	27
3.2.2.3.1	Mittlere monatliche Einstrahlung.....	27

3.2.2.3.2	Nutzbare Wasserspeicherkapazität.....	28
3.2.2.3.3	Lichtverhältnisse.....	29
3.2.2.4	Nutzungsgeschichte und Durchforstungsintensität.....	29
3.3	Datenauswertung.....	31
3.3.1	Maskierung.....	32
3.3.2	Transformation.....	32
3.3.2.1	Dritte Wurzeltransformation.....	33
3.3.2.2	Normalisierung.....	34
3.3.2.3	Zentrierung.....	34
3.3.2.4	Standardisierung.....	34
3.3.3	Verwendete Ähnlichkeits- und Distanzmaße.....	35
3.3.3.1	Maße der Klassifikation.....	35
3.3.3.2	Maße der Ordinationsmethoden.....	36
3.3.4	Die Klassifikation als Analyseverfahren.....	36
3.3.5	Diskriminanzanalysen.....	37
3.3.6	Die Ordination als Analyseverfahren.....	38
3.3.6.1	Explorative Analyse mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse.....	39
3.3.6.2	Ausschluß von Umweltvariablen.....	40
3.3.6.3	Direkte Gradientenanalyse und schließende Statistik.....	40
3.3.6.4	Permutationstests.....	41
3.3.7	Weitere statistische Verfahren.....	41
3.3.8	Ablauf der Analyse im Überblick.....	42
3.3.9	Artenzahl als Maß für den Artenreichtum (Artendiversität).....	42
3.4	Nomenklatur.....	44
3.4.1	Bedeutung des Reifegrades von Waldbeständen.....	44
4	Die Kalkbuchenwälder – Vegetation und Standorte –.....	46
4.1	Die Gesellschaften.....	46
4.1.1	Kalkbuchenwälder mit <i>Dentaria pentaphyllos</i>	49
4.1.1.1	Floristik.....	49
4.1.1.2	Standort und Struktur.....	50
4.1.2	Waldgersten-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433.....	50
4.1.2.1	Floristik.....	50
4.1.2.2	Standort und Struktur.....	51
4.1.3	Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433.....	52
4.1.3.1	Floristik.....	52
4.1.3.2	Standort und Struktur.....	53
4.1.4	Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes.....	53
4.1.4.1	Floristik.....	53
4.1.4.1.1	Artenarme Ausbildung der Seggen-Buchenwälder.....	54
4.1.4.1.2	Typische Ausbildung der Seggen-Buchenwälder.....	54
4.1.4.2	Standort und Struktur.....	56
4.1.4.2.1	Artenarme Ausbildung der Seggen-Buchenwälder.....	56
4.1.4.2.2	Typische Ausbildung der Seggen-Buchenwälder.....	56
4.1.5	Blaugras-Buchenwälder.....	57

4.1.5.1 Floristik.....	57
4.1.5.1.1 <i>Rosa arvensis</i> -Ausbildung.....	57
4.1.5.1.2 Typische Ausbildung.....	58
4.1.5.2 Standort und Struktur.....	59
4.1.5.2.1 <i>Rosa arvensis</i> Ausbildung.....	60
4.1.5.2.2 Typische Ausbildung.....	60
4.2 Zusammenfassung der numerischen Klassifikation der Kalkbuchenwälder	60
4.3 Artenzahlen der Gesellschaften.....	63
4.4 Standörtlicher und struktureller Vergleich der Kalkbuchenwälder	64
4.4.1 Standörtlicher und struktureller Vergleich der Waldgesellschaften.....	64
4.4.1.1 Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder.....	67
4.4.1.2 Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen des Blaugras-Buchenwaldes	68
4.4.2 Fazit des standörtlichen Vergleichs der Waldgesellschaften und deren Ausbildungen.....	69
4.4.3 Standörtlicher Vergleich der Kalkbuchenwälder der SFB-Versuchsflächen und des Untersuchungsgebietes	70
5 Die Kalkbuchenwälder des Sonderforschungsbereiches 433.....	72
5.1 Die Bestandessituation vor den experimentellen Eingriffen.....	72
5.1.1 Geschichte und Struktur der Kalkbuchenbestände des SFB 433.....	72
5.1.2 Überschirmung und Lichtverhältnisse.....	76
5.1.3 Vegetation	78
5.1.3.1 Feingliederung des Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 auf dem Nordosthang.....	78
5.1.3.2 Feingliederung des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang.....	82
5.1.3.3 Fazit und Zusammenfassung	84
5.2 Experimentelle Durchforstungen.....	85
5.2.1 Fazit der experimentellen Durchforstungen.....	88
5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwälder	88
5.3.1 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Waldgersten- Buchenwaldes am Oberhang	88
5.3.2 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Waldgersten- Buchenwaldes am Mittelhang	92
5.3.3 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Seggen- Buchenwaldes.....	95
5.3.4 Artenvielfalt, Deckungsgrad und Formationstypenspektren.....	98
6 Forstliche Nutzungen in Kalkbuchenwäldern	103
6.1 Zahl, Zersetzungsgrad und Durchmesser von Baumstubben in bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern.....	103
6.2 Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern.....	105
6.3 Zeitpunkt und Stärke von Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern.....	107

7	Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwälder unterschiedlicher Bestandesalter	112
7.1	Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Stangenholzbeständen trockener Standorte	113
7.1.1	Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte	113
7.1.2	Vegetationsbeeinflussende Faktoren	114
7.1.3	Einfluß forstwirtschaftlicher Nutzung	116
7.1.3.1	Artenzahlen in trockenen Stangenholzbeständen	119
7.1.4	Fazit:.....	119
7.2	Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in trockenen Seggen-Buchenwäldern im Baumholzalter	120
7.2.1	Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte	120
7.2.2	Vegetationsbeeinflussende Faktoren	122
7.2.3	Einfluß forstwirtschaftlicher Nutzung auf die Vegetation – eine unechte Zeitreihe –	124
7.2.3.1	Artenzahlen der trockenen Baumholzbestände	126
7.2.4	Fazit:.....	127
7.2.5	Bemerkungen zu den Baumhölzern besser wasserversorgter Standorte	127
7.3	Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Althölzern trockener Standorte	129
7.3.1	Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte	129
7.3.2	Vegetationsbeeinflussende Faktoren	130
7.3.3	Einfluß forstwirtschaftlicher Nutzung auf die Vegetation in Altholzbeständen der Seggen-Buchenwälder.....	135
7.3.4	Artenzahlen in den trockenen Altbeständen	136
7.3.5	Fazit.....	137
7.4	Vergleich mit den Ergebnissen der Versuchsflächen des SFB 433.....	138
8	Diskussion	140
8.1	Übertragbarkeit der Ergebnisse.....	140
8.1.1	Methodik, Betrachtungsraum und Grundgesamtheit.....	140
8.1.2	Untersuchungsansatz der zusätzlichen Kalkbuchenwälder.....	140
8.1.3	Zeitreihen auf den Versuchsflächen.....	142
8.1.4	Vergleich der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen	142
8.1.4.1	Baumstubben als Nutzungsindikatoren.....	142
8.1.4.2	Die Vegetationsentwicklung auf den Versuchsflächen des SFB	144
8.1.4.3	Vegetation und Bestandesalter.....	146
8.1.4.4	Vegetation und Lichtverhältnisse.....	148
8.1.4.5	Vegetation und Oberbodensituation.....	149
8.1.4.6	Weitere Einflußfaktoren auf die Bodenvegetation.....	150
8.2	Naturschutz und Bewirtschaftung	152
8.2.1	Artenvielfalt.....	152
8.2.2	Natürlichkeit	153
8.2.3	Fazit:.....	154
9	Schlussfolgerungen	155

10	Summary	157
11	Literatur	159
12	Anhang	173

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes (USG; graues Quadrat) in Baden- Württemberg.....	8
Abbildung 2: Beispiel eines Bodenprofils in einem trockenen Kalkbuchenbestand.....	10
Abbildung 3: Lage der Kernflächen im Krähenbachtal nahe Möhringen.....	13
Abbildung 4: Ablaufdiagramm der Auswahl von weiteren Untersuchungsbeständen anhand von Daten der Standortkartierung, Forsteinrichtung und Naturalbuchführung.....	15
Abbildung 5: Karte des Untersuchungsgebietes mit den untersuchten Beständen (schwarze Flächen) und den Versuchsflächen des SFB 433 nahe Möhringen.	18
Abbildung 6: Übersichtskarte über die Parzellenlage in den beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433 an den Hängen des Krähenbachtals nahe Möhringen.....	20
Abbildung 7: Schematisierte Lage der Vegetationsaufnahmen in den Parzellen der Untersuchungsbestände des SFB 433.	21
Abbildung 8: Beziehung zwischen dem Durchmesser des Stubbens und dem Brusthöhendurchmesser des dazugehörigen entnommenen Stammes.....	31
Abbildung 9: Ablaufdiagramm der Datenanalyse.....	43
Abbildung 10: Dendrogramm der Aufnahmen der Kalkbuchenwälder des SFB 433 des Jahres 1999 und weiterer Kalkbuchenwälder des Untersuchungsgebietes.....	47
Abbildung 11: Expositions- und Inklinations-diagramm der Aufnahmen des <i>Dentaria pentaphyllos</i> Kalkbuchenwaldes	50
Abbildung 12: Expositions- und Inklinations-diagramm der Aufnahmen des Waldgersten-Buchenwaldes der Versuchsfläche des SFB 433	51
Abbildung 13: Expositions- und Inklinations-diagramm der Aufnahmen des Seggen-Buchenwaldes der Versuchsfläche des SFB 433	53
Abbildung 14: Expositions- und Inklinationsdiagramm der Aufnahmen der Seggen-Buchenwälder.....	56
Abbildung 15: Expositions- und Inklinationsdiagramm der Blaugras-Buchenwälder.	59
Abbildung 16: Rarefaction-Kurven für die Ausbildungen und Gesellschaften der Kalkbuchenwälder im Untersuchungsgebiet.	63
Abbildung 17: Diagramm der Diskriminanzanalyse dreier Kalkbuchenwaldgesellschaften.....	66
Abbildung 18: Unterschiede im Bestandesalters zwischen der artenarmen und typischen Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder.....	67
Abbildung 19: Mittlere Grundfläche und mittlere Stammzahlen der Kalkbuchenbestände des SFB 433 auf dem Nordost- sowie auf dem Südwesthang	74
Abbildung 20: Zusammenhang der Kronenschirmflächen und dem Brusthöhendurchmesser	75
Abbildung 21: Kronenlängen und der entsprechende Brusthöhendurchmesser.	76
Abbildung 22: prozentuale Flächenanteile der modellierten relativen Lichtwerte in beiden Kalkbuchenbeständen des Sonderforschungsbereiches 433.....	77

Abbildung 23: Dendrogramm der Aufnahmen des Jahres 1999 des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 anhand der Floristik.	79
Abbildung 24: Verteilung der Aufnahmen und deren Zugehörigkeit zu den einzelnen Ausbildungen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Nordosthang.....	81
Abbildung 25: Stammzahlen pro ha der Parzellen des Oberhanges des Kalkbuchenwaldes des SFB 433 auf dem Nordosthang vor den experimentellen Eingriffen.....	82
Abbildung 26: Dendrogramm der Aufnahmen des Jahres 1999 des Seggen-Buchenwaldes des Südwesthanges des SFB 433 anhand der Floristik.	83
Abbildung 27: Verteilung der Aufnahmen und deren Zugehörigkeit zu den einzelnen Ausbildungen des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang.....	84
Abbildung 28: Grundfläche des Ausgangsbestandes, die Grundfläche des verbleibenden Bestandes und die Grundflächenabsenkung in den einzelnen Parzellen der beiden Kalkbuchenwälder des SFB 433.	86
Abbildung 29: Entnahme von Baumindividuen pro BHD-Klasse je Hektar durch den schwachen experimentellen Schirmhieb in zwei Parzellen auf dem Oberhang des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433.	87
Abbildung 30: Mittlerer prozentualer Anteil des auf den Bestand auftreffenden Lichts innerhalb der Schirmschläge und den unbehandelten Bestandesbereichen der beiden Kernflächen.	87
Abbildung 31: Ordinationsdiagramm der vegetationskundlichen Daten des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am nordostexponierten Oberhang.....	90
Abbildung 32: Hauptreaktionskurven des Oberhanges des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes und Artwerteskala bedeutsamer Arten.....	91
Abbildung 33: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse des vegetationskundlichen Datensatzes des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am nordostexponierten Mittelhang.....	93
Abbildung 34: Hauptreaktionskurven des Mittelhangs des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 und Artwerteskala bedeutsamer Arten.....	94
Abbildung 35: Ordinationsdiagramm der vegetationskundlichen Daten des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433.....	96
Abbildung 36: Hauptreaktionskurven des südwestexponierten Seggen-Buchenwaldes und Artwerteskala bedeutsamer Arten.....	97
Abbildung 37: Zunahme der Artenzahl während der drei Beobachtungsjahre in den unterschiedlich experimentell durchforsteten Bestandesbereichen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 getrennt nach Ober- und Mittelhang und dem Seggen-Buchenwald des SFB433.....	99
Abbildung 38: Veränderung der Krautschichtdeckung während der drei Beobachtungsjahre in den unterschiedlich experimentell durchforsteten Bestandesbereichen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433; getrennt nach Ober- und Mittelhang und dem Seggen-Buchenwald des SFB 433.....	100
Abbildung 39: Formationstypenspektrum der positiv auf die Schirmhiebsvarianten reagierenden Arten in den beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433.....	101
Abbildung 40: Beispiele einer Baumstubbensequenz aus zwei untersuchten Altholzbeständen.....	104
Abbildung 41: Mittlere Grundflächen je Hektar der Kalkbuchenwälder.....	106

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 42: Mittlere entnommene Grundfläche (m ² pro Hektar) für die Kalkbuchenwälder	106
Abbildung 43: prozentuale Grundflächenentnahme bei der letzten Durchforstung	107
Abbildung 44: Kalkbuchenwälder im Stangenholzalter und deren Störungsgrad charakterisiert anhand der prozentualen Grundflächenentnahme und dem Eingriffsjahr.....	108
Abbildung 45: Kalkbuchenwälder im Baumholzalter und deren Störungsgrad.....	109
Abbildung 46: Kalkbuchenwälder im Altholzalter und deren Störungsgrad charakterisiert anhand der prozentualen Grundflächenentnahme und dem Eingriffsjahr.....	110
Abbildung 47: Stammzahl, Grundfläche; entnommener Grundflächenanteil, Lichtwerte und Deckung der Reisigauflage in unterschiedlich genutzten Stangenhölzern auf trockenen Standorten	114
Abbildung 48: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Stangenholzbeständen.....	116
Abbildung 49: Ordinationsdiagramm einer direkten Gradientenanalyse der trockenen Stangenhölzer mit den signifikanten Einflußvariablen Stammzahl und Reisigauflage.	118
Abbildung 50: Mittlere Artenzahlen in unterschiedlich genutzten trockenen Stangenholzbeständen.....	119
Abbildung 51: Struktur- und Nutzungsdaten trockener Baumhölzer gruppiert nach ihrer Nutzungsintensität und dem Zeitpunkt der letzten Durchforstung.....	121
Abbildung 52: Grundflächenentnahme und relative Lichtverhältnisse in trockenen Baumholzbeständen mit unterschiedlichen Durchforstungszeitpunkten.	122
Abbildung 53: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Baumholzbeständen	124
Abbildung 54: Ordinationsdiagramm einer partiellen RDA trockener Baumholzbestände.	126
Abbildung 55: Artenzahlen in unterschiedlich genutzten trockenen Baumholzbeständen des Seggen-Buchenwaldes.....	127
Abbildung 56: Artenzahlen und rel. Lichtwerte in Baumholzbeständen der mäßig trockenen und mäßig frischen Standorte im Untersuchungsgebiet.....	128
Abbildung 57: Struktur- und Nutzungsdaten trockener Althölzer gruppiert nach ihrer Nutzungsintensität und dem Zeitpunkt der letzten Durchforstung.....	130
Abbildung 58: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Altholzbeständen.....	132
Abbildung 59: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in trockenen Altholzbeständen der Seggen-Buchenwälder	134
Abbildung 60: Ordinationsdiagramm der partiellen Redundanzanalyse der trockenen Altbestände der Seggenbuchenwälder.....	135
Abbildung 61: Mittlere Artenzahlen der nach Nutzungsklassen eingeteilten Altbestände der Blaugras- und Seggen-Buchenwälder	137

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1: Kriterien für die Einteilung der Buchenbestände in Nutzungsklassen.....	16
Tabelle 2: Anzahl <i>N</i> und Stichprobenzahl buchendominierten Waldbestände unterschiedlicher Wasserhaushaltstufen mit einer Mindestgröße von zwei Hektar auf Weißjurahängen in den einzelnen Alters und Nutzungsklassen.....	17
Tabelle 3: Bestandesschichten und ihre Abgrenzung	21
Tabelle 4: Verwendete Deckungsskala und deren Klassenbereich.....	22
Tabelle 5: Charakteristika der unterschiedlichen Zersetzungsgrade von Totholz und Reisig	27
Tabelle 6: Zeitpunkte der Blattentfaltung und -verfärbung der Rotbuche in den zwei untersuchten Forstämtern	28
Tabelle 7: Veränderung der Relationen von Deckungswerten durch die Berechnung der 3ten Wurzel.....	33
Tabelle 8: Altersstadien und deren Charakteristika in Buchenaltersklassenwälder.....	45
Tabelle 9: Vergleich und Zusammenführung der Ergebnisse der numerischen Klassifikation und dem Pflanzensoziologischen System.....	61
Tabelle 10: Korrelationen einzelner Umweltvariablen mit den kanonischen Umweltachsen der Diskriminanzanalyse der drei Waldgesellschaften.....	65
Tabelle 11: Standörtlicher und struktureller Vergleich der Waldgesellschaften anhand der wichtigsten diskriminierenden Variablen.....	66
Tabelle 12: Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder und der Blaugras- Buchenwälder.....	69
Tabelle 13: Standort und Strukturvariablen der Waldgesellschaften der Versuchsflächen und des Untersuchungsgebietes.....	71
Tabelle 14: Bestandesalter und -höhe, Durchforstungszeitpunkt der Kalkbuchenbestände des SFB 433.....	73
Tabelle 15: Orientierungswerte über den vergangenen Zeitraum seit der letzten Durchforstung in bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern anhand des Zersetzungsgrades von Baumstubben.....	105
Tabelle 16: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation der trockenen Stangenhölzer.....	115
Tabelle 17: Korrelationskoeffizienten der signifikanten nutzungsrelevanten Variablen mit den beiden ersten floristischen Achsen einer Redundanzanalyse der trockenen Stangenhölzer.....	117
Tabelle 18: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation der trockenen Baumhölzer.....	123
Tabelle 19: Korrelationen zwischen wichtigen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation	131
Tabelle 20: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation der Althölzer der Seggen-Buchenwälder.....	134

1 Einleitung

Gegenstand der Untersuchung sind Kalkbuchenwälder und deren Vegetation im Südwesten der Schwäbischen Alb. Sie stellen dort einen wichtigen Teil der Kulturlandschaft dar und werden mehr oder weniger stark forstwirtschaftlich genutzt. Das Landschaftsbild wird dabei durch den flächigen Wechsel der einzelnen Bestandesphasen des Altersklassenwaldes an den mehr oder weniger steilen Hängen geprägt.

Durch Expositionswechsel verändern sich unter einem einheitlichen Regionalklima die Einstrahlungsverhältnisse die das Lokalklima wesentlich mitbestimmen. Aufgrund dieser Veränderungen im Strahlungshaushalt können sich an den Hängen unterschiedliche Buchenwaldgesellschaften ausbilden. Die Wasserversorgung aufgrund der Bodenverhältnisse und die Einstrahlungsverhältnisse prägen dabei innerhalb eines Gebietes und Höhenlage im wesentlichen die Trockenheit eines Standortes (SAYER 2000). Diese Unterschiede in der standörtlichen Trockenheit lassen eine Betrachtung der Buchenwaldvegetation auf unterschiedlich trockenen Standorten zu. Da forstwirtschaftliche Maßnahmen einen wesentlichen Einfluß auf die Artenzusammensetzung und Entwicklung der Vegetation in Wirtschaftswäldern haben (BORMANN und LIKENS 1979), können beide Aspekte - standörtlicher Einfluß und Bewirtschaftung - nur unter gegenseitiger Beachtung analysiert werden.

Veränderungen in der Vegetation aufgrund plötzliche Veränderungen ihrer Umwelt erfolgen mehr oder minder rasch, benötigen aber Zeit. Durchforstungen als Mittel der Bewirtschaftung verursachen mehr oder weniger starke Veränderungen der Umwelt in Buchenwäldern. Wirken diese Veränderungen auf die Vegetation unterschiedlicher Standorte in gleichem Maße? Diese zu erfassen und den Einfluß unter Beachtung des Faktors Zeit auf die Vegetation zu beschreiben war Gegenstand der vorliegenden Untersuchung. Langfristige Umweltveränderungen für die Bodenvegetation innerhalb eines Waldbestandes werden durch dessen Entwicklung und Altern hervorgerufen. Unter Einbeziehung von unterschiedlichen Phasen eines Bestandes wird ein Überblick über die Vegetation und Artenvielfalt während der Bestandesentwicklung gegeben. Dabei wurde der Schwerpunkt der Untersuchung auf die trockeneren Kalkbuchenwälder des Untersuchungsgebietes gelegt, da die Einflüsse der modernen forstlichen Bewirtschaftung auf die Vegetation trockener Hangbuchenwälder noch wenig untersucht sind.

1.1 Stand der Forschung

Buchenwälder finden sich in Mittel- und Westeuropa heute noch auf etwa 12 Mio. ha (PALUDEN-MÜLLER et al 1999). ELLENBERG (1996) geht davon aus, daß vor den Eingriffen des Menschen Buchenwälder etwa Dreiviertel der Waldfläche Mitteleuropas bedeckten. Heute finden sich Buchenwälder im ozeanisch bis subkontinental getönten Klima, in der planaren bis zur subalpinen Höhenstufe. Die hohe Konkurrenzfähigkeit der Buche gegenüber anderen Baumarten ergibt sich aus ihrem stark schattenden Kronendach und ihrer Schattentoleranz in der Jugend. Dies befähigt die Buche Wälder zu dominieren (WILMANN 1990). Selbst an den Extremen des für die Buche noch günstigen Klimabereiches findet sich geschlossene Waldbestände, in denen die Buche vorherrscht.

Seit dem Mittelalter wurde durch Eingriffe des Menschen die flächenhafte Dominanz der Buchenwälder umgekehrt, heute sind noch etwa 25 % der Waldfläche Deutschlands von reinen Laubwäldern oder Laubmischwäldern bedeckt (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN 1999). In Baden Württemberg beträgt der Anteil der Buche im öffentlichen Wald 1991 23 Prozent (WEIDENBACH 2001).

Mit zunehmender Forderung nach einer naturverträglichen Forstwirtschaft wird langfristig eine Erhöhung des Laubbaumanteils und somit auch der Buche als standortsgerechter Baumart auf vielen Standorten angestrebt (DERTZ 1996). Buchenwälder werden forstwirtschaftlich wieder einen höheren Stellenwert erhalten und damit in der Zukunft stärker auch das Landschaftsbild prägen.

Trotz dieser zunehmenden Bedeutung ist das Wissen über Buchenwälder noch lückenhaft. Viele der bisherigen Kenntnisse basieren im wesentlichen auf der langen waldbaulichen Tradition, die zu einem umfangreichen Erfahrungswissen über die Baumartenzusammensetzung und -entwicklung in bewirtschafteten Buchenwäldern führte (BURSCHEL & HUSS 1997). Umfangreiche Studien liegen vor in Nord und Mitteldeutschland, die sich mit Stoffflüssen, Vegetation und Auswirkungen von atmosphärischen Veränderungen und waldbaulichen Verfahren in Buchenwäldern beschäftigen (ELLENBERG et al 1986, SCHMIDT 1996, 1997, BAUHUS 1994). Solche detaillierten Untersuchungen fehlen aber bisher in Südwestdeutschland und durch die klimatischen Unterschiede sind die in Norddeutschland gewonnenen Ergebnisse nicht so ohne weiteres auf Süddeutschland zu übertragen.

Es besteht eine reiche vegetationskundliche Literatur über trockene Buchenwälder in Deutschland und dem deutschsprachigen Raum (OBERDORFER 1992, MÜLLER 1992, MOOR 1952, 1972, KUHN 1937, ROCHOW 1951). Die Untersuchungen setzten sich dabei mit der

Syntaxonomie der gefundenen Pflanzengesellschaften auseinander. Die vegetationskundliche Beschreibung macht auch den Artenreichtum dieser Pflanzengesellschaften aufgrund ihrer teils extremen Standortssituation in oft steilen Hanglagen mit häufiger Austrocknung des Oberbodens deutlich (OBERDORFER 1992, ELLENBERG 1996). Die Standorte dieser Waldgesellschaften sind also ebenfalls sehr gut beschrieben worden, wobei der Schwerpunkt auf edaphischen und klimatischen Standortsfaktoren lag.

Auswirkungen forstlicher Bewirtschaftung waren bislang nicht Gegenstand der Untersuchungen. Über die Dynamik und das Wuchsverhalten der Buche und ihrer Konkurrenzbeziehung mit anderen Baumarten in diesen Pflanzengesellschaften geben diese Arbeiten wertvolle Hinweise. Die Beteiligung anderer Baumarten in der herrschenden Kronenschicht wie Esche und Mehlbeere und die schlechte Wuchsform der Buche zeigt die geschwächte Vitalität und verminderte Konkurrenzstärke der Buche auf zunehmend trockenen Standorten. So findet die Buche auf flachgründigen, einstrahlungsintensiven Kalkhängen ihre Trockengrenze. Hier kann sie mit anderen Baumarten nicht mehr konkurrieren und fällt aus (SAYER 2000). Zwar wird neuerlich der Buche eine weitaus stärkere Trockentoleranz als bisher zugesprochen (LEUSCHNER 1997, BONN 1999), dennoch bleibt im Hinblick auf die Möglichkeit einer Klimaerwärmung die Frage, ob die Buche weiter auf trockenen Standorten dominieren kann oder sich eine Verschiebung hin zu mehr Trockenstress ertragenden Baumarten vollzieht (SAYER & REIF 1999). Wie sich die Artenzusammensetzung unter der Kombination der veränderten Klimabedingungen und einer anderen Baum-schicht entwickelt, bleibt offen.

Von Forstleuten werden bewirtschaftete Buchenwälder oft als stabile und naturnahe Wälder eingeschätzt (SCHERZINGER 1996). Dabei beruht diese Einschätzung darauf, daß die meisten Buchenwälder aus Naturverjüngung hervorgegangen sind, die Buche als standortgerechte Baumart für eine Vielzahl von Standorten gilt und sie weniger anfällig gegenüber Phytophagen ist als andere Baumarten (SCHWERDTFEGER 1981). Die Relevanz der heute als naturnah angesehenen Bewirtschaftung für die Baumartenverjüngung ist recht gut untersucht (BURSCHEL & HUSS 1997). Im Bezug auf das Artengefüge und die Artenvielfalt der Vegetation liegen allerdings nur wenige Untersuchungen vor (ELLENBERG et al 2002).

Ein Vergleich zwischen völlig unberührten und anthropogen unbeeinflussten Naturwäldern und Wirtschaftswäldern ist in Mitteleuropa so gut wie nicht möglich. Wohl fast alle heutigen Wälder in Deutschland sind mit das Resultat der Veränderungen durch den Menschen im Laufe der Wald und Forstgeschichte (ELLENBERG 1996). Nicht einmal 1% der heimischen Waldfläche sind völlig unbeeinflusst von forstlichen Aktivitäten (BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG, LAND-

WIRTSCHAFT UND FORSTEN 1997). Die meisten Studien beschäftigen sich deshalb mit Vergleichen zwischen unterschiedlich intensiven waldbaulichen Eingriffen und über einen längeren Zeitraum nicht forstlich behandelten Waldflächen. Einige wenige Arbeiten in fast unberührten Waldgebieten (MAYER 1971, KORPEL 1995, LEIBUNDGUT 1959) deuten auf eine ähnliche Bestandesdynamik hin, wie sie heute durch den Förster bestimmt wird. Auch deshalb wird die forstwirtschaftliche Praxis in Buchenwäldern heute häufig als naturnah und der Dynamik eines Naturwaldes ähnlich betrachtet. So schreibt ELLENBERG (1996) im Bezug auf die Dynamik im Buchenurwald: „Die Natur arbeitet also ganz ähnlich wie der Förster im sogenannten Dunkelschlagverfahren, bei dem durch Vorverjüngung reine, gleichwüchsige Bestände entstehen.“ Den Wechsel zwischen den einzelnen Baumgenerationen betreffend, sind die forstlichen Eingriffe, wie sie im Buchenwald üblich sind, möglicherweise naturnah. Bei der räumlichen Verteilung und den jeweiligen Flächenanteilen von einzelnen Bestandesentwicklungsphasen unterscheiden sich jedoch Buchenwirtschaftswald und Urwald, was Auswirkungen auf die Verteilung von Arten und deren Ausbreitungsdynamik haben kann (SKOV 1997).

Einflüsse forstwirtschaftlicher Verfahren wie Kahlschlag, Niederwald- und Mittelwaldwirtschaft sind vegetationskundlich ausführlich untersucht worden (KIRBY 1990, POTT 1985, REIF 1996, ELLENBERG 1996, MANZ 1993). Durch die Veränderung der forstwirtschaftlichen Ziele sind diese Betriebsarten flächenhaft heute ohne große Bedeutung. Modernere waldbauliche Verfahren in den noch vielfach dominierenden Altersklassenwäldern wurden hingegen noch wenig untersucht (ZERBE 1992, ELLENBERG 1996). Genaue Kenntnisse des Einflusses solcher Verfahren auf die Artenzusammensetzung der mitteleuropäischen Laubwälder fehlen. Untersuchungen über Laubwälder in anderen Teilen Europas und der Nordhemisphäre und in nadelholzgeprägten Wäldern zeigen, daß in diesen Ökosystemen ein Einfluß von Durchforstungseingriffen unterschiedlichster Ausprägung auf die Vegetation besteht (FALKENGREN-GRERUP & TYLER 1991, MOSANDL 1991, GRAAE & HESKJAER 1997, SCHMIDT 1997). Meist konnte eine Zunahme an Arten und/oder ihres Deckungsgrades beobachtet werden. Eingriffe können aber auch kurzfristig die Artenzahl wie auch die Deckung reduzieren (JALONEN & VANHA-MAJAMAA 2001, READER 1987). Häufig wurde ein Zusammenhang der Vegetation mit den veränderten Lichtverhältnissen (MOSANDL 1991) erkannt. Teils spielten auch Faktorenkombinationen aus veränderten Oberbodenbedingungen durch Befahrung und den Lichtverhältnissen eine Rolle (FALKENGREN-GRERUP & TYLER 1991). Wurden einmalige Eingriffe untersucht, so war häufig nach einem längeren Zeitraum ein Zurückfallen der Bodenvegetation in einen der Ausgangssituation ähnlichen Zustand zu beobachten (GILLIAM 2002). Dabei wird deutlich, dass die Artenvielfalt nicht als statischer Wert zu gelten hat (ROSENZWEIG 1995).

Veränderungen der Vegetation aufgrund des Bestandesalters wurden bisher für intensiv forstlich genutzte Fichtenwälder untersucht (NIHLGÅRD 1970). Bei einer flächigen Neubegründung eines Bestandes zeigte KIRBY 1988, daß die Artenzahl bis zu einem mittleren Alter der Bestände sehr gering war. Auf ähnliche Ergebnisse wies PETERKEN (1993) hin. Für laubholzdominierte Altersklassenwälder wurden solche Untersuchungen bisher eher ausgespart, worauf ELLENBERG (1996) hinweist: „...Solche niedrigen engwüchsigen stark schattenden und deshalb im Unterwuchs sehr artenarme [...] Bestände erscheinen begrifflicherweise nicht in pflanzensoziologischen Tabellen. Sie stellen aber eine charakteristische Lebensphase der Buchenwälder dar, durch die viele Arten der lichtereren Laubmischwälder ausgemerzt werden.“ Diese Bedingungen während der Entwicklung eines Buchenwaldes und Ihre Auswirkungen auf spätere Bestandesphasen können bedeutend für die Artenvielfalt sein. Eine Wiederbesiedelung von Wäldern mit Arten der Krautschicht kann sich dabei über Jahrzehnte erstrecken (WITTIG ET AL 1985). Für die Betrachtung von Altersklassenwäldern mit ihren Bestandesphasen ist die Einbeziehung solcher Flächen für die flächige Repräsentativität eines Wirtschaftswaldes notwendig. Hierbei kann ein Eindruck der Artenvielfalt auf dem Niveau der Region geschaffen werden.

1.2 Rahmenbedingungen und Ziele der Arbeit

Auf die Zusammensetzung und Artenvielfalt in Wäldern wirken natürliche und anthropogene Faktoren. Entsprechend komplex und vielgestaltig müßten Untersuchungen zu dem Einfluß der Waldbewirtschaftung auf die Artenvielfalt in der Strauch- und Krautschicht von Wäldern angelegt sein. So müßte eine Vielzahl von Bewirtschaftungsmethoden in einer Vielzahl von Waldökosystemen betrachtet werden. Wald-Entwicklungsphasen und die zeitliche Komponente von Bewirtschaftungsmaßnahmen als Einflußgrößen müssten ebenfalls in die Betrachtung einbezogen werden.

Da dies im Rahmen einer einzelnen Arbeit nicht möglich ist, greift die vorliegende Studie Teilaspekte aus dem Faktorenkomplex heraus und bearbeitet diese mit unterschiedlichen Ansätzen. Auf eine breite Untersuchung in unterschiedlichen Regionen wurde verzichtet. Vielmehr konzentrierte sich diese Arbeit auf Kalkbuchenwälder im südwestdeutschen Raum. Eine zu große standörtliche Amplitude wurde mit der Beschränkung auf Kalkstandorte vermieden. Bei den Bewirtschaftungsmethoden wurden zum einen experimentelle Schirmhiebsmaßnahmen in zwei unterschiedlichen Lokalklimata und zum anderen praxisübliche Durchforstungsmaßnahmen durch die Hinzunahme von trockenen Kalkbuchenwäldern im Untersuchungsgebiet untersucht. Wald-Entwicklungsphasen wurden durch die Einbeziehung von Stangen- Baum- und Althölzern berücksichtigt.

Die vorliegende Arbeit wurde als ein Teilprojekt des interdisziplinären Sonderforschungsbereiches 433: „Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen“ begonnen. Um die zentralen Einflußfaktoren Klima und Bewirtschaftung untersuchen zu können, wurden zwei Kalkbuchenwälder in unterschiedlichen Hangexpositionen im gemäßigten Klima Südwestdeutschlands ausgewählt. Die Veränderung der Einstrahlung und damit des Lokalklimas bei vergleichbaren Niederschlägen und einheitlichem Großklima standen im Zentrum der Untersuchungen des Sonderforschungsbereiches. Die Bewirtschaftung wurde experimentell durch unterschiedlich intensive Schirmhiebe auf jeweils beiden Untersuchungsflächen simuliert. Die für die vorliegende Arbeit zugrundeliegende Hypothese für diesen Versuchsansatz bezieht damit die Faktoren Standort, Bewirtschaftung und Zeit ein:

- Durch unterschiedliche Standorte ist der Einfluß von Schirmhieben auf die Vegetation modifiziert. Mit zunehmender Stärke des Eingriffes nimmt die Vegetationsveränderung bei gleichbleibendem Standort zu.
- Das Ziel war die durch die experimentellen Schirmhiebe induzierten Veränderungen der Vegetation über die drei Jahre hin zu dokumentieren und mit der Ausgangssituation zu vergleichen. Dabei soll der Einfluß der unterschiedlichen Schirmhiebe auf die Vegetation auf den unterschiedlichen Standorten quantifiziert werden.

In einem weiteren Schritt wurden zusätzliche Kalkbuchenwälder in der Umgebung der beiden intensiv untersuchten Flächen des Sonderforschungsbereiches näher untersucht. Die Hinzunahme weiterer Kalkbuchenwälder diente zur Ausweitung des Nutzungsgradienten hin zur praxisnahen forstlichen Bewirtschaftung von trockenen Kalkbuchenwäldern. Dabei wurden Bestände mit unterschiedlichem Bestandesalter ausgewählt, um die für einen Altersklassenwald typischen Bestandesphasen und deren Vegetation in die Untersuchung mit einzubeziehen (Repräsentativität). Bei der Erweiterung des Untersuchungsprogrammes lagen folgende Hypothesen zugrunde.

- Mit unterschiedlich ausgeprägter Trockenheit aufgrund des Klimas (Einstrahlung) und des Bodens (Wasserspeicherkapazität) ändert sich die Artenzusammensetzung der Vegetation in den von der Buche dominierten Wirtschaftswäldern. Auf einheitlichem Standort variiert die Artenzusammensetzung aufgrund anderer Faktoren wie Bestandesalter und Nutzung.
- Ziel war es die Kalkbuchenwälder in einem ersten Schritt zu klassifizieren, die Pflanzengesellschaften floristisch zu beschreiben und in das Pflanzensoziologische System einzugliedern. Einhergehend sollen die Pflanzengesellschaften und Ausbildungen

standörtlich charakterisiert und die wichtigsten Unterschiede in ihren Umweltbedingungen herausgestellt werden.

- Der Zeitraum seit einer Durchforstung und deren Stärke beeinflusst die Entwicklung der Vegetation. Die induzierten Lichtverhältnisse sind dabei ein wichtiger Faktor.
 - Ziel war es zu prüfen, welche Unterschiede in der Vegetation durch praxisnahe Bewirtschaftungen erklärt werden können und wie groß diese Unterschiede sind. In einem ersten Schritt wurde geprüft, ob anhand von Strukturdaten und den Lichtverhältnissen in den Beständen auf die junge Nutzungsgeschichte der Bestände geschlossen werden kann.
- Unterschiedliche Strukturen und die Entwicklungsstufe eines Bestandes haben einen Einfluß auf die Vegetation. Durchforstungen können dabei modifizierend wirken.
 - Die Untersuchung des Bewirtschaftungseinflusses erfolgte jeweils in verschiedenen Bestandesphasen. Die Veränderung der Vegetation aufgrund der Bewirtschaftung kann dabei unter den für die einzelne Bestandesphase typischen Bedingungen erklärt und gezeigt werden.

Die letzten zwei Ziele wurden in einem gemeinsamen Ansatz kombiniert und untersucht, da Strukturdaten und Durchforstungsintensitäten mit dem Alter eines Bestandes zusammenhängen. Je nach Bestandesphase verfolgen Durchforstungen unterschiedliche Ziele (BURSCHEL & HUSS 1997). Unterschiedliche Durchforstungsintensitäten wurden so in den einzelnen Bestandesphasen Stangen- Baum- und Altholz verglichen.

Zur Klärung dieser Fragen wurde zunächst mit vegetationskundlichen Mitteln die Vegetation gegliedert und beschrieben. Die Waldgesellschaften werden standörtlich beschrieben und Unterschiede aufgezeigt. Daran anschließend folgen die Ergebnisse der intensiven Studien in den Beständen des Sonderforschungsbereiches. Zuerst werden dabei die Ausgangsbedingungen im Bezug auf das Lichtklima mit dem Ausgangszustand der Vegetation zusammengeführt und interpretiert. Mit Hilfe von direkten Gradientenanalysen kann die durch die experimentellen Schirmhiebe hervorgerufene Vegetationsveränderung beschrieben und zwischen verschiedenen Expositionen verglichen werden. Der Einfluß der momentan üblichen Bewirtschaftung auf die Vegetation in den im Wirtschaftsbetrieb durchforsteten Kalkbuchenwäldern des Untersuchungsgebietes wird anschließend innerhalb der einzelnen Bestandesphasen aufgezeigt.

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet liegt am südwestlichen Ende der Schwäbischen Alb im südlichen Teil Baden- Württembergs an der früheren Landesgrenze zwischen Baden (Immendingen) und Württemberg (Tuttlingen). Die letzten Ausläufer der wohlgeschichteten Kalke des Jurazuges bilden hier die Hanglagen. Nach Süden hin schließt die Hegaualb an. Gegen Westen liegt die Baar und der Ostabfall des Schwarzwaldes.

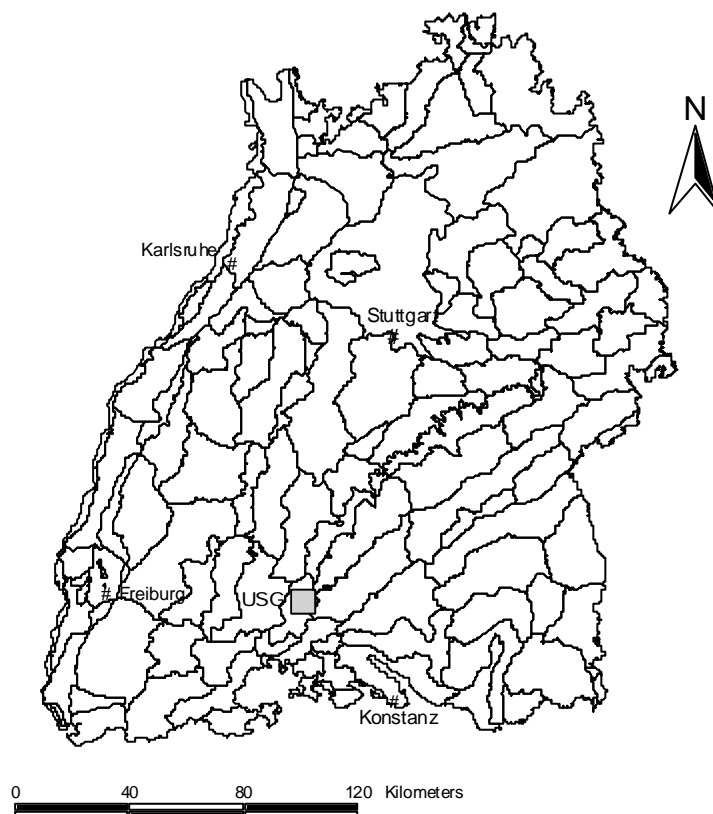


Abbildung 1: Lage des Untersuchungsgebietes (USG; graues Quadrat) in Baden- Württemberg. Eingezeichnet sind die Grenzen der Einzelwuchsbezirke der standortkundlichen regionalen Gliederung (ALDINGER et al 1998).

2.1 Forstliche Regionale Gliederung und Landschaftsraum

Die Untersuchung erstreckte sich über das Forstamt Immendingen und den südwestlichen Teil des Forstamtes Tuttlingen im Bereich des Einzelwuchsbezirkes Baaralb und Randen im Wuchsgebiet Schwäbische Alb (ALDINGER et al 1998). Einige wenige untersuchte Bestände liegen dabei im Übergang zu den Wuchsbezirken Zollern und Heubergalb und der südwestlichen Donaualb. Der auf der Basis von Pollenanalysen und waldhistorischer Beschreibungen oder durch Ab-

leitungen von standorts- und vegetationskundlichen Analogieschlüssen hergeleitete Regionalwald im Wuchsbezirk Baaralb und Randen ist der kontinental-montane Buchenwald, örtlich mit Tanne (ALDINGER et al 1998).

Die Landschaft des Untersuchungsgebietes ist sehr durch die geologischen Verhältnisse geprägt. Von der sich im Südwesten ausbreitenden hochflächenartigen Baar kommend fallen als erste Landmarken die letzten Ausläufer der Vulkankegel der Hegualb auf. Danach beginnt das eigentliche Untersuchungsgebiet mit seinen bewaldeten Hängen und Hochflächen und den intensiv bewirtschafteten Talebenen der sich hier in den Kalk eingegrabenen Donau und ihrer Zuflüsse. Von der Talsohle in etwa 657 m Meereshöhe steigen die Talflanken etwa 60 bis 150 m auf. Die mittlere Höhenlage der Höhenrücken liegt dabei bei 820 m.

Die meist recht steilen Talflanken und höheren Lagen werden von forstwirtschaftlich genutzten Wäldern bestockt, deren Zusammensetzung an den Flanken zum großen Teil von der Buche dominiert wird. Die Hochflächen weisen häufig gepflanzte Fichtenwälder als dominierenden Waldtyp auf. Die früher offenen und genutzten unteren Hangpartien weisen heute häufig Erstaufforstungen aus Fichte oder Kiefer auf und stellen teils Sonderstandorte mit seltenen Pflanzenarten dar. Hinter Tuttlingen steigt gegen Nordosten hin eine weitere Stufe des Schichtstufenlandes auf und markiert das nordöstliche Ende des Untersuchungsgebietes.

2.2 Die geologischen Verhältnisse und Böden des Untersuchungsgebietes

Die geologische Abfolge, die die Landschaft des Untersuchungsgebietes prägt, ist jene des Weißjuras (GEYER & GWINNER 1986). Während der braune Jura schon unter den Talsohlen oder noch im Bereich landwirtschaftlicher Flächen zu finden ist, tritt die Abfolge des Weißjuras an den Talhängen zu Tage. In den unteren Bereichen der Hänge finden sich die Impressa Mergel, die meist von Hangschutt überlagert werden. Hierüber finden sich die wohlgeschichteten Kalke (Weißjura - beta), die als bis zu 90m mächtige Schicht den Steilanstieg der Hänge bilden und teils auch die Hochflächen mit einnimmt (SPITZ 1985). Fast alle untersuchten Bestände finden sich im Bereich der wohlgeschichteten Kalke. Drei der untersuchten Bestände fanden sich jedoch auf Schuttdecken, die die wohlgeschichteten Kalkbänke überlagerten. Diese Schuttdecken bestehen aus eckig-kantigen grus- bis schottergroßen Steinen aus Jurakalken, die meist mit Gesteinsmehl und Mergel verbacken sind.

Die Böden des Untersuchungsgebietes sind das Verwitterungsprodukt der angesprochenen Gesteinsformation. Auf den mehr oder weniger kompakten Kalksteinbänken mit nur geringen

2 Das Untersuchungsgebiet

Mergellagen kann die Entwicklungsreihe vom Kalksteinrohboden über eine Rendzina hin zu einer Terra fusca gelten (MÜLLER 1964). Meist kommen die Böden über eine flach- bis mittelgründige Entwicklung nicht hinaus, was sich auch in den aufgenommenen Bodenprofilen zeigte. Besonders auf den südwestexponierten Steilhängen, auf denen der Abtrag gefördert wird und Wassermangel den Verwitterungsprozeß hemmt, konnten flachgründige und im Anfangsstadium der Bodenbildung befindlichen Bodentypen erwartet werden (MÜLLER 1964).

Die untersuchten Böden waren mehr oder weniger tief entwickelte Rendzinen. Teilweise handelte es sich um verbrauchte Rendzinen, die im Oberboden eine krümelige polyedrische Struktur

und eine bräunliche Farbtonung aufweisen. Eine Verlehmung ist hier bereits weiter fortgeschritten, was für die Wasserkapazität des Unterbodens günstig ist. Über dem Horizont des festen oft wie gemauert wirkenden oder plattigen Ausgangsgestein fand sich meist ein Horizont mit lockerem Gestein und graubraunem Kalkschlufflehm (Abbildung 2). Die Humusform war L- Mull. Teils wurde aber in den Aufnahmeflächen verbackene Laubnester mit teilweise einsetzender Verpilzung gefunden. Die Wasserversorgung in den untersuchten Beständen schwankt vor allem durch die unterschiedliche Gründigkeit und dem Skelettgehalt der Böden und lag zwischen

160 l /m² auf dem tiefgründigen Nordosthang der Untersuchungsfläche des SFB 433 und knapp über 50 l/m² in einem südexponierten steilen Buchen-



Abbildung 2: Beispiel eines Bodenprofils in einem trockenen Kalkbuchenbestand. Die plattigen Kalksteinbrocken im mittleren und unteren Bereich des Profils lassen wenig Raum für Feinerde. Die Wasserspeicherkapazität nimmt deutlich ab.

2.3 Klima

Nach dem Klimaatlas für Baden- Württemberg (DEUTSCHER WETTERDIENST 1953) liegen die Niederschlagssummen im Untersuchungsgebiet bei etwa 800 mm. Für die höheren Lagen auf dem Möhringer Berg und dem Amtenhausener Berg liegen die Niederschläge mit etwa 850 mm etwas höher. Von den Gesamtniederschlägen entfallen auf das Sommerhalbjahr vom April bis September etwa 60 bis 65 Prozent. Durch die geringen Niederschläge im Winter und im Frühjahr können die Feuchtigkeitsreserven zu Beginn der Vegetationszeit sehr gering sein.

Die durchschnittliche Jahrestemperatur beträgt etwa 6.7 ° Celsius. Die mittlere Lufttemperatur für den Zeitraum Mai bis Juli liegt bei 13° Celsius (DEUTSCHER WETTERDIENST 1953). Die jährlichen Temperaturschwankungen sind recht hoch (etwa 18.5 °C), was auf den kontinental geprägten Klimacharakter des Untersuchungsgebietes hinweist (ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG 1996). Die durchschnittliche Anzahl an Frosttagen pro Jahr liegt bei etwa 120 Tagen (DEUTSCHER WETTERDIENST 1953). Im Ganzen kann das Klima als subkontinental – montan getönt angesprochen werden. Was die Spätfrostgefahr angeht, so ist durch den frühzeitigen Temperaturanstieg im Frühjahr eine Gefährdung möglich, jedoch durch die Topographie des Untersuchungsgebietes nicht in dem Maße wie auf der benachbarten Baar, wo die Bildung von Kaltluftseen eher gegeben ist.

Die phänologische Vegetationsperiode für das Untersuchungsgebiet, ermittelt anhand der Blatentfaltung und –verfärbung der Buche, dauert im langjährigen Mittel 150 Tage. Die Blatentfaltung der Buche beginnt dabei etwa ab dem 8. Mai. Die Blattverfärbung tritt um den 5. Oktober ein (KIRCHGÄBNER 2001). Eine genauere lokalklimatische Beschreibung liegt für die Untersuchungsbestände des Sonderforschungsbereiches 433 von MAYER et al (2001) vor. Aufgrund der unterschiedlichen Exposition unterscheiden sich die Flächen in der Globalstrahlung, in der photosynthetisch aktiven Strahlung und im Tagesgang der Lufttemperatur. Dabei weist der südwestexponierte Untersuchungsbestand bei der Globalstrahlung höhere mittlere Werte auf als der nordostexponierte Untersuchungsbestand. Die photosynthetisch aktive Strahlung war ebenfalls auf dem Südwesthang im Mittel höher. Beim Tagesgang der Lufttemperatur zeigte der Südwesthang eine größere mittlere Temperaturamplitude im Beispielmonat Februar (MAYER et al 2001).

2.4 Kurzer Abriß zur Waldgeschichte des Untersuchungsgebietes

Einige wenige Zeichnungen aus dem 17. Jahrhundert für die Gemeinden Immendingen, Möhringen und Geisingen lassen erkennen, daß die meisten Höhen und Hänge ausschließlich mit Laubwald bestockt waren. Die Buche scheint dabei eine dominierende Rolle eingenommen zu haben, wie zahlreiche Gewannamen im Untersuchungsgebiet auf die Buche hinweisen (Scheibebuch, Buchhalde, Vorbuchen u.a.). Wie die ganze Baar war auch das Untersuchungsgebiet schon sehr früh dem menschlichen Einfluß unterworfen und zahlreiche Wallanlagen sind Zeugen einer frühen Besiedelung.

Im 17. Jahrhundert wurden zunehmend größere Waldflächen gerodet und als Allmendfelder und -weiden genutzt. Heute stocken auf diesen ehemaligen landwirtschaftlichen Flächen Fichten-Reinbestände, wie sie beispielsweise auf der Ebene des Möhringer Berges nahe dem Lindenhof zu finden sind. Durch die Bedeutung der Jagd wurden viele der landesherrlichen Waldungen (Staatswald, Möhringer Berg) bereits früh aus der Holznutzung genommen. Besonders die Waldungen, die unter Fürstlich Fürstenbergischen Verwaltung standen, dienten der Jagd, der Wildbestand wurde hier sehr hoch gehalten. Das Amtenhauser/Möhringer Bergland war hiervon im besonderen Maße betroffen und die Naturverjüngung hatte hier Mitte des 18. Jahrhunderts besonders zu leiden (FD HIRNER mündl. Mitt.).

Pottaschegewinnung und ein erhöhter Holzverbrauch durch die Fürstlich Fürstenbergischen Schmelzwerke führte gegen Ende des 18. Jahrhundert zu starkem Einschlag und Waldrodungen im Gemeindewald Möhringen und in den fürstlichen, heute staatlichen Waldungen (BADER 1938).

In der Zeit des forstlichen Waldaufbaus wurden während der ersten Aufforstungswelle Fichte und Kiefer begünstigt und auf an den Wald angrenzenden Weiden und Wiesen gepflanzt. In den teils devastierten und übernutzten Wäldern wurden ebenfalls Nadelhölzer eingebracht. Die Vorräte der ersten Zustandserfassung waren in den verlichteten und mittelwaldartigen Beständen sehr niedrig. Durch den Übergang zum Hochwald verbesserten sich die Vorratsverhältnisse. An den Hängen verbreitete sich die im Schirmschlag leicht zu verjüngende Buche wieder auf weite Flächen. Eingerahmt werden die Hangbuchenwälder von fichtendominierten Erstaufforstungen am Hangfuß (Devastierte Privatwaldungen oder ehemaliges Weide und Ackerland) und den Fichtenwäldern der Plateaulagen.

3 Untersuchungsprogramm

3.1 Auswahl und Lage der untersuchten Kalkbuchenwälder

3.1.1 Die Versuchsbestände des Sonderforschungsbereichs 433

Für die Untersuchung einer echten Zeitreihe über drei Jahre dienten die für den Sonderforschungsbereich 433 ausgewählten Buchenbestände. In einer späteren Projektphase sollten die hier gewonnenen Teilergebnisse der vorliegenden Arbeit mit den Resultaten anderer beteiligter Teilprojekte zusammengeführt werden (RENNENBERG 1998).

Die beiden Bestände liegen an den sich gegenüberliegenden Talhängen des Krähenbachtals nordwestlich von Möhringen und werden vom Forstamt Tuttingen verwaltet. Das Krähenbachtal verläuft von Nordwest nach Südost und die beiden Hänge unterscheiden sich durch ihre Exposition in ihrem Lokalklima (MAYER et al 2000). Der nordostexponierte Bestand liegt im Bereich des Distriktes II des Möhringer Berges. Der südwestexponierte Bestand liegt an der Talseite fast direkt gegenüber, im Distrikt V Eselhalden (Abbildung 3).

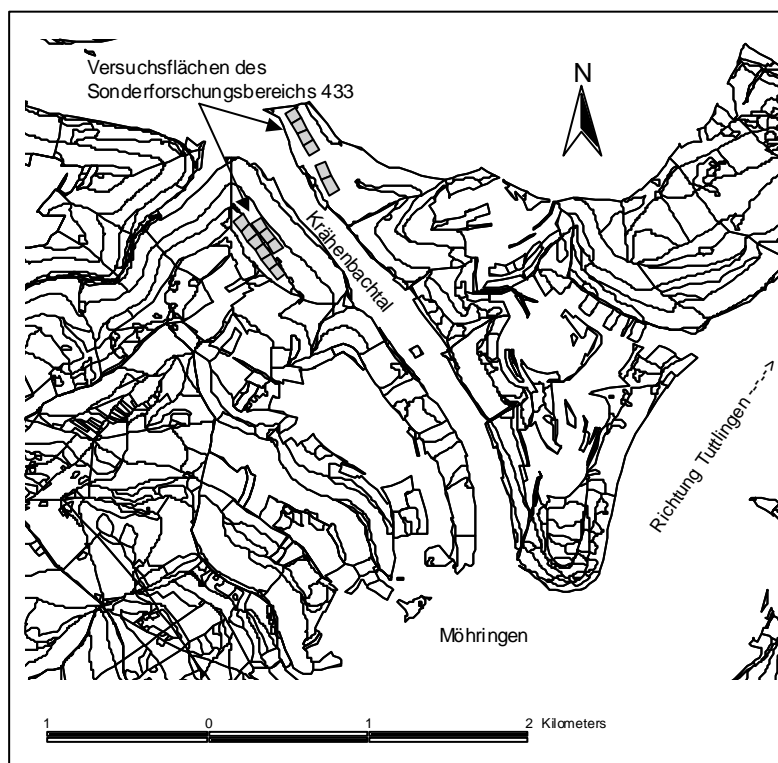


Abbildung 3: Lage der Kernflächen im Krähenbachtal nahe Möhringen.

Im weiteren Verlauf der Arbeit werden diese Bestände als Kalkbuchenwälder des SFB oder als SFB-Versuchsbestände bezeichnet.

3.1.2 Zusätzlich untersuchte Kalkbuchenwälder

Weitere Kalkbuchenbestände im Untersuchungsgebiet, die der praxisüblichen Bewirtschaftung der beiden Forstämter Immendingen und Tuttlingen unterlagen, dienten für die Erweiterung des Nutzungsgradienten. Durch die Hinzunahme von Beständen unterschiedlichen Alters (Stangenholz, Baumholz, Altholz) wurde die Spanne der untersuchten Bestandesalter von den Baumhölzern des SFB 433 auf jüngere und ältere Bestände ausgeweitet. Die zusätzlichen Bestände sollten dabei vor allem den trockenen Flügel der Kalkbuchenwälder im Untersuchungsgebiet abdecken. Eine Stratifizierung der in den beiden Forstämtern verfügbaren Kalkbuchenwälder anhand von Kennwerten für die Kriterien Trockenheit, Alter und Nutzung wurde als vorgeschalteter Schritt bei der Auswahl weiterer Bestände durchgeführt. Solch eine stratifizierte Aufnahmemethodik reduziert den Aufwandaufwand gegenüber einer rein zufälligen Aufnahme deutlich, und auf die Fragestellung kann präziser geantwortet werden (BOX et al 1978, zitiert in JONGMAN et al 1978, SNEDECOR & COCHRAN 1980).

3.1.2.1 Vorstratifizierung und Auswahl von Buchenbeständen im Untersuchungsgebiet

Die Stratifizierung der Bestände im Untersuchungsgebiet erfolgte anhand von Daten der Standortkartierung, Forsteinrichtung und der Naturalbuchführung der beiden Forstämter. Diese Auswahl diente dazu, jeweils eine ausreichende Anzahl an Beständen mit den gewünschten Faktorenkombinationen zu erhalten. Gleichzeitig sollten andere Faktoren wie unterschiedliche Standorts- und Bodenverhältnisse, Baumartenmischungen und Bestandesgrößen als Einflussfaktoren auf die Vegetation minimiert werden. Die Analyse erfolgte dabei mit Hilfe eines Geographischen Informationssystems (Abbildung 4).

Anhand von Baumartenanteilen und Bestandesgrößen aus der digitalen Forsteinrichtungskarte wurden Bestände mit einem Buchenanteil über 70 Prozent und einer Mindestgröße von zwei Hektar ausgewählt. Die Mindestfläche von zwei Hektar sollte die randlichen Einflüsse, die bei kleineren Bestandesflächen auftreten können (SKOV 1997) minimieren¹. Durch die Verschneidung mit Standortdaten aus der Standortkartierung der beiden Forstämter wurden aus diesen

¹ Zwar konnte die minimale Flächengröße bei den ausgewählten Beständen eingehalten werden. Bei einigen Beständen konnten Randeinflüsse aber nicht ausgeschlossen werden (langgestreckte Flächenformen).

Beständen nur jene weiter analysiert, die auf Weißjurahängen stockten. Damit war ein einheitliches Ausgangsmaterial für die Bodenbildung gewährleistet. Gleichzeitig wurden die Bestände anhand ihrer Wasserhaushaltsstufe eingeteilt.

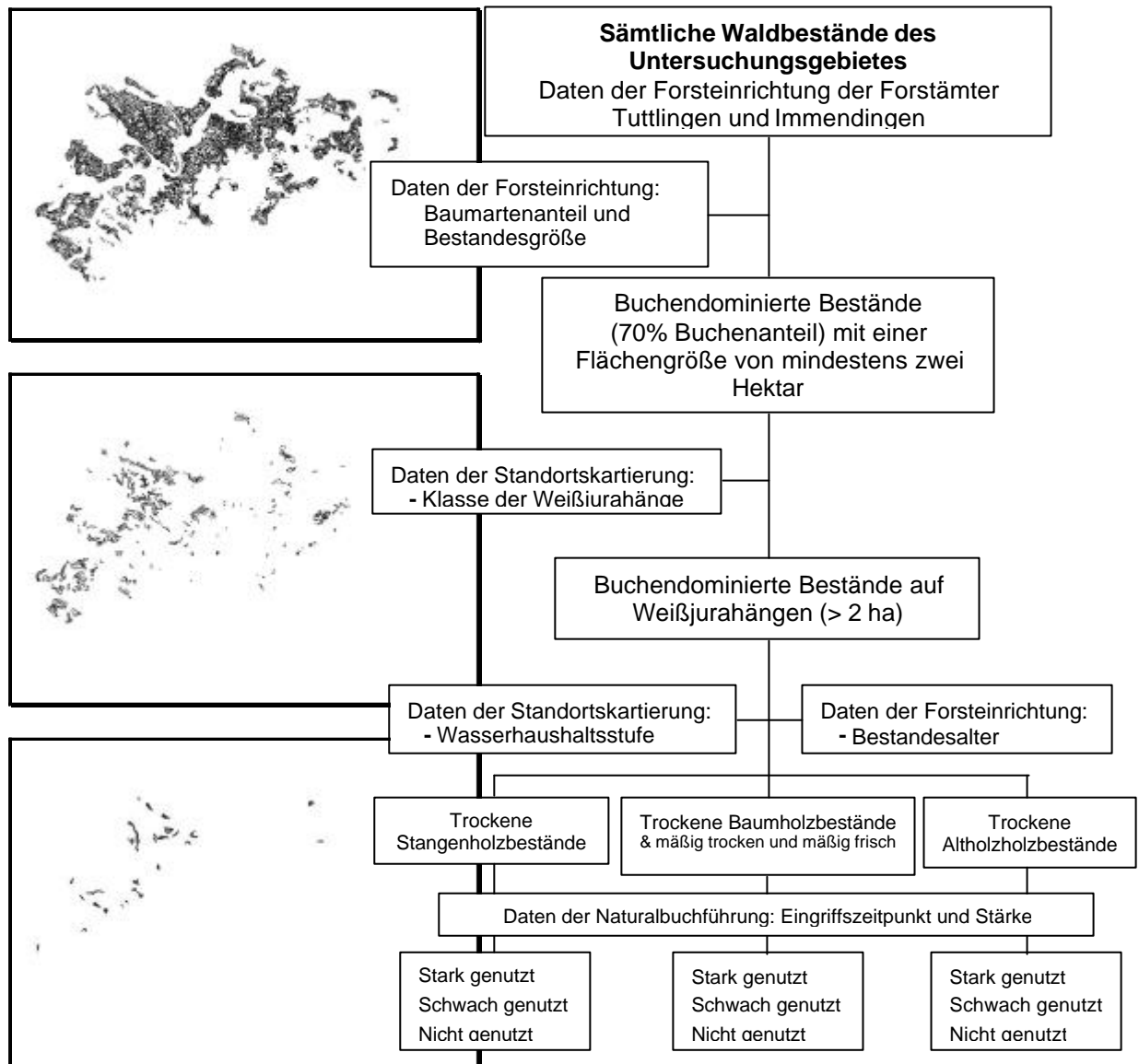


Abbildung 4: Ablaufdiagramm der Auswahl von weiteren Untersuchungsbeständen anhand von Daten der Standortskartierung, Forsteinrichtung und Naturalbuchführung.

Im Anschluß daran wurden die Bestände nach Ihrem Bestandesalter aus den Forsteinrichtungsdaten in Stangenholz-, Baumholz- und Altholzbestände gruppiert². Innerhalb dieser Grup-

² Üblicherweise definieren sich diese Gruppen nach dem Brusthöhendurchmesser (RÖHRIG & GUSSONE 1982; RITTERSHOFER 1994). Da dieser nicht aus den Forsteinrichtungsdaten hervorgeht, wurde das Bestandesalter

3 Untersuchungsprogramm

pen erfolgte zum Abschluß eine Gruppierung in drei Nutzungsklassen. Die Einteilung erfolgte dabei anhand des Zeitpunktes und der Entnahmemenge der letzten Durchforstung aus Daten der Naturalbuchführung. Als stark genutzt wurden Bestände angesehen, deren letzter Eingriff zum Zeitpunkt des Erhebungsjahres 1999 nicht länger als fünf Jahre zurücklag und mindestens 20 % des Vorrates entnommen wurde. Unter der Kategorie der schwach genutzten Bestände wurden jene zusammengefasst, die vor 1994/95 oder seit diesem Zeitpunkt nur schwach durchforstet (unter 20 % Entnahme) wurden. Nicht genutzte Bestände wurden in den 10 Jahren vor dem Erhebungsjahr 1999 nicht durchforstet³ (Tabelle 1).

Tabelle 1: Kriterien für die Einteilung der Buchenbestände in Nutzungsklassen.

Nutzungskategorie	Stark	Schwach	Keine
Durchforstungszeitpunkt	Zwischen 1994/95 und 1999	Zwischen 1994/95 und 1990	Vor 1989
Verknüpfung zwischen Zeitpunkt und Stärke	Und	Oder	-
Durchforstungsintensität % Entnahmemenge	> 20 %	< 20 %	-

3.1.2.2 Nutzungen und Bestandesalter der Kalkbuchenbestände im Untersuchungsgebiet

Die Buchenbestände über 2 ha sind auf den Weißjuraabhängen etwa gleichmäßig zwischen den Standorten verteilt (Tabelle 2). Am häufigsten sind Baumholzbestände. Im trockenen Flügel wurden die Buchenbestände vor allem schwach oder gar nicht genutzt. Auf mäßig trockenen und mäßig frischen Standorten fanden sich mehr erst kürzlich und stark genutzte Bestände. Besser wüchsige Bestände auf den mäßig trockenen und mäßig frischen Standorten wurden stärker behandelt als die der trockenen Standorte. Besonders im Baumholzalder wurden Eingriffe auf den günstigeren Standorten in den letzten 5 Jahren und stärker geführt. Viele Altholzbestände auf trockenen Standorten wurden die letzten 10 Jahren überhaupt nicht durchforstet. Die Durchfor-

(unter Beachtung des Standorts) als Kriterium verwendet (Altersobergrenzen: Stangenholz: 45-65; Baumholz: 90-130; Altholz: keine Obergrenze)

³ Für einige Stangenholzbestände lagen keine genauen Angaben über den entnommenen Vorrat vor („Jungbestandspflege“). Die Einschätzung, ob stark oder schwach durchforstet wurde, fiel hier später bei Besichtigung des Bestandes. Anhand von Baumstubbenzählungen wurde auf die entnommene Grundfläche geschlossen.

stungsintensität ist in den Altholzbeständen geringer als in den Beständen der Baumholzphase. Stangenholzbestände sind über alle drei Standortsklassen gering vertreten.

Tabelle 2: Anzahl *N* und Anzahl der untersuchten (=Stichprobenzahl) buchendominierten Waldbestände unterschiedlicher Wasserhaushaltsstufen mit einer Mindestgröße von zwei Hektar auf Weißjurahängen in den einzelnen Alters und Nutzungsklassen. Die Untersuchungsbestände des SFB 433 sind nicht mit aufgeführt (N=128).

		Wasserhaushaltsstufe					
		Trocken		Mäßig trocken		Mäßig frisch	
		N	Stichprobenzahl	N	Stichprobenzahl	N	Stichprobenzahl
Stangenholz	Stark	1	1	1		2	
	Schwach	5	2	1		1	
	Nicht genutzt	2	2	3			
Baumholz	Stark	6	5	13	1	10	1
	Schwach	12	3(4)**	17	3	12	2
	Nicht genutzt	2	2	3		4	
Altholz	Stark	3	3	4		1	
	Schwach	7	4	3	1	4	
	Nicht genutzt	9	8*	3			

* Bei vier der aufgenommenen acht Altholzbestände handelte es sich um arB- Flächen (außerregelmäßiger Betrieb). ** Ein Bestand wurde später bei der Analyse aufgrund standörtlicher Unterschiede ausgeschlossen.

Die Verschneidung von verschiedenen digitalen Karten wie Forsteinrichtungskarten und Standortskarten kann dazu führen, dass die resultierenden Flächenzahlen nicht mehr mit denen der einzelnen jeweiligen Karten übereinstimmt, da durch die Verschneidung neue Flächen mit den kombinierten Attributen entstehen. Durch die Auswahl von Flächen von 2 ha oder mehr verbleiben damit weniger Flächen als in der Realität vorhanden sind.

3.1.2.3 Verteilung, Anzahl und Lage der ausgewählten Kalkbuchenbestände

Die Auswahl der zu untersuchenden Kalkbuchenwälder erfolgte innerhalb der einzelnen Gruppen zufällig. Für jede Gruppe wurden, eine ausreichende Zahl an Beständen vorausgesetzt, mindestens drei Bestände ausgewählt. In der Gruppe der trockenen Stangenhölzer fanden sich nur wenige Bestände im Untersuchungsgebiet. Für diese Altersgruppe wurden insgesamt fünf Bestände aufgenommen (Tabelle 2). Um die Spannbreite der vorhandenen Bewirtschaftungsformen zu erfassen, wurden ebenfalls Bewirtschaftungsvarianten mit in die Untersuchung aufgenommen, die als Extreme gelten. Altholzbestände, die als arB - Flächen klassifiziert waren, wurden so in die Untersuchung miteinbezogen. Zusätzlich zu den Beständen, die unechte Zeitreihen im trockene-

3 Untersuchungsprogramm

nen Flügel mit unterschiedlicher Nutzungsintensität repräsentieren, wurden weitere Baumholzbestände auf mäßig trockenen und mäßig frischen Standorten aufgenommen, um einen „Trockenheitsgradienten“ aufzuspannen. In den Jahren 1999 und 2000 wurden so 40 Bestände, die zwei Untersuchungsbestände des SFB 433 eingeschlossen, im Untersuchungsgebiet ausgewählt und aufgenommen.⁴ Im weiteren Verlauf der Arbeit werden diese Bestände als Kalkbuchenwälder oder Untersuchungsbestände bezeichnet. Die auf Grund der standörtlichen Daten und den Informationen aus der Naturalbuchführung vorgenommene Einteilung stellt eine erste Gruppierung der Kalkbuchenwälder dar. Durch die Aufnahme von standörtlichen Daten, die Auskunft über die Trockenheit des jeweiligen Standortes lieferten, wurden in einem weiteren Schritt eindeutige standörtliche Werte den Beständen und den Aufnahmen zugeordnet. Mit der Aufnahme von Strukturvariablen wie Baumstubben wurde die Nutzung auf Ebene der einzelnen Aufnahme untersucht und mit der Einteilung durch die Daten der Naturalbuchführung verglichen. Die Verteilung und Lage der zusätzlich zu den Kernflächen ausgewählten Bestände im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 5.

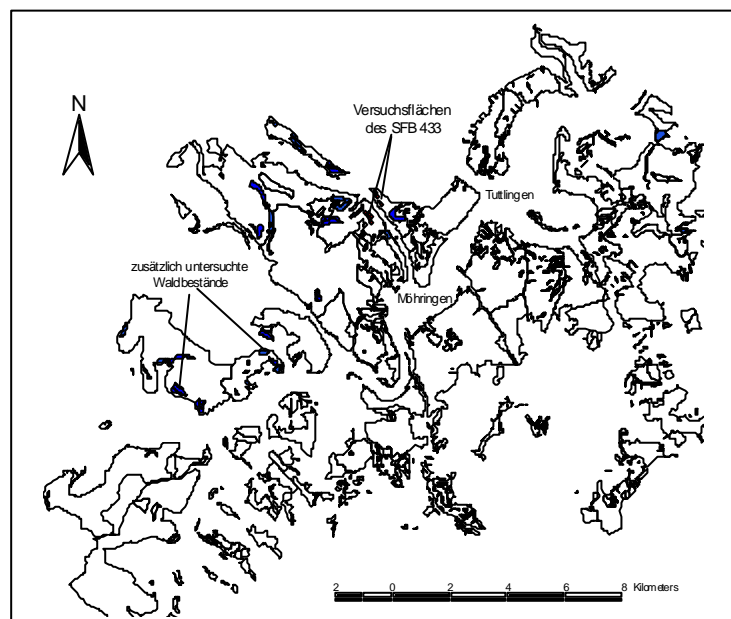


Abbildung 5: Karte des Untersuchungsgebietes mit den untersuchten Beständen (schwarze Flächen) und den Versuchsflächen des SFB 433 nahe Möhringen. Gezeigt sind Waldflächenumrisse der Forstämter Immendingen und Tuttlingen.

⁴ Ein schwach durchforsteter Baumholz- Bestand wurde später herausgenommen. Dieser Bestand wies im Gegensatz zu den anderen Beständen als Ausgangsgestein Zuckerkornkalk (Löcherkalk) auf. Durch die unterschiedlichen Eigenschaften und die damit verbundene unterschiedliche Ausgangssituation wurde der Bestand von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

3.2 Datenerhebung

Die Kombination aus experimentell angelegten Versuchsflächen des Sonderforschungsbereiches 433 und der zusätzlichen Aufnahme von weiteren Beständen zur Erweiterung der Nutzungs- und Standortsgradienten erforderte verschiedene Erhebungsmethoden. Durch die unterschiedliche Intensität und Fragestellungen wurden unterschiedliche Anordnungen der Aufnahmen und teilweise verschiedene Erhebungsmethoden gewählt. Im ersten Teil werden die Aufnahmemethoden für die Untersuchungsflächen des Sonderforschungsbereiches 433 vorgestellt. Daran anschließend folgt die Aufnahmemethodik für die zusätzlichen Kalkbuchenbestände im Untersuchungsgebiet. Abschließend werden ein Überblick über die verwendeten Analyse- und Auswertungsverfahren gegeben und verwendete Begriffe erklärt.

3.2.1 Aufnahmemethoden in den Versuchsbeständen des Sonderforschungsbereiches 433

3.2.1.1 Versuchsdesign des Sonderforschungsbereiches

In den zwei ausgewählten Kalkbuchenwäldern wurden insgesamt 15 Parzellen mit einer jeweiligen Flächengröße von 0.5 Hektar (13 Parzellen) bzw. 0.75 Hektar (zwei Parzellen in dem südwestexponierten Kalkbuchenbestand) vermessen und dauerhaft verpflockt. Auf dem Südwesthang wurden so sechs und auf dem Nordosthang neun Parzellen angelegt. Jeder der Parzellen in den jeweiligen Untersuchungsbeständen wurde eine Behandlungsvariante (starker Schirmhieb, schwacher Schirmhieb und keine Behandlung) zugeordnet. Für den Südwesthang ergaben sich zwei Wiederholungen und für den Nordosthang drei Wiederholungen der Behandlungsvarianten. Das experimentelle Design entspricht damit einer vollrandomisierten Blockanlage (BORTZ 1999).

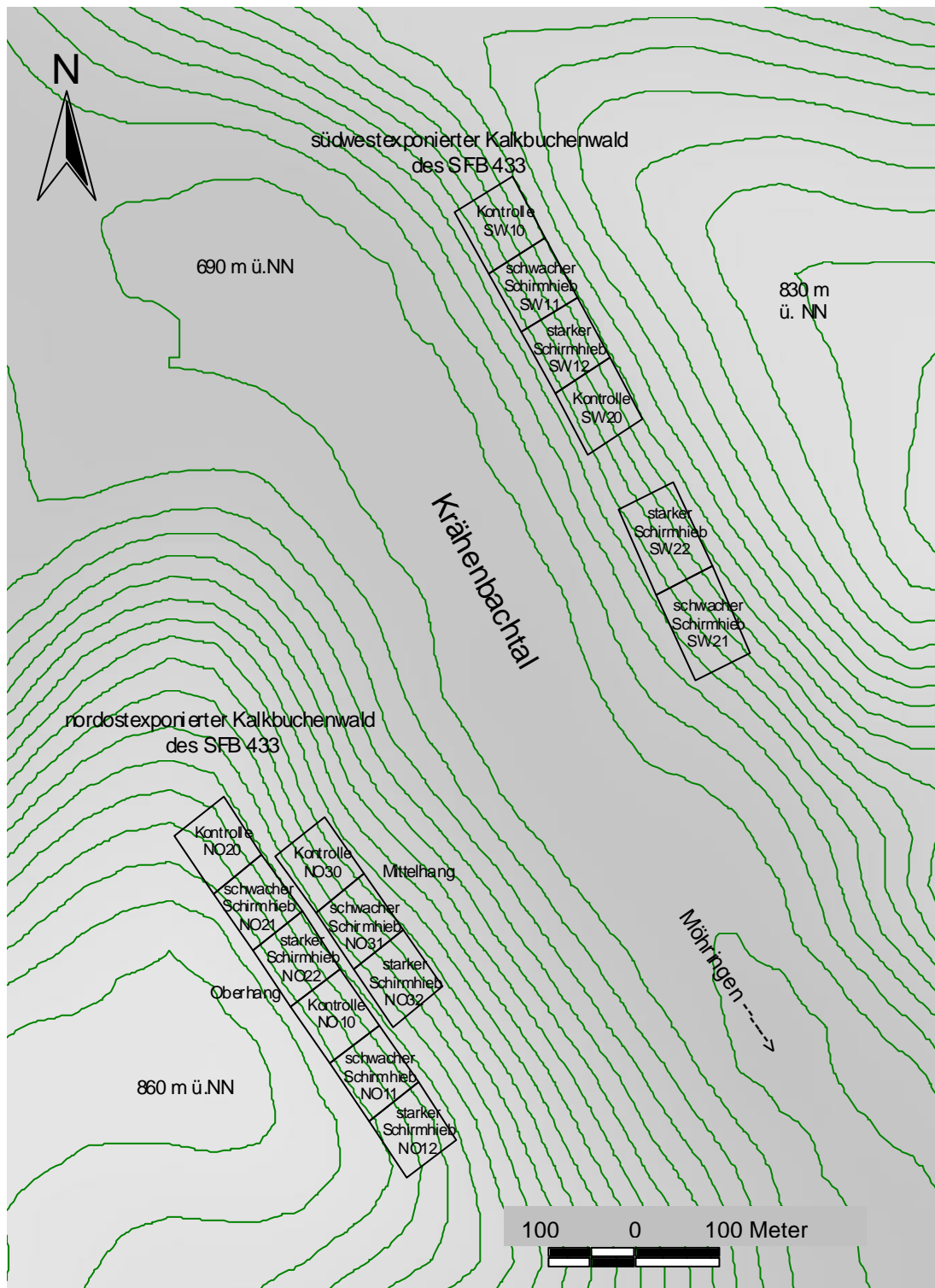
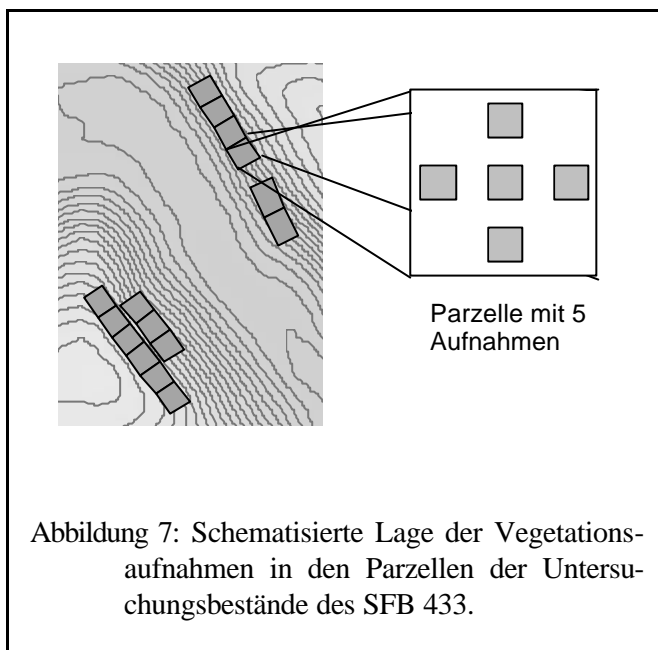


Abbildung 6: Übersichtskarte über die Parzellenlage in den beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433 an den Hängen des Krähenbachtals nahe Möhringen. Die Abkürzungen für die einzelnen Parzellen (z.B. NO22) geben über die Lage und die Form der Behandlung der einzelnen Parzelle Auskunft.

3.2.1.2 Vegetationsaufnahmen

3.2.1.2.1 Häufigkeit, Lage und Größe der Vegetationsaufnahmen

Für die detaillierte Untersuchung der Kernflächen in Form einer Zeitreihe war die Aufnahmeintensität für die einzelnen Parzellen hoch. Jedes Jahr (1999 – 2001) wurden für die unterschiedlich behandelten Parzellen der beiden Kernflächen jeweils fünf dauerhaft verpflockte und markierte Aufnahmeflächen zwischen Mai und Juni aufgenommen.



Die Lage der fünf quadratischen Aufnahmeflächen innerhalb der einzelnen Parzellen folgte einem systematischen Schema, das in Abbildung 7 dargestellt ist. Homogenität der Fläche und bestandestypische Verhältnisse wurden bei der Anlage der Dauerflächen beachtet. Rückegassen und Seiltrassen wurden nicht mit aufgenommen. Die Flächengröße von 100 m² der einzelnen Vegetationsaufnahmen orientierte sich an dem Minimumareal für die Krautschicht in mitteleuropäischen Wäldern (DIERSSEN 1990).

3.2.1.2.2 Schichtung und Deckungsschätzung

Innerhalb der 100 m² großen Aufnahmefläche wurden folgende Schichten unterteilt und getrennt aufgenommen (Tab. 1).

Tabelle 3: Bestandesschichten und ihre Abgrenzung

Kürzel	Bezeichnung	Kriterium
B1	Baumschicht 1	> 15 m
B2	Baumschicht 2	> 5 m bis 15 m
S	Strauchschicht	1 bis 5 m; verholzende Pflanzen
K	Krautschicht	< 1 m
M	Moosschicht	Moose und Flechten

Deskriptiv wurden die Charakteristika der Schichtung und die vertikale Struktur festgehalten. So wurden Überhälter, Unterstand, Zweischichtigkeit oder weitere strukturelle Bestandesmerkmale notiert.

Innerhalb der Aufnahme­flächen der Krautschicht wurde die flächenanteilige Deckung der vor­kommenden Pflanzenarten in den einzelnen Schichten quantitativ geschätzt. Dabei wurde im Hin­blick auf die spätere numerische Auswertung eine ordinale Deckungsskala mit gleichen Klassen­breiten verwendet (PFADENHAUER et al 1986). Im unteren Deckungsbereich erfolgte eine wei­tere feinere deckungsanteilige Unterteilung (Tab. 2). Für die weitere Analyse wurden die jeweili­gen Klassenskalen durch ein Code- Replacement aus den mittleren Klassenwerten ersetzt.

Tabelle 4: Verwendete Deckungsskala und deren Klassenbereich (modifiziert nach LONDO 1986)

Skala	Flächenanteilige Deckung in Prozent (Klassen)	Code – Replacement	Symbol Vegetationstabelle
.1	< 1	0.5	1
.2	1 – 3	2	2
.4	3 – 5	4	4
1	5 – 15	10	10
2	15 – 25	20	20
3	25 – 35	30	30
4	35 – 45	40	40
5	45 – 55	50	50
6	55 – 65	60	60
7	65 – 75	70	70
8	75 – 85	80	80
9	85 – 95	90	90
10	95 – 100	97.5	100

Neben den Deckungswerten für jede einzelne Art wurde der Gesamtdeckungsgrad der Ve­getation jeder Schicht und die Anteile an offenem Mineralboden, Steinen und Laubstreu ge­schätzt.

3.2.1.3 Strukturmerkmale

Auf eine eigene Erhebung der Bestandes und Strukturparameter für die einzelnen Aufnahmen wurde in den Parzellen der Untersuchungsbestände des SFB 433 verzichtet. Wichtige struktu­relle Daten lieferten die Messungen des Waldbau-Institutes und des Institutes für Waldwachstum der Universität Freiburg. Die wichtigen Bestandesparameter Grundfläche (m²/ha) und Stammzahl (n/ha) wurden für die einzelnen Parzellen aus den Daten der Stammfußkartierung berechnet. To­tholz wurde analog zur Methode in Kapitel 3.2.2.2.3 innerhalb der 100 m² der Vegetationsauf­nahme erhoben.

3.2.1.4 Standortfaktoren

Durch den interdisziplinären Forschungsansatz und die geplante Vernetzung der Ergebnisse der beteiligten Institute wurde nur eine Basisprogramm an Standortfaktoren selbst aufgenommen. Für die Berechnung der Einstrahlungsverhältnisse wurde die Neigung, Exposition und die Horizontüberhöhung in 16 Himmelsrichtungen aufgenommen.

Durch die Charakterisierung der Untersuchungsbestände während der Beantragungsphase des Sonderforschungsbereiches lagen für die beiden Bestände jeweils ein Bodenprofil vor, aus dem die nutzbare Wasserspeicherkapazität abgeleitet wurde⁵ (HILDEBRAND et al in RENNENBERG 1999).

Die Lichtverhältnisse wurden in einem ersten Schritt, der Methodik für die Untersuchung der weiteren Kalkbuchenwälder folgend, durch die Aufnahme mit Hemisphärenphotos im Zentrum der Vegetationsaufnahme und der anschließenden Auswertung mit HEMIMAGE (BRUNNER 1998b) ermittelt. Für jede Aufnahme wurde damit der nicht durch das Kronendach abgeschirmte Anteil des sichtbaren Lichtes in Bodennähe innerhalb von Beständen ermittelt (relative Lichtwerte (%) im Vergleich zur Freifläche).

3.2.1.5 Ausgangsbedingungen und experimentelle Durchforstungen

Da die Ausgangssituation für die Entwicklung der Vegetation nach forstlichen Eingriffen oder Störereignissen entscheidend sein kann (HETZEL 1998) wurde versucht, die Ausgangsbedingungen in den Untersuchungsbeständen des SFB 433 zu ermitteln. Die erste vegetationskundliche Aufnahmephase im Jahr 1999 erfolgte unmittelbar nach den experimentellen Schirmhieben. Durch den sehr kurzen Zeitraum zwischen Eingriff und Aufnahme der Vegetation wurde aber davon ausgegangen, dass die Vegetation zu diesem Zeitpunkt noch nicht auf die veränderten Umweltbedingungen reagieren konnte (PALMER et al 2000). Durch floristische Unterschiede in den Aufnahmen des Jahres 1999 die nicht auf die experimentellen Eingriffe zurückgeführt werden konnten erschien es notwendig, die Ausgangsbedingungen besonders die Bestandesstruktur und die Lichtverhältnisse und deren Einfluß auf das bestehende Vegetationsmosaik zu untersuchen und zu beschreiben.

⁵ Das Vorgehen bei der Ermittlung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität entspricht hier leider nicht der, die bei der detaillierteren Aufnahme in den anderen untersuchten Waldbeständen angewendet wurde (vergleiche Kapitel 3.2.2.3.2). Durchwurzelungstiefe und Skelettgehalt wurden vom Institut für Waldernährung und Bodenkunde auf den Untersuchungsflächen des SFB 433 mit einer anderen Methode erhoben.

3.2.1.5.1 Bestandesstruktur

Wichtige Bestandesgrößen für die einzelnen Parzellen wie Grundfläche und Stammzahlen pro Hektar vor und nach den experimentellen Eingriffen wurden mit Hilfe der Daten der Stammfußkartierung des Institutes für Waldbau und des Institutes für Waldwachstum der Universität Freiburg ermittelt. Das Forsteinrichtungswerk und die Naturalbuchführung des Forstamtes Tuttlingen lieferte Durchforstungsdaten und Zeitpunkte in der jüngeren Bestandesgeschichte für die Untersuchungsbestände des Sonderforschungsbereiches 433.

3.2.1.5.2 Modellierung der Lichtverhältnisse

Mit Hilfe der Stammfußkartierung und zusätzlichen durch das Institut für Waldwachstum der Universität Freiburg zur Verfügung gestellten Daten der Kronenausdehnungen wurden Kronenkarten für die Kernflächen erstellt. Die Stammfußkartierung diente dabei als Grundlage zur Ermittlung der Verteilung der Baumindividuen vor den experimentellen Eingriffen. Die Kronendaten dienten zur Berechnung von Kronenschirmflächen in Abhängigkeit von Durchmesserklassen des Brusthöhendurchmessers des jeweiligen Bestandes. Die Mittelwerte von 8 Kronenradien im Abstand von 45° wurden in Abhängigkeit zur Durchmesserklasse⁶ berechnet. Für jede Durchmesserklasse wurde damit eine für den jeweiligen Bestand typische Kronenschirmfläche und -form ermittelt.

Mit den erstellten mittleren Kronenschirmflächen wurde die Lichtsituation auf den Flächen vor dem Eingriff mit dem Lichtsimulationsmodell TRAYCI (BRUNNER 1998a) modelliert. Für die Simulation wurde zur Vergleichbarkeit der Flächen ein einheitlicher Blattflächenindex von 8.2 m²/m² angenommen⁷. Nach DANTEC et al (2000) liegt dieser Wert im oberen Bereich für gemäigte Laubwälder und kann als Wert für undurchforstete Bestände angesehen werden. LEUSCHNER (1999) fand ähnlich hohe Werte in mittel- und nordwestdeutschen Buchenwäldern. Die so ermittelten Lichtverhältnisse wurden kartografisch dargestellt (Karten im Anhang).

⁶ Hierbei wurden die Richtungswinkel der aufgenommenen Kronenradien in Klassen der acht Haupthimmelsrichtungen zugeteilt.

⁷ Aus dem Blattflächenindex errechnet das Modul LAICALC die Blattflächendichte als wichtige Kalibrierungsvariable für die vorgegebene Kronenform im Modell. Da keine genauen Daten über Differenzen des Blattflächenindex zwischen den Beständen vorlagen, wurde zur besseren Vergleichbarkeit einheitlich ein Wert verwendet.

3.2.2 Aufnahmemethoden in weiteren Kalkbuchenwäldern

Für die Erfassung und Beschreibung der Vegetation, des Standorts und der Nutzung in den Beständen, die für die Erweiterung des Trockenheits- und Nutzungsgradienten dienten, wurden die entsprechenden Methoden der Versuchsflächen des SFBs verwendet. Zusätzliche Datenerhebungen zur Erfassung der Struktur und des Standortes, sowie abweichende Methoden in der Positionierung der Aufnahmeflächen werden im Folgenden beschrieben.

3.2.2.1 Vegetationsaufnahmen

3.2.2.1.1 Häufigkeit, Lage und Größe der Vegetationsaufnahmen

In jedem ausgewählten Bestand wurden einmalig Vegetationsaufnahmen durchgeführt. Im mittleren und oberen Hangbereich eines jeden ausgewählten Bestandes wurden drei Aufnahmen, die das Kriterium der Homogenität erfüllten, aufgenommen. Um eine bestandesdeckende Erfassung zu erreichen, wurde der Bestand in drei gleichgroße Blöcke unterteilt, innerhalb derer die Position der jeweiligen Aufnahmefläche durch zufällige x- und y- Koordinaten ermittelt wurde (eingeschränkt zufällige Aufnahmemethode; FISCHER & BEMMERLEIN 1992). Um Randeinflüsse zu minimieren wurde – wo immer dies möglich war – eine Mindestdistanz zum Bestandesrand von 20 m eingehalten⁸.

Die Größe und Form der Vegetationsaufnahmen entspricht den Maßen der Vegetationsaufnahmen in den Untersuchungsbeständen des SFB 433. Die Vergleichbarkeit von Artzahlen und Deckungswerten ist damit gewährleistet (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974).

3.2.2.1.2 Schichtung und Deckungsschätzung

Zur Vergleichbarkeit der gewonnenen Daten der Schichtung und Deckungen der einzelnen Arten wurden die gleichen vegetationskundlichen Aufnahmemethoden wie für die Vegetationsaufnahmen in den Untersuchungsbeständen des Sonderforschungsbereiches verwendet (vergleiche 3.2.1.2.2).

⁸ Dies war bei einigen Beständen durch deren langgestreckte und schmale Form, den Konturen des Gelände folgend, nicht immer möglich.

3.2.2.2 Strukturmerkmale

Um die Struktur der Baumschicht in den weiteren Kalkbuchenwäldern des Untersuchungsgebietes zu fassen wurde eine 400 m² große Aufnahmefläche, mit der 100 m² Vegetationsaufnahme als Zentrum (nested plot), abgesteckt und Strukturkennwerte aufgenommen. Die gewählte Flächengröße für die Baumschicht entspricht dabei den Empfehlungen von DIERSCHKE (1994) bezüglich der Aufnahmegröße der Baumschicht für Wälder Mitteleuropas.

3.2.2.2.1 Baumart, BHD und daraus abgeleitete Kennwerte

Die vorkommenden Baumarten wurden vermerkt. Der Brusthöhendurchmesser (BHD) aller auf der Aufnahmefläche der Baumschicht stockenden Bäume mit einem Mindestdurchmesser von sieben Zentimeter wurde mit Hilfe eines Umfangmaßbandes gemessen und notiert (KRAMER & AKCA 1995). Mehrstämmige Individuen, deren Verzweigung unter 1,30 m liegt, wurden als Einzelstämme vermessen. Die gemessenen Brusthöhendurchmesser bildeten die Grundlage für die Ermittlung der Grundflächen der einzelnen Aufnahmen.

3.2.2.2.2 Weitere Baummerkmale

Zur Berechnung des Strukturdiversitätsindex nach JAEHNE & DOHRENBUSCH (1997) und zur Ermittlung weiterer Strukturmerkmale wurden pro Aufnahmefläche

- drei Minimalabstände und drei Maximalabstände,
- die zwei niedrigsten Kronenansätze (die Höhe, bei der mindestens 5% der Kronenbelaubung vorhanden war),
- die drei kleinsten und drei größten Kronendurchmesser,
- drei zufällig gewählte Baumhöhen aus dem Herrschenden

ermittelt. Da es sich hier um flächenunabhängige Werte handelte, war es möglich, daß bei Maximaldistanzen einer der beteiligten Bäume nicht mehr innerhalb der Fläche stand. Der Ausgangspunkt der Messungen war aber immer die Aufnahmefläche der Baumschicht. Wasserreißer, Klebäste und besonders einseitige Kronenformen wurden ebenfalls notiert.

3.2.2.2.3 Totholz

Innerhalb der 100 m² Vegetationsaufnahme wurden Baumstubben, stehendes und liegendes Totholz mit einem Durchmesser von mindestens sieben Zentimeter aufgenommen. Für stehendes Totholz wurde der BHD und die Stammhöhe, bei liegendem Totholz die Länge und der Mitten-

durchmesser des Stammes gemessen. Für Baumstubben wurde der Durchmesser aufgenommen. Die Baumart (wenn erkennbar) und der Zersetzungsgrad nach RAUH & SCHMITT (1991, Tabelle 5) wurden ermittelt und notiert. Reisig wurde in seiner flächenanteiligen Deckung geschätzt und der Zersetzungsgrad vermerkt.

Tabelle 5: Charakteristika der unterschiedlichen Zersetzungsgrade von Totholz und Reisig (nach RAUH & SCHMITT 1991)

Zersetzungsgrad	Baumstubben, stehendes und liegendes Totholz	Reisig
Stufe 1	Holz ganz hart, Rinde fest, beginnender Pilzbefall	Holz ganz hart, Rinde fest, Knospen noch vorhanden
Stufe 2	Peripherie schon weich; Zentrum hart; Rinde stellenweise abblättern; Verpilzung auch im Zentrum	beginnender Pilzbefall, Rinde noch vorhanden, Knospen größtenteils nicht mehr vorhanden
Stufe 3	Holz weich & schwammig; Kern z.T. noch beilfest; Rinde lose; Fruchtkörper	Rinde abblättern Pilzfruchtkörper sichtbar, keine Knospen vorhanden, kleinere Äste bereits abgefallen
Stufe 4	Holz ganz vermodert; durchgehend weich, starke Braun- & Weißfäule	Reisig niederliegend, Pilzfruchtkörper vorhanden, nur noch stärkere Äste vorhanden und mit Fäule durchsetzt

3.2.2.3 Standortfaktoren

Viele der im Gelände erhobenen Standortfaktoren wurden für die Berechnung weiterer als wichtig erachteter Variablen verwendet. Der Standort wurde mit Hilfe von Neigung, Exposition, Meereshöhe und Geländeform topographisch beschrieben. Diese Variablen wurden später zusätzlich zur Berechnung der Einstrahlungsverhältnisse für die einzelnen Bestandesflächen verwendet.

3.2.2.3.1 Mittlere monatliche Einstrahlung

Die mittlere monatliche Einstrahlung während der Vegetationsperiode wurde mit Hilfe des Programmes RADICAL von FISCHER (1994) berechnet. Die Vegetationsperiode definierte sich durch den langfristig gemittelten Tag des Blattaustriebes und die Blattverfärbung der Rotbuche im Untersuchungsgebiet (KIRCHGÄBNER 2001;Tabelle 6).

3 Untersuchungsprogramm

Tabelle 6: Zeitpunkte der Blattformung und -verfärbung der Rotbuche in den zwei untersuchten Forstämtern (KIRCHGÄßNER 2001. Quelle DWD)

	Tuttlingen			Immendingen		
	Minima	Mittelwert	Maxima	Minima	Mittelwert	Maxima
Blattformung bei der Buche (Tag im Kalenderjahr)	105	133	148	103	122	136
Blattverfärbung bei der Buche (Tag im Kalenderjahr)	253	278	296	261	278	299

Daraus ergeben sich als gemittelte Werte für die Region als Datumstermin für die Blattformung der 8. Mai, sowie der 5. Oktober als Termin für die Blattverfärbung (Dauer der Vegetationsperiode 150 Tage).

Für die Berechnung der mittleren monatlichen Einstrahlungssumme (MJ/m²) über den Zeitraum der Vegetationsperiode wurde der Berechnungsalgorithmus von FISCHER (1994) verwendet. Das dazugehörige Programm RADICAL berechnet für beliebig geneigte Flächen aus den Variablen Meereshöhe, Exposition, Inklination, Breitengrad und Horizontüberhöhung die durchschnittliche monatliche Einstrahlungssumme für einen bestimmten Zeitraum (Vegetationsperiode) mit Hilfe der relativen Sonnenscheindauer. Die relevanten topographischen Parameter wurden für jede Aufnahme jeweils im Gelände gemessen. Die Horizontüberhöhung wurde dabei für 16 Himmelsrichtungen ermittelt. Der Breitengrad wurde aus den Karten des Landesvermessungsamtes Baden Württemberg entnommen. Daten des Deutschen Wetterdienstes wurden für die relative Sonnenscheindauer verwendet.

3.2.2.3.2 Nutzbare Wasserspeicherkapazität

Die Bodenverhältnisse wurden mit Hilfe von Bodenprofilen beschrieben. Im Vordergrund stand dabei die Ermittlung der nutzbaren Wasserspeicherkapazität (nWSK) des Standortes, auf dem der Bestand stockt. Dafür wurde ein Bodenprofil in der Vegetationsaufnahme im Mittelteil eines jeden untersuchten Bestandes gegraben.

Das Bodenprofil (1m² große Profilwand) wurde dabei im Bereich der Zwischenflächendurchwurzelung gegraben (ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG 1996). Da es sich ausschließlich um sehr skelettreiche Böden handelte, wurde die nutzbare Wasserverfügbarkeit durch die Aufsummierung von 10 cm breiten Schichten (mit jeweils zehn 100 cm² Subquadraten) im effektiv durchwurzelten Bodenraum berechnet. Durchwurzelungsintensität und Skelettanteil wurden in den einzelnen Subquadraten ermittelt und später für die Schicht gemittelt. Hierdurch wird das inhomogene Solum in skelettreichen Böden berücksichtigt (HAUSENDÖRFER

1959). Als Untergrenze des effektiven Wurzelraumes wurde die Bodentiefe definiert, in der weniger als drei bis fünf Feinwurzeln pro dm^2 auftraten (ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG 1996). Für die angesprochenen und gegeneinander abgegrenzten Bodenhorizonte wurde jeweils Bodenart und Lagerungsdichte aufgenommen. Der Humusgehalt wurde horizontbezogen durch Mischproben im Labor nach der WÖSTHOFF- Methode bestimmt. Diese ermittelt den Gehalt an organisch gebundenem Kohlenstoff, der entscheidend für den Wasserhaushalt von Kalkböden ist. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität (nWSK) für den effektiven Wurzelraum errechnete sich aus den so ermittelten Werten nach dem Verfahren der forstlichen Standortsaufnahme (ARBEITSKREIS FORSTLICHE STANDORTSKARTIERUNG 1996).

3.2.2.3.3 Lichtverhältnisse

Mit Hilfe von Hemisphärenphotos wurden für jede Vegetationsaufnahme die relativen Lichtverhältnisse innerhalb des untersuchten Bestandes erfasst. Die Hemisphärenphotos wurden in einem Meter Höhe horizontal im Zentrum der Vegetationsaufnahme aufgenommen. Dabei wurden Aufnahmen nur bei homogenen Belichtungsverhältnissen durchgeführt, wie sie bei gleichmäßiger hoher Bewölkung oder kurz vor Sonnenaufgang bzw. nach Sonnenuntergang herrschen.

Mit Hilfe des Auswertungsprogrammes HEMIMAGE (BRUNNER 1998a) wurde die schärfste und beste Aufnahme analysiert und die relativen Lichtwerte im Zentrum der Aufnahmefläche gewonnen⁹. Die relativen Lichtwerte sind jener Anteil des auf das Kronendach auftreffenden sichtbaren Lichtes (vergleichbar mit einer Freifläche), das nicht durch das Kronendach abgeschirmt wird und den Aufnahmepunkt im Bestand erreicht.

3.2.2.4 Nutzungsgeschichte und Durchforstungsintensität

Die ausgewählten Kalkbuchenwälder sollten sich durch ihre Nutzungsgeschichte in den vergangenen zehn Jahren unterscheiden. Bei der Auswahl der Bestände wurden dafür Daten der Forsteinrichtung und der Naturalbuchführung verwendet. Die Variabilität der Nutzungen innerhalb der Bestände können aber durch den alleinigen Wert der entnommenen Erntefestmeter pro Hektar nicht erkannt werden. Zur genauen Dokumentation und quantitativen Abschätzung auf Ebene der Aufnahme erschien es deshalb sinnvoll, eine Variable zu verwenden, die forstliche

⁹ Durch die Heterogenität des Kronendaches entstehen trotz genauer Belichtungsmessung häufig unterbelichtete bzw. überbelichtete Aufnahmen. Deshalb wurden mehrere Aufnahmen mit unterschiedlichen Belichtungszeiten aufgenommen und später anhand der Qualität der Aufnahmen (Schärfe und Erkennen von Feinstrukturen) die beste Aufnahme ausgewählt.

Nutzungen hinreichend genau beschreibt. Für solch eine Analyse boten sich die aufgenommenen Daten über die Baumstubben in den Aufnahmen an.

Da sich oftmals Stubben unterschiedlichen Zersetzungsgrades in einer Aufnahme fanden, wurden nur solche Stubben der letzten Durchforstung zugeordnet, die den geringsten Zersetzungsgrad aufwiesen¹⁰. Der Analyse der Stubben wurde eine Ausreißeranalyse vorangestellt. Dabei wurden Stubben aus dem Datensatz entfernt, die nicht der Entwicklung des jetzigen Bestandes zugeordnet werden konnten¹¹.

Mit Hilfe der Stubbeninformationen und den dazugehörenden Brusthöhendurchmessern der experimentell entnommenen Bäume in den Parzellen der Kalkbuchenwälder des SFB 433 wurde eine lineare Regressionsgleichung erstellt. Diese beschreibt mit der Formel

$$BHD[cm] = 2.519 + 0.7 * Stubbendurchmesser[cm]$$

$$(R = 0.91; r^2 = 0.83; p = 0.001)$$

den empirischen Zusammenhang zwischen Stubbendurchmesser und Brusthöhendurchmesser (Abbildung 8)¹².

¹⁰ Die Zersetzung von Totholz hängt im wesentlichen von der Zeit ab (HARMON et al 1986). Anhand des Zersetzungsgrades kann so annähernd der Eingriffszeitpunkt ermittelt werden. Da die Zersetzung von Baumstubben langsam verläuft, finden sich in wiederholt durchforsteten Wirtschaftswäldern Stubben verschiedener Zersetzungsstadien. Hypothetisch können so mehrere Eingriffe dokumentiert werden.

¹¹ Hauptsächlich handelte es sich um große, stark zersetzte ($Z^\circ 4$) Stubben in Stangenhölzern, die aus dem vorangegangenen Bestand kamen. Stubben, die junge Stockausschläge aufwiesen, wurden aufgrund ihrer langsameren Zersetzung in die jeweils niedrigere Zersetzungsstufe abgestuft.

¹² Im Bereich geringer Stubbendurchmesser besteht annähernd eine 1:1 Beziehung zwischen BHD und Stubbendurchmesser. STRAUBINGER (1988) zeigte einen ähnlichen Zusammenhang. SCHAEFFER (1953) gibt grobe Anhaltswerte die dem Verhältnis 1:1 für Buche entsprechen.

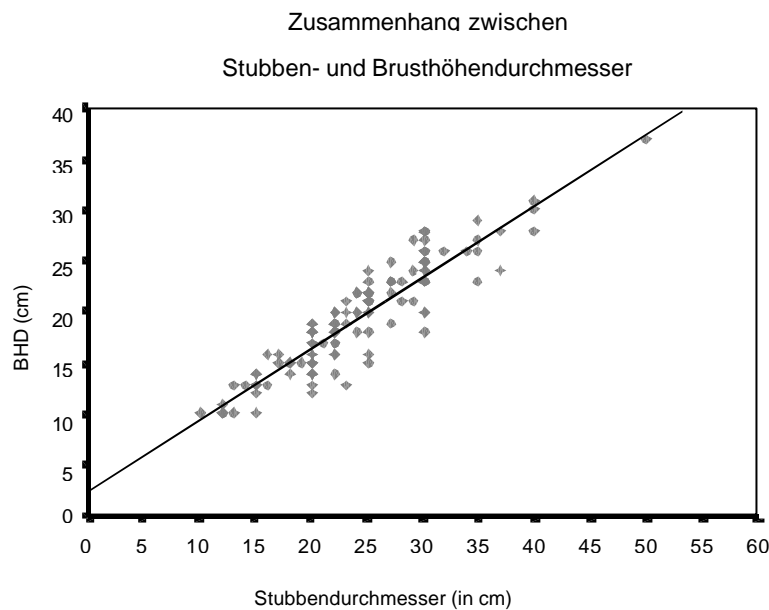


Abbildung 8: Beziehung zwischen dem Durchmesser des Stubbens und dem Brusthöhendurchmesser des dazugehörigen entnommenen Stammes. (N = 118)

Damit wurde aus den ermittelten Brusthöhendurchmessern (BHD) die entnommenen Grundflächen auf der Einheit der Vegetationsaufnahme errechnet und mit dem noch stehenden Bestand verglichen¹³. Die errechnete prozentuale Grundflächenentnahme kann als Hinweis auf die Stärke des letzten Eingriffes verwendet werden.

Unter Verwendung aller verschieden zersetzter Baumstubben einer Aufnahme konnten zusätzlich Baumstubbensequenzen für jeden Bestand erstellt werden, die Auskunft über die letzten Durchforstungen liefern. Theoretisch nimmt dabei mit zunehmenden Zeitraum zwischen letzter Durchforstung und Aufnahmezeitpunkt der Zersetzungsgrad der gefundenen Baumstubben zu. Der Stubbendurchmesser nimmt im Vergleich zum stehenden Bestand ab.

3.3 Datenauswertung

Im folgenden Abschnitt werden die Verfahren der Analyse kurz beschrieben, beginnend mit der Behandlung und Transformierung über die Schritte der Klassifikation und Ordination der Daten bis hin zur erklärenden Statistik mit Hilfe von Erklärungsvariablen. Die im Rahmen der

¹³ Da die Stubbendurchmesser in den Kalkbuchenwäldern des SFB 433 nicht kleiner als zehn Zentimeter waren, wurden bei Stubbendurchmessern zwischen sieben und zehn Zentimeter der BHD mit dem Stubbendurchmesser gleichgesetzt.

statistischen Analysen notwendigen Berechnungen wurden in MULVA 5 (WILDI & ORLOCI 1996; Klassifikationen), CANOCO 4.0 (TER BRAAK & SMILAUER 1998a; Ordinationsmethoden) und STATISTICA 5.1 (STATSOFT 1995a; Diskriminanzanalyse, Varianzanalysen, deskriptive Statistik) durchgeführt. Der Zusammenhang der einzelnen Analyseverfahren für die beiden Forschungsansätze dieser Arbeit wird mit Hilfe eines Ablaufdiagramms (Abbildung 9) dargestellt.

3.3.1 Maskierung

Ausreißer oder seltene Ereignisse können statistische Analysen stark beeinflussen und einen korrelativen Zusammenhang beträchtlich verfälschen (BORTZ 1999). Solche Extremwerte können bei vegetationskundlichen Daten seltene Arten darstellen. Durch Ihr vereinzelt und eher zufälliges Auftreten können sie einen starken Einfluß auf die Analyse haben, besonders bei unimodalen Modellen (TER BRAAK & SMILAUER 1998b). Um diesem Umstand entgegenzuwirken wurden Arten mit einer sehr geringen Stetigkeit (Arten die in weniger als drei Aufnahmen vorkommen) vor der Analyse aus dem Datensatz entfernt.

Eine weitere Maskierung erfolgte aufgrund der zugrundeliegenden Fragestellung. Wirtschaftswälder werden heute in Ihrer Baumartenzusammensetzung durch die Selektion gewünschter Baumarten wesentlich beeinflusst (BURSCHEL & HUSS 1997, REIF 2000). Da dies, wie die Auflichtung des Bestandes (Veränderung der Deckung der Baumarten), eine direkte Beeinflussung der Struktur ist, erschien es sinnvoller die Daten der Baumschicht als Einflußvariablen auf die Vegetation zu verwenden. Bei der Verwendung als Teil der abhängigen Vegetation hätte dies feinere Unterschiede überdeckt. Die Deckungswerte der an den Baumschichten eins und zwei beteiligten Baumarten wurden deshalb maskiert. Deckungswerte der gleichen Baumarten in der Strauch- wie in der Krautschicht wurden für die Analyse verwendet.

3.3.2 Transformation

Beim Analysieren vegetationskundlicher Daten spielen die verwendeten Ähnlichkeits- und Distanzmaße eine wichtige Rolle. Die Interaktion zwischen der Form der erhobenen Daten und dem gewählten Analysemaß hat entscheidenden Einfluß auf das Ergebnis und die Interpretation. Je nach Skalenniveau der Aufnahmen und der Analyseform sollte eine entsprechende Transformation gewählt werden, die mögliche Probleme bei der Kombination dieser beiden Kriterien minimiert (JONGMAN et al 1987).

Aus der Fülle der vorhandenen Transformationsmethoden, die sich in die zwei Gruppen der Skalar- und Vektortransformationen gliedern lassen (BEMMERLEIN-LUX & FISCHER 1992),

kamen in der vorliegenden Arbeit die folgenden Transformationen zum Einsatz, die in den folgenden Unterkapiteln näher erläutert werden:

- Dritte Wurzeltransformation (Skalartransformation)
- Normalisierung (Vektortransformation)
- Zentrierung (Vektortransformation)
- Standardisierung (Vektortransformation)

3.3.2.1 Dritte Wurzeltransformation

Um die Bedeutung von hohen Deckungswerten im Datensatz zu reduzieren, eignen sich Skalartransformationen in der Form einer Wurzeltransformation. Für die ordinal skalierten BRAUN-BLANQUET- Deckungswerte wird hierzu häufig die Quadratwurzel angewendet (WILDI 1989). Da die Unterschiede zwischen hohem und niederen Deckungswerten in dieser Untersuchung höher sind als in der ordinalen Skala 1 - 9 der BRAUN-BLANQUET- Skala (VAN DER MAAREL 1979), wurde auf die dritte Wurzel zurückgegriffen. Die veränderten Relationen im Vergleich zu den Ausgangsdaten sind in Tabelle 7 wiedergegeben.

Durch diese Transformation erhalten hohe Deckungen einzelner Arten eine geringere Bedeutung als es bei der Verwendung der Originaldaten der Fall wäre. Damit werden Dominanztypen als Ergebnisse der Analysen verhindert und das Auftreten einer Art wird stärker in den Vordergrund gerückt.

Tabelle 7: Veränderung der Relationen von Deckungswerten durch die Berechnung der 3ten Wurzel (Skalartransformation).

Aufnahmcodes	Code Replacement (Deckungs- %)	3te Wurzel
0,1	0,5	0,8
0,2	2	1,26
0,4	4	1,58
1	10	2,15
2	20	2,71
.	.	.
.	.	.
.	.	.
10	100	4,61
Relation größter/kleinster Wert	200fach	5,76 fach

3.3.2.2 Normalisierung

Die Normalisierung ist eine Transformation bei der die Unterschiede der Gesamthäufigkeit zwischen den Aufnahmen entfernt wird und die Betrachtung auf den Unterschiede in den relativen Häufigkeiten der Arten liegt. Dies wird durch die Division der einzelnen Arthäufigkeit in einer Aufnahme durch die Wurzel der Summe der quadrierten Häufigkeiten erreicht

Bei der Verwendung des Distanzmaßes der Sehnendistanz (Chorddistance) ist die Vektortransformation der Normalisierung explizit enthalten. Durch diese Transformation wird die Euklidische Distanz in die Sehnendistanz umgerechnet (BEMMERLEIN-LUX, FISCHER 1992). Nach der Normalisierung ist die Varianz der Variablen gleich dem Variationskoeffizienten (Varianz der Art/Mittelwert) der Eingangswerte. Die Bedeutung von hohen Deckungswerten wird eliminiert. Die Information der unterschiedlichen Varianzen bleibt aber erhalten. Problematisch ist bei dieser Transformation, daß selten vorkommende Arten starkes Rauschen verursachen können. Durch die Maskierung (vgl. Kap. Maskierung) wird dieses Phänomen aber eingeschränkt (JONGMAN et al 1987).

3.3.2.3 Zentrierung

Bei der Zentrierung als Transformationsart wird der einzelne eigentlichen Wert einer Art durch den Grad der Abweichung von deren Mittelwert im Datensatz ersetzt.

Die alleinige Zentrierung von Arten führt zu einem Bezugspunkt, der hypothetisch als „Durchschnittsaufnahme“ gelten kann. Diese enthält den durchschnittlichen Wert jeder Art. Die Information der Aufnahmen besteht in der Abweichung von diesem Durchschnitt. Die Größe des Durchschnitts wird nicht beachtet. Die Artinformation besteht in der Abweichung von der einheitlichen Verteilung über die Bestände (NOY-MEIR 1973, GREIG-SMITH 1983). Wichtig ist, daß durch das Zentrieren das Nichtvorhandensein einer Art in einer Aufnahme einen Einfluß auf die Analyse hat.

Ökologisch macht dieser Umstand Sinn, da nicht nur unbedingt das Vorhandensein einer Art auf einen Standort hinweist, sondern auch das Ausbleiben einer Art. Theoretisch ist dieser Umstand mit dem Problem behaftet, daß dieses Ausbleiben von Arten auf alle Pflanzen der Welt ausgedehnt werden müsste. Die Ergebnisse und entdeckten Zusammenhänge lassen sich deshalb strenggenommen nur auf den beobachteten Raum beziehen (BEMMERLEIN-LUX & FISCHER 1992).

3.3.2.4 Standardisierung

Die Standardisierung im engeren Sinne schließt nach BEMMERLEIN-LUX & FISCHER (1992) die Zentrierung und die Normalisierung ein und kombiniert diese. Durch die Zentrierung werden

nur noch die Abweichungen vom Mittelwert betrachtet. Es werden hohe und niedrig deckende Arten angenähert, da die Größe des Durchschnitts nicht beachtet wird. Die Standardisierung setzt den Mittelwert eines Objektes auf Null, die Varianz wird auf 1 gesetzt. Hierdurch bekommen alle Variablen das gleiche Gewicht (bei Verwendung euklidischer Metrik ist das Gewicht eines Objektes proportional zu seiner Varianz).

Bei der Verwendung eines Korrelationskoeffizienten ist die Standardisierung implizit enthalten, was den Objekten gleiches Gewicht verschafft (Arten oder Aufnahmen werden „gleichberechtigt“ behandelt). Beim Vergleich und beim Arbeiten mit Umweltfaktoren wurde die Standardisierung durchgeführt, um Variablen, die unterschiedlich skaliert und in ihren Spannen verschieden sind, vergleichen zu können.

3.3.3 Verwendete Ähnlichkeits- und Distanzmaße

Ähnlichkeits- und Distanzmaße sollen dazu dienen, die Ähnlichkeiten bzw. Unähnlichkeiten zwischen Objekten (Aufnahmen oder Arten) zu beschreiben. Innerhalb eines durch Koordinaten begrenzten Raumes kann man die Ähnlichkeit zweier Objekte durch deren Nähe zueinander zeigen und dies mathematisch berechnen. Hierzu dienen Distanzmodelle wie zum Beispiel der Euklidische Raum. In der Fachliteratur JONGMAN et al (1987), GREIG-SMITH (1983), FISCHER & BEMMERLEIN-LUX (1992), KENT & COKER (1992) werden vielfältige Maße für die Beschreibung von Abständen und Ähnlichkeiten beschrieben und erklärt. In den folgenden Abschnitten werden nur jene Ähnlichkeits- und Distanzmaße beschrieben, die in den Analysen der vorliegenden Arbeit Verwendung fanden.

3.3.3.1 Maße der Klassifikation

Für die Klassifikationsanalyse wurde die Sehnendistanz, die zur Klasse der Distanzmaße gehört, verwendet. Die Sehnendistanz läßt sich durch die Normalisierung aus der Euklidischen Distanz berechnen. Hierdurch wird der Nachteil der Euklidischen Distanz der hohen Bedeutung von stark deckenden Arten abgemildert. Verwendet wurde die Sehnendistanz bei der Klassifikation der Aufnahmen wie auch der Arten (vgl. Kapitel Klassifikation 3.3.4). Nach VAN TONGEREN (in JONGMAN et al 1987) ist dieses Distanzmaß recht robust. Unerwünschte Einflüsse und Probleme, wie sie bei der euklidischen Distanz auftreten - hervorgerufen durch unterschiedliche Gesamtdeckungen in den Aufnahmen, dominante Arten und Artenreichtum - werden recht gut reduziert.

Der hier untersuchte Datensatz zeichnete sich durch eine hohe Zahl von Arten mit geringen Deckungen aus. Da aber einige Arten auch höhere Deckungen in den Aufnahmen besaßen, hätte dies bei Verwendung eines anderen Maßes zu Dominanztypen geführt. Die Variabilität in der Artenzahl der Aufnahmen schwankte eben-

falls sehr stark. Viele (Un)ähnlichkeitsmaße wie beispielsweise der Jaccard Index reagieren hierauf deutlich empfindlicher als die verwendete Sehendistanz (JONGMAN et al 1987).

3.3.3.2 Maße der Ordinationsmethoden

Ordinationsdiagramme der Hauptkomponentenanalyse basieren entweder auf Berechnungen der Korrelationen oder Kovarianzen der Aufnahmen/Artenmatrix. Die Kovarianzwerte werden durch die Zentrierung der Arten berechnet (die Art wird mit Ihrer Varianz gewichtet). Damit beeinflussen Variablen mit hoher Varianz auch das Bild der Ordination. Korrelationswerte werden durch die Zentrierung und Standardisierung über die Standardabweichung generiert. Damit werden die Arten „gleichgesetzt“. Liegt der Analyseschwerpunkt bei der Ordination auf der Aufdeckung von Dominanztypen, so eignet sich die einfache PCA, bei der die Kovarianzwerte Verwendung finden. Ist das Auftreten oder Fehlen einer Art von höherer Bedeutung als deren Deckung eignet sich die standardisierte Hauptkomponentenanalyse (Zentrierung und Standardisierung der Arten). Die Hauptkomponentenanalyse mit Korrelationswerten wurde bei der Ordination der Daten verwendet.

Je nach Fragestellung – Aufdecken von Unterschieden zwischen den Aufnahmen oder die Verhältnisse zwischen Arten entlang eines Gradienten – kann durch die Wahl der Skalierung des Ordinationsdiagrammes die Daten entsprechend nachgegangen werden. (vgl. Kapitel 3.3.6.1). Damit können zum einen die Aufnahmen und ihre Ähnlichkeit zueinander aufgrund der Vegetation interpretiert werden oder die Beziehung zwischen den Arten untereinander und zu den Umweltvariablen dargestellt werden.

3.3.4 Die Klassifikation als Analyseverfahren

Mit der Anwendung von Klassifikationsverfahren wird beabsichtigt, Grenzen und Muster in einem Datensatz zu erkennen und diese zu gruppieren. Hierunter fällt auch die klassische vegetationskundliche Tabellenarbeit, die einen Klassifikationsprozess innerhalb der Arten und innerhalb der Aufnahmen darstellt (MUELLER-DOMBOIS & ELLENBERG 1974). Das häufigste Ziel bei der Anwendung eines Klassifizierungsverfahrens ist das Herausarbeiten von Gesellschaften für beschreibende Analysen. Resultat einer Klassifikation von vegetationskundlichen Daten ist in der Regel eine Vegetationstabelle, die aus den Ergebnissen einer Clusteranalyse der Aufnahmen aufgrund deren Arteninventars, und einer Clusteranalyse der Arten durch deren Vorkommen in den Aufnahmen erstellt wird. Da das Verfahren auf dem Erkennen von „Unterbrechungen“ und großen Veränderungen basiert, ist eine Klassifizierung von Daten einförmiger Gradienten nur schwer möglich (VAN TONGEREN in JONGMAN et al 1987).

Als Klassifikationsform wurde die hierarchisch agglomerative Clusteranalyse (WILDI 1986) gewählt. Dabei werden Objekte aufgrund von mehreren (polythetischen) Kriterien zu Gruppen zusammengeführt. Als Kriterium zur Klassifizierung der Aufnahmen wie auch der Arten wurde die Sehnendistanz verwendet.

Als Agglomerationsverfahren wurde für beide Klassifikationen die WARD- Methode verwendet. Diese Methode nimmt als Kriterium der Gruppenbildung und der Hinzunahme einer oder mehrerer Aufnahmen die Veränderung bzw. den Anstieg der Varianz innerhalb einer Gruppe. Näheres findet sich in WILDI (1989) und JONGMAN et al (1987).

Die Ergebnisse der hierarchischen Clusteranalyse sind Dendrogramme. Sie stellen die Gruppierungen der Aufnahmen hierarchisch dar. Eine frühe Verbindung zwischen zwei Objekten bedeutet eine große Ähnlichkeit zwischen diesen. Je größer die vertikalen Abstände der horizontalen Verbindungslinien sind, desto größer ist die Differenzierung zwischen diesen Objekten. Dies können einzelne Gruppen oder aber auch bereits gebildete Gruppen sein. Die Information solcher Dendrogramme der Aufnahmen und der Arten läßt sich dazu verwenden, die zugrundeliegende Vegetationstabelle zu ordnen.

Für die Ermittlung der Anzahl der Aufnahmegruppen gibt es keine wirklichen statistischen Methoden. Lediglich Pseudostatistiken können einen Anhaltspunkt liefern, welche Gruppenzahl sinnvoll ist. Solch ein Verfahren stellt ein Linienplot der Linkage- Distanzen für die einzelnen Fusionschritte dar. Diese Grafik kann dazu dienen, um Ebenen (Plateaus) zu identifizieren, in denen viele Cluster bei ungefähr der gleichen Linkage-Distanz gebildet wurden. Ein steiler Anstieg kann als Grenzwert für die Anzahl an Gruppen dienen (STATSOFT 1995b).

Mit Hilfe der gutächtlich ermittelten Gruppenzahl der Aufnahmen wurden über den JANKEYS-Rangtest die differenzierenden Arten für diese Aufnahmegruppen ausgewählt (WILDI 1986). Das gewählte Signifikanzniveau betrug $p = 0.05$. Nicht differenzierende Arten wurden ans Ende der Tabelle gestellt.

Die erstellte Vegetationstabelle stellte die Grundlage für die floristische Beschreibung und Eingliederung der untersuchten Hangbuchenwälder dar. Die Klassifikation der Aufnahmen (Gesellschaften und Ausbildungen) war die Grundlage für die Diskriminanzanalyse.

3.3.5 Diskriminanzanalysen

Diskriminanzanalysen wurden verwendet, um die Umweltvariablen zu finden, welche die floristisch unterscheidbaren Gruppen aus der Klassifikationsanalyse am besten trennen.

Die Berechnung ist der Varianzanalyse dabei recht ähnlich. Die zugrundeliegende Idee ist dabei die Prüfung, ob sich Gruppen bezüglich des Mittelwertes einer Variablen unterscheiden und weitergehend, ob diese Variable zur Vorhersage der Gruppenzugehörigkeit verwendet werden kann. Beim Verwenden mehrerer Variablen ist der Ablauf mit einer multivariaten Varianzanalyse identisch. In einem komplexen System kann dabei nur selten damit gerechnet werden, daß die Trennung zwischen den Gruppen alleine auf einer Variablen basiert. Um mehrere Variablen einzubeziehen und deren Beitrag zur Trennung der Gruppen zu bestimmen, dient die schrittweise Analyse. Das ermittelte *Wilks- λ* zeigt dabei die Größe der Bedeutung der Variablen bei der Trennung der Gruppen an (STATSOFT INC. 1995b). Bei mehr als zwei Gruppen können die Gruppen entlang von Umweltachsen dargestellt werden. Diese Achsen geben eine Variablenkombination wieder welche die Gruppen am besten trennt. Die Korrelationen der Umweltvariablen mit den Achsen zeigen deren Güte und Bedeutung für die Trennung der Gruppen entlang der entsprechenden Achse.

Die aus der floristischen Klassifikation gewonnenen Gruppen weisen eine hierarchische Struktur auf. Für die einzelnen „Ebenen“ wurden jeweils für die enthaltenen Gruppen eine Diskriminanzanalyse gerechnet. Damit ließ sich klären, welche Umweltfaktoren entscheidend für die Trennung der Gruppen auf den einzelnen Ebenen waren.

3.3.6 Die Ordination als Analyseverfahren

Ordinationsverfahren dienen zur Darstellung von Objekten (Aufnahmen oder Arten) und ihrer Ähnlichkeit bzw. Unähnlichkeit zueinander aufgrund von Informationen (beispielsweise Artvorkommen oder Umweltvariablen). Dabei werden die Objekte (Aufnahmen) entlang von Achsen angeordnet, die durch die zugrundeliegenden Informationen, wie beispielsweise Vorkommen von Arten, gebildet werden (Ter BRAAK in JONGMAN et al 1987). Mit der Verwendung dieser Methoden beabsichtigt der Anwender die Entdeckung von Zusammenhängen zwischen (meist abiotischen) Umwelteinflüssen und der biotischen Welt (Vegetation) in einem komplexen Ökosystem.

In einem ersten Schritt erfolgt meist die Konzentration und Zusammenführung der Information, die in dem unterschiedlichen Auftreten von vielen Arten in den Aufnahmen enthalten ist. Diese zusammengefasste Information wird dann mit Daten über die Standortsituation formell in Verbindung gebracht. Wurden Umweltvariablen für die gleichen Aufnahmen gesammelt, so ist eine erste indirekte Gradientenanalyse möglich, die zum Aufdecken von Zusammenhängen dienen kann. In einem weiteren Schritt können diese Zusammenhänge durch die schließende Statistik bestätigt oder falsifiziert werden. Ebenso können, als Form der direkten Gradientenanalyse, Fragestellun-

gen nach den Zusammenhängen zwischen vielen Faktoren und erklärenden Variablen mit Hilfe der Kanonischen Ordination nachgegangen werden.

3.3.6.1 Explorative Analyse mit Hilfe der Hauptkomponentenanalyse

Für die Analyse mit Hilfe von Ordinationsmethoden wurde im „explorativen“ Stadium die Hauptkomponentenanalyse verwendet. Diese Methode geht von einem linearen Verhalten der Variablen (Arten) aus. Um diese grundsätzliche Voraussetzung für den Einsatz der Hauptkomponentenanalyse zu prüfen eignet sich die „Detrended Correspondence Analysis“ (DCA), bei der die resultierende Segmentlänge als Entscheidungskriterium für den Einsatz einer Hauptkomponentenanalyse (linear) oder einer Korrespondenz-Analyse (unimodal) dient (TER BRAAK 1998b). Da die Gradientenlänge bei allen Datensätzen unter drei Standardabweichungen lag, wurde als Methode die Hauptkomponentenanalyse angewendet. Nach der Feststellung des geeigneten zugrundeliegenden Modells wurden Ordinationsdiagramme aufgrund der floristischen Daten erstellt. Dabei beschreibt die erste Achse (horizontale Achse) den floristischen Gradienten immer am besten. In abgestufter Form folgen die weiteren Achsen unter der Bedingung, daß diese unkorreliert zu den vorangegangenen Achse sind (ORLOCI 1966).

Erst im Anschluß an die Berechnung der Achsen wurden die Umweltfaktoren zur Interpretation in das Diagramm hinein projiziert (indirekte Gradientenanalyse). Dieses Vorgehen gibt Aufschluß über die floristischen Hauptgradienten in den Daten und deren Beziehung zu den hinein projizierten Umweltvariablen (TER BRAAK in JONGMAN et al 1987).

Die mögliche Korrelation zwischen den floristischen Achsen und den Umweltvariablen kann in einem weiteren Schritt durch eine Korrelationsstatistik (Pearsons Korrelationskoeffizient und anschließendem F- Test oder Permutationstest) geprüft werden. Bei der explorativen Analyse wird zur Verdeutlichung des Zusammenhanges zwischen floristischer Achse und jeweiliger Umweltvariable der Korrelationskoeffizient im Text angegeben.

Bei der Darstellung in den Ordinationsdiagrammen wurden für die verschiedenen Fragestellungen unterschiedliche Skalierungen gewählt. Bei der Betrachtung der Aufnahmen wurden die Aufnahmewerte und die Artwerte zur Summe der Quadrate standardisiert. Damit bleibt die euklidische Distanz zwischen den Aufnahmen erhalten und eine Interpretation der Abstände der Aufnahmen ist möglich („Euklidean Distance Biplot“ TER BRAAK 1983). Beim CoVarianz Biplot werden die Aufnahmewerte zur Summe der Quadrate standardisiert und die Artwerte stellen die gewichteten Summen der Aufnahmewerte dar. Damit kann mit Hilfe des Winkels zwischen den „Artpfeilen“ die paarweise Korrelation zwischen den betrachteten Arten geschätzt werden

(CORSTEN & GABRIEL 1976). Für die Betrachtung der Arten in Zusammenhang mit den Umwelt- und Nutzungsvariablen wurde der CoVarianz Biplot zur Darstellung gewählt.

3.3.6.2 Ausschluß von Umweltvariablen

Durch die Korrelation zwischen einzelnen Umweltvariablen kann es zu instabilen Analysen kommen (TER BRAAK & SMILAUER 1998b). Das Entfernen einer der korrelierten Umweltvariablen bedeutet dabei keinen Informationsverlust, da die Informationen durch die andere hoch korrelierte Variable ausgedrückt wird. Sämtliche Umweltvariablen wurden deshalb auf Korrelationen untereinander geprüft und bei hohen Korrelationen eine der Umweltvariablen aus der Analyse der einzelnen Datensätze ausgeschlossen.

3.3.6.3 Direkte Gradientenanalyse und schließende Statistik

Interessiert ein bestimmter Zusammenhang zwischen einer oder mehreren Umweltvariablen und der Artenzusammensetzung, der nicht direkt aus der indirekten Gradientenanalyse hervorgeht, so bleibt die Möglichkeit der direkten Gradientenanalyse über eine kanonische Ordination (JONGMAN et al 1987).

Als kanonische Form der Hauptkomponentenanalyse wurde die Redundanzanalyse (RDA) auf den vorliegenden Datensatz angewendet. Während der Berechnung wird bei jeder Iteration mit den berechneten Aufnahmewerten und den Umweltvariablen eine Regression gerechnet und die Werte dieser Regression als neue Aufnahmewerte verwendet (JONGMAN et al 1987, TER BRAAK & SMILAUER 1998). Die Redundanzanalyse ist damit eine Hauptkomponentenanalyse mit eingeschränkten Aufnahmewerten. Die Arten- Umweltbeziehung hat dabei die gleiche Korrelation wie die zwischen den Aufnahmewerten, erstellt aus den gewichteten Summen der Artwerte, und den Aufnahmewerten, die eine lineare Kombination der Umweltvariablen sind.

Interessieren nur einzelne Umweltfaktoren und deren Einfluß auf die Vegetation, bietet sich das Verfahren der Partiellen Redundanzanalyse an. Hierbei wird der Einfluß anderer Variablen auf die spezifische Korrelation der interessanten Einflußvariablen und der Vegetation herausgerechnet (SWAINE & GREIG-SMITH 1980). Partielle Redundanzanalysen wurden berechnet, um den alleinigen Erklärungsgrad von Einflußvariablen wie beispielsweise der Nutzung auf die Vegetation zu untersuchen.

Bei der Analyse der Zeitreihendaten der Kernflächen des Sonderforschungsbereiches 433 kam als Methode eine partielle Redundanzanalyse zum Einsatz, deren Ergebnis zur Erstellung von Reaktionskurven diente (VAN DEN BRINK & TER BRAAK 1999). Die so erstellten Hauptreakti-

onskurven zeigen die Veränderungen der Artenzusammensetzung der Aufnahmen der experimentellen Schirmhiebsparzellen über die Zeit hinweg (x-Achse). Dabei werden durch den Vergleich mit unbehandelten Flächen Einflüsse, die nicht mit den Behandlungen zusammenhängen, bei der Betrachtung ausgeschlossen und der Fokus der Betrachtung auf den Effekt der Behandlung während des Beobachtungszeitraumes gelenkt (TER BRAAK & SMILAUER 1998b). Die Artwerte drücken die Neigung der einzelnen Arten aus, den Trends der Hauptreaktionskurven zu folgen oder einen gegenläufigen Trend zu zeigen. Die Artwerte zeigen, ob die jeweilige Art durch die veränderten Umweltbedingungen, in diesem Fall durch die experimentellen Schirmhiebe, über den untersuchten Zeitraum hinweg gefördert (Deckungszunahme oder neues Auftreten) oder gehemmt (Deckungsabnahme oder Ausfall) wurde.

Die in dieser Arbeit angewandte Methode der Hauptreaktionskurven wurde im Rahmen experimenteller BACI-Versuche („Before- After- Control- Impact- Experiments“) unter Laborbedingungen entwickelt. Die Anwendbarkeit in Feldexperimenten zeigte LEONARD et al (2000). Die unterschiedlichen Ausgangsvoraussetzungen in den einzelnen Parzellen müssen dabei beachtet werden. Dies geschah insofern, dass Arten, die bereits im ersten Jahr unterschiedliches Vorkommen zeigten, nur dann als von den Eingriffen beeinflusste Arten interpretiert wurden, wenn Sie in den folgenden Jahren der Untersuchung eine Reaktion auf die Eingriffe in Form einer Deckungsveränderung zeigten.

3.3.6.4 Permutationstests

Für die Anwendung üblicher statistischer Tests (beispielsweise F-Test, t-Test) wird mehr oder weniger vorausgesetzt, dass die Daten normalverteilt und unabhängig sind, sowie eine homogene Varianz aufweisen. Da diese Grundvoraussetzungen oft für vegetationskundliche Daten nicht zutreffen, müssen andere Tests verwendet werden. Eine Alternative sind Permutationstests, die eine Referenzverteilung aus den vorliegenden Daten generieren. Besteht kein Zusammenhang zwischen dem floristischen Muster im Datensatz mit einer Umweltvariablen, kann theoretisch jede floristische Aufnahme mit einer zufällig ausgewählten „Umweltaufnahme“ zugeordnet werden. Bei jeder Umstellung ergibt sich ein neues Datenset, für das eine Teststatistik erstellt werden kann (TER BRAAK & SMILAUER 1998b). Die Referenzverteilung ist damit dann die Verteilung der Teststatistik der einzelnen umgestellten Datensätze. Für die Erstellung der Teststatistiken wurden 1000 Permutationen (Umstellungen) durchgeführt, um einen Test auf dem Signifikanzniveau von 5% durchzuführen.

3.3.7 Weitere statistische Verfahren

Für die Überprüfung von Unterschieden aufgrund einzelner Variablen zwischen gebildeten Gruppen wurde eine univariate Varianzanalyse durchgeführt. Beim Vergleich nur zweier Gruppen

(zwei Mittelwerte) entspricht die Varianzanalyse einem t-Test für unabhängige Stichproben. Eine Prüfung der Voraussetzungen erfolgte vorab (Normalverteilung¹⁴ und Varianzhomogenität). Lineare Zusammenhänge wurden mit Hilfe einer Regressionsanalyse überprüft. Der Pearson Produkt-Moment-Korrelationskoeffizient diente als Maß ihrer Stärke.

3.3.8 Ablauf der Analyse im Überblick

Das Ablaufdiagramm (Abbildung 9) gibt einen Überblick über die Zusammenhänge und die Abfolge der einzelnen Analyseschritte. Da die Arbeit aus zwei Strängen besteht, der Zeitreihe der Veränderung in den Kalkbuchenwäldern des SFB 433 und der Untersuchung der zusätzlichen Kalkbuchenwälder der Umgebung, variierten die Analyseschritte in den jeweiligen Untersuchungsbereichen.

Die Analyse der Daten der beiden Bestände des SFB 433 fokussierte im wesentlichen auf der Gradientenuntersuchung mit Hilfe von Ordinationsmethoden. Dennoch wurde im Vorfeld ebenfalls eine Klassifikationsanalyse durchgeführt. Die Einordnung der beiden SFB 433 Untersuchungsbestände in den Gesamtdatensatz erfolgte ebenfalls mit Hilfe der Klassifikationsanalyse. Die Beschreibung der zusätzlich aufgenommenen Kalkbuchenwälder beinhaltete in einem ersten Schritt die Klassifikation und die standörtliche Beschreibung mit Hilfe der Diskriminanzanalyse. Für die einzelnen Fragestellungen im Bezug auf die Einflüsse der forstlichen Nutzung in unterschiedlichen Bestandesaltern wurden die Teildatensätze mit Hilfe von Ordinationsmethoden (Faktorenanalysen) detailliert untersucht.

3.3.9 Artenzahl als Maß für den Artenreichtum (Artendiversität)

In der vorliegenden Untersuchung wird der Artenreichtum gleichbedeutend mit Artenvielfalt mit Hilfe der Artenzahl pro Aufnahme ausgedrückt. Die Artenzahl pro Fläche kann mit dem Terminus der α -Diversität oder auch Artendiversität gleichgesetzt werden (WHITTAKER 1975, WILMANN 1993). Da in der vorliegenden Arbeit die Aufnahmegröße einheitlich bei 100 m² liegt, wird der Vergleich auch zwischen den ausgeschiedenen Gesellschaften und Ausbildungen vereinfacht, da das häufige Problem der ungleichen Flächengrößen vermieden wurde (ROSENZWEIG 1995). Wird in den folgenden Kapiteln von artenreichen oder artenarmen Pflanzengesellschaften oder Beständen gesprochen, so bezieht sich dies auf die Artenzahl pro 100m².

¹⁴ Geringe Abweichungen von der Normalverteilung wurden aufgrund der Robustheit des F-Testes zugelassen (LINDMAN 1974)

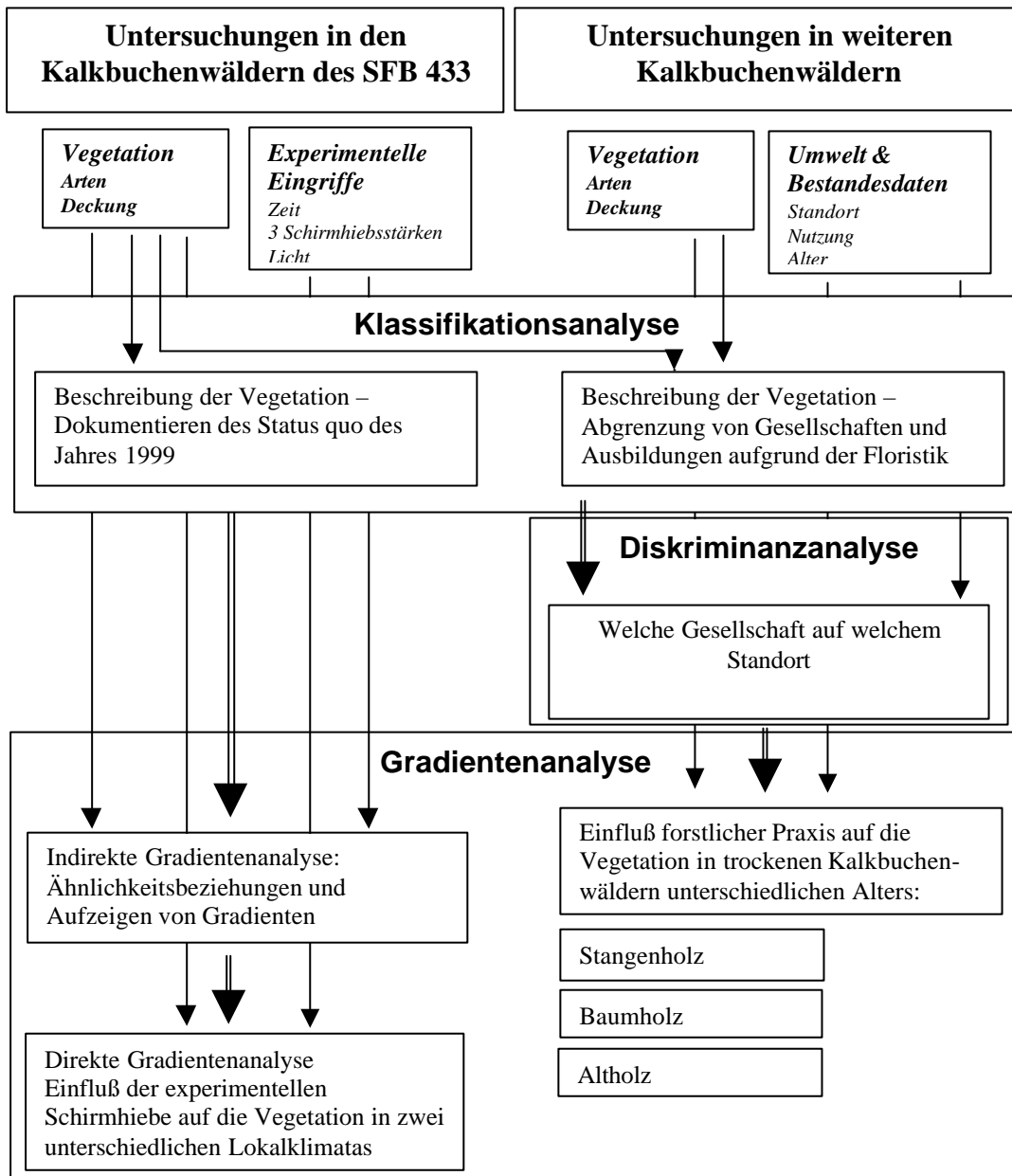


Abbildung 9: Ablaufdiagramm der Datenanalyse. Einfache Pfeile zeigen die Verwendung der Aufnahmedaten. Dicke Pfeile sind die Ergebnisse der entsprechenden Analyseschritte die weiter analysiert wurden oder bei der Interpretation des Ergebnisses eines weiteren Auswertungsschrittes Verwendung fanden.

Teilweise wurde zur besseren Veranschaulichung und Vergleichbarkeit für die einzelnen Gruppen Mittelwerte gebildet. Die Gesamtartenzahl hängt vom Umfang der Stichprobe ab, der Zahl der Aufnahmen eines Aufnahmekollektivs. Bei der Bildung eines Mittelwertes kann davon ausgegangen werden, dass er bei einer ausreichenden Stichprobenzahl (oder bei annähernd gleichen

Stichprobenumfängen) gut vergleichbar ist¹⁵. Eine „rarefaction“- Analyse (englisch für Ausdünnung) ließ auch den Vergleich verschieden großer Aufnahmekollektive zu (MAGURRAN 1988).

3.4 Nomenklatur

Die Nomenklatur der Arten orientiert sich an OBERDORFER (1994). Aus Gründen der Eindeutigkeit wurden in der Regel die lateinischen Artnamen verwendet. Bei der Nennung der mitteleuropäischen Baumarten wurde meist der deutsche Name verwendet. Diese sind normalerweise eindeutig und dem forstlichen und vegetationskundlichen Leser geläufig.

Die Vegetationseinheiten und Gesellschaften wurden beim pflanzensoziologischen Vergleich in Anlehnung an bereits beschriebene Pflanzengesellschaften benannt (OBERDORFER 1992b). Hier konnten Assoziationen und teilweise Subassoziationen ausgeschieden werden. Die Benennung von Aufnahmegruppen erfolgte mit Hilfe von Arten. Dabei wurden jene gewählt, die in der entsprechenden Aufnahmegruppe mit hoher Stetigkeit und/oder Deckung auftreten, im gesamten Datensatz aber eher selten sind. Einige Aufnahmegruppen zeichneten sich durch einen Mangel an Arten aus (negative Abgrenzung), sie wurden als typische und wenn besonders arm an Arten als artenarme Ausbildung bezeichnet.

Die Benennung der Artengruppen erfolgte entsprechend ihres Auftretens, in den durch sie ausgeschiedenen Aufnahmegruppen. Artgruppen, deren beteiligten Arten ähnliche Eigenschaften im Bezug auf Standort oder ökologische Situation aufweisen oder ihren Schwerpunkt auf einem bestimmten Standort haben, wurden entsprechend bezeichnet.

3.4.1 Bedeutung des Reifegrades von Waldbeständen

Bei der vegetationskundlichen Untersuchung von bewirtschafteten Wäldern spielt die Syndynamik eine wichtige Rolle. Besonders in Altersklassenwäldern findet sich in ihrer Zusammensetzung und dem Deckungsgrad unterschiedliche Vegetation in den mehr oder weniger homogenen gleichaltrigen Beständen der verschiedenen Bestandesphasen (KIRBY 1988, ZERBE 1991, ELLENBERG 1996). Das Alter, die Struktur und die Dynamik der Baumschicht beeinflussen so in den jeweiligen Bestandesaltern die Ausprägung der Vegetation. Da unterschiedlich alte Bestände untersucht wurden erschien es sinnvoll, bei der abschließenden Bezeichnung der Aufnahmegruppen diesen Umstand mit zu berücksichtigen. Ausbildungen, die sich „standörtlich“ durch das Bestandesalter und weniger aufgrund des Standortes abgrenzen ließen wurden Altersstadien zuge-

ordnet. Die Bezeichnung erfolgte in Anlehnung an NIHLGÅRD 1970, der Altersphasen in gepflanzten Fichtenforsten abgrenzte (Tabelle 8).

Tabelle 8: Altersstadien und deren Charakteristika in Buchenaltersklassenwäldern (in Anlehnung an NIHLGÅRD 1970)

Alterstadium	Bestandesalter und Vegetation in Fichtenaltersklassenwäldern (Nihlgård 1970)	Bestandesalter und Charakteristika der Vegetation der Buchenaltersklassenwälder
Verarmungs-Stadium (depletion stage)	0 – 15 J.: Rückgang aller Arten	0 – 20 J (30 J*), Verarmung an Arten die durch Kahlschlag oder großflächiger Räumung neben der Verjüngung noch existieren konnten (oft Sukzessionsarten)
Vegetationsfreies-Stadium (bare ground stage)	15 – 30 J.: keine Bodenvegetation	20 – 40 J (50 J), Dichtstand im Stangenholzalder, geringe Lichtverhältnisse, Krautschicht kann sich durch oberirdische und unterirdische Konkurrenz mit der Baumschicht nicht entwickeln
Einwanderungs-Stadium (immigration stage)	30 – 60 J.: Aufkommen von Bodenbewuchs (vor allem Moose)	40 – 80 J (90 J) Bodenbewuchs entwickelt sich. Arten wandern langsam ein oder entwickeln sich aus der Samenbank und finden bessere Lichtverhältnisse vor. Erste Arten sind meist besonders schattenertragend.
Reife-Stadium ** (mature stage)	60 J. – Schlag: Ausbildung der typischen Vegetation	80 J– Schlag Bodenbewuchs bildet sich optimal dem Standort entsprechend aus. Gegen Ende mit zunehmender Auflichtung können Störzeiger oder Baumverjüngung hinzukommen.

*Bestandesalter in Klammern sind eingeschätzte Altersmaxima, die durch die verzögerte Bewirtschaftung auf schlechtwüchsigen Standorten eine Verschiebung des Übergang von einem Stadium ins Nächste bedingen.

**Eine feinere Unterteilung in ein frühes (80 J – 120J) und spätes (120J – Schlag) Reifestadium wurde in dieser Untersuchung angestrebt, um Unterschiede innerhalb dieser weiten Altersspanne zu berücksichtigen.

4 Die Kalkbuchenwälder – Vegetation und Standorte –

Die zusätzlich zu den beiden experimentell durchforsteten Kalkbuchenwäldern des SFB 433 aufgenommenen mäßig frischen bis trockenen Kalkbuchenwälder spiegeln die typische forstliche Bewirtschaftungsweise in verschiedenen Bestandesaltern im Untersuchungsgebiet wider. Einer Jungbestandspflege im Stangenholzalder folgen ab einer astfreien Stammlänge von etwa 10m Eingriffe meist in Form von Niederdurchforstungen. Diese greifen je nach Stärke auch in das obere Kronendach ein. Teils wird bereits Z-Baum orientiert durchforstet. Die Verjüngung wird in Altbeständen durch unterschiedlich starke Schirmhiebe eingeleitet. Der detaillierten Untersuchung der experimentellen Schirmhiebe auf den Versuchsflächen des SFBs 433 und des Einflusses der Nutzungen auf die Vegetation in trockenen Kalkbuchenwäldern unterschiedlichen Alters ist eine floristische Klassifikation als Ergebnis der Klassifikationsanalyse und die standörtliche Beschreibung der ausgeschiedenen Kalkbuchenwälder vorangestellt.

4.1 Die Gesellschaften

Die Analyse der Vegetationsdaten mit Hilfe der numerischen Klassifikation, bestehend aus den Aufnahmen der Kalkbuchenwälder des SFB 433 des Jahres 1999 und Aufnahmen aus zusätzlichen Waldbeständen, ergab fünf große Aufnahmegruppen.

Die beiden Versuchsflächen des SFB 433 trennten sich dabei jeweils als eigene Aufnahmegruppe von den zusätzlich untersuchten Kalkbuchenwäldern ab (Abbildung 10; Tab. I: Sp. 13 – 57 Versuchsfläche auf dem Nordosthang; Sp. 58 – 84 Versuchsfläche auf dem Südwesthang)¹⁶. Die zusätzlich untersuchten Kalkbuchenwälder bildeten die verbleibenden drei großen Aufnahmegruppen. Innerhalb dieser Großgruppen war eine weiter detailliertere Unterteilung aufgrund der Floristik möglich.

¹⁶ Lediglich drei Aufnahmen der Versuchsfläche des SFB 433 auf dem Südwesthang des Krähenbachtals wurden einer anderen Aufnahmegruppe zugeordnet. Diese Aufnahmen lagen in dem äußeren Bereich der nordöstlichen unbehandelten Parzelle am Rande des untersuchten Seggen-Buchenwaldes und waren artenarm.

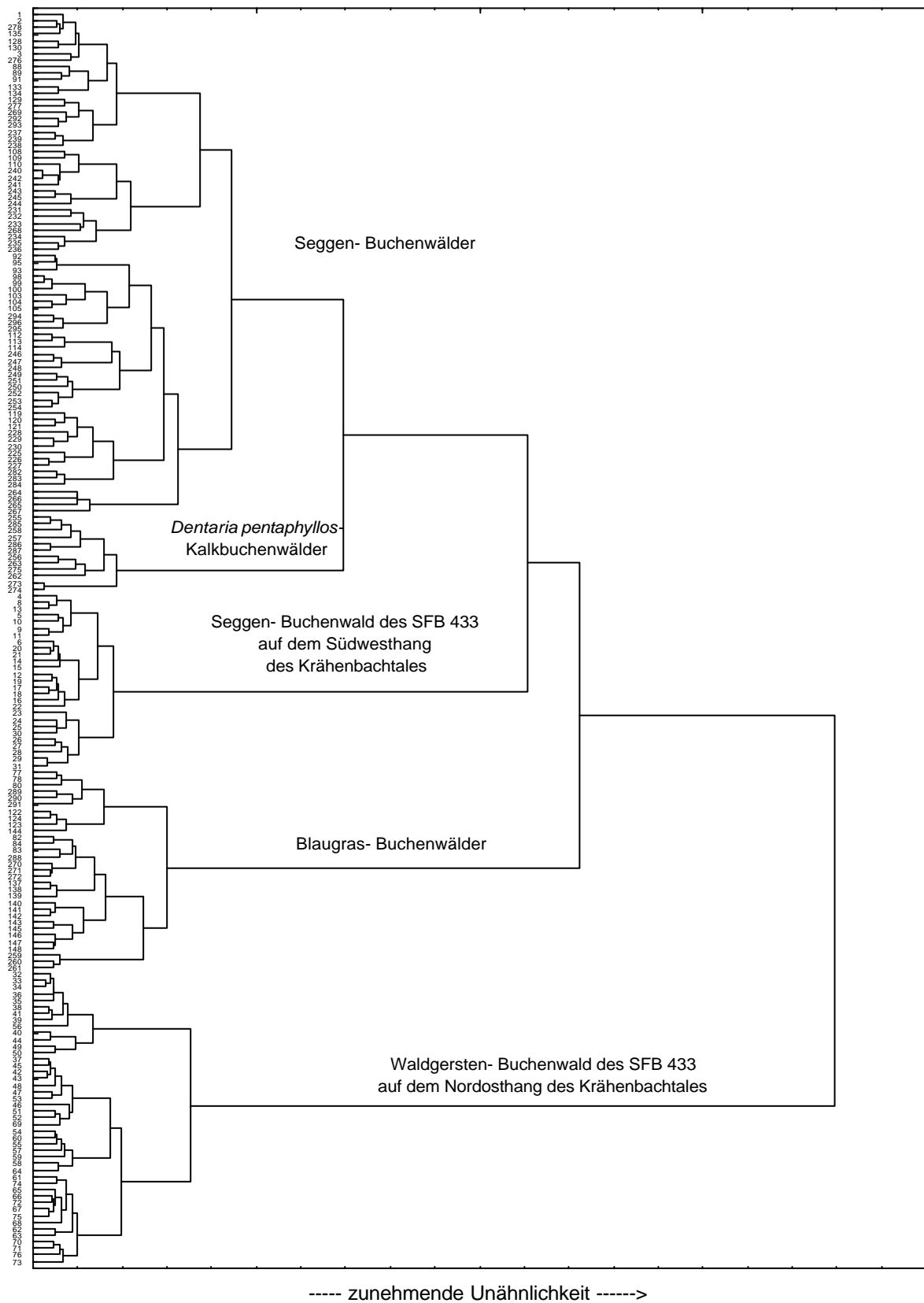


Abbildung 10: Dendrogramm der Aufnahmen der Kalkbuchenwälder des SFB 433 des Jahres 1999 (n = 75) und weiterer Kalkbuchenwälder des Untersuchungsgebietes (n = 117).

Im Folgenden werden die drei großen Aufnahmegruppen der Waldgesellschaften der zusätzlich untersuchten Kalkbuchenwälder und deren Untereinheiten floristisch, standörtlich und strukturell beschrieben. Die Unterschiede zwischen den Versuchsflächen des SFB 433 und den anderen Waldgesellschaften werden durch eine kurze Beschreibung der Versuchsflächen des SFB 433 anhand der Floristik und des Standortes aufgezeigt. Die detaillierte Beschreibung der Feingliederung innerhalb der Versuchsflächen des SFB 433 erfolgt zu einem späteren Zeitpunkt in einem eigenen Kapitel (Kap.5.1.3).

Die untersuchten Kalkbuchenwälder lassen sich anhand von mehreren Artengruppen floristisch auftrennen. Die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentapyllos* (Tab. I: Sp. 1 – 12) besitzen lediglich den Grundstock an Arten der Kalkbuchenwälder. Der Waldgersten-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433 auf dem Nordosthang (Tab. I: Sp. 13 – 57) weist Arten der frischeren Kalkbuchenwälder auf, die sich in den anderen untersuchten Kalkbuchenwäldern nicht finden. Dem Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche 433 (Tab. I: Sp.58 – 84) und den weiteren untersuchten Kalkbuchenwäldern (Tab. I: Sp. 85 – 192) ist das Vorkommen der Arten der Seggen-Buchenwald Artengruppe gemeinsam. Die hier für das Gebiet typischen Arten wie *Melittis melissophyllum*, *Hepatica nobilis* und die Verbands- und Assoziationskennart *Cephalanthera damasonium* trennen die Seggen-Buchenwälder von den frischeren Waldgersten-Buchenwäldern des intensiv untersuchten Nordosthanges und den Kalkbuchenwäldern mit *Dentaria pentaphyllos* ab.

Diese Gruppe der Seggen-Buchenwälder (Unterverband Cephalanthero Fagenion (Tx. 1955 Tx et Oberd. 1958) unterteilt sich durch das Hinzukommen von wärme- und lichtliebenden Arten oder dem Ausfall von Arten und Artengruppen in den Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433, den Seggen-Buchenwald der zusätzlichen Kalkbuchenwälder und dem Blaugras-Buchenwald¹⁷. Der Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433 läßt sich durch das Auftreten weiterer Arten gegenüber den anderen Seggen-Buchenwäldern des Untersuchungsgebietes und den Blaugras-Buchenwäldern abgrenzen. Die Blaugras-Buchenwälder besitzen eine große Anzahl an weiteren hinzukommenden Arten, während die anderen Seggen-Buchenwälder sich durch das Ausbleiben dieser Arten definieren.

¹⁷ Die der Gruppierung zugrundeliegenden Methodik und Analyse unterscheidet sich von dem Charakterarten und Differentialartenkonzept (BRAUN-BLANQUET 1964). Dennoch wurde versucht, auf Ebene der Assoziationen die Aufnahmegruppen einzuordnen. Bei der weiteren Unterteilung der Gesellschaften wurden die Begriffe Ausbildung und Unterausbildung verwendet.

Die einzelnen Gesellschaften ließen sich in Ausbildungen und diese teils in Unterausbildungen unterteilen, die beschrieben werden. Einzelne Kalkbuchenbestände, die durch Ihre besondere Artenkombination bei der Analyse „herausgestellt“ wurden, werden kurz dargestellt.

4.1.1 Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos*

(Tab. I: Sp. 1 – 12)

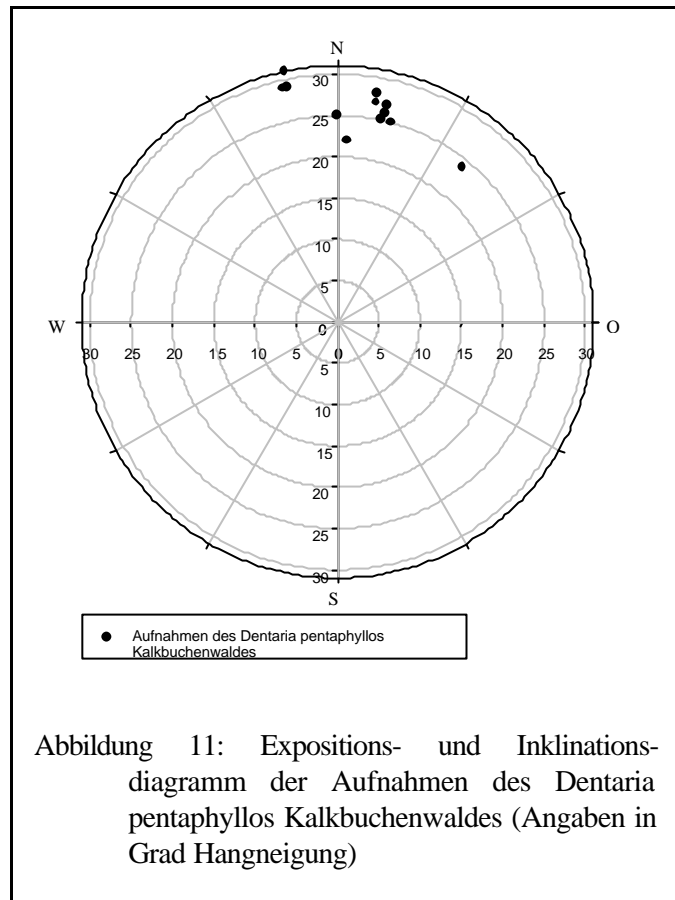
4.1.1.1 Floristik

Die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos* sind durch die Artenarmut nur schwer synsystematisch einzuordnen. Als stete Art tritt *Dentaria pentaphyllos* in den meisten Aufnahmen auf. Arten der Seggen-Buchenwälder fehlen völlig. *Neottia nidus-avis* tritt als Mullwurzler und Schattpflanze (OBERDORFER 1994) auf. Ansonsten finden sich einige Stein- und Bodenmoose. *Ctenidium molluscum* findet sich auf den wenigen offenliegenden Steinen. *Tortella tortuosa* und *Bryum capillare* sind ebenfalls meist nur sporadisch, auf den nur wenigen freiliegenden Steinen und den am Stammfuß durch das Stammabflußwasser freigeschwemmten kleinen offenen Mineralbodenflächen vorhanden. Eine geschlossene dichte Laubdecke erschwert vermutlich das Aufkommen zahlreicher Pflanzenarten. Die Baumarten Buche, Bergahorn und die Rotfichte vermehren sich nur sehr spärlich.

Der Mangel an Arten ließ keine gute synsystematische Einordnung in die gebildeten Gruppen der Seggen-Buchenwälder oder zum Waldgersten-Buchenwald der Kernfläche I zu. Aufgrund der Artenarmut stehen die Aufnahmen den Seggen-Buchenwäldern nahe, die ebenfalls sehr artenarme Aufnahmen enthielten. Aufgrund des Standortes ist aber auch eine Zuordnung zu den frischeren Kalkbuchenwäldern möglich. Aus diesem Grund wurden die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos* gesondert an den Anfang der Tabelle gestellt. *Dentaria pentaphyllos* – ein Frühjahrsgeophyt – besteht unter dem dichten Buchenschirm wohl dadurch, daß die Pflanze im zeitigen Frühjahr vor dem Buchenaustrieb bereits eine hohe Photosyntheserate zeigt und später unter Schirm überdauern kann.

4.1.1.2 Standort und Struktur

Die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos* finden sich an sonnabwendigen schwach strahlungsversorgten Hängen in nördlicher Exposition, deren Böden eine mittlere nWSK von 100 l/m² aufweisen und damit zu den frischeren Beständen zählen (Abbildung 11). Die Bestände sind ausschließlich Baumhölzer, die sehr homogen aufgebaut sind. Bei einem mittleren Bestandesalter von etwa 85 Jahren erreichen sie bereits Bestandeshöhen von 23 Metern. Das Kronendach ist sehr dicht. Die Lichtwerte am Boden innerhalb der Bestände sind im Mittel unter 5 % der Lichtwerte des Freilandes sehr gering. Die Laubdecke ist im Ganzen mächtig und geschlossen.



4.1.2 Waldgersten-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433

(Tab. 1: Sp. 13 – 57)

4.1.2.1 Floristik

Der intensiv untersuchte Bestand auf dem Nordosthang des Krähenbachtals entspricht dem Waldgerstenbuchenwald (*Hordelymo* Fagetum), wie er von frischen Hangstandorten beschrieben wurde (OBERDORFER 1992). Er unterscheidet sich floristisch stark von dem intensiv untersuchten Kalkbuchenwald am Südwesthang und den weiteren aufgenommenen Kalkbuchenwäldern. Der intensiv untersuchte Nordosthang weist eine Anzahl von Frischezeigern auf, die in den anderen Aufnahmen nicht oder nur sporadisch vorkommen. *Carex sylvatica*, *Carex muricata*, *Milium effusum*, *Dryopteris filix-mas* und *Paris quadrifolia* dienen als Trennarten gegenüber dem intensiv untersuchten Kalkbuchenwald am Südwesthang und den weiteren zusätzlich aufgenom-

menen Kalkbuchenwälder. Nach OBERDORFER 1992 grenzen diese Frischezeiger das Hordelymo Fagetum gegen das Carici Fagetum ab.

Die Basenzeiger *Mercurialis perennis*, *Lathyrus vernus*, *Asarum europaeum* und *Euphorbia amygdaloides* differenzieren die Aufnahmen des Waldgerstenbuchenwaldes des SFB 433 am Nordosthang vom Galio Fagetum. Die letzten drei genannten Arten definieren nach OBERDORFER (1993) das Hordelymo Fagetum der Vikariante mit *Lathyrus vernus* in der Gebietsausbildung mit *Euphorbia amygdaloides*. Die Kennart der Assoziation *Hordelymus europaeus* findet sich an Hängen nur sporadisch (KUHNS 1937) und tritt in den Aufnahmen des untersuchten Bestandes nur spärlich auf.

4.1.2.2 Standort und Struktur

Der Waldgersten-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433 liegt im oberen und mittleren Bereich eines nordostexponierten Hanges. Die Hangneigung liegt im flacheren oberen Teil zwischen 20 und 25 Grad. Im mittleren Teil ist der Hang steiler (30 Grad). Die Strahlungsversorgung ist geringer als auf der gegenüberliegenden Versuchsfläche. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität ist mit etwa 160 l/m² sehr gut. Der wüchsige Bestand erreicht mit 80 Jahren bereits etwa 27 m. Der Mittelhang wies noch Spuren einer 1998/99 erfolgten Durchforstung auf. Die relativen Lichtverhältnisse sind mit etwa 10% günstiger als beispielsweise in den Kalkbuchenwäldern mit *Dentaria pentaphyllos*.

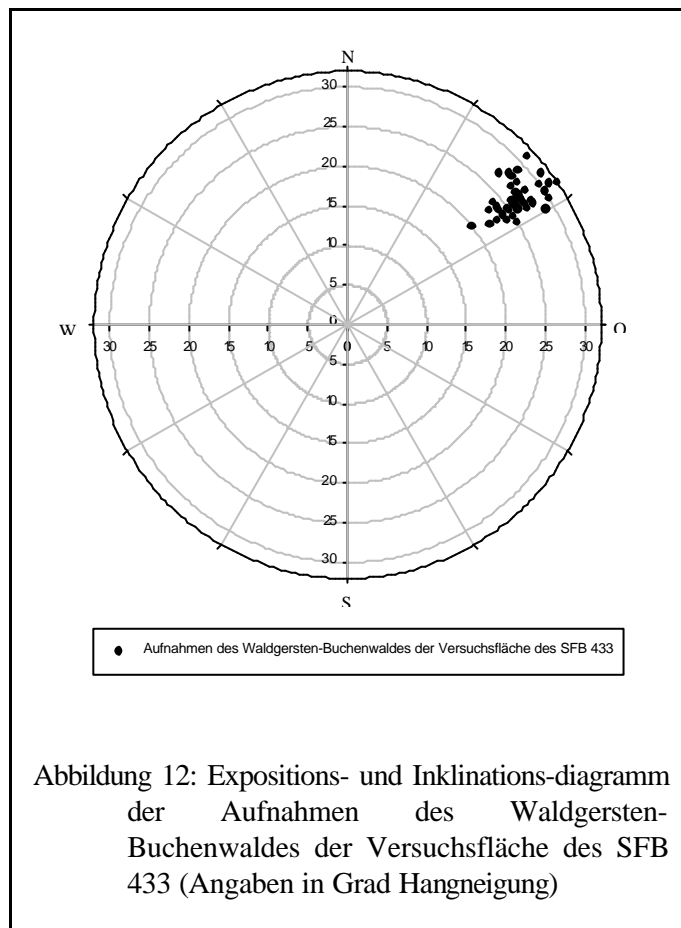


Abbildung 12: Expositions- und Inklinationsdiagramm der Aufnahmen des Waldgersten-Buchenwaldes der Versuchsfläche des SFB 433 (Angaben in Grad Hangneigung)

4.1.3 Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB 433

(Tab. 1: Sp. 58 – 84)

4.1.3.1 Floristik

Der als Untersuchungsbestand ausgewählte Kalkbuchenwald auf dem gegenüberliegenden Südwesthang des Krähenbachtals unterscheidet sich floristisch deutlich von dem nordostexponierten frischeren Waldgerstenbuchenwald des SFB 433. In den Aufnahmen fehlen die für den Waldgerstenbuchenwald typischen Frischezeiger. Dagegen finden sich verstärkt Trennarten des Carici-Fagetum, was eine deutliche floristische Trennung zwischen den beiden intensiv untersuchten Bestandesflächen des SFB433 ermöglicht (Vegetationstabelle 1 im Anhang). Als Kennart des Cephalanthero-Fagenion und des Carici-Fagetum findet sich *Cephalanthera damasonium* häufig in den Aufnahmen. Trennarten, die das Carici-Fagetum gegen das Hordelymo-Fagetum des nordostexponierten Untersuchungsbestandes des SFB 433 abgrenzen, sind *Melica nutans*, *Melittis melissophyllum*, *Viola hirta* und *Carex flacca*. Die letzten beiden Arten sind zwar auch Trennarten einer trockeneren Ausbildung am Nordosthang (steiler Mittelhang), kommen aber in den Aufnahmen des Südwesthanges weitaus steter und stärker deckend vor. *Hepatica nobilis*, auf dem Nordosthang fehlend, kommt mit mittlerer Stetigkeit in den Aufnahmen am Südwesthang vor und dient ebenfalls als Trennart.

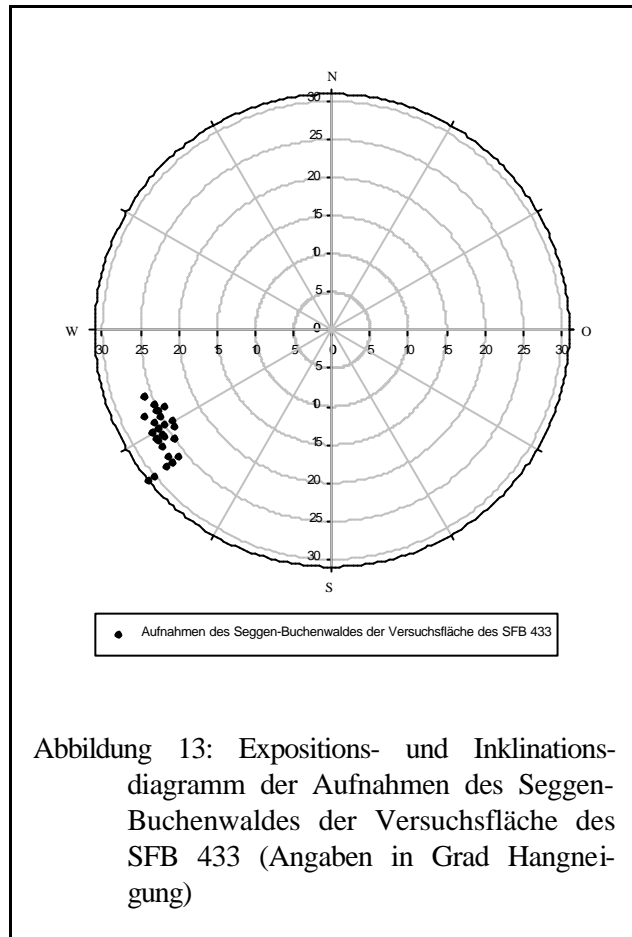
Weitere Arten, die fast ausschließlich im südwestexponierten Kalkbuchenbestand des SFB 433 vorkommen und diesen auch gegenüber den zusätzlich untersuchten Beständen im Gebiet abgrenzen, sind *Viola mirabilis*, *Cornus sanguinea* und *Campanula trachelium*. Arten wie *Rubus idaeus*, *Taraxacum officinale*, *Lathyrus pratensis* und *Prunus avium* haben ihren Schwerpunkt in den Aufnahmen im Seggenbuchenwald des SFB 433 am Südwesthang. *Cirsium arvense* kommt fast ausschließlich in den Aufnahmen des Seggenbuchenwaldes des SFB 433 vor. Die Verjüngung von *Acer platanoides*, *Prunus avium* und *Fagus sylvatica* ist weitaus besser entwickelt als in den anderen untersuchten trockenen Kalkbuchenwäldern.

Das Auftreten von Störzeigern und der dichteren Verjüngung begründet sich in der jüngeren Nutzungsgeschichte des Seggenbuchenwaldes des SFB 433. Starke Eingriffe im Jahre 1995 lichteten das Kronendach vor allem im mittleren Bereich auf und veränderten das Lichtklima (Lichtkarte im Anhang). Darauf weisen ebenfalls gut entwickelte Stockausschläge in den Aufnahmen hin.

Die Aufnahmen des Kalkbuchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang lassen sich dem Carici-Fagetum zuordnen. Durch das Auftreten von *Euphorbia amygdaloides* ist die Zuordnung zur entsprechenden Vikariante möglich (OBERDORFER 1993).

4.1.3.2 Standort und Struktur

Der Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB liegt auf einem südwestexponierten gut strahlungsversorgten Hang mit mäßiger Hangneigung von etwa 27° (Abbildung 13). Die nutzbare Wasserspeicherkapazität des Bodens beträgt etwa 100 l/m^2 . Aufgrund der Exposition kann der Bestand als trocken eingeschätzt werden. Der Bestand wies vor den experimentellen Eingriffen bereits ein liches Kronendach auf und die Rückegassen der letzten Durchforstung waren noch deutlich sichtbar. Der 90 jährige Bestand weist eine Oberhöhe von nur etwa 21 m auf.



4.1.4 Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes

(Tab. 1: Sp. 85 – 161)

4.1.4.1 Floristik

Die Seggen-Buchenwälder können durch das stete Auftreten von Trennarten des Carici-Fagetum wie *Melittis melissophyllum* und *Melica nutans* dem Carici-Fagetum (MOOR 1952) zugeordnet werden (OBERDORFER 1992). Als Kennart des Unterverbandes und des Carici-Fagetum findet sich *Cephalanthera damasonium* in den Aufnahmen. Ebenfalls findet sich häufig *Hepatica nobilis*. Floristisch lassen sich zwei Ausbildungen durch das Auftreten von weiteren Arten warm-trockener Standorte unterscheiden.

4.1.4.1.1 Artenarme Ausbildung der Seggen-Buchenwälder

Zwar kann die artenarme Ausbildung (Tab. I: Sp. 85 – 121) durch das gering stete Auftreten von Arten des Carici-Fagetum noch zu diesem gestellt werden. Die geringe Artenzahl, im Mittel 20 Arten pro Aufnahme, läßt aber nur eine negative Abgrenzung zu der typischen Ausbildung durch das Fehlen von Arten zu. Die Arten der reichen Kalkbuchenwälder und Arten der Buchenwälder, die in allen untersuchten Kalkbuchenwäldern vorhanden sind, kommen auch hier vor, jedoch teils mit geringer Stetigkeit. Arten des trockenen Flügels der Seggen-Buchenwälder fehlen oder sind nur vereinzelt anzutreffen.

Durch das Hinzukommen von Arten wie *Picea abies* und Störzeigern wie *Vicia sepium* und dem Vorkommen der Arten des Seggen-Buchenwaldes mit höherer Stetigkeit lassen sich zwei Unterausbildungen abgrenzen.

In der *Vicia sepium*- Unterausbildung kommen die Arten des Carici-Fagetums mit mittlerer Stetigkeit vor. Störzeiger wie *Vicia sepium* und *Picea abies* und Arten der *Taraxacum officinale* Gruppe kommen mit geringer Stetigkeit vor und grenzen die *Vicia sepium*- Unterausbildung von der artenarmen Unterausbildung ab. Arten des trockeneren lichtereren Flügels der Seggen-Buchenwälder fehlen. *Picea abies* und Bodenmoose wie *Tortella tortuosa* und *Bryum capillare* finden sich auf offenen Bodenflächen. *Euphorbia amygdaloides* ist mit mittlerer Stetigkeit vertreten. Durch die Verjüngung von Spitzahorn in der Krautschicht auf der einen und Vogelkirsche und Eberesche auf der anderen lassen sich zwei Varianten abgrenzen.

Die artenarme Unterausbildung weist eine hohe Deckung der Baumschicht auf und ist durch den Mangel an Arten in der Krautschicht differenziert. Hinzu kommt die teils dichte Buchenverjüngung in der Krautschicht. Die wenigen anderen Arten der Krautschicht kommen nur mit sehr geringen Deckungen vor. Der hohe Deckungsgrad der buchendominierten Baumschicht und die etwas höhere Buchenverjüngung bewirkt vermutlich eine Ausdunkelung der Krautschicht und die geringe Deckung der krautigen Arten (SCHMIDT 1997).

4.1.4.1.2 Typische Ausbildung der Seggen-Buchenwälder

In der typischen Ausbildung der Seggen-Buchenwälder (Tab.1: Sp. 122 – 161) klingen Arten der *Convallaria majalis*-Trennartengruppe wie *Convallaria majalis*, *Solidago vigaurea* und andere Arten aus. Ihre Stetigkeit und Deckung ist geringer als in den Blaugras-Buchenwäldern (Tab. I 162 – 192). Die Arten des Carici Fagetum sind mit höherer Stetigkeit in dieser Ausbildung zu finden als in der artenarmen Ausbildung.

Durch den Ausfall einiger Störzeiger und anderer Arten, die sonst recht stet in den untersuchten Kalkbuchenwäldern vorkommen, lassen sich zwei Unterausbildungen unterscheiden. In der artenärmeren Unterausbildung mit *Crataegus monogyna* ist die Stetigkeit der Arten des Seggen-Buchenwaldes, wie *Hepatica nobilis* und *Melittis melissophyllum* reduziert. *Crataegus monogyna* kommt zwar stet vor, wächst aber nicht in die Strauchschicht ein. Die Arten, die in der *Carex flacca* Unterausbildung zahlreich vorkamen, fehlen hier fast vollständig und grenzen die Unterausbildung ebenfalls negativ ab. Keine der vorkommenden Arten in der Krautschicht besitzt eine hohe Deckung. Die Buchenverjüngung ist ebenfalls nur spärlich. Das von der Buche dominierte Kronendach ist verglichen mit der *Carex flacca* Unterausbildung dichter. Durch die extreme Artenarmut zeigt diese Unterausbildung Ähnlichkeiten mit einem „Fagetum nudum“ (ELLENBERG 1986).

Die artenreiche Unterausbildung mit *Carex flacca* besitzt zu dem Grundstock an Arten des Carici-Fagetum und einigen Arten des trockeneren, lichtereren Flügels zusätzlich Arten wie *Rubus ideaus*, *Picea abies*, *Vicia sepium*, *Ajuga reptans* und *Lathyrus pratensis*. *Carex flacca* als Zeiger für wechsellückige Standorte bildet hier teilweise größere Herden. *Mycelis muralis*, *Taraxacum officinale*, *Euphorbia amygdaloides* und *Hordelymus europaeus* kommen stet vor.

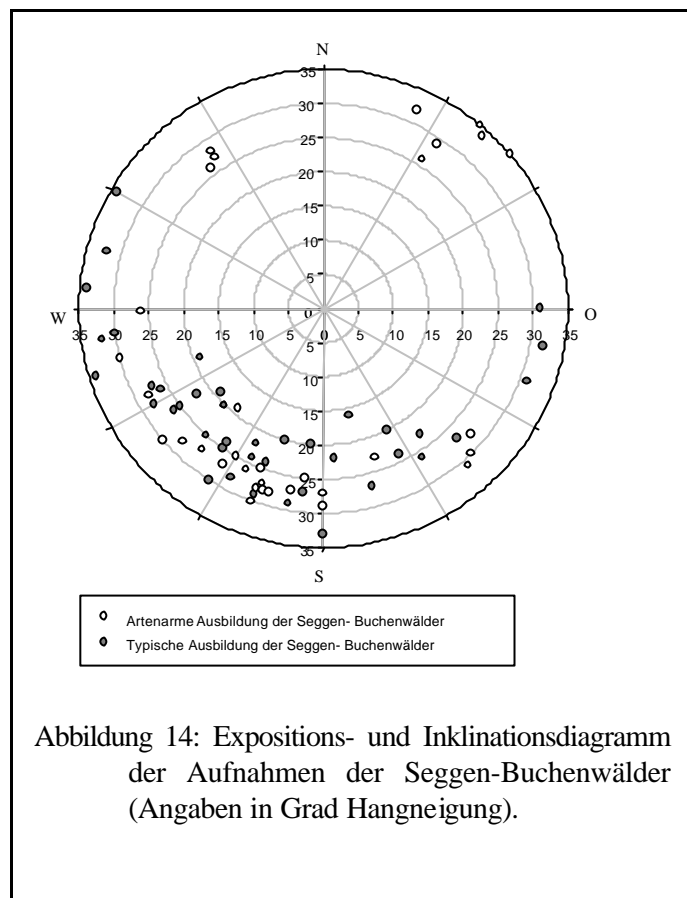
Das Auftreten von *Hordelymus europaeus* ließe formal gesehen auch eine Zuordnung zum Hordelymo-Fagetum zu. Der Mangel an weiteren Frischezeigern wie *Millium effusum*, *Paris quadrifolia* oder *Lamium galeobdolon* spp. *montanum*, die für die Abgrenzung des Hordelymo-Fagetum gegenüber des Carici-Fagetum von MÜLLER (1989; in OBERDORFER 1992) genannt werden, sowie das Vorhandensein von Arten des Seggen-Buchenwaldes begründen die Zuordnung zum Carici-Fagetum.

Die Unterausbildung mit *Carex flacca* läßt sich in zwei Varianten gliedern. In der Variante mit Arten des Blaugras-Buchenwaldes wie *Prenanthes purpurea*, *Carex montana* und *Campanula rapunculoides* ist die Stetigkeit der Arten des Carici-Fagetum noch sehr hoch. In der artenarmen Variante fehlen diese Arten. Dagegen ist die Buchenverjüngung in der Krautschicht besser entwickelt und erreicht mittlere Deckungen.

Einzelne Bestände wurden bei der Clusteranalyse in beiden Unterausbildungen durch einzelne Artengruppen und Arten herausgestellt. Ein Bestand wies ein gut entwickeltes Vorkommen von *Carex alba* auf. In einem weiteren Bestand der *Carex flacca* Unterausbildung kamen *Euphorbia cyparissias*, *Carex ornithopoda* und *Lotus corniculatus* vor. Ein artenarmer Baumholzbestand der artenarmen Unterausbildung wurde durch das Vorkommen von *Vincetoxicum hirundinaria* abgetrennt.

4.1.4.2 Standort und Struktur

Die Standorte des Seggen-Buchenwaldes sind Hänge mit hoher Einstrahlung hauptsächlich in süd – südwestlicher Exposition. Die Böden sind etwas tiefgründiger als die der Blaugras-Buchenwälder. Die Neigung der Hänge ist ebenfalls geringer. Die Deckung der Laubstreu ist teils hoch und offene Mineralbodenflächen sind seltener als in den Blaugras-Buchenwälder. Die Altersspanne der Bestände reicht von Stangenhölzern bis hin zu Althölzern, wobei der Hauptanteil aus Baumhölzern besteht.



4.1.4.2.1 Artenarme Ausbildung der Seggen-Buchenwälder

Die artenarme Ausbildung findet sich schwerpunktmäßig auf südwestexponierten Hängen. Zwei Bestände lagen an steilen nordostexponierten Hängen. Die Neigung der Hänge liegt im Mittel bei 24 Grad. Die Deckung der Laubaufgabe ist gegenüber der typischen Ausbildung der Seggen-Buchenwälder und des Blaugras-Buchenwaldes mit durchschnittlichen 73 % hoch. Die Bestände sind etwas jüngere Baumhölzer, die ein geschlossenes Kronendach aufweisen. Damit sind die Lichtwerte im Mittel sehr niedrig (unter 8%).

4.1.4.2.2 Typische Ausbildung der Seggen-Buchenwälder

Die typische Ausbildung des Seggen-Buchenwaldes findet sich vor allem auf südlich bis westlich exponierten Hängen. Die Neigung der Hänge ist mit mittleren 27 Grad steiler als die der artenarmen Ausbildung. Die meisten Bestände sind ältere Baumhölzer. Die relativen Lichtverhältnisse im Bestandesinnern schwanken stark, aber die Lichtwerte liegen im Mittel etwas höher als in der artenarmen Ausbildung (knapp unter 10 %).

Die Deckung der Laubaufgabe ist in der etwas lichterem typischen Ausbildung reduziert und der Anteil an offener Mineralbodenfläche höher. Die offenen Bodenflächen können als Wuchsplätze für Arten dienen, die eine starke Bedeckung durch Buchenlaub nicht ertragen.

4.1.5 Blaugras-Buchenwälder

(Tab. I: Sp. 165 – 195)

4.1.5.1 Floristik

Die Blaugras-Buchenwälder im Untersuchungsgebiet zeichnen sich durch einen Grundstock an Arten des Seggen-Buchenwaldes aus. Zusammen mit dem namensgebenden *Sesleria varia* treten Arten wie *Cephalanthera damasonium*, *Melittis melissophyllum* und *Melica nutans* hier hochstet und meist gut entwickelt auf, während sie in den anderen Seggen-Buchenwäldern des Cephalanthero-Fagenion im Untersuchungsgebiet weniger stet vorkommen. Zusätzlich zu diesem Grundstock finden sich Arten der sommerwarmen Standorte wie *Convallaria majalis* und *Carex montana*. *Senecio fuchsii*, *Solidago vigaurea* und *Vincetoxicum hirundinaria* als Arten der lichterem Standorte kommen hier ebenfalls vor. *Galium odoratum* ist nur mehr schwach vertreten und *Asarum europaeum* fehlt fast gänzlich, was nach OBERDORFER (1992) für das Seslerio-Fagetum typisch ist.

Durch das Auftreten von wärme- und lichtliebenden Arten der Säume und der thermophilen Eichenwälder ist eine weitere Untergliederung möglich.

4.1.5.1.1 *Rosa arvensis*-Ausbildung

Die *Rosa arvensis*-Ausbildung (Tab. I: Sp. 165 – 182) weist eine Anzahl an Waldsträuchern auf. Zu den meist nur niedrig entwickelten Sträuchern *Rosa arvensis*, *Viburnum lantana* und *Lonicera alpigena* findet sich geringstet der Feldahorn (*Acer campestre*) ein. *Lonicera xylosteum* erreicht Strauchhöhe. Vereinzelt finden sich *Berberis vulgaris* und *Prunus spinosa*. In der Krautschicht tritt *Brachypodium pinnatum* auf. *Sesleria varia* kommt nur schwachstet und vereinzelt in kleinen Flecken vor.

An den Sträuchern konnte teilweise verstärkt Verbiss und Fegeschäden erkannt werden. Ob der mögliche Einfluß des Verbisses oder die geringe Lichtversorgung ausschlaggebend für den kleinen Wuchs ist, kann nicht mit Sicherheit gesagt werden.

Durch das Vorkommen von *Carex flacca* läßt sich eine grasreiche Unterausbildung abtrennen (Tab. I: Sp. 173 – 182), in der auch *Carex montana* vorkommt. *Brachypodium pinnatum* ist

in diesen Aufnahmen gut entwickelt und erreicht höhere Deckungen. *Campanula rapunculoides* hat hier ihren Schwerpunkt.

In der *Helleborus foetidus* Unterausbildung treten die Seggen zurück (Tab. I: Sp. 165 – 172). *Primula veris* spp. *canescens* kommt in einzelnen Aufnahmen vor. *Hepatica nobilis*, *Euphorbia amygdaloides* und Verjüngung der Mehlbeere kommt in den Aufnahmen stärker deckend und gut entwickelt vor.

4.1.5.1.2 Typische Ausbildung

In der typischen Ausbildung (Tab. I: Sp. 183 – 192) findet sich *Sesleria varia* in größeren Herden und gut entwickelt. Als Zeiger warmer Standorte finden sich *Polygonatum odoratum* und *Ranunculus polyanthemos* ein. Eine gut entwickelte Strauchschicht ist nicht vorhanden. Lediglich vereinzelt halten sich schlechtwüchsige Fichten in der Strauchschicht. In der Krautschicht sind kümmernde Buchen, Eschen und Mehlbeeren vertreten.

Mit den Arten *Anthericum ramosum*, *Thesium bavarum*, *Thlaspi montanum*, *Laserpitium latifolium* läßt sich eine lichte und trockene Unterausbildung abtrennen (Tab. I: Sp. 189 – 192). *Helleborus foetidus* ist hier häufig. Vereinzelt und nicht flächig ausgeprägt tritt *Carex alba* auf.

Die Unterausbildung mit *Ctenidium molluscum* (Tab. I: Sp. 183 – 189) weist nur wenige und schwach stete zusätzlichen Arten auf. *Campanula percicifolia* und *Tanacetum corymbosum* sind etwas häufiger als in der vorangegangenen Unterausbildung. *Galium sylvaticum*, *Ranunculus polyanthemos* spp. *polyanthemos* sowie *Hypericum montanum* und *Platanthera bifolia* sind vertreten. *Sesleria varia* geht etwas in der Deckung zurück, ist aber stet vorhanden. Die steinige Oberbodensituation und das Hervortreten des Grundgesteins an manchen Stellen zeigt das Auftreten der prägenden Mooses *Ctenidium molluscum*. Auf freiliegenden Steinen findet diese trockenheitsertagende Moosart gute Besiedlungsmöglichkeiten und erreicht teils gute Deckungen.

4.1.5.2 Standort und Struktur

Standörtlich unterscheiden sich die Bestände der Blaugras-Buchenwälder gegenüber den anderen Kalkbuchenwäldern durch eine hohe standörtliche Trockenheit, da hohe Einstrahlung und flachgründige Böden an dem Standort der Blaugras-Buchenwälder zusammenreffen. Die Bestände stocken auf steil geneigten süd - bis südwestexponierten, flachgründigen Hängen, deren Bodenoberfläche zum Teil laubfrei ist (Abbildung 15). Der hohe Anteil an offener Mineralbodenfläche hat verschiedene Gründe. Die steile Geländeneigung erleichtert die Verlagerung von Laubstreu hangabwärts durch Verblasen und Abschwemmen durch Schlagregen (ELLENBERG 1996). Die weit ausladenden Kronen der alten Buchen erzeugen dabei hohe Stammabflußmengen, die das Abschwemmen der Laubstreu unterstützen (WEIHE 1985). Da es sich vor allem um ältere Bestände mit weitständiger Stammverteilung handelt, sind die mikroklimatischen Verhältnisse für ein Verblasen im Stammraum ebenfalls günstiger (GEIGER 1975, MITSCHERLICH 1981).

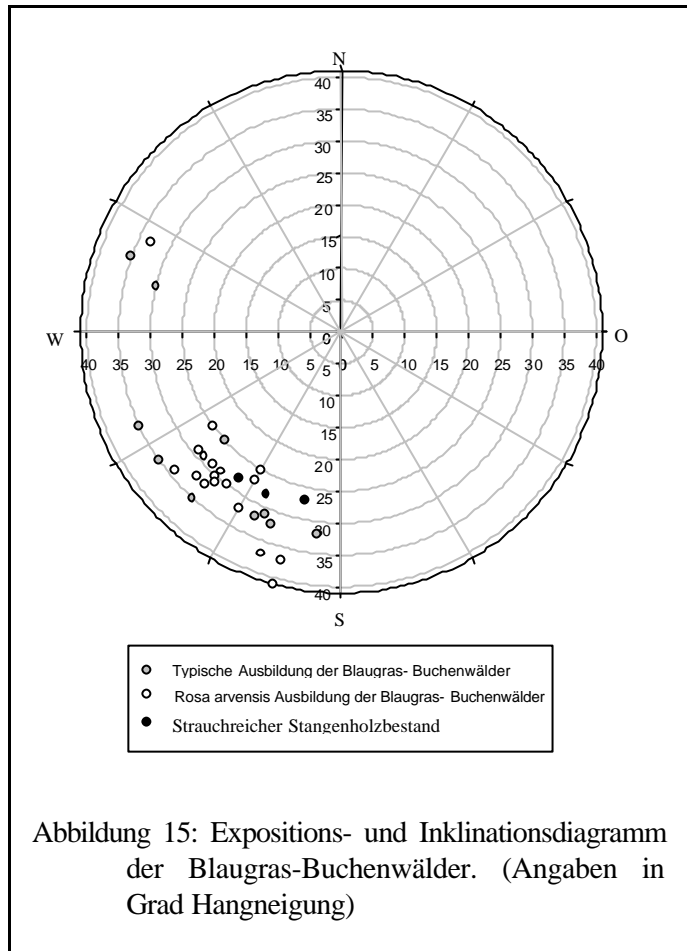


Abbildung 15: Expositions- und Inklinationsdiagramm der Blaugras-Buchenwälder. (Angaben in Grad Hangneigung)

Die Blaugras-Buchenwälder sind für ihr Alter sehr niedrig und erreichen im Durchschnitt nur Bestandeshöhen von 20 Metern. Kiefern und Mehlbeere sind im Kronendach mit vertreten. Die Bestandesstruktur ist sehr heterogen und die Durchmesserstreuung sehr hoch. Damit besitzen die Blaugras-Buchenwälder eine vergleichsweise hohe strukturelle Heterogenität, ausgedrückt durch einen Bestandesindex (JAEHNE und DOHRENBUSCH 1997) von 5.1 im Vergleich zu 4.3 für die Seggen-Buchenwälder und 3.7 für die *Dentaria pentaphyllos* Kalkbuchenwälder.

4.1.5.2.1 *Rosa arvensis* Ausbildung

Die Standorte der *Rosa arvensis* Ausbildung liegen fast ausschließlich in sehr einstrahlungsreichen Südwesthängen. Die Böden besitzen nur geringe Wasserspeicherkapazitäten was oftmals zur Austrocknung des Oberbodens im Sommer führt. Die Ausbildung findet sich in alten Buchenalthölzern mit einem offenen Stammraum. Unter den bereits lichtereren Kronen kann sich bei geringem Verbißdruck eine reichhaltige Strauchschicht entwickeln.

4.1.5.2.2 Typische Ausbildung

Auch für diese Ausbildung sind die sonnseitigen Südwesthänge mit hoher Einstrahlung bevorzugte Standorte. Die Neigung der Hänge ist noch etwas steiler und die gebankten Kalke treten teils unter der geringen Bodenkrume hervor. Die Wasserkapazität des Bodens ist gering. Ein Austrocknen des Oberbodens ist im Sommer auch hier zu erwarten. Die Ausbildung findet sich in jüngeren wie auch alten Buchenbeständen, die ein lichtereres Kronendach aufweisen. Durch die starke Hangneigung dringt vermehrt Seitenlicht in diese Bestände. Der Anteil an offenen Bodenstellen, die nicht von der Laubstreu abgedeckt werden, ist hier hoch.

Strauchreicher Stangenholzbestand

Als einziger untersuchter Bestand wies ein aufgelichteter Stangenholzbestand eine durchgängig von mehreren Arten gebildete Strauchschicht auf (Tab. I: Sp. 162 – 164). Durch die Präsenz der gleichen Straucharten in der Krautschicht, wie sie die *Rosa arvensis* Ausbildung aufwies, erfolgte eine Zuordnung zu den Blaugras-Buchenwäldern. Die dominierende Buche erreichte im Mittel etwa neun Meter. Unter dem niedrigen Kronendach konnte sich eine Strauchschicht aus größeren Rotfichten, Mehlbeeren und *Crataegus monogyna* halten. Verbißschäden wurden bei den bereits größeren Sträuchern und niedrigen Bäumen nicht festgestellt. Durch eine vergangene Durchforstung war der Bestand aufgelichtet worden. Eine Ausdunkelung der Sträucher und Krautschicht wurde so erst einmal verhindert.

4.2 Zusammenfassung der numerischen Klassifikation der Kalkbuchenwälder

Die Versuchsflächen des SFB 433 und die zusätzlich untersuchten Kalkbuchenbestände konnten aufgrund ihrer Floristik in fünf Waldgesellschaften klassifiziert werden, die sich zum Teil weiter untergliedern lassen. Dabei reicht die Spanne von den artenarmen frischen Kalkbuchenwäldern mit *Dentaria pentaphyllos*, dem frischen Waldgersten-Buchenwald der nordostexponierten Versuchsfläche über den Seggen-Buchenwald der südwestexponierten Versuchsfläche des SFB 433 und dem Seggen-Buchenwald der weiteren Untersuchungsbestände mit seinen zwei verschiedenen Ausbildungen bis hin zum artenreichen Blaugras-Buchenwald, der ebenfalls floristisch in zwei Ausbildungen getrennt wurde. Die durch die numerische Klassifikation heraus-

4.2 Zusammenfassung der numerischen Klassifikation der Kalkbuchenwälder

gearbeiteten Waldgesellschaften lassen sich in das pflanzensoziologische System auf der Ebene der Assoziationen eingliedern (Tabelle 9).

Tabelle 9: Vergleich und Zusammenführung der Ergebnisse der numerischen Klassifikation und dem Pflanzensoziologischen System (OBERDORFER 1992).

Pflanzensoziologische Gliederung (nach Oberdorfer 1992)	Numerische Klassifikation	Reifegrad (Nihlgård 1970)	Tabelle
Verband Fagion sylvaticae			
Unterverband Galio odorati Fagenion			
Hordelymo Fagetum (Tx 37) Kuhn 37 em. Jahn 72; Vikariante mit <i>Lathyrus vernus</i>, Gebietsausbildung mit <i>Eu- phorbia amygdaloides</i> und <i>Helleborus foetidus</i>	Frischer Waldgersten-Buchenwald des SFB 433		13 – 57
Subassoziation typicum	<i>Carex flacca</i> -Ausbildung	Reifestadium	13 – 26
Subassoziation typicum	<i>Veronica officinalis</i> -Ausbildung	Frühes Reife- stadium	27 – 32
Subassoziation typicum	<i>Mercurialis perennis</i> -Ausbildung	Reifestadium	33 – 40
Subassoziation typicum	<i>Geranium robertianum</i> -Ausbildung	Reifestadium	41 – 46
Subassoziation typicum	<i>Oxalis acetosella</i> -Ausbildung	Reifestadium	47 – 57
Unterverband Lonicero alpigenae-Fagenion			
Lonicero alpigenae-Fagetum Oberdor- fer et. Müller 84	Kalkbuchenwald mit <i>Dentaria penta- phyllos</i>	Einwande- rungsstadium	1 – 12
Unterverband Cephalanthero-Fagenion			
Carici-Fagetum Rübel 30 ex Moor 52 em Lohm.53; Vikariante mit <i>Euphor- bia amygdaloides</i>, Regionalausbildung mit <i>Melittis melissophyllum</i> und <i>Hepa- tica nobilis</i>	Seggen-Buchenwald der Versuchsflä- che des SFB 433		58 – 84
Subassoziation typicum	<i>Mercurialis perennis</i> - Ausbildung	Reifestadium	58 – 63
Subassoziation typicum	<i>Sorbus aucuparia</i> - Ausbildung	Reifestadium	64 – 75
Subassoziation typicum	<i>Sorbus aria</i> - Ausbildung	Reifestadium	76 – 84
Carici-Fagetum Rübel 30 ex Moor 52 em Lohm.53; Vikariante mit <i>Euphor- bia amygdaloides</i>, Regionalausbildung mit <i>Melittis melissophyllum</i> und <i>Hepa- tica nobilis</i>	Seggen-Buchenwälder des Untersu- chungsgebietes		85 – 161
Subassoziation typicum	Artenarme Ausbildung	Einwande- rungsstadium	85 – 121
Subassoziation typicum	Typische Ausbildung	Reifestadium	122 – 161
Seslerio-Fagetum Moor 52 em Th. Müller	Blaugras-Buchenwald		162 – 192
Subassoziation anthericetosum	<i>Rosa arvensis</i> Ausbildung	Älteres Reife- stadium	162 – 182
Subassoziation anthericetosum	Typische Ausbildung	Jüngeres Reife- stadium	183 – 192

Die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentapyllos* ließen sich aufgrund ihrer extremen Artenarmut keiner Assoziation eindeutig zuordnen. Da aber gewisse Gemeinsamkeiten mit dem *Lonicero alpigenae* Fagetum Oberdorfer et. Müller 1984 (OBERDORFER 1992) durch das Vorkommen von *Dentaria pentapyllos* und dem frischeren Standort bestehen, wurden sie zum *Lonicero alpigenae*-Fagetum gestellt. *Lonicera alpigena* fehlt aber in den Aufnahmen, was durch die niedrigen Lichtverhältnisse in den Beständen hervorgerufen sein kann. Aufgrund des relativ jungen Alters der Bestände und der Artenarmut kann von einem Entwicklungsstadium ausgegangen werden.

Der Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 auf dem Nordosthang des Krähenbachtals entspricht dem in der Region typischen *Hordelymo*-Fagetum in der Gebietsausbildung mit *Euphorbia amygdaloides* und *Helleborus foetidus*.

Die Seggen-Buchenwälder entsprechen dem *Carici*-Fagetum in der Gebietsausbildung der oberen Donau und des Wutachgebietes mit *Melittis melissophyllum* und *Hepatica nobilis* (OBERDORFER 1992). Aufgrund der besonderen Artenkombination wurde der Blaugras-Buchenwald zum *Seslerio*-Fagetum (MÜLLER in OBERDORFER 1992) gestellt.

Die Differenzierung und pflanzensoziologische Zuordnung der beiden Assoziationen *Carici*-Fagetum und *Seslerio*-Fagetum ist in der Literatur nicht einheitlich. OBERDORFER (1992) sieht das *Seslerio*-Fagetum als Subassoziation des *Carici*-Fagetum, da es durch die gleichen Kennarten, mit geringerer Stetigkeit, charakterisiert wird. Dem gegenüber steht die Auffassung von MÜLLER (in OBERDORFER 1992) der das *Seslerio*-Fagetum als eigenständige Assoziation sieht, wie dies auch ELLENBERG (1996) tut. Durch die Nähe zum Alpenraum und durch die Artenausstattung wurde der Richtung Müllers gefolgt und die Aufnahmegruppe der Blaugras-Buchenwälder zum *Seslerio*-Fagetum gestellt.

Zusätzlich zu der Zuordnung zu den Assoziationen und Subassoziationen des pflanzensoziologischen Systems wurden die bei der numerischen Klassifikation ausgeschiedenen Gesellschaften und Ausbildungen einem Reifestadium zugeordnet. Die Bedeutung des Reifegrades wurde bei der Unterscheidung der artenarmen und typischen Ausbildung der Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes deutlich. Die artenarme Ausbildung wurde aufgrund der Artenarmut und dem geringeren Alter der dichten Buchenbestände der Einwanderungsphase zugeordnet. Die besser entwickelte artenreiche Ausbildung entsprach dem späteren Stadium des frühen Reifestadiums. Deutliche edaphische und klimatische Unterschiede bestanden nicht zwischen den beiden Ausbildungen.

4.3 Artenzahlen der Gesellschaften

Die Gesellschaften und Ausbildungen unterscheiden sich wesentlich in ihren Artenzahlen. Dabei zeigte sich, dass die unterschiedliche Stichprobengröße zwischen den Hauptgruppen Blaugras-Buchenwald, den Seggen-Buchenwäldern, dem Waldgersten-Buchenwald und den *Dentaria pentaphyllos* Kalkbuchenwäldern im wesentlichen keinen verfälschenden Einfluß hat. In fast allen Fällen zeigte sich eine Sättigung der Kurve mit zunehmender Aufnahmezahl. Lediglich die Ausbildungen des Blaugras-Buchenwaldes zeigten noch einen steileren Verlauf. Sie stellen aber ohnehin die artenreichsten Ausbildungen der Untersuchung. Die beiden Versuchsbestände des SFB 433 sind nur bei größeren Stichprobenzahlen miteinander und mit den Seggen-Buchenwäldern des Untersuchungsgebietes zu vergleichen. Der Seggen-Buchenwald des SFB und die artenreiche Ausbildung der Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes sind sich in Ihrer Artenzahl sehr ähnlich. Die stärkere Sättigung des Waldgersten-Buchenwaldes und des Seggen-Buchenwaldes des SFB ist mit auf das räumlich begrenzte intensive Aufnahmedesign zurückzuführen.

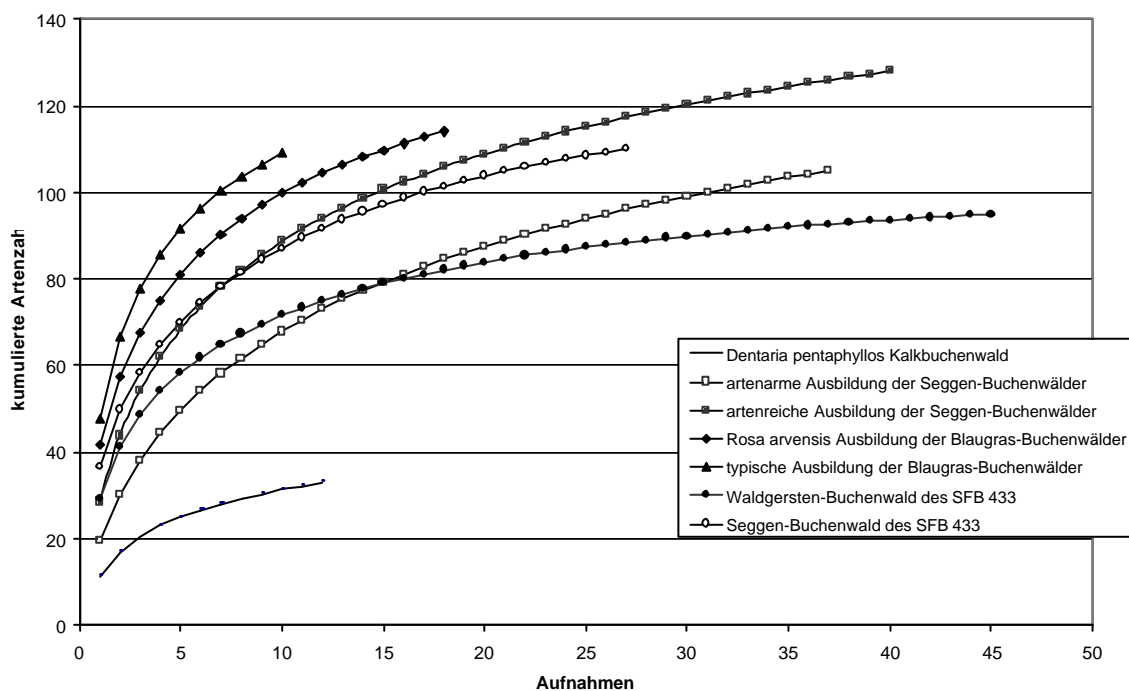


Abbildung 16: Rarefaction-Kurven für die Ausbildungen und Gesellschaften der weiteren Kalkbuchenwälder im Untersuchungsgebiet. Die unterschiedlichen Stichprobengrößen haben keinen Einfluß auf die Artzahlvergleiche.

4.4 Standörtlicher und struktureller Vergleich der Kalkbuchenwälder

Die standörtlichen und strukturellen Unterschiede wurden bei der Beschreibung der Waldtypen und deren Ausbildungen kurz beschrieben. In diesem Kapitel werden die wichtigsten standörtlichen und strukturellen Unterschiede zwischen den einzelnen Waldgesellschaften dargestellt und in deren gemeinsamen Wirkung zur Trennung der floristisch unterschiedenen Waldgesellschaften und deren Ausbildungen mit Hilfe der Diskriminanzanalyse beschrieben. Aufgrund des unterschiedlichen Versuchsansatzes und Aufnahmeintensität war die Integrierung des Waldgersten-Buchenwaldes und des Seggen-Buchenwaldes der Versuchsflächen des SFB 433 nur schwer möglich. So lagen keine Struktur- und Standortvariablen für die einzelnen Aufnahmen in den Versuchsflächen vor. Die nutzbare Wasserspeicherkapazität bezog sich auf den gesamten Hang und die Bodenprofile lagen aufnahmefern. Deshalb wurden zuerst die drei Waldgesellschaften des Untersuchungsgebietes und ihre Ausbildungen unter Ausschluß der Versuchsflächen standörtlich verglichen. In einem daran anschließenden Kapitel wurden die Versuchsflächen und die zusätzlich untersuchten Kalkbuchenwäldern mit den verfügbaren Standortdaten verglichen.

4.4.1 Standörtlicher und struktureller Vergleich der Waldgesellschaften

Die Auswahl der in der Auftrennung der drei Waldgesellschaften verwendeten Umwelt- und Strukturvariablen erfolgte aufgrund der schrittweisen Prüfung ihrer Trennungstärke. Die wichtigen Variablen für die Trennung der Gesellschaften sind demnach die Einstrahlung (*Wilks- λ* : 0.59¹⁸), die Neigung der Flächen (*Wilks- λ* : 0.75), das Bestandesalter (*Wilks- λ* : 0.87), die Bestandesstruktur, ausgedrückt durch den Strukturdiversitätsindex (*Wilks- λ* : 0.82), der Grad der Laubbedeckung des Oberbodens (*Wilks- λ* : 0.84) und die Grundfläche (*Wilks- λ* : 0.96). Die Güte der Trennung durch alle genannten Variablen ist mit einem *Wilks- λ* von 0.19 sehr gut. Der standörtliche Vergleich der drei Waldgesellschaften anhand der ausgewählten Umweltvariablen zeigt eine deutliche Trennung der frischen Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos* und den Seggen- und Blaugras-Buchenwäldern. Die standörtliche Trennung zwischen den Seggen-Buchenwäldern und den Blaugras-Buchenwäldern aufgrund der am besten diskriminierenden Standorts- und Strukturvariablen ist weniger deutlich erkennbar (Abbildung 17). Die kanoni-

¹⁸ Wilks Lambda (λ) wird als Maß der Trennungsgüte einer Variablen bei einer Diskriminanzanalyse verwendet (desto kleiner, desto besser die Trennungsgüte; STATSOFT Inc. 1997).

schen Achsen als Faktorenkombination der verwendeten Umweltvariablen werden vor allem von der Einstrahlung und der Hangneigung dominiert (Tabelle 10; Abbildung 17). Die Deckung der Laubstreu ist mit einem Korrelationskoeffizienten von -0.43 negativ mit der ersten Achse korreliert. Standörtlich lassen sich die drei Waldgesellschaften durch die unterschiedliche Einstrahlung, der Hangneigung, dem Bestandesalter und durch die Laubdeckung voneinander abgrenzen.

Tabelle 10: Korrelationen einzelner Umweltvariablen mit den kanonischen Umweltachsen der Diskriminanzanalyse der drei Waldgesellschaften.

	1. kanonische Achse	2. kanonische Achse
Einstrahlung	0.44	-0.80
Neigung	0.27	0.39
Bestandesalter	0.35	0.35
Bestandesindex	0.23	0.10
Laubdeckung	-0.41	-0.03
Grundfläche	0.14	0.11

Im Falle der *Dentaria pentaphyllos* Kalkbuchenwälder und den Blaugras-Buchenwälder sind die Unterschiede für die einzelnen Umweltvariablen bis auf die Grundfläche immer signifikant verschieden (Tabelle 11). Die Bestandesstruktur der Blaugras-Buchenwälder ist wesentlich heterogener als die der jüngeren Bestände des frischen *Dentaria pentaphyllos* Kalkbuchenwaldes. Die Deckung der Laubstreu ist in Letzteren wesentlich höher und freier Mineralboden ist selten.

Zwischen den Kalkbuchenwäldern mit *Dentaria pentaphyllos* und den Seggen-Buchenwäldern bestehen signifikante Unterschiede bei den diskriminierenden Standortfaktoren Einstrahlung und der Laubdeckung ($p = 0.05$). Auf den nördlich gerichteten Hängen, auf denen die *Dentaria pentaphyllos* Kalkbuchenwäldern stocken, ist die Strahlungsversorgung deutlich geringer als auf den Hängen, auf denen Seggen-Buchenwälder stocken. Die Laubdeckung ist in den *Dentaria pentaphyllos*-Buchenwäldern mächtiger, während sich in den Seggen-Buchenwäldern häufiger offene Mineralbodenflächen finden.

Die Seggen-Buchenwälder zeigen eine schlechtere standörtliche Trennung zu den Blaugras-Buchenwäldern und „überschneiden“ sich in einigen Aufnahmen. Eine Varianzanalyse der an der Trennung beteiligten Umweltvariablen zeigte zwischen den beiden Waldgesellschaften für fast alle verwendeten Umweltvariablen signifikante Unterschiede (Tabelle 11).

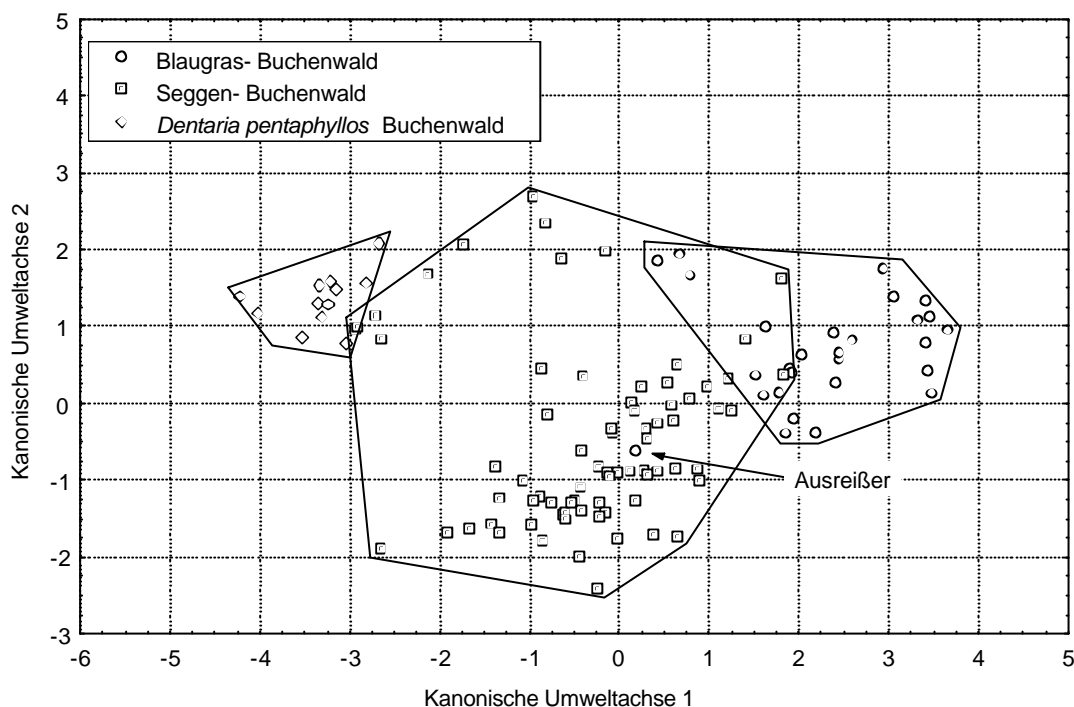


Abbildung 17: Diagramm der Diskriminanzanalyse der drei Kalkbuchenwaldgesellschaften. Die jeweiligen kanonischen Achsen stehen für die Kombination der ausgewählten Umwelt- und Strukturvariablen zur Trennung der Waldgesellschaften (vergleiche Tabelle 10). Eine Aufnahme in einem Blaugras-Buchenwald ähnelte standörtlich mehr einem Seggen-Buchenwald und wurde als Ausreißer gekennzeichnet.

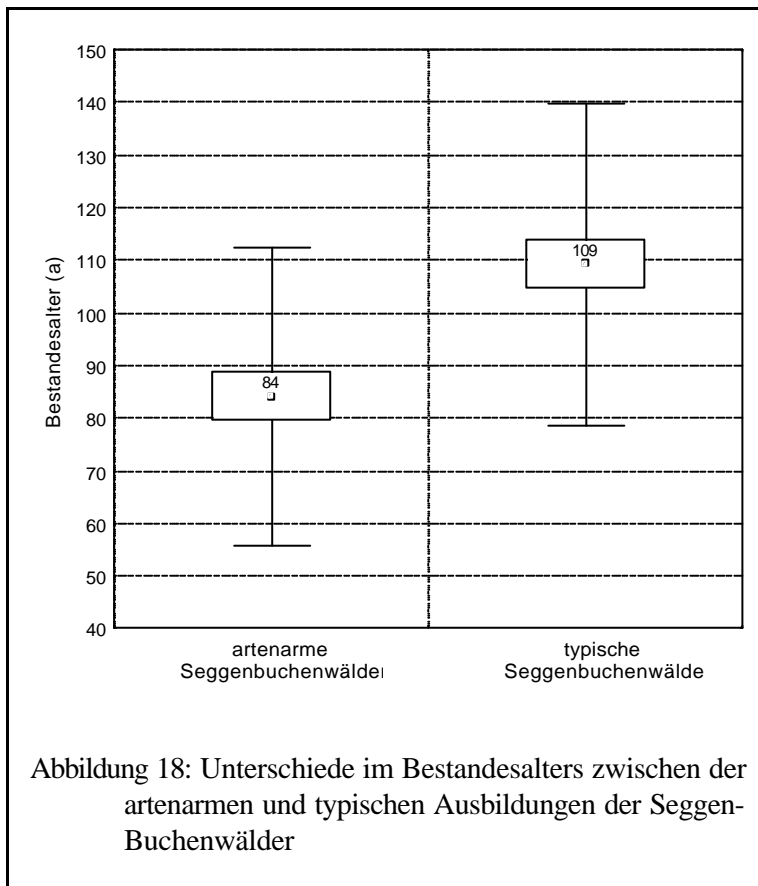
Tabelle 11: Standörtlicher und struktureller Vergleich der Waldgesellschaften anhand der wichtigsten diskriminierenden Variablen. Angeführt sind Mittelwerte (ns : nicht signifikant; ** signifikant $p = 0.01$; a: signifikante Unterschiede zwischen den Seggen-Buchenwäldern und den Blaugras-Buchenwäldern; b: signifikante Unterschiede zwischen den Dentaria pentaphyllos-Kalkbuchenwäldern und den Seggen-Buchenwäldern c: signifikante Unterschiede zwischen den Dentaria pentaphyllos-Kalkbuchenwäldern und den Blaugras-Buchenwäldern).

	<i>Dentaria pentaphyllos</i> - Kalkbuchenwälder	Seggen-Buchenwälder	Blaugras-Buchenwälder
Einstrahlung (monatl. mittl. MJ m ⁻² monat ⁻¹)	Gering; 585 MJ/m ² b:** c:**	Hoch; 861 MJ/m ² a: ns b:**	Sehr hoch; 883 MJ/m ² a: ns c:**
Neigung (°)	Mäßig geneigt 27° c:**	Mäßig geneigt 27° a:**	Steil 32° a:**
Bestandesalter (a)	Baumhölzer 86 Jahre c:**	Baumhölzer 99 Jahre a:**	Althölzer 137 Jahre a:** c:**
Laubdecke (% der Fläche)	Sehr dicht, 91 % mittl. Deckung b:** c:**	Dicht 67 % mittl. Deckung a:** b:**	Gering 32 % mittl. Deckung a:** c:**
Bestandesstruktur (Strukturdiversitätsindex)	Homogen; 3.7 c:**	Etwas stufig und gemischt 4.3 a:**	Heterogen, stufig gemischt 5.1 a:** c:**
Nutzbare Wasserspeicher- kapazität (l/ m ²)	100 l/ m ² c:**	92 l/ m ² a:**	86 l/ m ² a:** c:**

Lediglich die Einstrahlung unterschied sich nicht signifikant zwischen den beiden Waldgesellschaften. Standörtliche Unterschiede bestanden bei der nutzbaren Wasserspeicherkapazität¹⁹, die in den Blaugras-Buchenwäldern im Mittel deutlich geringer war als in den Seggen-Buchenwäldern. Die Blaugras-Buchenwälder sind damit im Vergleich trockener als die Seggen-Buchenwälder.

4.4.1.1 Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder

Bei dem standörtlichen Vergleich der beiden Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder trennten die beiden Ausbildungen vor allem Unterschiede im Bestandesalter (*Wilks- λ* : 0.85), im Strahlungsgenuß (*Wilks- λ* : 0.95) und in der Laubdeckung (*Wilks- λ* : 0.93).



Eine Varianzanalyse dieser Standorts- und Umweltfaktoren zeigte zwischen den artenarmen und den typischen Seggen-Buchenwäldern lediglich deutlich signifikante Unterschiede im Bestandesalter ($p = 0.01$; Tabelle 12). Die typischen Seggen-Buchenwälder sind Bestände im älteren Baumholzalter (109 Jahre). Die artenarmen Seggen-Buchenwälder sind mit einem Bestandesalter von etwa 84 Jahren jünger und die Bäume weisen hierdurch auch im Mittel etwas geringere Brusthöhendurchmesser

auf. Die Stammzahlen sind in den artenärmeren Seggen-Buchenwäldern dagegen höher. Jedoch

¹⁹ Die nutzbare Wasserspeicherkapazität trug nicht zur standörtlichen Unterscheidung zwischen allen drei Waldgesellschaften bei und ging deshalb bei der schrittweisen Diskriminanzanalyse nicht in die Analyse ein. Dennoch bestehen bei alleiniger Betrachtung der Seggen-Buchenwälder und Blaugras-Buchenwälder signifikante Unterschiede.

sind diese Unterschiede nicht signifikant. Die Laubauflage war nur auf einem geringeren Signifikanzniveau ($p = 0.05$) noch signifikant.

Zwischen den beiden Ausbildungen bestand ebenfalls ein signifikanter Unterschied in den Lichtverhältnissen. Die älteren Bestände der artenreichen Ausbildung wiesen eine deutlich größere Variabilität an Lichtwerten auf und die Lichtwerte sind hier signifikant ($p = 0.05$) mit 10 % des Freilandlichtes besser als in den Beständen der artenärmeren Ausbildung (7%). Durch die Korrelation zwischen Alter und Lichtverhältnissen wurde die besser diskriminierende Variable Bestandesalter bei der Analyse verwendet.

Die dominierenden Umweltfaktoren für die Trennung auf Gesellschaftsebene „mittlere monatliche Einstrahlung in der Vegetationsperiode“ und „Neigung“ besitzen keine große Trennstärke zwischen den typischen und artenarmen Seggen-Buchenwäldern. Eine Varianzanalyse ergab im Falle der Einstrahlung und der Neigung keine signifikanten Unterschiede zwischen den beiden Waldgesellschaften.

4.4.1.2 Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen des Blaugras-Buchenwaldes

Zur standörtlichen Trennung der Ausbildungen der Blaugras-Buchenwälder wurde eine weitere Diskriminanzanalyse gerechnet. Die Oberbodensituation ist der entscheidende Umweltfaktor der sich zwischen den beiden Ausbildungen unterscheidet. Offene Bodenflächen (*Wilks- λ* : 0.81) und das Ausbleiben einer hohen Laubdeckung (*Wilks- λ* : 0.68) sowie anstehendes Gestein und Steine im Oberboden (*Wilks- λ* : 0.83) unterscheiden die beiden Ausbildungen. Die typische Ausbildung findet sich auf den steinigere Hängen mit offenen Bodenflächen, auf denen die Laubauflage geringer ist als auf den Hängen, die von der *Rosa arvensis*-Ausbildung besiedelt werden. Eine Varianzanalyse zeigte einen signifikanten Unterschied zwischen den beiden Ausbildungen, was die offene Bodenfläche betrifft (Tabelle 12). Die Unterschiede in der Laubdecke und dem Steinanteil auf der Bodenoberfläche waren hingegen nicht signifikant. Als weiterer diskriminierender Faktor stellte sich auch hier das Bestandesalter heraus (*Wilks- λ* : 0.50). Die Blaugras-Buchenwälder in der typischen Ausbildung weisen eine größere Altersspanne auf und sind mit 108 Jahren jünger als die strauchreichen Blaugras-Buchenwälder der *Rosa arvensis* Ausbildung, die im Durchschnitt 140 Jahre alt sind.

Tabelle 12: Standörtlicher Vergleich der Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder und der Blaugras-Buchenwälder (jeweils getrennt) anhand der wichtigsten diskriminierenden Variablen. Aufgeführt sind Mittelwerte (Signifikanzniveau: * p = 0.05; ** p = 0.01)

	Seggen-Buchenwald		Blaugras-Buchenwald	
	Artenarme Ausbildung	Typische Ausbildung	Rosa arvensis Ausbildung	Typische Ausbildung
Bestandesalter (a)	84 **	109 **	140 *	108 *
Relative Lichtverhältnisse (%)	7 *	10 *	8 ns	9 ns
nWSK (l/ m ²)	94 ns	89 ns	87 ns	84 ns
Neigung (°)	27 ns	27 ns	31 ns	31 ns
Oberboden (freier Mineralboden, in %)	6 ns	6 ns	6 **	16 **
Laubdeckung (in %)	72 *	62 *	51 ns	40 ns

4.4.2 Fazit des standörtlichen Vergleichs der Waldgesellschaften und deren Ausbildungen

Die Hauptunterschiede zwischen den einzelnen Waldgesellschaften liegen in standörtlichen Unterschieden, hier vor allem der Einstrahlung, der Neigung und der Deckung der Laubdecke sowie im Alter der Bestände (Tabelle 11). Die Trennung zwischen den standörtlichen „Extremen“, den Kalkbuchenwäldern mit *Dentaria pentaphyllos* und den Blaugras-Buchenwäldern ist sehr gut. Die Seggen-Buchenwälder weisen standörtliche Überschneidungen mit den Blaugras-Buchenwäldern auf. Hier sind die Grenzen nicht so eindeutig was sich auch in der Floristik zeigte. So kommen Arten des Carici-Fagetum und Arten anderer Artengruppen mit unterschiedlicher Stetigkeit in beiden Waldgesellschaften vor.

Die Ausbildungen der Seggen-Buchenwälder und der Blaugras-Buchenwälder können standörtlich und durch Bestandesmerkmale differenziert werden. In den Seggen-Buchenwäldern spielt das Bestandesalter eine wichtige Rolle und damit zusammenhängend auch das Lichtklima. So ist die artenärmere Ausbildung der Seggen-Buchenwälder durch ein jüngeres Bestandesalter und durch niedrige Lichtverhältnisse gekennzeichnet. Die Laubdeckung ist auf der Ebene der Ausbildungen in beiden Gesellschaften ein wichtiges standörtliches Unterscheidungsmerkmal. Die artenarme Ausbildung des Seggen-Buchenwaldes weist eine höhere Laubdeckung auf. Die beiden Ausbildungen der Blaugras-Buchenwälder unterscheiden sich ebenso in Ihrer Oberbodensituation. Freier Mineralboden und geringere Laubansammlung spielt auch hier eine wesentliche Rolle. Die strauchreichen Bestände der *Rosa arvensis* Ausbildung sind im Durchschnitt älter als die der typischen Ausbildung.

4.4.3 Standörtlicher Vergleich der Kalkbuchenwälder der SFB-Versuchsflächen und des Untersuchungsgebietes

Die deutliche floristische Trennung der beiden Versuchsbestände gegenüber den zusätzlichen Beständen des Untersuchungsgebietes weist auf eine unterschiedliche Ausgangslage in den Versuchsbeständen hin. Der Waldgersten-Buchenwald unterscheidet sich standörtlich von den anderen Waldgesellschaften aufgrund seiner besseren Bodenverhältnisse und damit recht günstigen Wasserversorgung (nWSK: 160 l/m²). Durch die Lage an einem Nordosthang ist die Einstrahlung bei weitem nicht so hoch wie in den meisten anderen Beständen. Vergleichbar sind hier noch am ehesten die Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos* an Hängen nord- nordöstlicher Exposition. Im Vergleich zu diesen ist der Waldgersten-Buchenwald aber deutlich weitständiger, was sich in einer niedrigeren Stammzahl pro Hektar bei etwa gleichem Alter ausdrückt (Tabelle 13).

Der Seggen-Buchenwald der Versuchsfläche des SFB ähnelt im Standort wie Artenausstattung vielen der untersuchten Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes. Mit einer nutzbaren Wasserspeicherkapazität von 100 l/m² und der südwestlichen Exposition ist der Versuchsbestand ähnlich trocken wie viele der Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes. Die Versuchsflächen weisen deutlich geringere Grundflächen (21 m²/ha; vor den experimentellen Eingriffen!) auf, als die Baumholzbestände anderer Gesellschaften (30 m²/ha)²⁰. Ähnlich verhält es sich mit den Stammzahlen, die mit 650 Bäumen je Hektar geringer sind als in den Baumholzbeständen der anderen Waldgesellschaften (900 Stämme je ha).

Die unterschiedliche Struktur wirkt sich auf die Lichtverhältnisse in den Beständen aus. Die Lichtwerte im Bestand sind in den unbehandelten Bestandteilen der Versuchsflächen mit 12 % im Seggen-Buchenwald des SFBs höher als in den vergleichbaren Baumholzbeständen anderer Waldgesellschaften. Im Innern des Waldgersten-Buchenwald sind die Lichtverhältnisse mit 10 % ebenfalls besser als in den standörtlich vergleichbaren Kalkbuchenwälder mit *Dentaria pentaphyllos*.

²⁰ Dabei sind aber die unterschiedlichen Aufnahmemethodiken zu beachten. Tendenziell können aber die Ergebnisse verglichen werden.

4.4 Standörtlicher und struktureller Vergleich der Kalkbuchenwälder

Tabelle 13: Standort und Strukturvariablen der Waldgesellschaften der Versuchsflächen und des Untersuchungsgebietes. Aufgeführt sind Mittelwerte (MW) oder Spannbreiten (-) für die Gesellschaft. Dabei ist die unterschiedliche Aufnahmemethode zu beachten!! *= es lagen nur ein Wert für die Versuchsfläche oder Parzelle vor, eine Varianz- oder Diskriminanzanalyse war nicht möglich.

	Seggen-Buchenwald des SFB	Seggen-Buchenwälder des Untersuchungsgebietes	Blaugras-Buchenwald	Waldgersten-Buchenwald	Kalkbuchenwald mit <i>Dentaria pentaphyllos</i>
Rel. Lichtwerte (%)	MW 12 %	MW 8 % (BH 8%)	MW 8 % (BH 10%)	MW 10 %	MW 5 % (BH 5%)
Bestandesalter (a)*	90	MW 96	MW 137	80	MW 86
NWSK (l/m ²)*	100 l/m ²	68 – 125 l/m ²	57 – 100 l/m ²	160 l/m ²	72 – 130 l/m ²
Stammzahl (N/ha)*	650	140 – 3500 (BH MW 900)	100 – 1200 (BH MW 675)	549	300 – 1375 (BH MW 775)
Grundfläche (m ² /ha)*	21	15 – 54 (BH MW 30)	20 – 58 (BH MW 31)	27	22 – 34 (BH MW 29)
Monatl. Einstrahlung (MJ/m ²)	884 – 863	550 – 960	678 – 937	660 – 697	488 – 665

BH = Baumholzbestände

Die SFB-Versuchsbestände können bereits vor den experimentellen Schirmhieben als stärker durchforstete Baumhölzer beschrieben werden. Ihre Struktur weist auf solche stärkeren Durchforstungen hin. Die Lichtverhältnisse sind dadurch günstiger was sich positiv auf die Entwicklung der Bodenvegetation auswirkte. Besonders auf der südwestexponierten Versuchsfläche wird der Einfluß einer vergangenen Durchforstung durch das Auftreten von Störzeigern in der Vegetation deutlich. Damit unterscheidet sich der Seggen-Buchenwald der SFB Versuchsfläche von den Seggen-Buchenwäldern des Untersuchungsgebietes. Der Waldgersten-Buchenwald ist frischer als die anderen untersuchten Buchenwaldgesellschaften und nimmt damit eine Sonderstellung in dieser Untersuchung ein. Er dient im wesentlichen für den Vergleich mit dem Seggen-Buchenwald des SFB 433.

5 Die Kalkbuchenwälder des Sonderforschungsbereiches 433

Ereignisse wie Windwürfe und Durchforstungsmaßnahmen haben einen Einfluß auf die Artenzusammensetzung der Waldbodenvegetation (KIRBY 1990, HETZEL 1998). Dabei wird oft eine dynamische Veränderung der Vegetation angenommen, die nach einem gewissen Zeitraum wieder zum Ausgangszustand vor dem Störereignis führt (OBERDORFER 1992). Durch das Störereignis hervorgerufene Ressourcenveränderungen, vor allem des Lichts, werden durch das Baumwachstum wieder dem Ausgangszustand angenähert (PETERSON & PICKETT 1995). Dabei spielen die Intensität und die Zeit eine wichtige Rolle. Bislang liegen nur wenige Arbeiten vor, die eine dynamische Veränderung der Bodenvegetation von der Störung ausgehend bis zum „Zurückfallen“ zum Ausgangszustand dokumentierten (PALMER et al 2000).

Die Vegetationsveränderungen aufgrund verschieden stark geführter Schirmhiebe in zwei unterschiedlichen Lokalklimata wurde in Form einer Zeitreihenanalyse von vorerst drei Jahren auf den Versuchsflächen des Sonderforschungsbereiches 433 dokumentiert. Darüber hinaus sollten kausale Zusammenhänge zwischen forstlicher Nutzung und Vegetationszusammensetzung aufgedeckt und der Einfluß des Lokalklimas untersucht werden.

5.1 Die Bestandessituation vor den experimentellen Eingriffen

Lediglich die Struktur der Bestände des SFB 433 konnte im Winterhalbjahr 1999 vor den experimentellen Eingriffen dokumentiert werden. Informationen über bereits bestehende Unterschiede in der Vegetation der einzelnen Parzellen lagen vor den experimentellen Eingriffen nicht vor. Deshalb wurden in einem ersten Schritt Unterschiede durch die Analyse der Strukturdaten der Stammfußkartierung und der vegetationskundlichen Daten des ersten Jahres (1999) erarbeitet. Die Resultate dieser Analyse ist den Ergebnissen der Einflüsse der experimentellen Eingriffen vorangestellt, sie finden bei deren Interpretation Beachtung.

5.1.1 Geschichte und Struktur der Kalkbuchenbestände des SFB 433

Beide Bestände entstanden aus Kahlschlägen, die der bereits vorhandenen Naturverjüngung überlassen wurden. Das Bestandesalter der beiden Bestände unterscheidet sich nicht wesentlich. Anhand der Forsteinrichtungsdaten betrug das Alter der Nordostfläche 1999 etwa 80 Jahre, das der Südwestfläche 90 Jahre (Tabelle 14). Die Daten der Forsteinrichtung und Naturalbuchfüh-

Die letzten 10 Jahre ergaben für die Kalkbuchenbestände des SFB 433 ein differenziertes Bild der Bestandesgeschichte. So wurden der Oberhang des nordwestexponierten Bestandes in den letzten zehn Jahren nicht, der Mittelhang Ende 1997 und der südwestexponierte Bestand im Jahr 1995 durchforstet.

Tabelle 14: Bestandesalter und -höhe, Durchforstungszeitpunkt der Kalkbuchenbestände des SFB 433 im Krähenbachtal innerhalb der letzten 10 Jahre. Ermittelt aus Daten der Forsteinrichtung und Naturalbuchführung und Daten des Institutes für Waldwachstum, Universität Freiburg.

	Kalkbuchenbestand am Nordosthang		Kalkbuchenbestand am Südwesthang
	- Oberhang -	- Mittelhang -	
Bestandesalter [a]	80	80	90
Mittlere Bestandeshöhe ²¹ [m]	27	26	21
Zeitpunkt der letzten Durchforstung [a]	< 1987	1997	1995

Die Grundfläche des Bestandes am oberen Nordosthanges war im Jahr 1999 mit einem Mittelwert von 27.3 m²/ha höher als die des Bestandesbereiches im mittleren Teils des gleichen Hanges (22.0 m²) und des Kalkbuchenwaldes auf dem Südwesthang mit 21.9 m² (Abbildung 19). Die Stammzahl war vor den experimentellen Eingriffen auf dem Nordosthang dagegen auf beiden Hangteilen geringer. Mit einer Stammzahl von 549 Bäumen pro ha im Oberhang und 470 Bäumen im Mittelhang war der nordostexponierte Kalkbuchenwald gegenüber dem südwestexponierten Kalkbuchenwald (650 Bäumen pro ha) schwächer bestockt. Die Unterschiede spiegeln dabei die unterschiedlichen Wuchsbedingungen wieder. Dies wird auch in der Bestandeshöhe deutlich, die für den nordostexponierten Bestand in beiden Hangbereichen trotz des etwas geringeren Alters höher ist.

Das Volumen des Kalkbuchenbestandes des SFB 433 auf dem Nordosthang verteilt sich damit auf weniger aber stärkere Individuen, während der Bestand auf dem Südwesthang mehr schwach dimensionierte Individuen aufweist. Durch den trockeneren Standort auf dem Südwesthang ist trotz der Durchforstung im Jahr 1995 das Durchmesserwachstum als schlecht einzuschätzen (SPIECKER et al 2001). Die Trockenheit kann die Reaktionsfähigkeit und das Höhen- und Durchmesserwachstum der hier stockenden Bäume hemmen (GUTIERREZ 1988; DUPOUEY et al 1993). Die besseren Wuchsbedingungen im oberen Teil des Nordosthanges begründen dort

²¹ Die mittlere Bestandeshöhe wurde aus den Daten des Waldwachstums zur Ermittlung der Kronenschirmflächen errechnet.

die höhere Grundfläche, die sich aufgrund der schon länger zurückliegenden Durchforstungen auf weniger Baumindividuen verteilt. Im Mittelhang des Nordosthanges ist die geringe Stammzahl und Grundfläche auf die Durchforstung kurz vor der Stammfußkartierung im Jahr 1997 zurückzuführen.

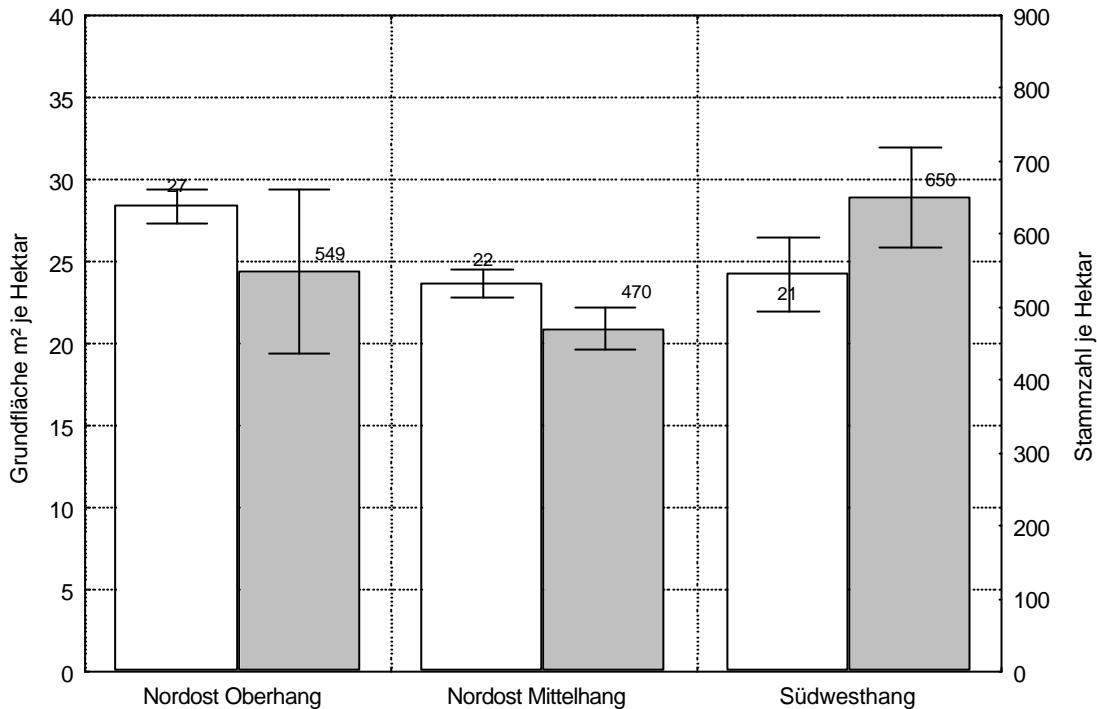


Abbildung 19: Mittlere Grundfläche (linker Balken) und mittlere Stammzahlen (rechter Balken) der Kalkbuchenbestände des SFB 433 auf dem Nordost- sowie auf dem Südwesthang (ebenfalls dargestellt ist die Standardabweichung). Daten vor den experimentellen Eingriffen im Jahr 1999 ermittelt aus der Stammfußkartierung für die einzelnen Parzellen.

Trotz der höheren Stammzahl des Südwesthanges weisen die mittelstarken Baumindividuen mit einem Brusthöhendurchmesser (BHD) von über 20 cm eine größere Kronenschirmfläche im Verhältnis zu ihrem BHD auf, als vergleichbare Bäume des Bestandes auf dem nordostexponierten Oberhang (Abbildung 20). Schwächere Baumindividuen mit geringeren Brusthöhendurchmesser besitzen in beiden Beständen etwa die gleiche Kronenschirmflächen. Die Bäume auf dem Mittelhang weisen die größten Kronenschirmflächen im Verhältnis zu Ihrem BHD auf. Während der Durchforstung im Jahr 1997 wurden hier Baumindividuen mit gut entwickelten Kronenformen gefördert.

Die Kronen mittelstarker Buchen sind nicht nur in Ihrer horizontalen Ausdehnung auf dem oberen Nordosthang geringer, auch die Kronenlänge ist bei diesen Buchen kürzer als auf dem Südwesthang (Abbildung 21).

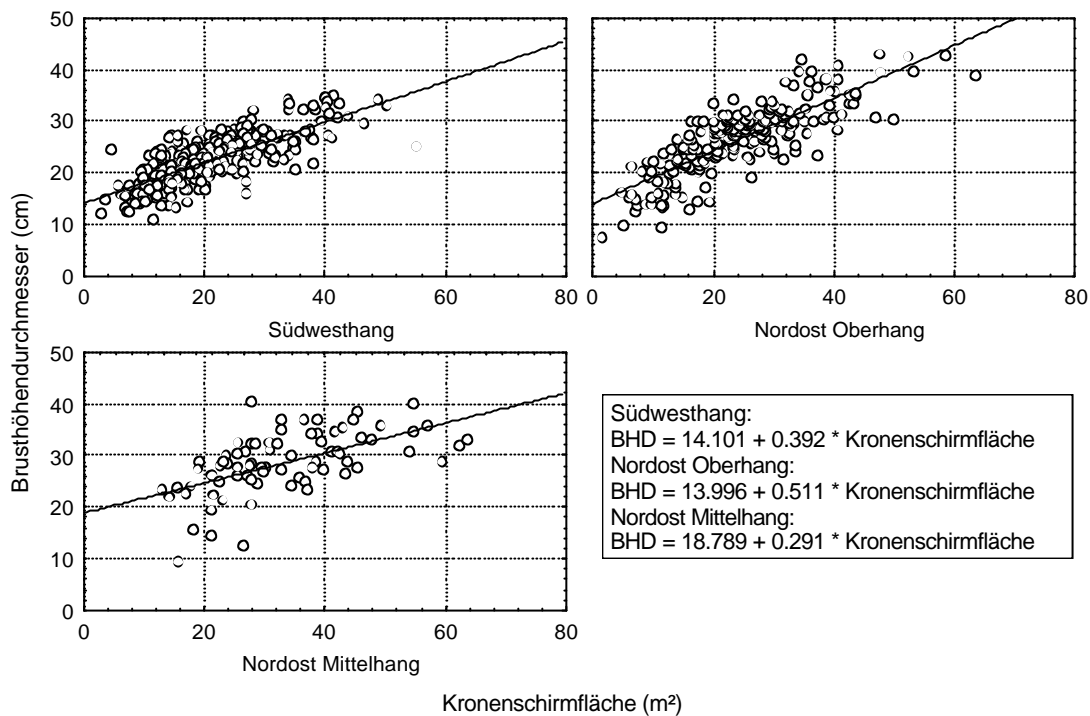


Abbildung 20: Zusammenhang der Kronenschirmflächen (m²; x-Achse) und dem Brusthöhendurchmesser (cm; y-Achse) für den Bestand des SFB 433 auf dem Südwesthang und den nordostexponierten SFB 433 Beständen des Ober- bzw. Mittelhanges. Der rechnerische Ausgleich erfolgte linear. Alle drei Zusammenhänge sind signifikant (p = 0.01).

Da ein Teil der Buchen auf dem Nordosthang deutlich größere Brusthöhendurchmesser aufweist, finden sich auf dem Nordosthang die größten Kronendurchmesser und Kronenlängen. Während auf dem Südwesthang die Buchen einheitlich beim Vergleich einzelner geringer und mittlerer BHD Klassen besser entwickelte Kronen haben, weisen die Buchen des Bestandes auf dem Nordosthang sehr unterschiedliche Kronen auf. Bäume mit geringerem BHD haben hier schlechtere Kronenparameter. Die stärksten Bestandesindividuen besitzen hingegen sehr gut ausgebildete Kronen.

Die unterschiedlichen Kronendimensionen auf den beiden Hängen resultieren möglicherweise von unterschiedlichen Durchforstungen. Da auf dem Südwesthang die Durchmesserspreitung geringer war, wurden keine besonders starken und vorherrschenden Buchen gefördert, während auf dem Nordosthang starke und gut gewachsene Buchen gezielt gefördert wurden und eine Füllbestand belassen wurde.

Auf dem Mittelhang des Nordosthanges fehlen Daten über die Kronenlängen der schwächeren Bestandesmitglieder. Die stärkeren Buchen haben ähnliche Kronenlängen wie auf dem Oberhang.

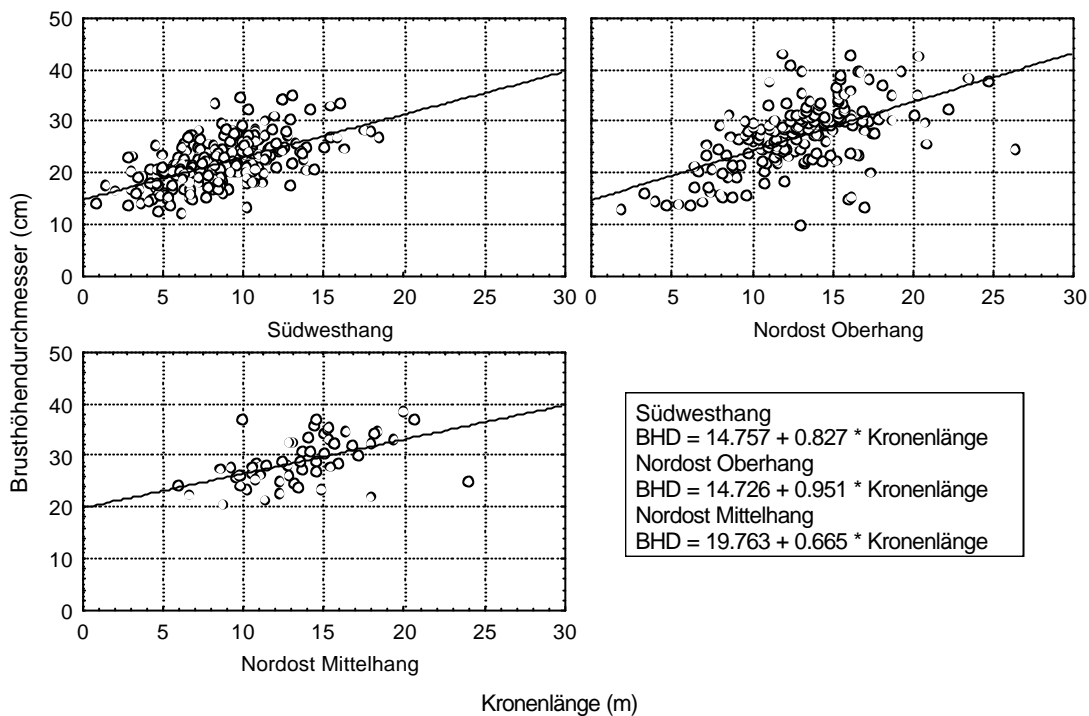


Abbildung 21: Kronenlängen (x-Achse) und der entsprechende Brusthöhendurchmesser (y-Achse) des Südwesthanges, des Ober- und Mittelhanges des nordostexponierten Bestandes. Der rechnerische Ausgleich erfolgte linear. Die Zusammenhänge für alle drei Bestände sind signifikant (Niveau $p = 0.01$). Für den nordostexponierten Mittelhang lagen keine Kronenlängen der wenigen schwächeren Buchen vor.

Fazit:

Die Unterschiede in der Bestandesgeschichte münden in unterschiedliche strukturelle Ausgangsbedingungen. Die Kalkbuchenbestände des SFB 433 weisen unterschiedliche Stammzahlen, Grundflächen und Kronenkennwerte auf. Durch die experimentellen Eingriffe wurden in den Parzellen des schwachen und starken Schirmhiebes die Strukturen angepaßt (Vergleiche Kapitel 5.2). Die unterschiedlichen strukturellen Bedingungen und Ausgangsbedingungen legen im Folgenden eine Analyse einzelner getrennter Datensätze nah.

5.1.2 Überschirmung und Lichtverhältnisse

Die für die beiden untersuchten Kalkbuchenbestände des Sonderforschungsbereiches erstellten Lichtkarten zeigen, daß bereits vor den experimentellen Eingriffen die Lichtverhältnisse innerhalb der untersuchten Bestände variierten (Karten der Lichtverhältnisse im Anhang). Dichtere Bestandespartien wie auch lichtere Bereiche wechseln einander ab. Zwischen den einzelnen intensiv untersuchten Beständen herrschte kaum ein Unterschied in den Lichtverhältnissen bei ei-

nem einheitlichen Blattflächenindexes für die beiden untersuchten Bestände. Flächenbezogen herrschten auf dem Südwesthang niedrigere Lichtwerte als auf dem Nordosthang vor (Abbildung 22). Die relativen Lichtwerte an den Außenbereichen der Parzellen sind auf dem Südwesthang geringer und der prozentuale Flächenanteil dieser Lichtwerte damit geringer als auf dem Nordosthang.

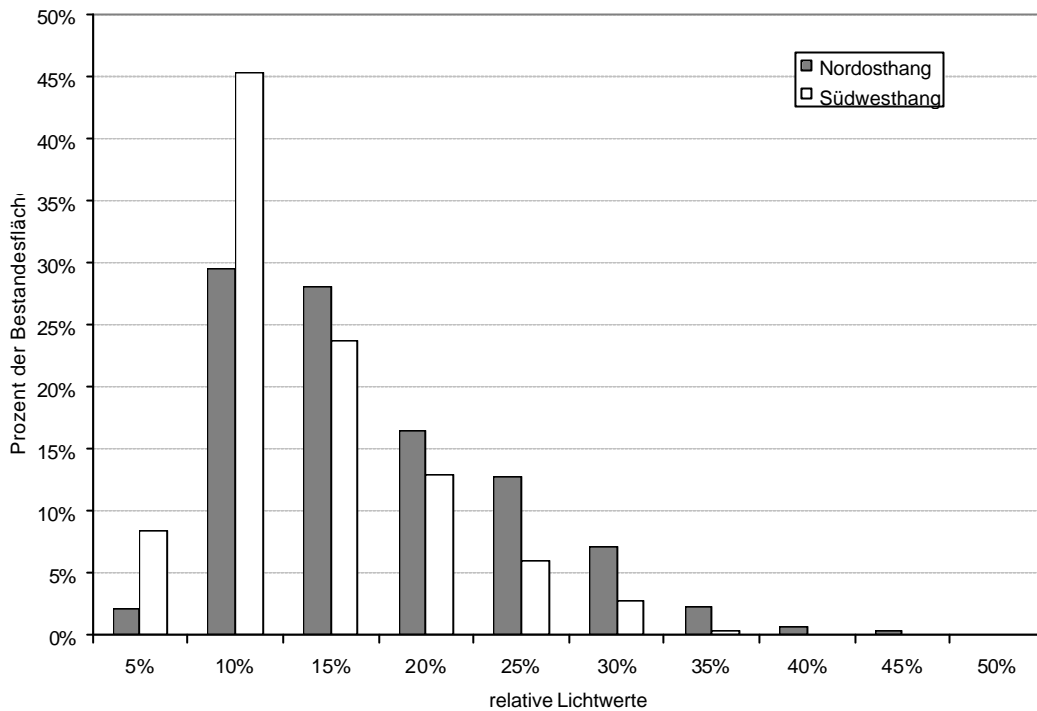


Abbildung 22: prozentuale Flächenanteile der modellierten relativen Lichtwerte (5% Klassen) in den beiden Kalkbuchenbeständen des Sonderforschungsbereiches 433.

Der Bestand auf dem Südwesthang wies im nordöstlichen und südwestlichen Bereich besonders niedrige Lichtverhältnisse unter 5% auf. Erkennbar sind auch drei der ehemaligen Rückegassen aus der Durchforstung im Jahr 1995, die entlang der Falllinie verlaufen. Der mittlere Teil des Bestandes ist weniger dicht und die Lichtwerte sind hier mit über 10% des Freilandlichtes höher.

Auf dem Nordosthang fanden sich niedrige Lichtverhältnisse unter 10% im südöstlichen Bereich des Oberhanges. Hohe relative Lichtwerte mit Werten über 25% im oberen Randbereich des Bestandes deuten auf ein stärker aufgelockertes Kronendach in diesem Bereich hin.

Der mittlere Hangbereich des nordostexponierten Kalkbuchenwaldes wies ähnliche Lichtwerte wie der Oberhang auf. Die Lichtverhältnisse waren im Zentrum der Fläche mit unter 10% des Freilandlichtes niedrig und ausgeglichener als am Oberhang. Lediglich an den Rändern fanden sich durch das Angrenzen an einen Forstweg hohe relative Lichtwerte von über 35%. Vor der

Durchforstung im Jahre 1997 muß dieser Teil des Nordosthanges einen starken Dichtstand aufgewiesen haben.

Fazit

Die dominierenden Lichtverhältnisse der untersuchten Kalkbuchenwälder des Sonderforschungsbereiches 433 am Nordosthang und dem Südwesthang des Krähenbachtals sind trotz unterschiedlicher Bestandesdaten vergleichbar. Innerhalb der Bestände treten aber Bereiche auf, die deutlich niedrigere oder höhere Lichtwerte vor den experimentellen Durchforstungen aufweisen.

5.1.3 Vegetation

Die erstmalige detaillierte Aufnahme der an den gegenüberliegenden Hängen des Krähenbachtals liegenden Kalkbuchenbestände des SFB 433 mit Hilfe von Dauerflächen im Jahre 1999 diente als Grundlage für eine Sukzessionsstudie über drei Jahre hinweg. In einem ersten Schritt wurden die Aufnahmen des Jahres 1999 analysiert, um standörtlich und bestandesgeschichtlich bedingte Unterschiede in der Krautschicht zwischen und innerhalb der Kalkbuchenbestände des SFB 433 vor den experimentellen Eingriffen aufzuzeigen²².

5.1.3.1 Feingliederung des Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 auf dem Nordosthang

Die Clusteranalyse der Aufnahmen des Jahres 1999 des Waldgersten-Buchenwaldes des Untersuchungsbestandes des SFB 433 auf dem Nordosthang lieferte fünf Aufnahmegruppen, die anhand ihrer floristischen Ähnlichkeit getrennt werden konnten (Abbildung 23 und Vegetationstabelle 2 im Anhang). Die Ausbildungen zeigen ein räumliches Muster, daß mit unterschiedlichen standörtlichen Situationen und Ausgangsvoraussetzungen erklärt werden kann und nicht mit den Eingriffen des Jahres 1999 zusammenhängt (Abbildung 24).

²² Aus projekttechnischen Gründen konnten keine detaillierten vegetationskundlichen Aufnahmen vor den experimentellen Eingriffen des späten Winter/ Frühjahr 1999 aufgenommen werden. Durch die sehr kurzfristige Zeitspanne zwischen Eingriff und Aufnahme der Vegetation kann davon jedoch ausgegangen werden, daß floristische Unterschiede eher standörtlich bedingt und im ersten Jahr nicht durch die experimentellen Eingriffe hervorgerufen sind (PALMER ET AL 2000).

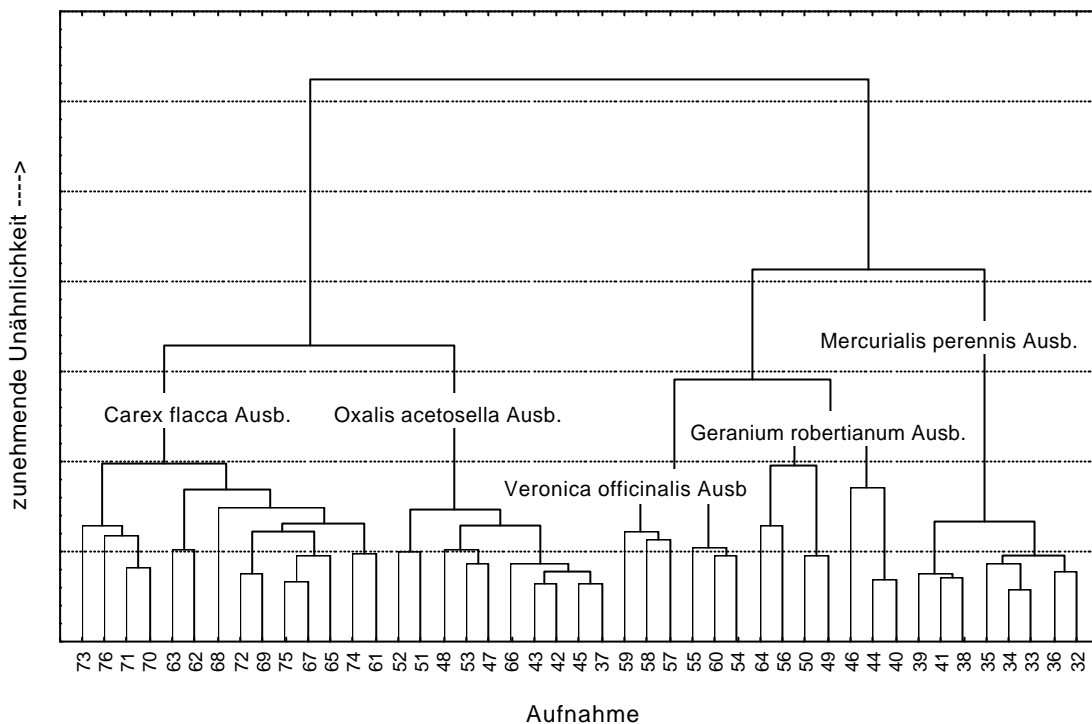


Abbildung 23: Dendrogramm der Aufnahmen des Jahres 1999 des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Nordosthang des Krähenbachtals anhand der Floristik.

Am Mittelhang findet sich die *Carex flacca*-Ausbildung. *Viola hirta* und *Cephalanthera rubra* treten nur schwachdeckend aber stet auf. *Ulmus glabra* und *Euphorbia amygdaloides* sind genauso wie *Taraxacum officinale* und *Prunus avium* in diesem Bereich höchstet in den Aufnahmen vertreten. Die Ausbildung weist einige Arten auf, die in dem Kalkbuchenwald des SFB 433 am Südwesthang ihren Schwerpunkt haben. Die mittlere Hangpartie ist mit teilweise über 30 Grad Hangneigung im Vergleich zum Oberhang steiler und die Böden flachgründiger. Bestandesgeschichtlich wies dieser Teil des Nordosthanges bereits vor den experimentellen Eingriffen eine Durchforstung im Jahr 1997 auf und war damit „gestörter“ als die am Oberhang liegenden Bestandesbereiche.

Der Oberhang lässt sich in weitere Ausbildungen unterteilen, die ein räumliches und standörtliches Muster nachzeichnen. Im nordwestlichen Teil des Hanges, der geringe Stammzahlen aufweist (Abbildung 25), werden die Aufnahmen durch das starke Hervortreten von *Mercurialis perennis* charakterisiert. Diese Ausbildung ist weiterhin durch Eschenverjüngung in der Krautschicht geprägt. *Vicia sylvatica*, *Sambucus racemosa* und vereinzelt *Geranium robertianum* weisen auf eine gute Nährstoffversorgung in diesem Bereich des Hanges hin.

Im obersten abflachenden Hangbereich des Waldgersten-Buchenwaldes des Untersuchungsbestandes des SFB 433 am Nordosthang findet sich die *Geranium robertianum*-Ausbildung. *Lonicera xylosteum* und die auf Steinen siedelnden Moose *Ctenidium molluscum* und *Schistidium apocarpum* treten verstärkt hervor. In diesen Aufnahmen findet sich auch *Galium aparine*, das ebenfalls auf eine gute Nährstoff- und Wasserversorgung hinweist. *Oxalis acetosella* bildet in einigen Aufnahmen eine niedere zweite Krautschicht unter den hochwüchsigeren krautigen Arten und der Gehölzverjüngung. Das Kronendach ist in diesem Bereich des Bestandes aufgelockert, die Lichtwerte recht hoch. Die Hangneigung ist mit mittleren 24 Grad gering. Die Aufnahmen mit *Oxalis acetosella* stehen räumlich nahe zur nächsten Ausbildung, die sich weiter unterhalb am Oberhang findet (Abbildung 24). Die Lichtverhältnisse sind in diesem Bereich niedriger und die Neigung nimmt zu.

Den Hang hinunter findet sich anschließend im inneren Bereich des Nordosthanges die *Oxalis acetosella*-Ausbildung. *Oxalis acetosella* ist hier hochstet und mit hohen Deckungswerten als zweite niedrige Krautschicht vertreten und deutet als Moderhumuszeiger auf eine gehemmtere Streuzersetzung hin (OBERDORFER 1994). Die Verjüngung von *Fraxinus excelsior* und *Fagus sylvatica* ist hier mit am Besten entwickelt. *Ulmus glabra* als weitere sich verjüngende Baumart kommt hier für den Oberhangbereich des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 hochstet vor. *Euphorbia amygdaloides* findet sich hier ähnlich stet wie in den Aufnahmen des Mittelhanges. Störzeiger sind außer *Ajuga reptans* eher gering vertreten. *Lilium martagon* und *Dryopteris filix-mas* sind hier wie in der *Mercurialis perennis*-Ausbildung stet vertreten.

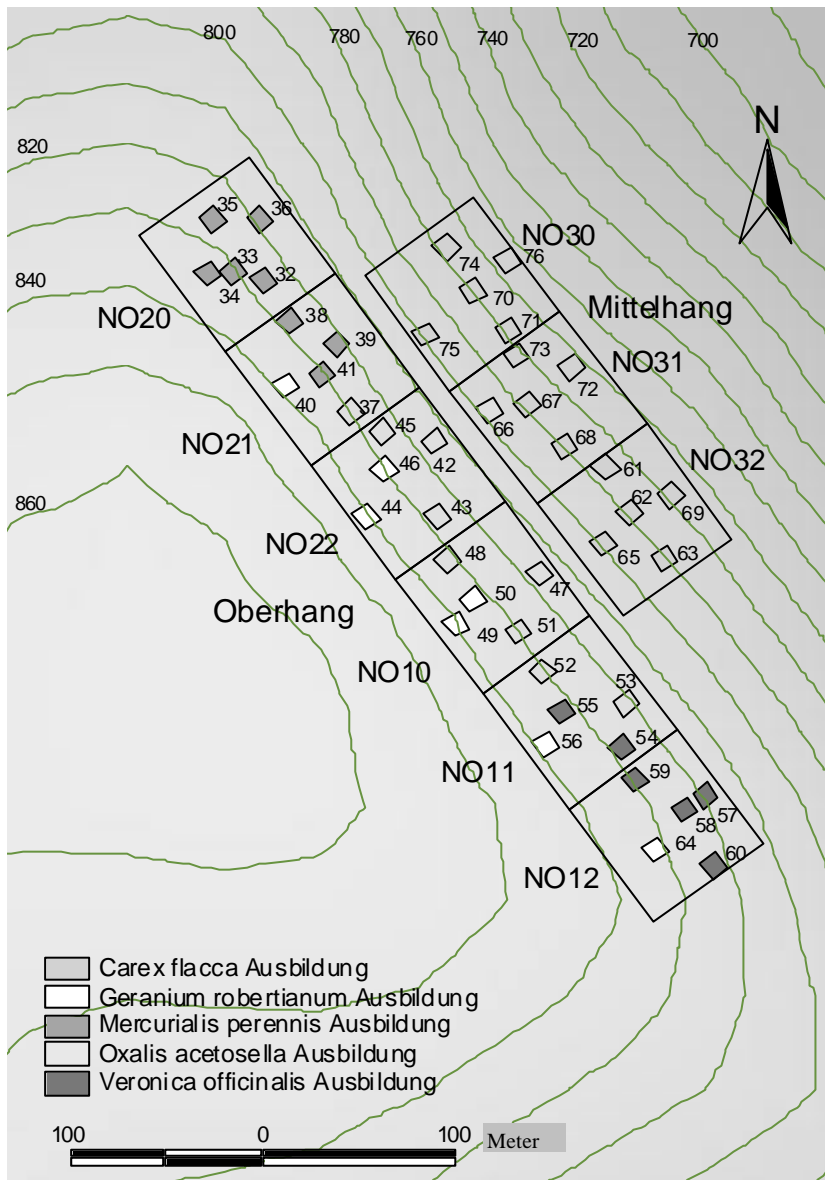


Abbildung 24: Verteilung der Aufnahmen und deren Zugehörigkeit zu den einzelnen Ausbildungen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Nordosthang.

Der südöstliche Teil des oberen Hanges wird von der *Veronica officinalis*-Ausbildung eingenommen. Die Krautschicht ist schwächer entwickelt als in den anderen Ausbildungen. Der sonst überall auf dem Nordosthang vertretene Türkenbund (*Lilium martagon*) fehlt in diesem Bestandeteil. Die Stein- und Bodenmoose *Ctenidium molluscum* und *Bryum capillare* treten stet auf. *Ajuga reptans* und *Hypericum perforatum* sind nur schwach deckend vorhanden. Der Oberhang wies in diesem Bereich eine höhere Stammzahl im Ausgangsbestand auf (Abbildung 25). Die Lichtverhältnisse vor den experimentellen Eingriffen waren hier sehr niedrig. Die reduzierte Dek-

kung der Krautschicht und die schwächere Verjüngung in diesem Teil des Oberhanges sind das Ergebnis dieses Dichtstandes und der damit verbundenen niedrigen Lichtverhältnisse.

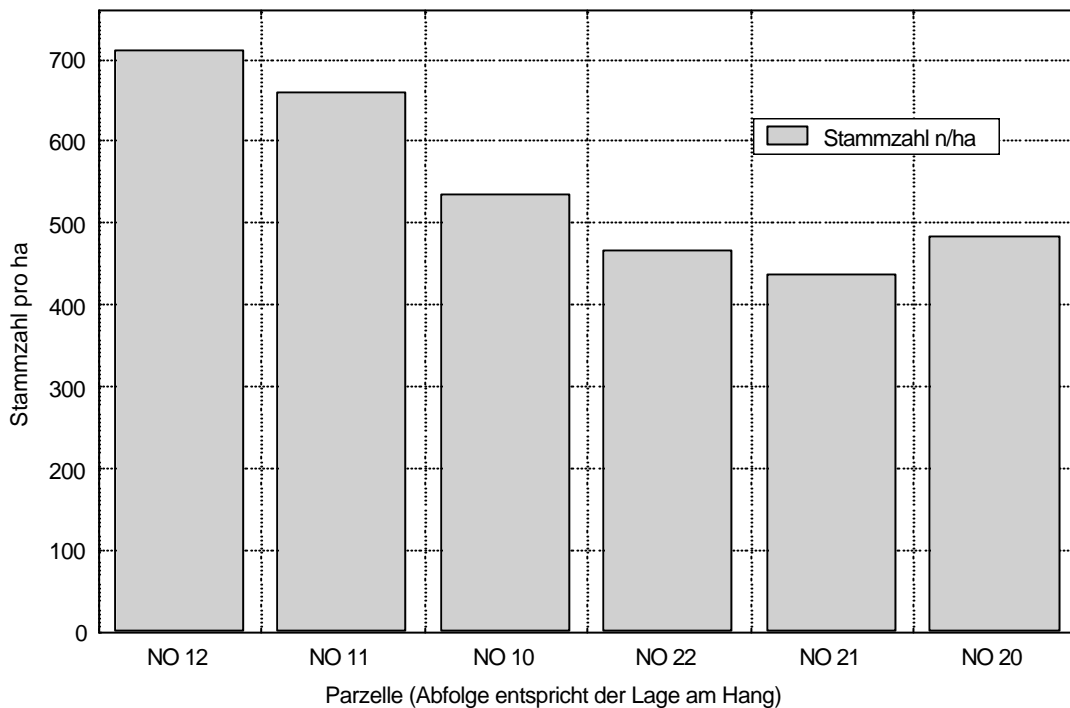


Abbildung 25: Stammzahlen pro ha der Parzellen des Oberhanges des Kalkbuchenwaldes des SFB 433 auf dem Nordosthang vor den experimentellen Eingriffen.

5.1.3.2 Feingliederung des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang

Die Clusteranalyse der Aufnahmen des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 ergibt drei Aufnahmegruppen (Abbildung 26, Vegetationstabelle 3 im Anhang), die ein räumliches und standortbedingtes Muster zeigen (Abbildung 27). Im Norden des Südwesthanges finden sich die Aufnahmen der *Mercurialis perennis*-Ausbildung des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433. *Mercurialis perennis* erreicht hier höhere Deckungen, während es in den übrigen Aufnahmen nur schwach vertreten ist. Die Ausbildung ist im Vergleich eher artenarm, was durch einen hohen Kronenschluß, einer hohen Stammzahl und schlechteren Lichtverhältnissen vor den experimentellen Eingriffen erklärbar ist. *Tortella tortuosa* und *Bryum capillare* kommen stet, aber nur gering deckend, in den Aufnahmen vor. Sie besiedeln die Baumschürzen oder freiliegende Steine.

Die *Sorbus aucuparia*-Ausbildung des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 am Südwesthang liegt im Mittelteil des Hanges und wird durch die Arten *Sorbus aucuparia*, *Euphorbia amygdaloides*, *Viola reichenbachiana* und *Carex flacca* differenziert. Die Aufnahmen weisen

einzelne Kirschen auf, die bereits in die Strauchschicht hineingewachsen sind. *Lilium martagon* und *Bromus ramosus* haben hier einen Schwerpunkt. *Anemone nemorosa* erreicht relativ hohe Deckungen.

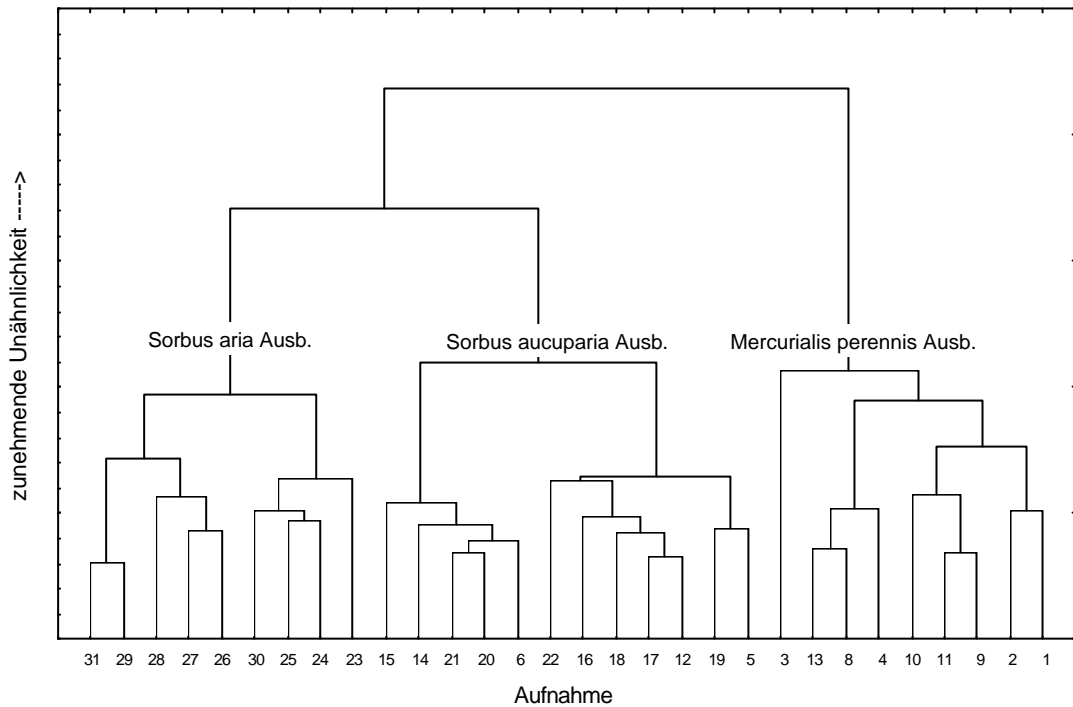


Abbildung 26: Dendrogramm der Aufnahmen des Jahres 1999 des Seggen-Buchenwaldes des Südwesthanges des SFB 433 anhand der Floristik.

In einigen Aufnahmen, die im Zentrum des Südwesthanges liegen, treten vereinzelt *Ulmus glabra*, *Brachypodium sylvaticum* und *Carex sylvatica* auf. Diese Arten lassen auf eine frischere Situation in diesem Bereich schließen.

Am südlichen Ende des Kalkbuchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang liegen die Aufnahmen der *Sorbus aria*-Ausbildung. Arten wie *Euphorbia cypariassis*, *Carex ornithopoda* und *Hippocrepis comosa* trennen diese Ausbildung von den übrigen Aufnahmen der Kernfläche ab. Teilweise reicht die Mehlbeere bereits in die Strauchschicht. Dabei handelt es sich hauptsächlich um Stockausschläge. Auf freien Mineralbodenflächen und auf freiliegenden Steinen finden sich wieder *Tortella tortuosa* und *Bryum capillare*. Die relativen Lichtwerte waren in diesem Bereich des Südwesthanges in vielen Bereichen mit unter 5% der Freiflächenverhältnisse sehr gering, obwohl die Stammzahlen und die Grundfläche keine großen Unterschiede zu den anderen Bestandesbereichen aufwies.

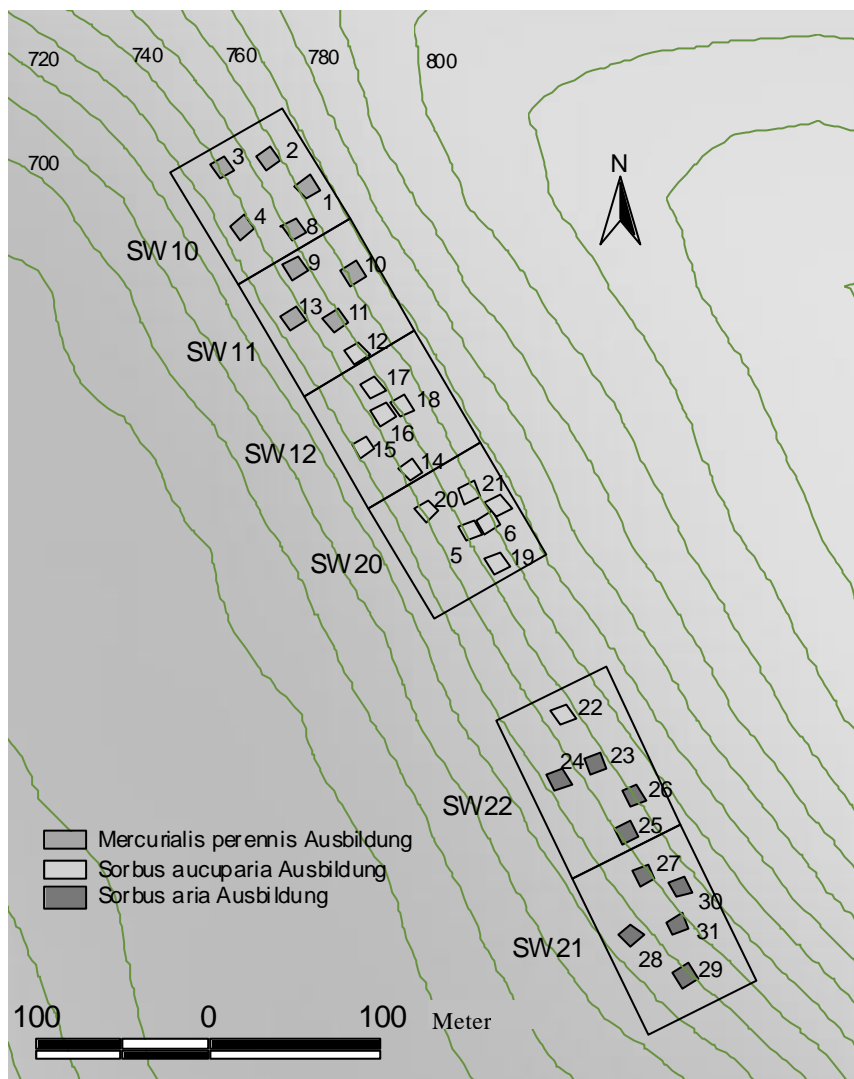


Abbildung 27: Verteilung der Aufnahmen und deren Zugehörigkeit zu den einzelnen Ausbildungen des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang des Krähenbachtals.

5.1.3.3 Fazit und Zusammenfassung

Die Ergebnisse der detaillierten Untersuchung der beiden Kalkbuchenwälder des SFB 433 zeigen Unterschiede zwischen und innerhalb der beiden Bestände. Der Kalkbuchenwald am nordostexponierten Hang des Krähenbachtals ist ein Hordelymo Fagetum in der Gebietsausbildung mit *Euphorbia amygdaloides*. Der Kalkbuchenwald am südwestexponierten Hang kann floristisch als ein Carici-Fagetum charakterisiert werden, das durch vorangegangene starke Durchforstungen verstärkt Störzeiger aufweist.

Innerhalb der Flächen fanden sich unterschiedliche standörtliche Ausbildungen, die einem räumlichen Muster folgten. Das Verteilungsmuster ist zum Teil durch die unterschiedliche Hangsituation innerhalb der Kernflächen (Ober- und Mittelhang) bedingt. Die Veränderung der Vegetation hangparallel liegt eventuell in einer Veränderung der Bodenbedingungen, aber auch in der unterschiedlichen Nutzungsgeschichte in verschiedenen Bereichen der Hänge. Die Unterschiede innerhalb der Kernflächen sind kaum auf die bereits Anfang des Jahres 1999 durchgeführten experimentellen Durchforstungen zurückzuführen.

Die möglichen Konsequenzen einer graduellen Veränderung der Ausgangssituation innerhalb der Kernflächen müssen bei der Betrachtung der Ergebnisse aus der Analyse der experimentellen Durchforstungsmaßnahmen in den einzelnen Parzellen berücksichtigt werden.

5.2 Experimentelle Durchforstungen

In den Beständen wurden Anfang 1999 experimentelle Eingriffe zur Simulation von Schirmhieben durchgeführt. Die Form der Eingriffe orientiert sich an der gegenwärtigen Praxis von Durchforstungsmaßnahmen in Buchenwäldern (BURSCHEL & HUSS 1997). In beiden Beständen wurde in verschiedenen Parzellen (Größe 0.5 ha bzw. zweimalig 0.7 ha) jeweils die Grundfläche auf 10 m² (starker Schirmhieb) bzw. auf 15 m² (schwacher Schirmhieb) pro Hektar gesenkt. Bei den starken Schirmhieben wurden hierfür mehr als 50% der vorhandenen Grundfläche entnommen. Bei den schwachen Schirmhieben schwankte die anteilige Grundflächenentnahme zwischen 50 und 20 Prozent. Die Eingriffe repräsentieren damit den oberen Bereich von in der Praxis üblichen Durchforstungsintensitäten. Nichtbehandelte Parzellen dienten als Referenzflächen (Abbildung 28).

Die durchgeführten Schirmhiebe haben den Charakter von starken bis sehr starken Niederdurchforstungen. Abbildung 29 zeigt beispielhaft anhand der Daten des schwachen Schirmhiebes in den Parzellen des Nordosthanges die präferentielle Entnahme von Baumindividuen mit geringerem BHD (weitere Diagramme im Anhang). Um die gewünschte Grundflächenabsenkung zu erreichen, wurden zusätzlich einige Baumindividuen aus dem Herrschenden und Mitherrschenden entnommen.

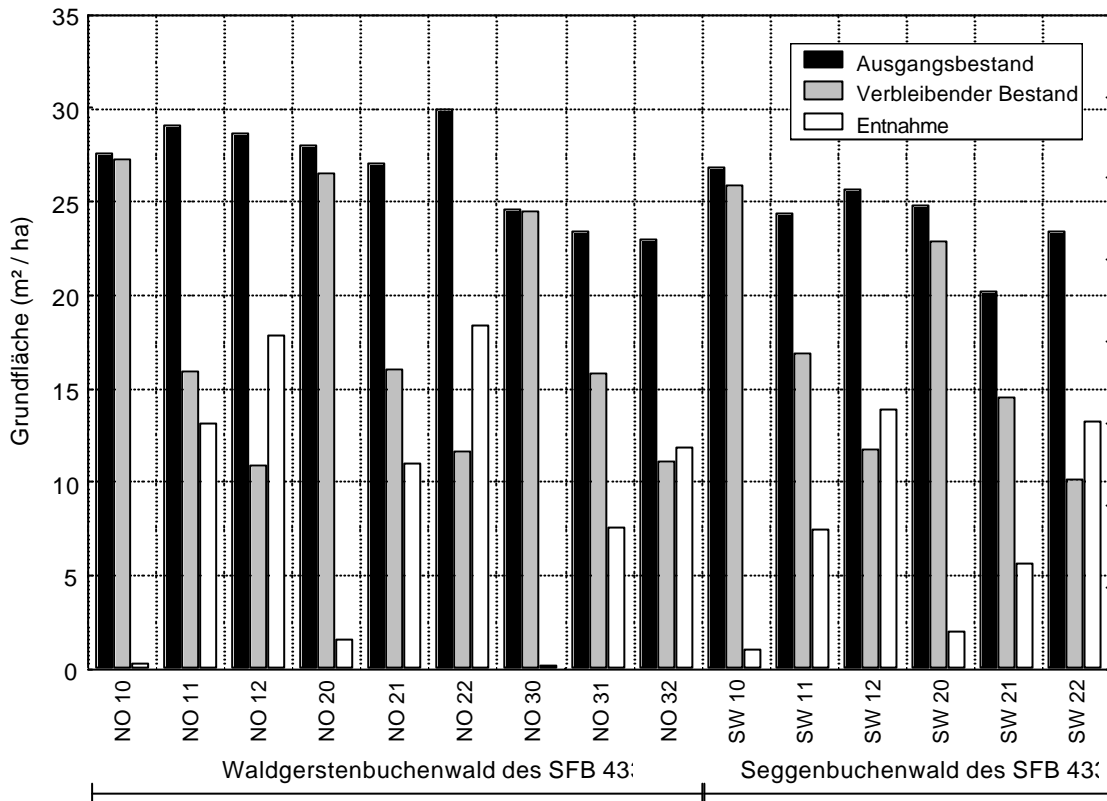


Abbildung 28: Grundfläche des Ausgangsbestandes, die Grundfläche des verbleibenden Bestandes und die Grundflächenabsenkung in den einzelnen Parzellen der beiden Kalkbuchenwälder des SFB 433. Die Abkürzungen beziehen sich auf die entsprechenden Parzellen in den beiden Kalkbuchenbeständen. Die geringen Grundflächenentnahmen in den unbehandelten Kontrollen kommen durch die Entnahme einzelner Fichten zustande.

Die unterschiedlichen Intensitäten der Schirmhiebsmaßnahmen erzeugten verschiedene Lichtverhältnisse in den einzelnen Parzellen. Die ermittelten relativen Lichtwerte zwischen den unterschiedlich starken Schirmhieben schwankten zwischen 5 und 49 Prozent (Abbildung 30). Durch den starken Schirmhieb veränderten sich die Lichtwerte am stärksten. Werte von über 40% des auf den Bestand auftreffenden Lichts erreichen hier den Waldboden. Solche Werte wurden von MOSANDL (1986) in großen Lochhieben ebenfalls gemessen. Im Gegensatz dazu erreichen die Lichtwerte in den unbehandelten Bestandesteilen nur 10%. Die Werte der schwachen Schirmhiebe liegen im Bereich zwischen 20 und 30 %. Eine deutliche Abstufung des Lichtangebotes zwischen den einzelnen Parzellen wurde durch die experimentellen Eingriffe erreicht.

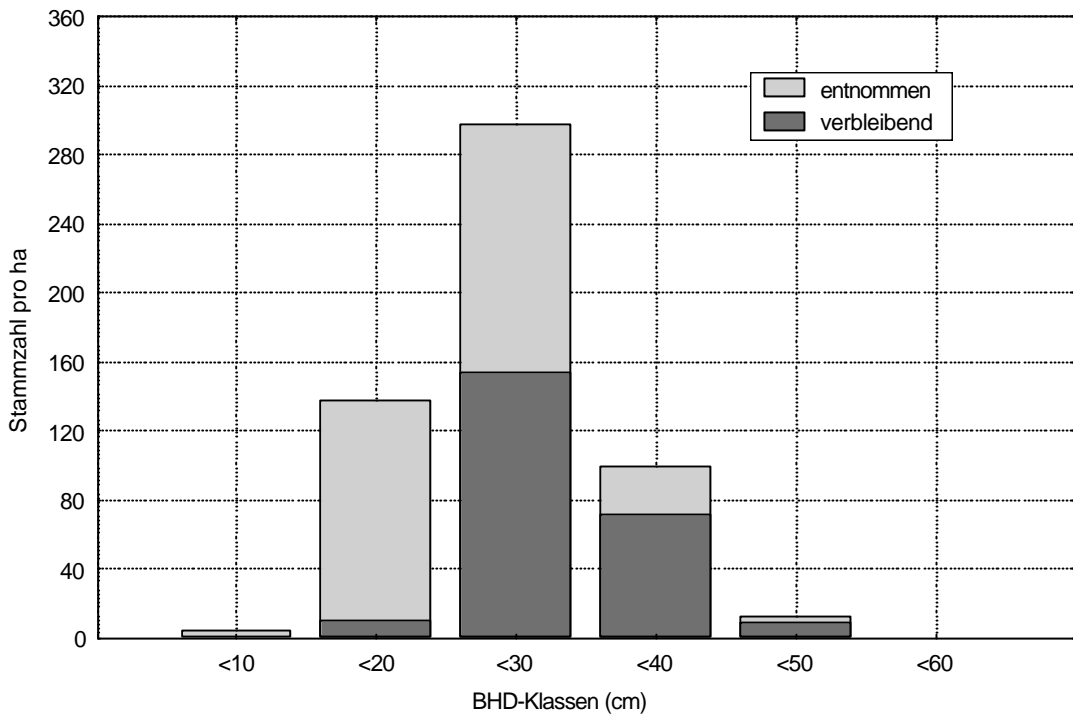


Abbildung 29: Entnahme von Baumindividuen pro BHD-Klasse (in cm) je Hektar durch den schwachen experimentellen Schirmhieb in zwei Parzellen (NO 11 & NO 21) auf dem Oberhang des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433.

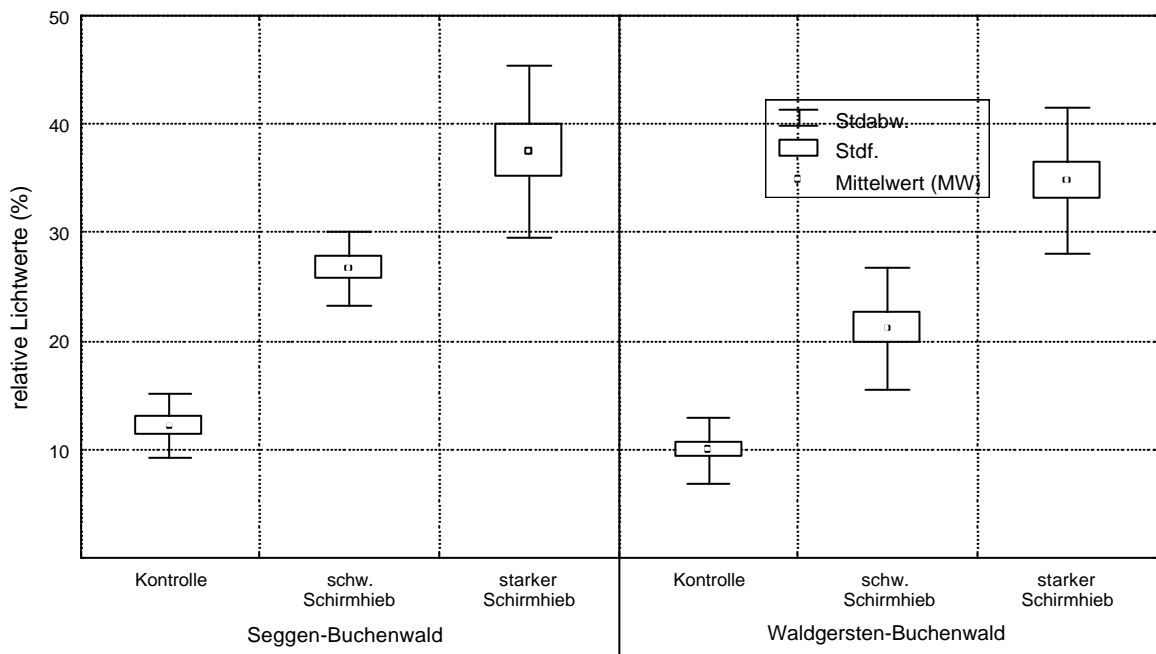


Abbildung 30: Mittlerer prozentualer Anteil des auf den Bestand auftreffenden Lichts innerhalb der Schirmschläge und den unbehandelten Bestandesbereichen der beiden Kernflächen. Die Wiederholungen wurden zusammengefasst.

Geringe Unterschiede bestehen zwischen den beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433 für die einzelnen Schirmschläge und die unbehandelten Bestandesbereiche. Aufgrund ihrer Exposition liegen die Lichtwerte in den Parzellen des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 auf dem Südwesthang generell etwas höher als bei denen des Nordosthanges. Dies ist auf die längere Sonnenscheindauer an dem südostexponierten Hang zurückzuführen.

5.2.1 Fazit der experimentellen Durchforstungen

Die im späten Winter und frühen Frühjahr des Jahres 1999 durchgeführten experimentellen Durchforstungen führten zu einer deutlichen Abnahme an schwächeren Baumindividuen und zu einer deutlichen Auflichtung der Parzellen. Diese Auflichtung ist proportional zur Intensität der Schirmhiebe. Die Lichtverhältnisse wurden verändert und weisen in den starken Schirmschlägen mit 40 % die höchsten Werte auf. Die relativen Lichtwerte in den unbehandelten Parzellen sind mit Werten um 10 % und weniger des Freilandwertes niedrig aber typisch für dichtbestockte Buchenwälder. Durch die unterschiedliche Exposition sind die Lichtwerte auf dem Südwesthang etwas höher als auf dem Nordosthang.

5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwäldern

Die durch die experimentellen Durchforstungen in den beiden lokalklimatisch unterschiedlichen Kalkbuchenbeständen des SFB 433 hervorgerufenen Vegetationsveränderungen wurden über drei Jahre hinweg verfolgt. Aufgrund unterschiedlicher Ausgangsbedingungen wurden die gesammelten Daten getrennt für die beiden Kalkbuchenwälder analysiert. Der Waldgersten-Buchenwald auf dem Nordosthang wurde zusätzlich in Ober- und Mittelhang unterteilt da sich die beiden Hangpartien deutlich in ihrer Nutzungsgeschichte unterscheiden. Anschließend werden die Ergebnisse verglichen.

5.3.1 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Waldgersten-Buchenwaldes am Oberhang

Die Auswirkungen der experimentellen Schirmhiebe auf die Bodenvegetation wurden zuerst durch eine indirekte Gradientenanalyse des Datensatzes der Jahre 1999 bis 2001 mit Hilfe einer Hauptkomponentenanalyse untersucht. Über die Jahre hinweg zeigt sich eine gerichtete Verschiebung der Aufnahmen parallel zur ersten Ordinationsachse (x-Achse; Abbildung 31). Die Veränderungen in der Floristik zwischen den Jahren sind in den Parzellen mit starkem Schirmhieb

am größten. Im ersten Jahr sind die Veränderungen hier besonders deutlich. Die Veränderungen in der Vegetation der Parzellen mit schwachem Schirmhieb sind weniger stark. Die Aufnahmen in den unbehandelten Parzellen zeigen nur sehr geringe Veränderungen während des untersuchten Zeitraums von drei Jahren.

Die weite Spreitung entlang der zweiten Ordinationsachse (y-Achse) weist auf Unterschiede in den Aufnahmen hin, die nicht durch die experimentellen Schirmhiebe bedingt, sondern standörtlich und bestandesgeschichtlich erklärbar sind. Aufnahmen der unbehandelten wie auch der schwachen und starken Schirmhiebe zeigen entlang der y-Achse keine eindeutige Trennung. Die Verteilung der Aufnahmen des Jahres 1999 entlang der y-Achse entspricht der Zuordnung zu den Ausbildungen entlang des Hanges (vergleiche Kapitel 5.1.3.1). Die beiden ersten Achsen beschreiben dabei knapp 30 % der floristischen Varianz im Datensatz. Die erste Achse zeigt mit 17 % anteilig etwas mehr an der floristischen Varianz als die zweite nachgeordnete Achse (etwa 13 %).

Die alleinig durch die experimentellen Schirmhiebe induzierten Veränderungen in der Artenzusammensetzung über die drei Jahre werden mit Hilfe einer Hauptreaktionskurve dargestellt (Abbildung 32). Der dargestellte Anteil der Gesamtvarianz beträgt zehn Prozent. Anders ausgedrückt lassen sich zehn Prozent der floristischen Veränderungen auf die experimentellen Eingriffe über die untersuchten drei Jahre zurückführen. Die unbehandelte Parzelle dient hierbei als Referenzfläche. Während im ersten Jahr die Unterschiede zwischen den unbehandelten Referenzflächen und den Schirmhieben mit einem kanonischen Koeffizienten von unter 0,2 noch gering sind, nehmen die Unterschiede im zweiten Jahr zwischen den verschiedenen behandelten Flächen mit Koeffizienten von über 0,3 für die starken Schirmhiebflächen deutlich zu. Im dritten Jahr fallen die floristischen Veränderungen nur geringfügig geringer aus.

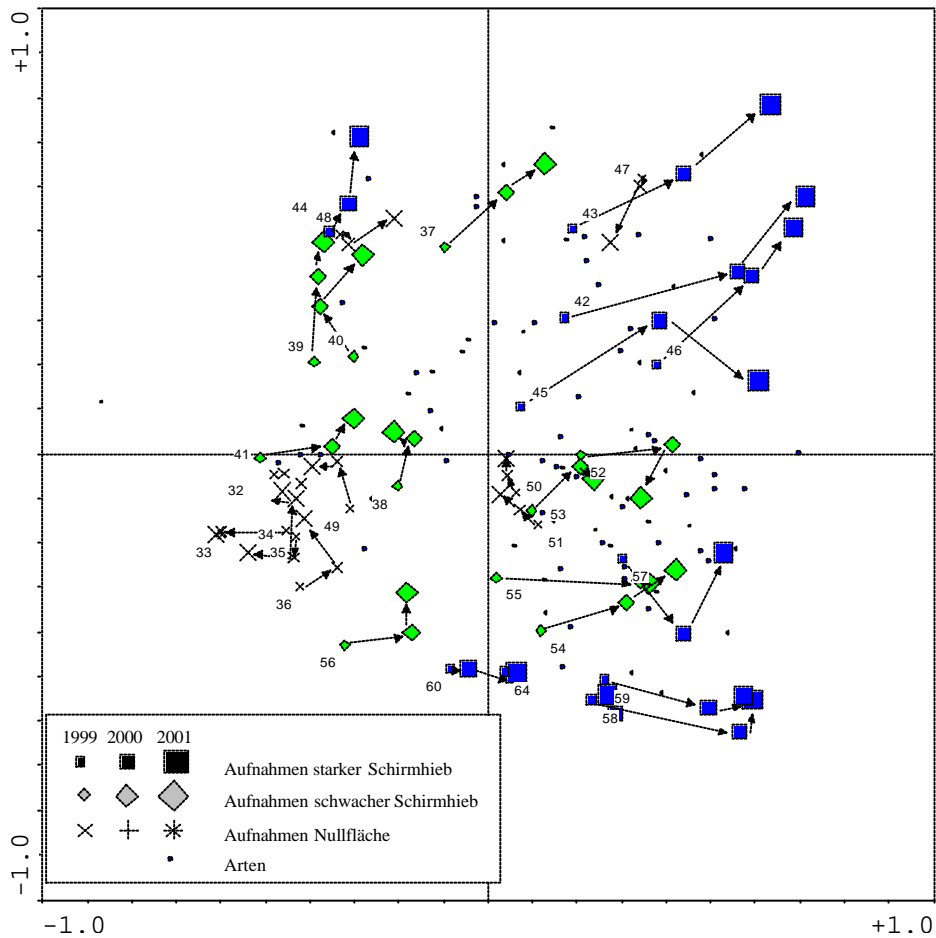


Abbildung 31: Ordinationsdiagramm der vegetationskundlichen Daten des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am nordostexponierten Oberhang (Hauptkomponentenanalyse). Dargestellt sind die Aufnahmen im floristischen Raum und deren Veränderung während des untersuchten Zeitraums.

Die Artenzusammensetzung der Aufnahmen in den Schirmhiebsaufnahmen entfernt sich damit über die drei Jahre mehr und mehr von den Aufnahmen der Referenzflächen und von der Zusammensetzung der gleichen Aufnahmen im Jahre 1999. Die Unterschiede zwischen den Aufnahmen des starken und des schwachen Schirmhiebes nehmen über die Jahre ebenfalls zu. Mit zunehmender Stärke des Eingriffes und der Veränderung des Ressourcenangebotes nimmt somit das Maß der Vegetationsveränderung zu.

In welcher Form sich die Artenzusammensetzung durch die Schirmhiebe innerhalb des Untersuchungszeitraums geändert hat, kann anhand der errechneten Artwerte (rechte Artenskala des Diagramms in Abbildung 32) gezeigt werden. Arten im oberen Bereich der Skala reagierten auf die Schirmhiebe positiv mit einer Zunahme ihrer Deckung oder durch ihr Erscheinen in den Auf-

5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwäldern

nahmen. Arten im unteren Bereich zeigen negatives Verhalten, meist in Form einer Deckungsabnahme.

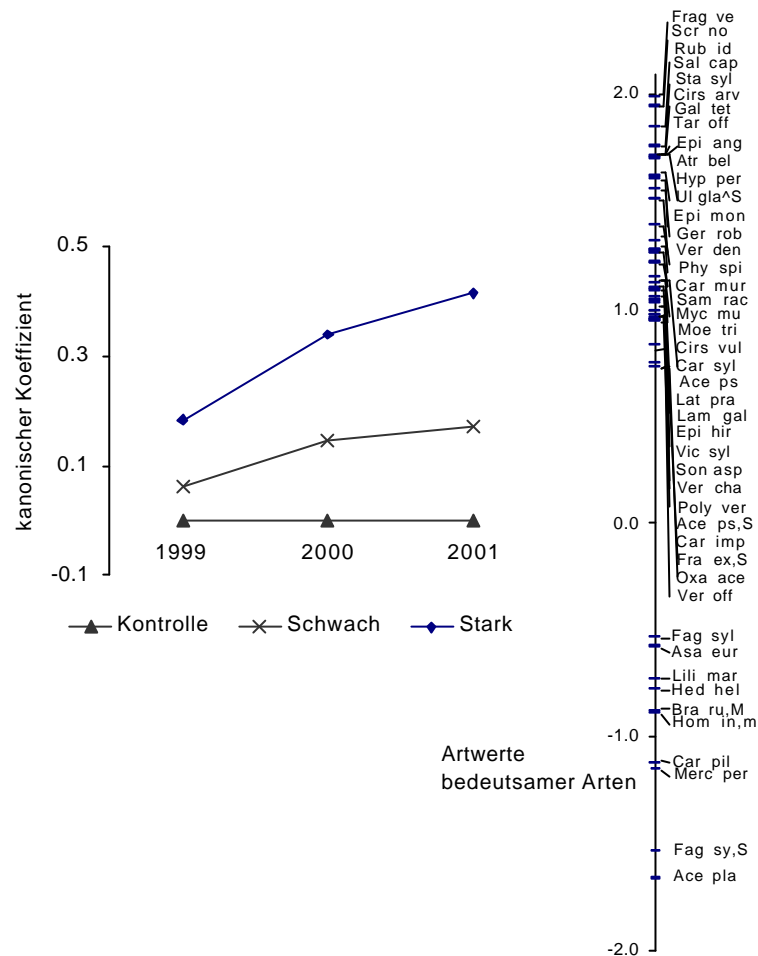


Abbildung 32: Hauptreaktionskurven des Oberhanges des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes und Artwerteskala bedeutsamer Arten (partielle Redundanzanalyse; VAN DEN BRINK & TER BRAAK 1999). Liste der gekürzten Artnamen im Anhang. Arten mit Werten zwischen 0,5 und -0,5 wurden herausgenommen da diese nur eine sehr schwache bzw. keine Reaktion im Zusammenhang mit den Eingriffen zeigen.

Störzeiger der frischeren Standorte, wie *Scropularia nodosa*, *Galeopsis tetrahit* und *Stachys sylvatica*, die auf eine erhöhte Stickstoffumsetzung hinweisen, nehmen in den Schirmhieben zu oder traten neu auf. *Fragaria vesca*, *Cirsium vulgare*, *C. arvense*, *Sonchus asper* und *Epilobium hirsutum* treten erst ab dem zweiten Jahr im aufgelichteten Waldgersten-Buchenwald auf. Die zweijährige *Cardamine impatiens* wurde nur im zweiten Jahr nach der experimentellen Durchforstung auf offenen Bodenflächen gefunden. Im Jahr 1999 treten solche Störzeiger und Schlagarten hervor, die bereits vereinzelt vorhanden oder an die Situation der schwachen Lichtverhältnisse angepasst waren, wie beispielsweise *Vicia sylvatica*, die in den

Nullflächen ebenfalls vertreten waren, aber über die Jahre auf den Schirmhieben deutlich zunahm. Weitere Arten, die auch in den Nullflächen vorkamen, aber in den Schirmhiebsparzellen an Deckung zunahmen, sind *Rubus ideaus* und *Carex muricata* spp. *muricata*. Im zweiten Jahr finden sich auch Arten, die bessere Lichtverhältnisse bevorzugen, so *Epilobium angustifolium* und *Sonchus asper*.

Die Verjüngung von Buche und Spitzahorn wurde in den ersten drei Jahren nicht wesentlich gefördert. Vielmehr war die Verjüngung dieser Baumarten - betrachtet man die Deckungen der Arten - in den unbehandelten Parzellen besser als auf den Schirmschlägen. Bei der Buche läßt sich dies durch das Mastjahr 1999 und die größere Anzahl an Samenbäumen in der unbehandelten Parzelle erklären (HUSS et al 2001). Ähnliches kann auch für den Spitzahorn gelten, hier lagen aber keine exakten Angaben vor. Esche, Bergahorn und Bergulme profitierten dagegen von den Schirmhieben und reagierten mit einer deutlichen Zunahme ihrer Deckung und Wuchshöhe.

5.3.2 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Waldgersten-Buchenwaldes am Mittelhang

Das Ordinationsdiagramm (Abbildung 33) aus der indirekten Analyse der floristischen Daten des Mittelhangs des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 zeigt ebenso wie der Oberhang Veränderungen der Artenzusammensetzung in den Schirmschlägen über den Beobachtungszeitraum hinweg. Auf dem Mittelhang werden ebenfalls etwa 30 % der floristischen Varianz durch die beiden ersten Achsen beschrieben. Die erste Achse beschreibt dabei wiederum etwa 17 %. Die gerichtete Verschiebung der Aufnahmen über den Untersuchungszeitraum verläuft dabei entlang beider Achsen. Die Verteilung der Aufnahmen des Jahres 1999 ist dabei nicht standörtlich durch die Lage am Hang erklärbar. Die Aufnahmen der unbehandelten Bestandesbereiche im Mittelhang unterscheiden sich aber von den meisten Aufnahmen der Schirmhiebe bereits im ersten Jahr. Im Unterschied zum Oberhang verändert sich die Vegetation in Teilen der unbehandelten Bestandesbereiche zwischen dem ersten und dem zweiten Jahr der Untersuchung am größten. Die Vegetation reagiert hier möglicherweise auf die Durchforstung im Winter 1997/98.

Die floristischen Veränderungen nehmen am Mittelhang mit der Durchforstungsintensität stärker zu als auf dem Oberhang. Veränderungen treten aber auch in den unbehandelten Bestandesbereichen auf. Die floristischen Veränderungen sind zwischen dem ersten und dem zweiten Jahr der Untersuchung am größten.

Das Ausmaß der durch die Schirmhiebsmaßnahmen hervorgerufene floristische Veränderung über den Beobachtungszeitraum wird über Hauptreaktionskurven einer partiellen Redundanza-

5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwäldern

nalyse quantifiziert (Abbildung 34). Der durch die Variable Eingriff * Zeit erklärte Anteil an floristischer Variabilität beträgt im Waldgersten-Buchenwald des Mittelhanges 24 Prozent.

Im Jahr 1999 bestanden keine Unterschiede zwischen den Parzellen des schwachen und starken Schirmhiebes. Unterschiede bestanden aber bereits zwischen den behandelten Parzellen und der unbehandelten Parzelle.

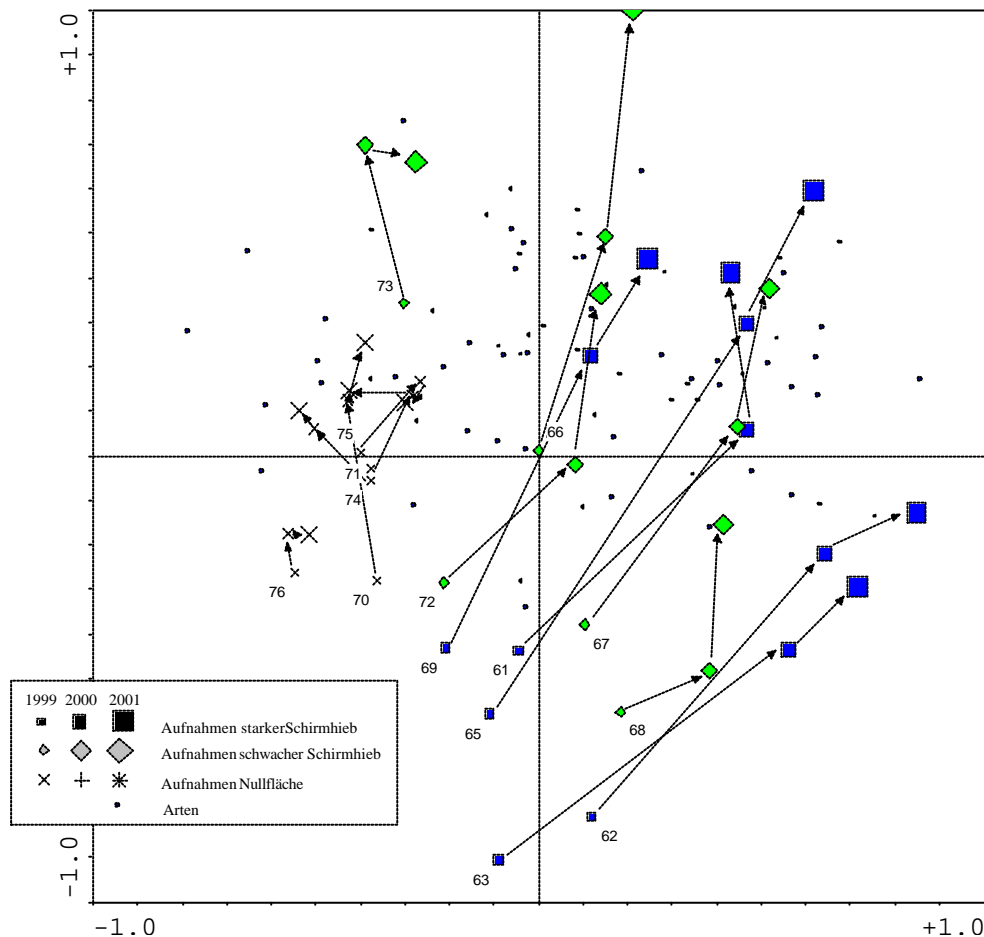


Abbildung 33: Ordinationsdiagramm der Hauptkomponentenanalyse des vegetationskundlichen Datensatzes des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am nordostexponierten Mittelhang.

Im zweiten Jahr zeigen die verschiedenen starken Durchforstungsintensitäten Wirkung und die Vegetation zwischen der schwachen und starken Schirmhiebsparzelle unterscheidet sich. Die Vegetationsveränderungen in dem Bereich des schwachen Schirmhiebs sind im dritten Jahr mit denen des Vorjahres vergleichbar. Die Vegetation im Bereich des starken Schirmhiebs verändert sich dagegen im dritten Jahr noch geringfügig. Hier sind die Unterschiede zum ungestörten Waldgersten-Buchenwald aber am stärksten. Störzeiger und Schlagarten werden durch die Schirmhiebe gefördert, was sich in den negativen Artwerten in Abbildung 34 zeigt. Arten wie *Cirsium*

arvense, *C. vulgare* und *Salix caprea* kommen steter in den Aufnahmen des starken Schirmhiebes vor. *Cardamine impatiens* kommt wie schon auf den Schirmschlägen im Waldgersten-Buchenwald des Oberhanges nur im Jahre 2000 auf den Schirmschlägen im Mittelhang vor.

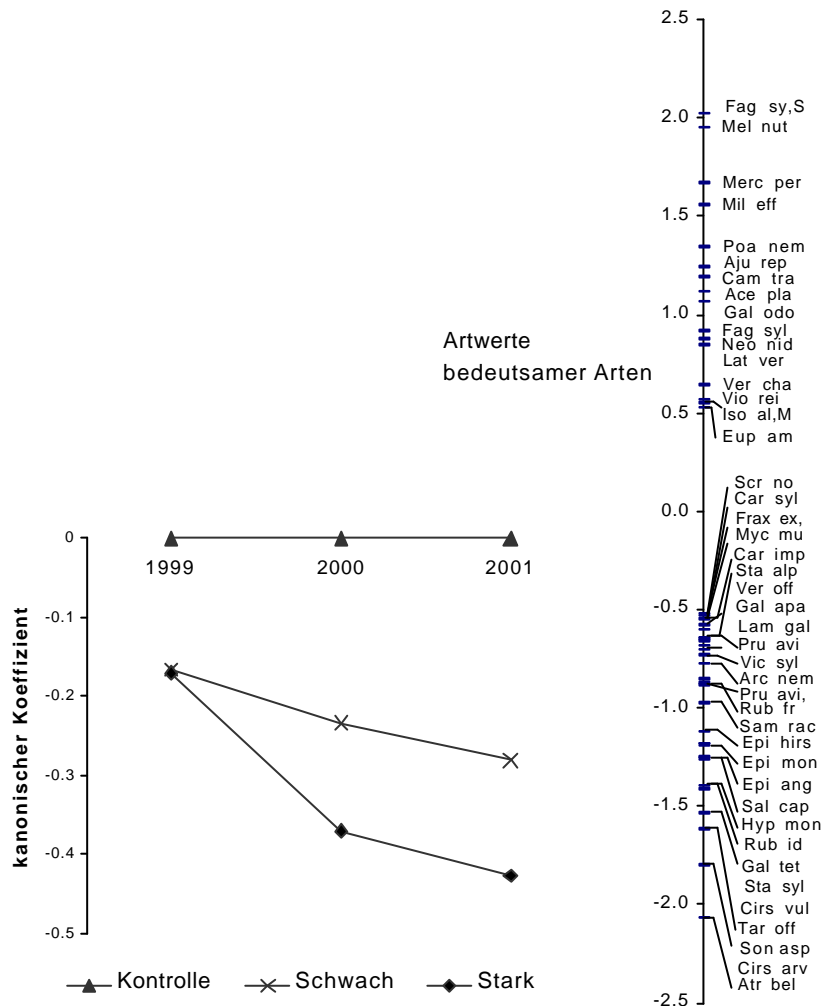


Abbildung 34: Hauptreaktionskurven des Mittelhangs des nordostexponierten Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 und Artwerteskala bedeutsamer Arten (partielle Redundanzanalyse; VAN DEN BRINK & TER BRAAK 1999). Arten mit Werten zwischen 0,5 und -0,5 wurden herausgenommen da diese nur eine sehr schwache bzw. keine Reaktion im Zusammenhang mit den Eingriffen zeigen.

Die Vegetationsentwicklung aufgrund des starken Schirmhiebes wird im zweiten und dritten Jahr durch das Aufkommen von weiteren Schlagarten wie *Galeopsis tetrahit*, *Sonchus asper* und *Epilobium hirsutum* geprägt, die sich nur vereinzelt in den anderen Parzellen des Waldgersten-Buchenwaldes des Mittelhanges finden. Die Parzelle des schwachen Schirmhiebes ist durch das stetere Auftreten von *Vicia sylvatica* und *Rubus fruticosus* gekennzeichnet.

Die Baumartenverjüngung wird durch die experimentellen Durchforstungen im Mittelhang während der ersten drei Jahre nicht wesentlich gefördert. Vielmehr hat sich bereits vorher eine lichte Strauchschicht in allen Bestandesbereichen des Mittelhanges aus Esche und Bergulme entwickelt. In der Krautschicht ist die Baumartenverjüngung aus Esche und Buche in den Parzellen des schwachen Schirmhiebes wie auch in der unbehandelten Parzelle sogar stärker deckend ausgeprägt als auf dem Schirmschlag mit starkem Eingriff. Verjüngung von Spitzahorn kommt stetig in der unbehandelten Parzelle vor. Die Anzahl der vorhandenen Samenbäume, die Samenverbreitung und der Zeitpunkt eines Mastjahres spielt bei der Etablierung und Entwicklung der Baumartenverjüngung eine wichtige Rolle und kann dazu führen, daß in den schwach und nicht experimentell durchforsteten Bestandesbereichen die Baumartenverjüngung höhere Deckungen aufweist.

Die Vegetationsveränderung induziert durch die experimentellen Durchforstungen ist auch im Mittelhang durch Schlagarten geprägt, die bei den günstigeren Lichtbedingungen aber auch durch die gute Wasserversorgung am Nordosthang gute Wuchsbedingungen vorfinden.

5.3.3 Auswirkungen von experimentellen Schirmhieben auf die Vegetation eines Seggen-Buchenwaldes

Während sich die Vegetation in den unbehandelten Parzellen kaum verändert, zeigen die Parzellen des starken wie auch die des schwachen Schirmhiebes über den Untersuchungszeitraum gerichtete Verschiebungen in der Artenzusammensetzung (Abbildung 35). Diese Veränderungen der Artenzusammensetzung über die drei Jahre hinweg verläuft parallel zur x-Achse, die bei der Abbildung 35 zugrundeliegenden Hauptkomponentenanalyse die größte floristische Variabilität (16%) im Datensatz beschreibt (Die beiden ersten Achsen beschreiben etwa 25 % der floristischen Varianz). Die Vegetationsveränderungen sind wie auch im Waldgersten-Buchenwald in den Parzellen mit starkem Schirmhieb am größten. In den Parzellen mit schwachem Schirmhieb sind die Vegetationsveränderungen weniger ausgeprägt. Die unbehandelten Bestandesbereiche zeigen kaum floristische Veränderungen in den drei Jahren.

Die „Spreitung“ der Aufnahmen des Jahres 1999 entlang der zweiten Achse hängt im Seggen-Buchenwald der Kernfläche II auf dem Südwesthang nicht mit den experimentellen Schirmhieben des Jahres 1999 zusammen. Vielmehr entspricht die Verteilung der Aufnahmen des Jahres 1999 der Zuordnung zur entsprechenden Ausbildung (Kapitel 5.1.3.2).

Die Hauptreaktionskurven (Abbildung 36) zeigen die durch die Schirmhiebsmaßnahmen hervorgerufenen Abweichungen (y-Achse) der Artenzusammensetzungen der Aufnahmen über die

Zeit hinweg (x-Achse). Als Vergleich dienen dabei die unbehandelten Bestandesbereiche. Die linke Skala zeigt die Artwerte einzelner Arten als Ausdruck der jeweiligen positiven oder negativen Reaktion der einzelnen Arten auf die Eingriffe. Die durch die Schirmhiebsituation hervorgerufene Veränderungen in der Vegetation in den letzten drei Jahre wird durch die von den Nutzungsvariablen erklärte Varianz ausgedrückt. Der Faktorenkomplex Nutzung * Zeit erklärt 11% der gesamten floristischen Varianz des Südwesthanges.

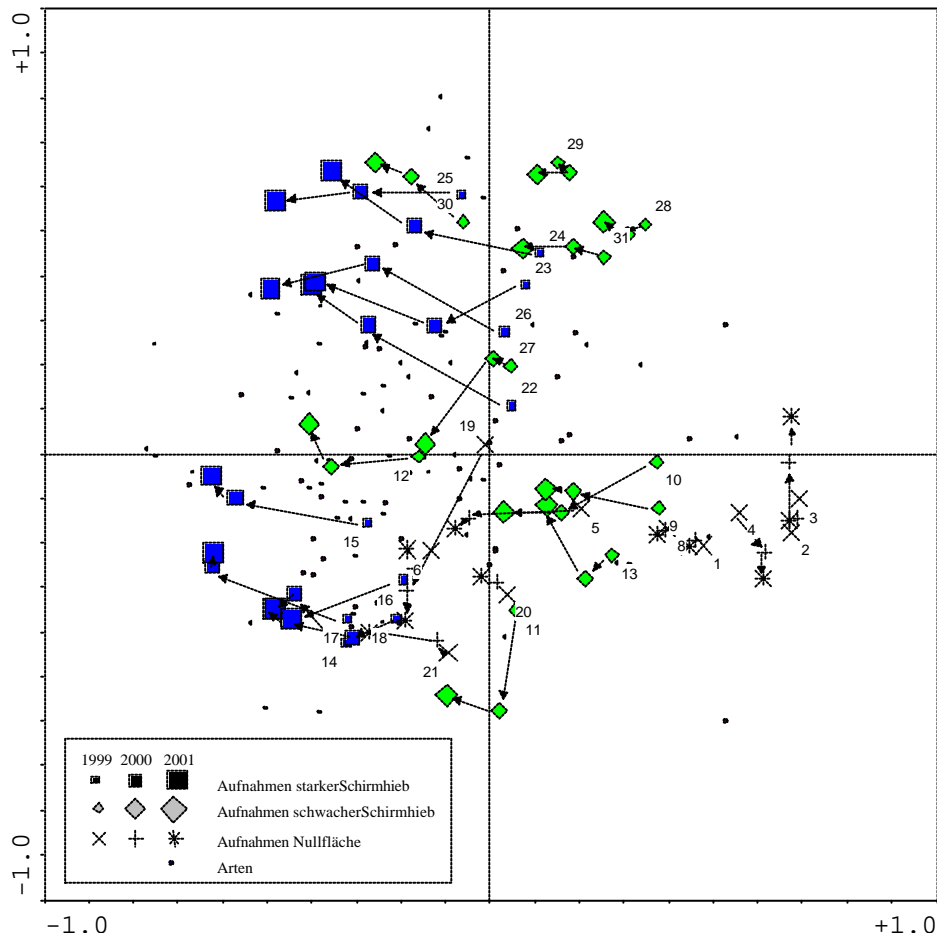


Abbildung 35: Ordinationsdiagramm der vegetationskundlichen Daten des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 (Hauptkomponentenanalyse). Dargestellt sind die Aufnahmen im floristischen Raum und deren Veränderung während des untersuchten Zeitraums.

Bereits im ersten Jahr bestehen Unterschiede zwischen den zwei Schirmhiebsintensitäten untereinander und den Aufnahmen der unbehandelten Flächen. Diese Differenzen nehmen über die folgenden Jahre weiter zu. Die stärksten floristischen Veränderungen weist der starke Schirmhieb auf. Hier sind die Veränderungen vom ersten zum zweiten Aufnahmejahr am stärksten. Der schwache Schirmhieb zeigt über den gesamten Untersuchungszeitraum nur geringe floristische Veränderungen.

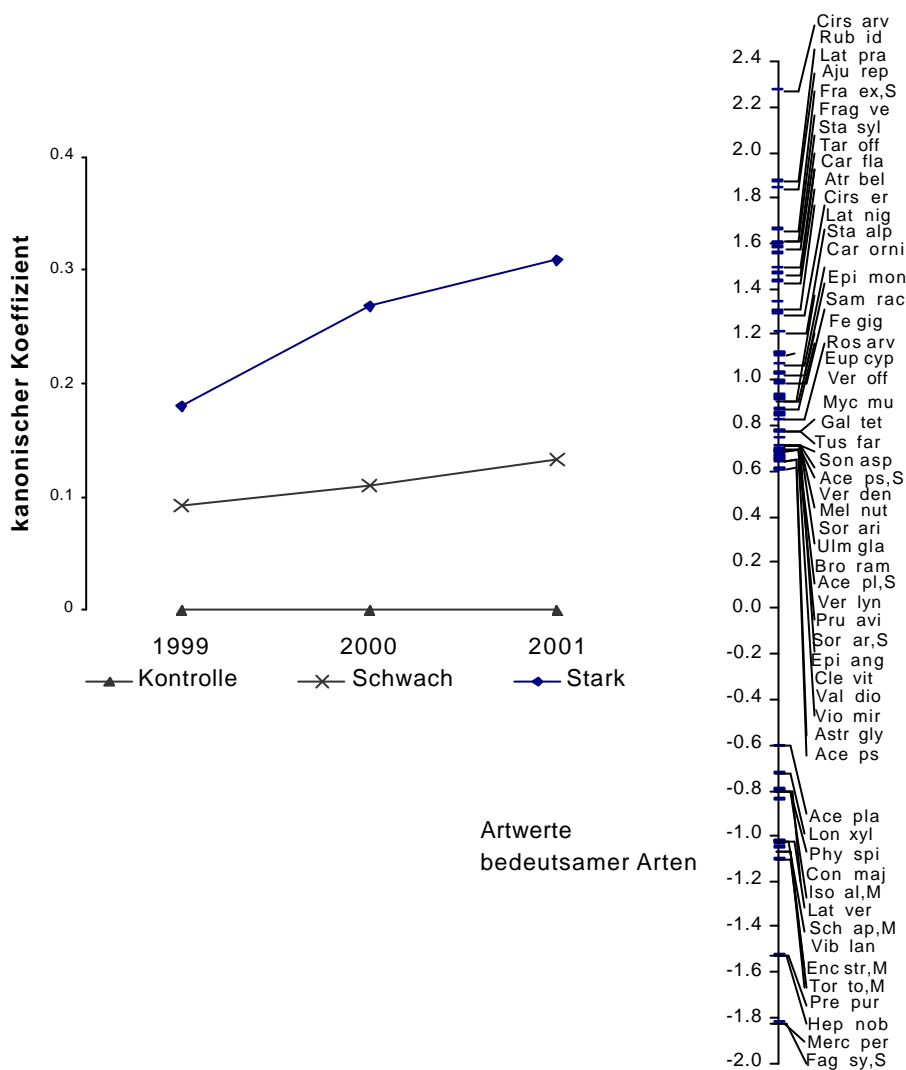


Abbildung 36: Hauptreaktionskurven des südwestexponierten Seggen-Buchenwaldes und Artwerteskala bedeutsamer Arten (partielle Redundanzanalyse; VAN DEN BRINK & TER BRAAK 1999). Arten mit Werten zwischen 0,5 und -0,5 wurden herausgenommen da diese nur eine sehr schwache bzw. keine Reaktion im Zusammenhang mit den Eingriffen zeigen.

Die Veränderung der Vegetation durch die experimentellen Schirmhiebe ist durch das Auftreten von Arten der frühen Sukzessionsstadien oder - wenn bereits vorhanden - durch deren Deckungszunahme beeinflusst. *Cirsium arvense*, *Rubus ideaus* und *Atropa belladonna* erscheinen teilweise erst im zweiten Jahr, teils treten sie stärker deckend in Erscheinung.

Weitere Arten, die auf Störstellen, offene Bodenflächen oder verstärkte Stickstoffumsetzung hinweisen, wie *Ajuga reptans*, *Fragaria vesca*, *Taraxacum officinale* und *Stachys sylvatica* reagieren ebenfalls positiv auf die Schirmhiebsmaßnahmen während des Beobachtungszeitraumes. Die Deckung von *Carex flacca* nimmt in den Aufnahmen der Schirmhiebe während der

drei Jahre deutlich zu. Arten, die erst im dritten Jahr in den Parzellen der Schirmschläge auftreten, sind *Verbascum lynchmitis*, *V. densiflorum* und *Sonchus asper*.

Die Baumartenverjüngung zeigte während des Untersuchungszeitraumes im Seggen-Buchenwald des Südwesthanges eine differenzierte Reaktion auf die Auflichtung. Esche, Mehlbeere, Spitz- und Bergahorn reagierten auf die Auflockerungen des Kronendaches mit einem stärkeren Höhenwachstum der in der Krautschicht bereits vorhandenen Bäumchen und Stockausschläge. Damit nahm die Deckung dieser Arten in der Strauchschicht zu. Die bereits 1999 vorhandene Verjüngung in der Krautschicht war sehr heterogen über die Parzellen verteilt und es fand sich stärker deckende Verjüngung in den unbehandelten Bestandesteilen, wie auch in den Schirmschlägen. Die bereits vorhandene Verjüngung und die noch im ersten Jahr niedrig entwickelten Stockausschläge in fast allen Parzellen sind das Resultat der vorangegangenen Durchforstung im Jahr 1995. Deshalb ist eine deutliche Zunahme der Baumartenverjüngung in der Krautschicht in den Parzellen der Schirmhiebe nicht erkennbar.

5.3.4 Artenvielfalt, Deckungsgrad und Formationstypenspektren

Die dynamischen Veränderungen der Vegetation zeigen sich auch in den Veränderungen der Artenzahlen und dem Deckungsgrad der Krautschicht in den experimentell durchforsteten Bestandesteilen. In beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433 nehmen die Artenzahlen auf den experimentell durchforsteten Bestandesteilen über den Untersuchungszeitraum zu, während die unbehandelten Bestandesbereiche etwa die gleichen Artenzahlen über die drei Jahre aufweisen (Abbildung 37). Die Zunahme der Artenzahl erklärt sich aus dem Hinzukommen von Stör- und Schlagarten in den gestörten Bestandesteilen. Der Grundstock an Arten bleibt über die drei Jahre auch in den stark durchforsteten Flächen erhalten. Die im Ausgangsbestand vorhandenen Arten werden nicht durch die neu hinzukommenden Arten ersetzt, die Artenzahl nimmt zu. Der Anstieg der Artenzahl über die drei Jahre ist im Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 am Nordosthang am stärksten. Besonders am Mittelhang stieg die Artenzahl in den Flächen beider Schirmhiebsmaßnahmen über die drei Jahre steil an. So stieg die mittlere Artenzahl in der Parzelle des starken Schirmhiebes von 24.6 auf 43 Arten, im schwachen Schirmhieb immerhin noch von 29 auf 43 Arten. In den experimentell durchforsteten Bestandesbereichen des Seggen-Buchenwaldes nimmt die Artenzahl ebenfalls über die Jahre zu, aber nicht in dem Maße wie im Waldgersten-Buchenwald. In den Parzellen des starken Schirmhiebes steigt die mittlere Artenzahl von 35 auf 44.4; in den Parzellen des schwachen Schirmhiebes steigt die mittlere Artenzahl von 30.1 auf 36.9 und ist damit weniger stark als im Waldgersten-Buchenwald.

5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwäldern

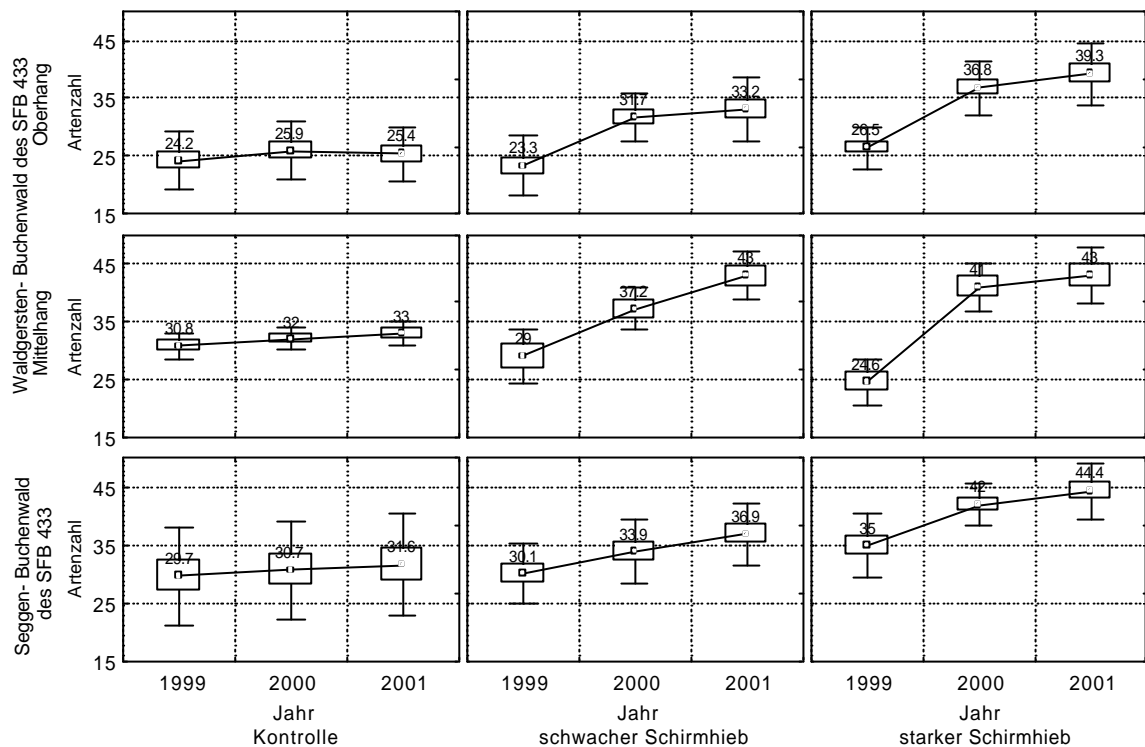


Abbildung 37: Zunahme der Artenzahl (y- Achse) während der drei Beobachtungsjahre in den unterschiedlich experimentell durchforsteten Bestandesbereichen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am Nordosthang getrennt nach Ober- und Mittelhang und dem Seggen-Buchenwald des SFB433 am Südwesthang.

Ähnlich verhält es sich mit der Deckung der Krautschicht (Abbildung 38). In den durchforsteten Parzellen des Waldgersten-Buchenwaldes steigt die Deckung der Krautschicht deutlich an. In den Parzellen mit starken Schirmhieben lag der Deckungsgrad im Jahr 1999 durch die Durchforstungstätigkeit teils unter dem der unbehandelten Bestandesbereiche. Gegen Ende des Beobachtungszeitraumes in 2001 lag der Deckungsgrad deutlich über dem der unbehandelten Bestandespartien, die sich über die drei Jahre nur gering änderten. Die experimentell durchforsteten Bestandesteile des Seggen-Buchenwaldes zeigten nur geringe bis keine Änderungen in der Krautschichtdeckung. Lediglich in der Parzelle des starken Schirmhiebes nahm die Deckung über die drei Jahre leicht zu.

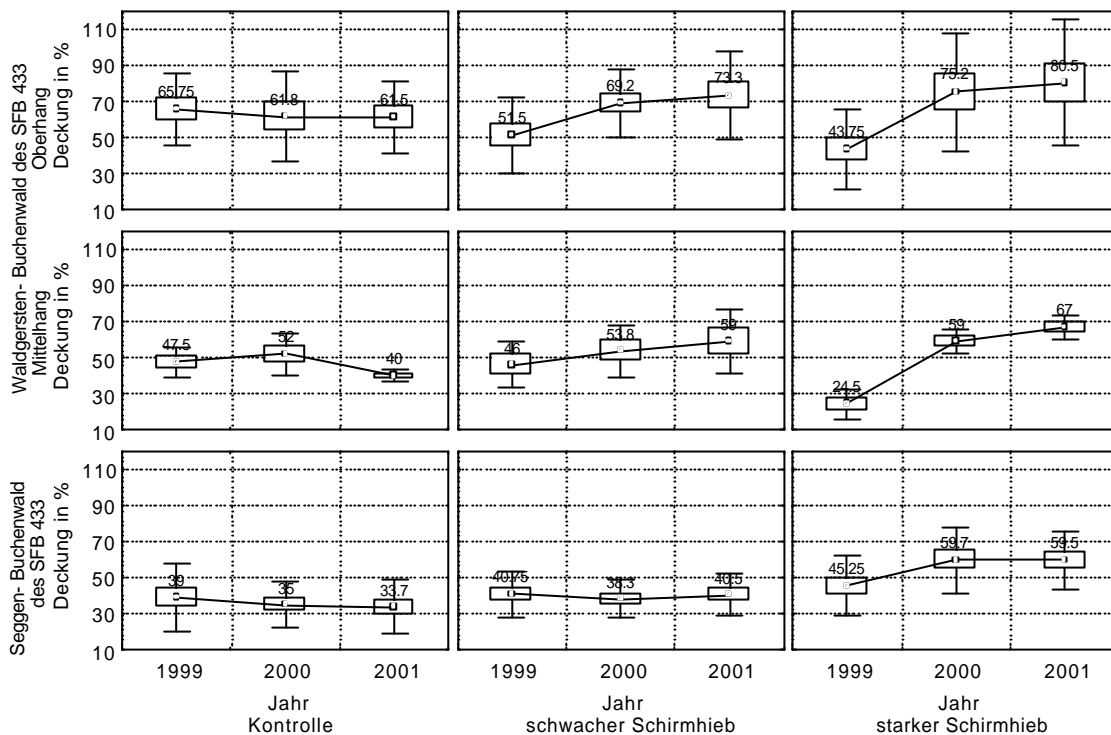


Abbildung 38: Veränderung der Krautschichtdeckung (y- Achse; in Prozent) während der drei Beobachtungsjahre in den unterschiedlich experimentell durchforsteten Bestandesbereichen des Waldgersten-Buchenwaldes des SFB 433 am Nordosthang; getrennt nach Ober- und Mittelhang und dem Seggen-Buchenwald des SFB 433 am Südwesthang.

Auf dem frischeren Standort des Waldgersten-Buchenwaldes verläuft die Reaktion der Vegetation auf die experimentellen Schirmhiebe dynamischer als im Seggen-Buchenwald. Das Hinzukommen von Arten und die Zunahme der Krautschichtdeckung ist auf dem frischeren Standort ausgeprägter. Die Arten, die durch die Schirmhiebe auf dem Nordosthang gefördert wurden, können als Stör- und Schlagarten charakterisiert werden, was auf ein besseres Nährstoffangebot hinweist. Eine Gruppierung der auf die Schirmhiebe positiv reagierenden Arten (ermittelt durch die direkte Gradientenanalyse in den vorangegangenen Kapiteln 5.3.1 bis 5.3.3) und anhand ihres Verbreitungsschwerpunktes zu den entsprechenden Pflanzenformationen (KORNECK & SUKOPP 1988) zeigt, daß im Waldgersten-Buchenwald Arten der nitrophilen Staudenvegetation und der mesophilen Falllaubwälder von den experimentellen Schirmhieben hervorgerufenen Veränderungen in den Licht- und Nährstoffverhältnissen profitieren (Abbildung 39).

Im trockenen Seggen-Buchenwald werden durch die experimentellen Schirmhiebe neben den Arten der nitrophilen Staudenvegetation und der mesophilen Falllaubwälder auch Arten der xerothermen Gehölz- und Staudenvegetation gefördert. Durch die gehemmte Mineralisierung auf

5.3 Auswirkungen von experimentellen Durchforstungen auf die Vegetation von Kalkbuchenwäldern

dem trockenen Standort spielen vor allem die veränderten Lichtverhältnisse eine Rolle. Die Auflichtung ermöglicht dabei eine schnellere Austrocknung des Oberbodens was zu verstärktem Trockenstress führen kann.

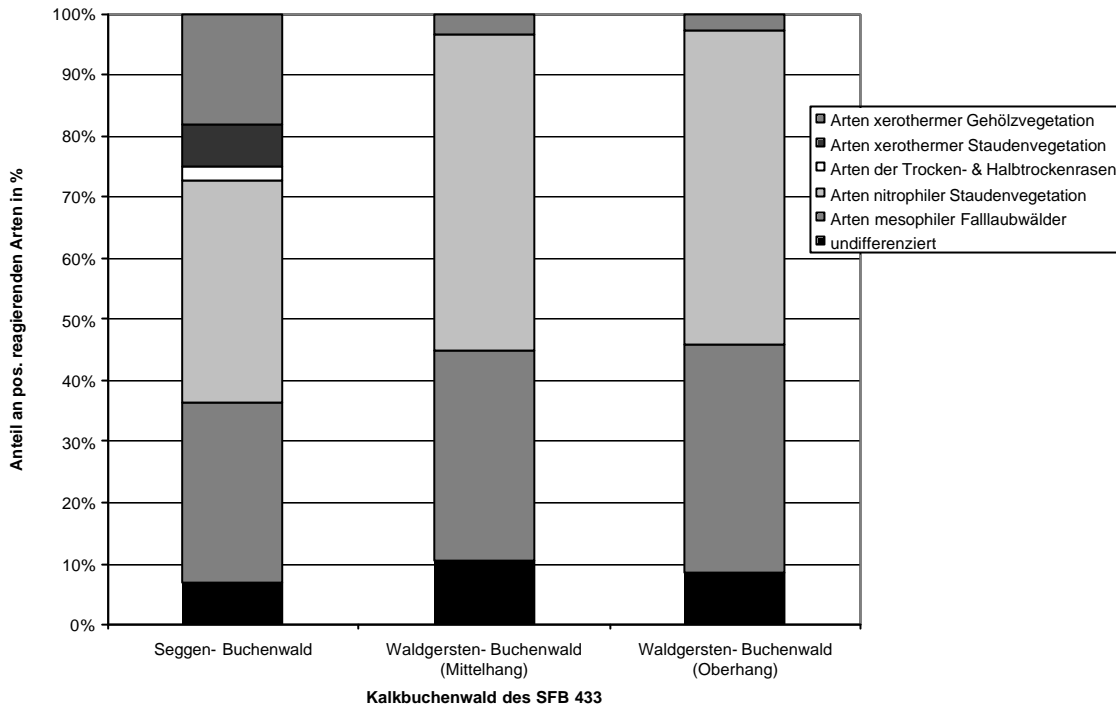


Abbildung 39: Formationstypenspektrum der positiv auf die Schirmhiebsvarianten reagierenden Arten in den beiden Kalkbuchenwäldern des SFB 433, getrennt nach deren schwerpunktmäßigen Vorkommen in Pflanzenformationen nach KORNECK & SUKOPP (1988). Um die unterschiedlichen Artenzahlen zwischen dem Waldgersten-Buchenwald, aufgeteilt in Ober- und Unterhang und dem Seggen-Buchenwald besser vergleichen zu können, wurden Prozentangaben verwendet.

Durch die verbesserten Lichtverhältnisse finden im Seggen-Buchenwald nicht nur Störzeiger und Schlagarten bessere Wuchsbedingungen, sondern auch Arten mit höheren Ansprüchen an die Lichtverhältnisse wie *Hippocrepis comosa*, *Astragalus glycyphyllos* und *Carex ornithopoda*. Die Bewirtschaftung trockener Standorte mit Blick auf eine starke Freistellung und damit einer verstärkten Auflichtung kann die Wuchsbedingungen für trockenheitsertagende und lichtliebende Arten in solchen Wäldern fördern.

Der Waldgersten-Buchenwald und der Seggen-Buchenwald unterscheiden sich lokalklimatisch und standörtlich. Diese Unterschiede in den Standortverhältnissen, hier im wesentlichen die der Wasserversorgung, führen zu unterschiedlichen Entwicklungen der Vegetation, ausgelöst durch die experimentellen Schirmhiebe. Die bessere Mineralisierung und das dadurch bessere Nähr-

stoffangebot spielen neben den verbesserten Lichtverhältnissen eine wichtige Rolle bei der Veränderung der Bodenvegetation im Waldgersten-Buchenwald. Die Zunahme der Krautschichtdeckung deutet auf eine Speicherung der freigesetzten Nährstoffe in der Krautschicht hin.

Im Seggen-Buchenwald ist die Mineralisierung durch die Trockenheit gehemmt. Hier spielen die Lichtverhältnisse und die durch die Auflichtung häufigere Austrocknung des Oberbodens und damit einhergehender Trockenstress eine wesentliche Rolle. Trockenheitertagende aber lichtliebende Arten können sich durch die Auflichtung des Kronendaches besser entwickeln.

Die durch die unterschiedlich starken Schirmhiebe hervorgerufenen Veränderungen des Standortes wirken sich auf den Artenreichtum positiv aus. Dabei zeigen sich bei den verschieden starken experimentellen Schirmhieben Unterschiede in der Bodenvegetation. Mit zunehmender Stärke der Durchforstung nimmt auch der Grad der Vegetationsveränderung zu. Im frischen Waldgersten-Buchenwald sind die Vegetationsveränderungen am größten. Im trockenen Seggen-Buchenwald sind die Veränderungen in der Bodenvegetation nicht so stark und der schwache Schirmhieb bedingte geringere Veränderungen in der Artenzahl und Krautschichtdeckung. Die Eingriffe sind nicht so extrem, daß ein Totalausfall von einzelnen Waldarten während des Untersuchungszeitraumes registriert wurde. Zwar nehmen einige Waldarten in ihren Deckungen ab, können sich aber dennoch auf den gestörten Flächen halten. Zusätzlich zu diesem Grundstock finden sich weitere Schlagarten und Störzeiger ein, die sich durch die veränderten Umweltverhältnisse etablieren können. Andere Arten, darunter auch Arten der mesophilen Falllaubwälder, entwickeln sich besser und nehmen in ihrer Deckung zu.

6 Forstliche Nutzungen in Kalkbuchenwäldern

Während der Entwicklung eines Bestandes werden in verschiedenen Stadien und in zeitlicher Abfolge Durchforstungen vorgenommen. Diese beeinflussen die Struktur und Baumartenzusammensetzung durch die Entnahme von Baumindividuen, die unerwünschte räumliche (Bedrängung anderer Bäume, Mischung) oder qualitative (Starkästigkeit, schlechte Wuchsform) Merkmale aufweisen (BURSCHEL & HUSS 1997). Die untersuchten Kalkbuchenwälder wurden mit unterschiedlichen Intensitäten durchforstet. Die Spannweite reichte von Niederdurchforstungen bis zu stärkeren Eingriffen ins Mitherrschende und Herrschende. In Altholzbeständen erfolgt die Einleitung der Naturverjüngung durch Schirmschlagverfahren.

6.1 Zahl, Zeretzungsgrad und Durchmesser von Baumstubben in bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern

Die Baumstubbenzahl pro 100 m² war in den untersuchten Kalkbuchenwäldern sehr unterschiedlich. So fanden sich zwischen keinem und bis zu 38 Baumstubben in 100 m². In Altholzbeständen fanden sich noch bis zu 15 Baumstubben. Die Stubbenanzahl pro 100 m² ist in den älteren Kalkbuchenwäldern gering und schwankte meist zwischen 1 und 7 Stubben. Sehr kleine und stark zersetzte Stubben kamen nicht oder nur sehr vereinzelt in den älteren Kalkbuchenwäldern vor. In Kalkbuchenwäldern im Baumholzalter konnten vereinzelt 38 Baumstubben pro 100 Quadratmeter gezählt werden, die sich in verschiedenen Zeretzungsstadien befanden und unterschiedliche Durchmesser aufwiesen. In Kalkbuchenwäldern im Stangenholzalter fanden sich zwischen vier und 20 Baumstubben. Dem Alter und der Durchforstungsgeschichte der Bestände entsprechend fanden sich hier nur Baumstubben, die einem oder zwei Zeretzungsgraden zugeordnet werden konnten. In sechs Aufnahmen wurden überhaupt keine Baumstubben gefunden. Diese Aufnahmen lagen in älteren Kalkbuchenwäldern, die nicht oder nur schwach genutzt wurden.

Fast unzersetzte Baumstubben (Z° 1) finden sich nur in solchen Kalkbuchenwäldern, die erst kürzlich durchforstet wurden (Abbildung 40, und Diagramme im Anhang). Schwach zersetzte Baumstubben (Z° 2) finden sich in Kalkbuchenwäldern, die in den Jahren 1993 bis 1996 durchforstet wurden. In bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern mit länger zurückliegender Durchforstung finden sich diese Zeretzungsgrade nur, wenn die entsprechenden Baumstubben Stockausschläge aufwiesen und damit nicht der normalen Zeretzungs dynamik unterlagen. Ansonsten

kommen in diesen lange nicht genutzten Kalkbuchenwäldern Baumstubben mit einem starken bis sehr stark fortgeschrittenen Zersetzungsgrad ($Z^{\circ} 3 - 4$) vor.

Der Zeitraum, in dem ein Baumstubben von einem niedrigen Zersetzungsgrad zu einem höheren Zersetzungsgrad übergeht, ist für die einzelnen Zersetzungsgrade unterschiedlich. Der Zeitraum nimmt dabei mit dem Zersetzungsgrad zu, was der in anderen Untersuchungen festgestellten exponentiellen Abnahme der Dichte des toten Holzes mit der Zeit entspricht (MATTSON et al 1987, OLSON 1963).

In Untersuchungen aus Nordamerika zeigte Buchenholz (*Fagus grandifolia*) im Vergleich zu Nadelhölzern höhere Zersetzungsraten (HARMON et al 1986). MASKOV (1966) gibt als Zeitraum etwa 12 Jahre an bis Buchenstubben soweit zersetzt sind, daß sie durch Maschinen leicht in den Boden eingearbeitet werden können.

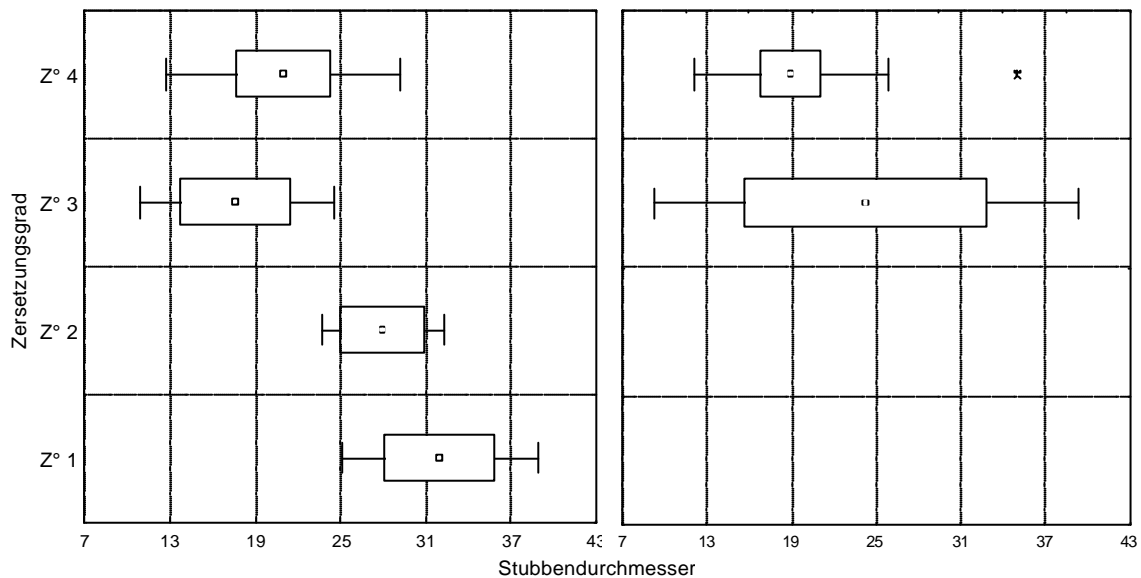


Abbildung 40: Beispiele einer Baumstubbensequenz aus zwei untersuchten Altholzbeständen. Die linke Sequenz stammt aus einem vor drei Jahren durchforsteten Altholzbestand. Die rechte Sequenz repräsentiert einen seit zehn Jahren nicht mehr durchforsteten Kalkbuchenwald.

Die Einordnung der Baumstubben in die einzelnen Zersetzungsgrade wird im wesentlichen durch die Härte des mehr oder weniger zersetzten Holzes bestimmt. Unter Beachtung des exponentiellen Verlaufes der Holzzerstörung und damit unterschiedlichen Zeiträumen für die einzelnen Zersetzungsgrade können folgende Angaben gemacht werden (Tabelle 15):

Tabelle 15: Orientierungswerte über den vergangenen Zeitraum seit der letzten Durchforstung in bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern anhand des Zersetzungsgrades von Baumstubben.

Zersetzungsgrad	Ungefährer Zeitraum seit letzter Durchforstung
1	0 – 3 Jahre
2	3 – 6 Jahre
3 & 4	6 und mehr Jahre

Liegen keine oder nur sehr ungenaue Angaben über die letzte Durchforstung in Beständen vor, können die Zersetzungsgrade von Baumstubben unter Beachtung des Standortes einen Anhaltewert über den vergangenen Zeitraum seit der letzten Durchforstung liefern. Dabei können mehrere Zersetzungsstadien in bewirtschafteten Wäldern mit häufigen Durchforstungen gefunden werden. Die Einbeziehung der Stubbendurchmesser kann bei der Analyse eine Hilfe sein.

6.2 Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern

Die Intensität der jeweiligen Durchforstung beeinflusst den Grad der Auflichtung und wie lange dieser Zustand verbesserter Lichtverhältnisse sich von dem dunklen Waldinnenklima unterscheidet. Hierbei muß beim Vergleich die Ausgangssituation berücksichtigt werden. Die mittleren Grundflächen der Kalkbuchenwälder variierte zwischen 15 und 45 m² (Abbildung 41). In allen Altersphasen fanden sich Bestände mit hohen wie auch niedrigen Grundflächen. Dabei wiesen die Kalkbuchenwälder im Stangenholzalder die größten Schwankungen untereinander auf. Der Großteil der Kalkbuchenwälder im Baumholz und Altholzalder weisen Grundflächen zwischen 25 und 30 m² pro Hektar auf. Die bei der letzten Durchforstung entnommenen Bäume summierten sich auf Grundflächen zwischen einem und 22 Quadratmeter je Hektar für die einzelnen untersuchten Bestände (Abbildung 42). Die Kalkbuchenwälder im Altholz und Baumholzalder zeigen eine weite Bandbreite an Grundflächenentnahmen, während in den Kalkbuchenwäldern im Stangenholzalder nur geringe Grundflächen bei der letzten Durchforstung entnommen wurden.

Die prozentuale Grundflächenentnahme zeigt, wie stark die vorhandene Grundfläche eines Bestandes reduziert wurde (Abbildung 43). In einigen wenigen Kalkbuchenwäldern im Baumholzalder oder älter wurde die Grundfläche um über 40 % reduziert. Solche hohen Werte erreichten vor allem Bestände, die bereits eine niedrige Grundfläche aufwiesen und deren letzte Durchforstung diese nochmals drastisch reduzierte.

6 Forstliche Nutzungen in Kalkbuchenwäldern

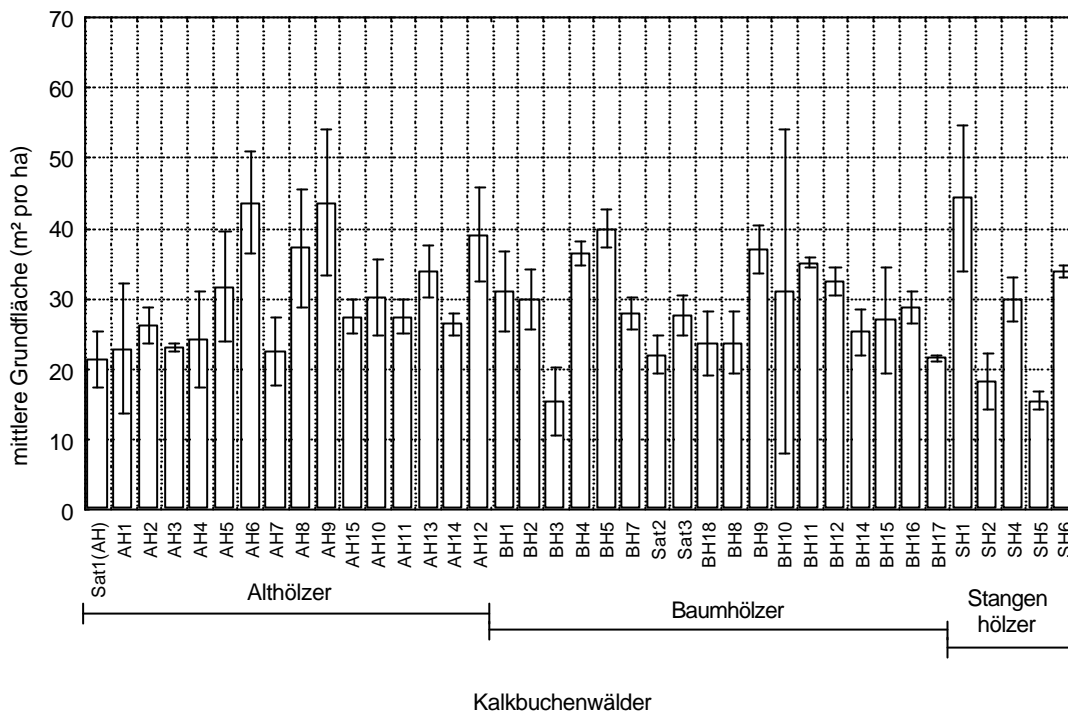


Abbildung 41: Mittlere Grundflächen (und Standardfehler) je Hektar der Kalkbuchenwälder. Zur besseren Vergleichbarkeit mit der entnommenen Grundfläche wurden die stehende Grundfläche aus Daten der 100 m² Aufnahme verwendet.

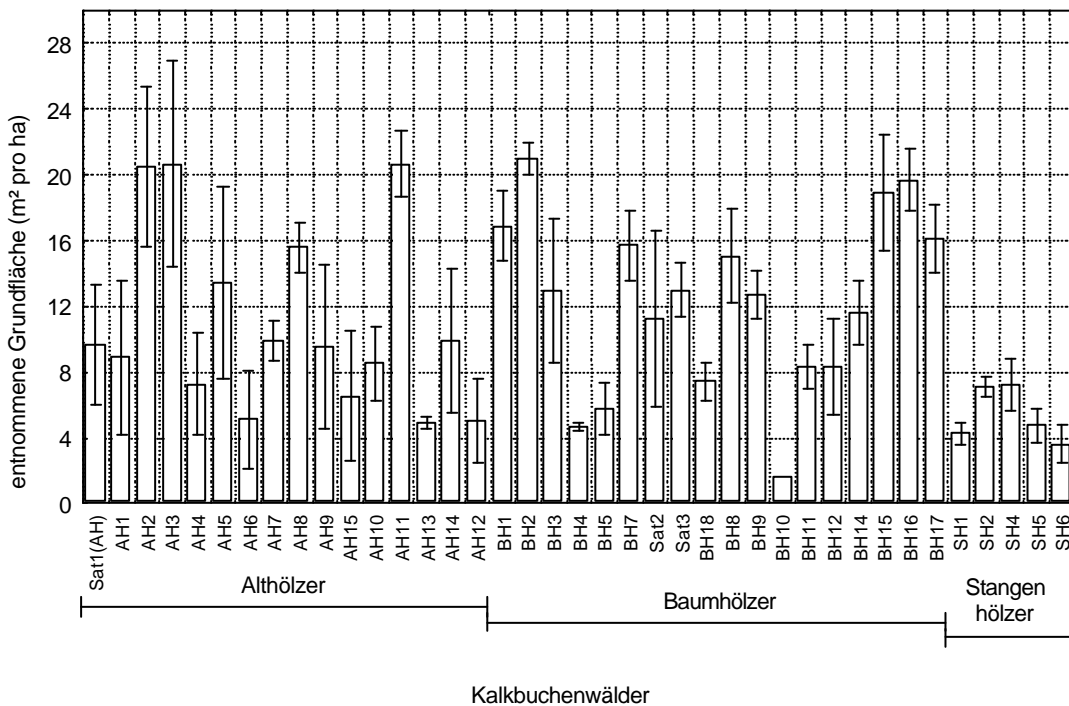


Abbildung 42: Mittlere entnommene Grundfläche (m² pro Hektar) und Standardfehler für die Kalkbuchenwälder. Grundlage sind die Baumstubben je 100 m² Aufnahme, die durch ihren Zersetzungsgrad der letzten Durchforstung zugeordnet wurden.

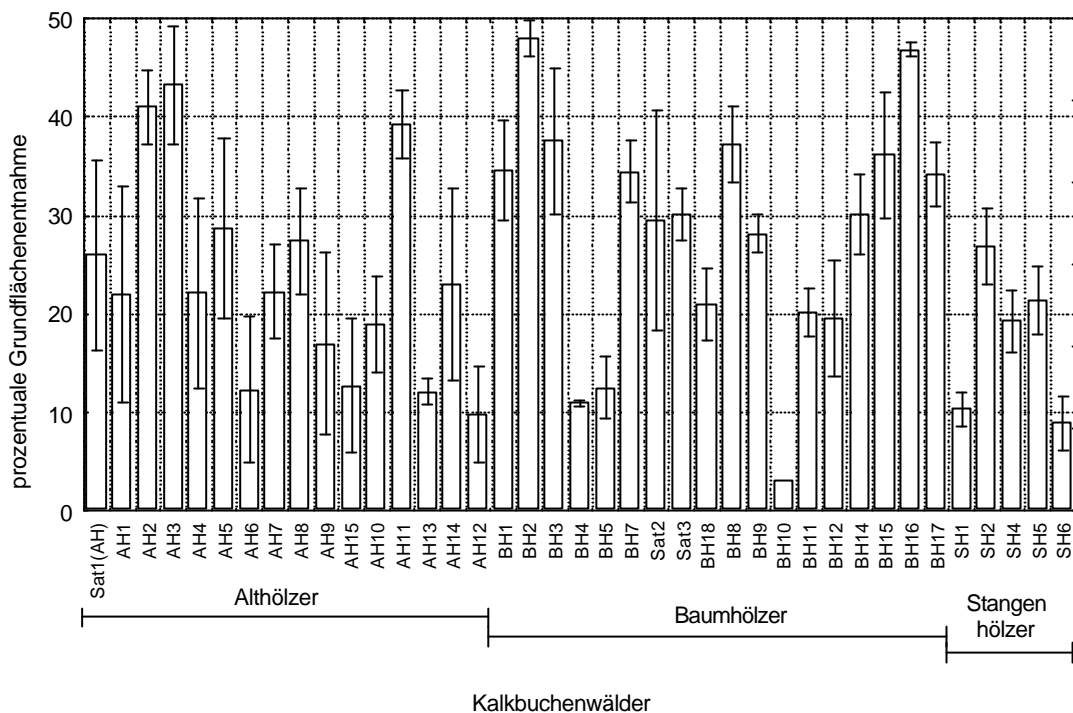


Abbildung 43: prozentuale Grundflächenentnahme bei der letzten Durchforstung. Errechnet aus den jeweils zuletzt entnommenen Baumstubben und der Grundfläche des stehenden Bestandes in 100 m² Aufnahmeflächen.

In anderen Beständen mit ähnlichem Alter betrug die Grundflächenreduzierung dagegen nur um zehn Prozent. Die untersuchten Kalkbuchenwälder im Stangenholzalter variierten durch unterschiedliche Grundflächen und mehr oder weniger einheitlicher Grundflächenentnahme in ihrer prozentualen Grundflächenreduzierung zwischen 10 und 25 %.

Die untersuchten Bestände repräsentieren damit Kalkbuchenwälder, die unterschiedlich intensiv durchforstet wurden. Dabei finden sich in den einzelnen Altersphasen starke wie auch schwach durchforstete Bestände. Als sehr stark durchforstete Kalkbuchenwälder gelten solche, die bereits eine geringe Grundfläche vor ihrer Durchforstung aufweisen und die Intensität des letzten Eingriffs sehr hoch ist (> 20 % Grundflächenentnahme). Solche Kalkbuchenwälder, die eine hohe Grundfläche aufweisen und bei der letzten Durchforstung nur eine geringe Grundfläche entnommen wurde, können als schwach genutzt beschrieben werden (< 20 % Grundflächenentnahme).

6.3 Zeitpunkt und Stärke von Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern

Anhand der prozentualen Grundflächenentnahme und dem Zersetzungsgrad wurden die untersuchten bewirtschafteten Kalkbuchenwälder nach dem Grad der Störung eingeteilt. Dabei ent-

6 Forstliche Nutzungen in Kalkbuchenwäldern

spricht die Einteilung der Bestände nach deren Baumstubbencharakteristika im wesentlichen der Gruppierung bei der Vorstratifizierung der untersuchten Bestände im Untersuchungsgebiet.

Die aufgenommenen jungen Kalkbuchenwälder im Stangenholzalter geben deutlich die Aufnahme stratifizierung wieder und beschreiben einen Nutzungsgradienten ausgehend von Beständen, die 1990 und früher mit nur geringer prozentualen Grundflächenentnahme durchforstet wurden, hin zu einem Stangenholzbestand mit starken Durchforstungseingriffen in jüngerer Zeit (Abbildung 44).

Die untersuchten Kalkbuchenwälder im Baumholzalter lassen sich in Bestände mit starker Durchforstung in den letzten fünf Jahren und in länger und dann nur schwach durchforstete Bestände auftrennen (Abbildung 45).

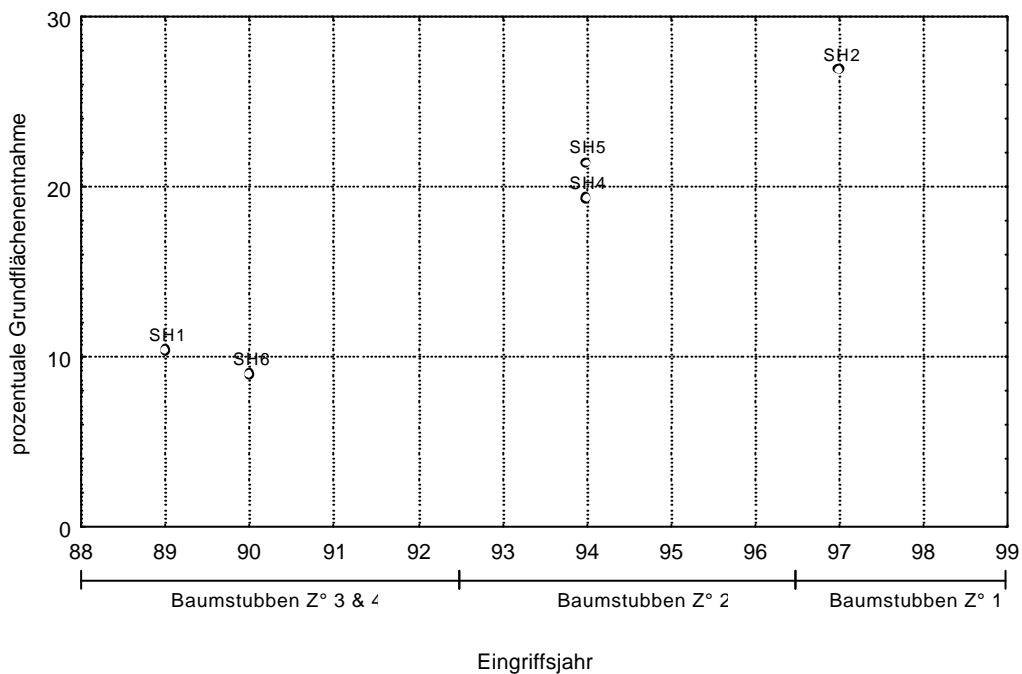


Abbildung 44: Kalkbuchenwälder im Stangenholzalter und deren Störungsgrad charakterisiert anhand der prozentualen Grundflächenentnahme und dem Eingriffsjahr. Zusätzlich zur Jahresskala sind die entsprechenden Zersetzungsgrade der Baumstubben aufgetragen.

6.3 Zeitpunkt und Stärke von Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern

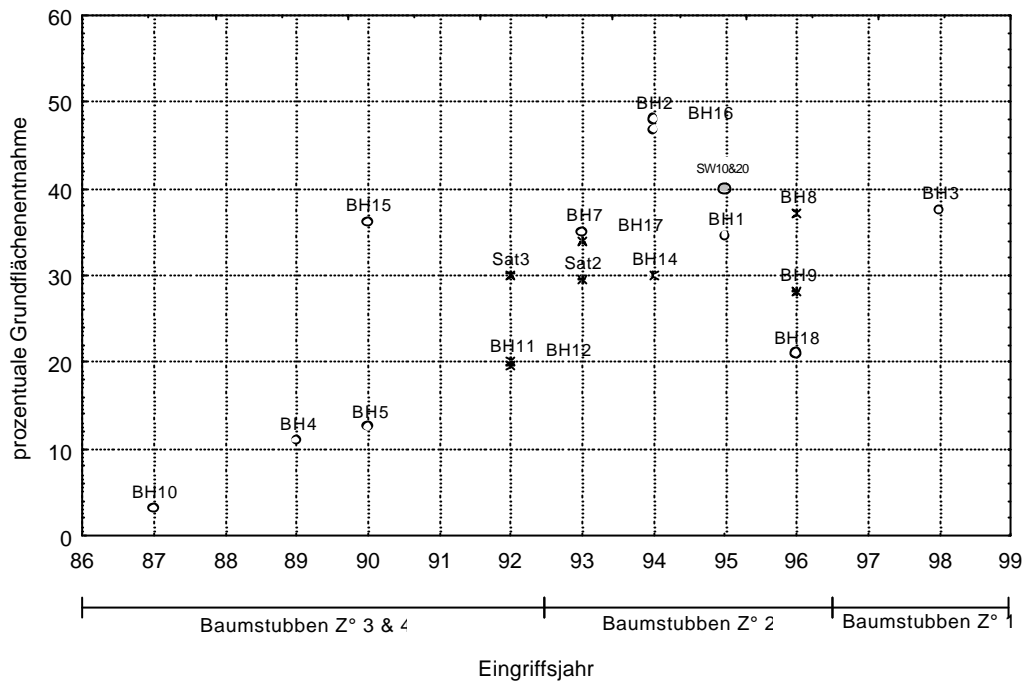


Abbildung 45: Kalkbuchenwälder im Baumholzalter und deren Störungsgrad. Die Kreise markieren die gemittelten Werte der prozentualen Grundflächenentnahme im entsprechenden Durchforstungsjahr der untersuchten trockenen Kalkbuchenwälder. Sterne stehen für die entsprechenden Werte der mäßig trockenen und mäßig frischen untersuchten Kalkbuchenwälder. Zusätzlich zur Jahresskala sind die entsprechenden Zersetzungsgrade der Baumstubben aufgetragen.

Die Anzahl an stärker und in den letzten fünf Jahren durchforsteten trockenen Baumhölzer ist in etwa gleich mit der Anzahl länger nicht durchforsteten trockenen Baumholzbestände. Nur ein trockener Kalkbuchenwald wies dabei eine lang vergangene Durchforstung mit höherer prozentualer Grundflächenentnahme auf.

Die erst kürzlich durchforsteten Baumholzbestände wiesen eine prozentuale Grundflächenentnahme über 20% bis 48 % der Grundfläche auf. Nur ein trockener Baumholzbestand wurde 1998 durchforstet und wies Baumstubben mit einem Zersetzungsgrad 1 auf. Alle mäßig trockenen bis mäßig frischen untersuchten Kalkbuchenwälder weisen prozentuale Grundflächenentnahmen von über 20 % auf und sind zwischen 1992 und 1996 durchforstet worden.

Der Hauptteil der untersuchten trockenen Kalkbuchenwälder im Altholzalter wurden die letzten 10 Jahre nicht durchforstet (Abbildung 46). Selten erreicht die prozentuale Grundflächenentnahme in diesen Bestände mehr als 20 Prozent. Die Altholzbestände, die seit 1994 durchforstet wurden, zeigen ebenso wie die im gleichen Zeitraum durchforsteten trockenen Baumholzbestände prozentuale Grundflächenentnahmen über 20 %.

Jene Altholzbestände, die in der vergangenen Dekade vor 1994 durchforstet wurden, zeigten mal starke mal schwächere Durchforstungsintensitäten. Da es sich bei der Mehrzahl der nicht-durchforsteten älteren Kalkbuchenwälder um arB oder Dauerbestockungsbestände handelte, ist für die „normal“ bewirtschafteten trockenen Altholzbestände keine Tendenz der Zunahme der Durchforstungsstärke über die Jahre erkennbar.

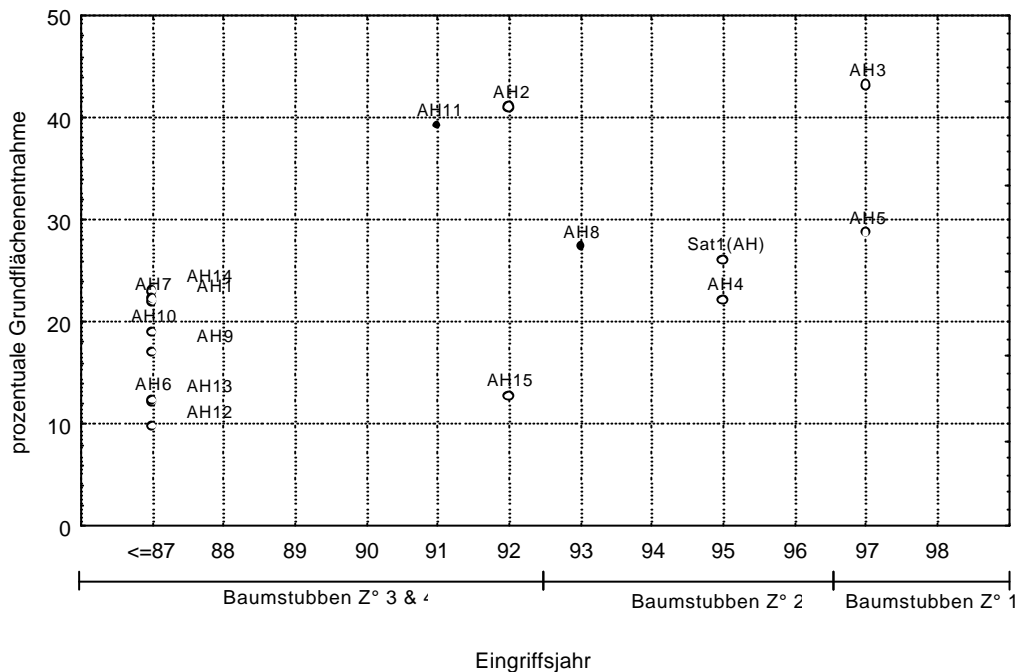


Abbildung 46: Kalkbuchenwälder im Altholzalter und deren Störungsgrad charakterisiert anhand der prozentualen Grundflächenentnahme und dem Eingriffsjahr. Der Bestand AH4 wurde später aufgrund der standörtlichen Analyse der Gruppe der Kalkbuchenwälder auf mäßig trockenen Standorten zugeordnet. Der Bestand AH8 zeigte deutliche Unterschiede in den Zersetzungsgraden der Stubben zwischen den Aufnahmen, was auf unterschiedliche Durchforstungszeitpunkte innerhalb des Bestandes hindeutet. Für den Bestand AH11 konnte der Durchforstungszeitpunkt durch widersprüchliche Informationen nicht eindeutig ermittelt werden. Zusätzlich zur Jahresskala sind die entsprechenden Zersetzungsgrade der Baumstubben aufgetragen.

Fazit:

Durch die Erfassung von Baumstubben läßt sich die Behandlungshistorie von bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern nachvollziehen. Über die Ansprache des Zersetzungsgrades ist der Zeitraum seit der letzten Durchforstung ermittelbar. Die Kalkulation der entnommenen Grundfläche ermöglicht die Stärke der Durchforstung abzuschätzen. Die Stratifizierung der aufgenommenen Bestände anhand der Daten der Forsteinrichtung und Naturalbuchführung spiegelt sich auch in den durch die Baumstubbenkartierung erhobenen Daten. Zusätzlich können unterschiedliche Durch-

6.3 Zeitpunkt und Stärke von Durchforstungen in Kalkbuchenwäldern

forstungsintensitäten innerhalb eines Bestandes durch die stichprobenartige Aufnahme erkannt und berücksichtigt werden. Ungenauigkeiten in den forstlichen Daten bedingt durch die Betrachtungsebene (Bestand) konnten aufgedeckt und bei der weiteren Analyse berücksichtigt werden.

Durch die Kombination beider, aus den Baumstubben ermittelten, Variablen läßt sich der Grad der Störung durch Durchforstungen ermitteln, und wie in der vorliegenden Untersuchung mit der Vegetation auf der Ebene innerhalb des Bestandes in Verbindung bringen.

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwäldern unterschiedlicher Bestandesalter

Bei der Klassifikation der Kalkbuchenwälder war das Ziel die Bildung und Beschreibung von Pflanzengesellschaften und deren Ausbildungen aufgrund der Vegetation. Im weiteren wurden die gebildeten Gesellschaften und Ausbildungen standörtlich beschrieben und unterschieden. In dem Folgenden Kapitel soll entsprechend der Zielsetzung detailliert dem Einfluß der forstlichen Nutzung auf die Vegetation in trockenen Buchenwäldern nachgegangen werden.

Dem Aufnahmedesign entsprechend werden die trockenen Seggen- und Blaugras-Buchenwälder nach deren Alter getrennt untersucht (Stangenholz; Baumholz; Altholz). Innerhalb der Altersgruppen bestehen dabei Nutzungsunterschiede (nicht genutzte, schwach genutzte, stark genutzte Bestände) entsprechend der Vorstratifizierung²³.

Im ersten Abschnitt werden strukturelle und nutzungsrelevante Unterschiede zwischen den Nutzungsgruppen

- nicht genutzt
- schwach genutzt
- stark genutzt

anhand Stammzahl, Grundfläche, entnommene Grundfläche und relative Lichtverhältnisse beschrieben. Zusätzlich wird die Oberbodensituation (Laubstreu und Reisig) verglichen, da diese zwischen den einzelnen Klassen deutliche Unterschiede aufwies.

Danach wird im zweiten Abschnitt mit Hilfe einer ersten explorativen Hauptkomponentenanalyse die wichtigsten Gradienten innerhalb der einzelnen Altersgruppen deutlich gemacht.

In letzten Schritt wird isoliert der Einfluß einzelner wichtiger nutzungsabhängiger Variablen auf die Vegetation mit Hilfe einer partiellen Redundanzanalyse geklärt.

²³ Einzelne Bestände der Seggen-Buchenwälder, die auf mäßig trockenen Standorten stockten wurden bei der folgenden Analyse ausgeschlossen. Es wurden nur solche Bestände mit einbezogen, die bei der Vorauswahl anhand der standortkundlichen Daten und den eigenen Erhebungen als trocken bis sehr trocken eingeordnet wurden.

7.1 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Stangenholzbeständen trockener Standorte

Der Vergleich der standörtlich trockenen Stangenholzbestände zeigt den Einfluß der Durchforstungen auf die Vegetation. Die ansonsten bei der Betrachtung des Gesamtdatensatzes dominierenden Einflußvariablen Bestandesalter und standörtliche Trockenheit (nWSK und Einstrahlung) werden bei der Einzelbetrachtung der Stangenholzbestände ausgeschlossen.

7.1.1 Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte

Die unterschiedlichen Bewirtschaftungsintensitäten der zwischen 30 und 60 Jahre alten Stangenholzbestände spiegeln sich in den unterschiedlichen Zersetzungsgraden der erfassten Baumstubben (Diagramme im Anhang), der Grundfläche, der entnommenen Grundfläche und dem Deckungsgrad der Reisigaufgabe wieder (Abbildung 47). Die Stammzahlen sind in den schwach durchforsteten Stangenholzbeständen am geringsten. Die Lichtwerte schwanken zwischen den Beständen nur gering und liegen im Durchschnitt bei nur 5 % der Lichtverhältnisse des Freilandes.

Der im Jahr 1997 durchforstete Bestand wies Baumstubben auf, die nicht stark zersetzt waren (Z° 1). Reisig und Schlagraum bedecken in den Aufnahmen einen beträchtlichen Anteil an Boden. Als Resultat der kürzlich erfolgten Eingriffe ist die Grundfläche weitaus geringer (23 m² pro ha) als in Stangenholzbeständen, die im Zeitraum 1989 – 1999 nicht durchforstet wurden. Die Stammzahl ist gegenüber den in diesem Zeitraum nicht durchforsteten Stangenhölzern ebenfalls geringer.

Die beiden seit sechs Jahren nicht durchforsteten Stangenholzbestände weisen bereits stärker zersetzte Baumstubben auf (Z° 2 & 3). Die Reisig und Schlagraumaufgabe ist bereits stärker zersetzt und bedeckt nur noch in geringem Maße die Aufnahmeflächen. Die verbleibende Grundfläche variiert stark zwischen den beiden Beständen, liegt im Mittel zwischen den stark Durchforsteten und den seit zehn Jahren undurchforsteten Stangenholzbeständen. Letztere weisen nur noch stark zersetzte Stubben in den Aufnahmen auf (Z°3 und Z°4). Die Grundfläche ist mit 36 m² pro ha im Vergleich recht hoch und Reisig ist so gut wie keines in den Aufnahmen der in der letzten Dekade nicht durchforsteten Stangenhölzern zu finden.

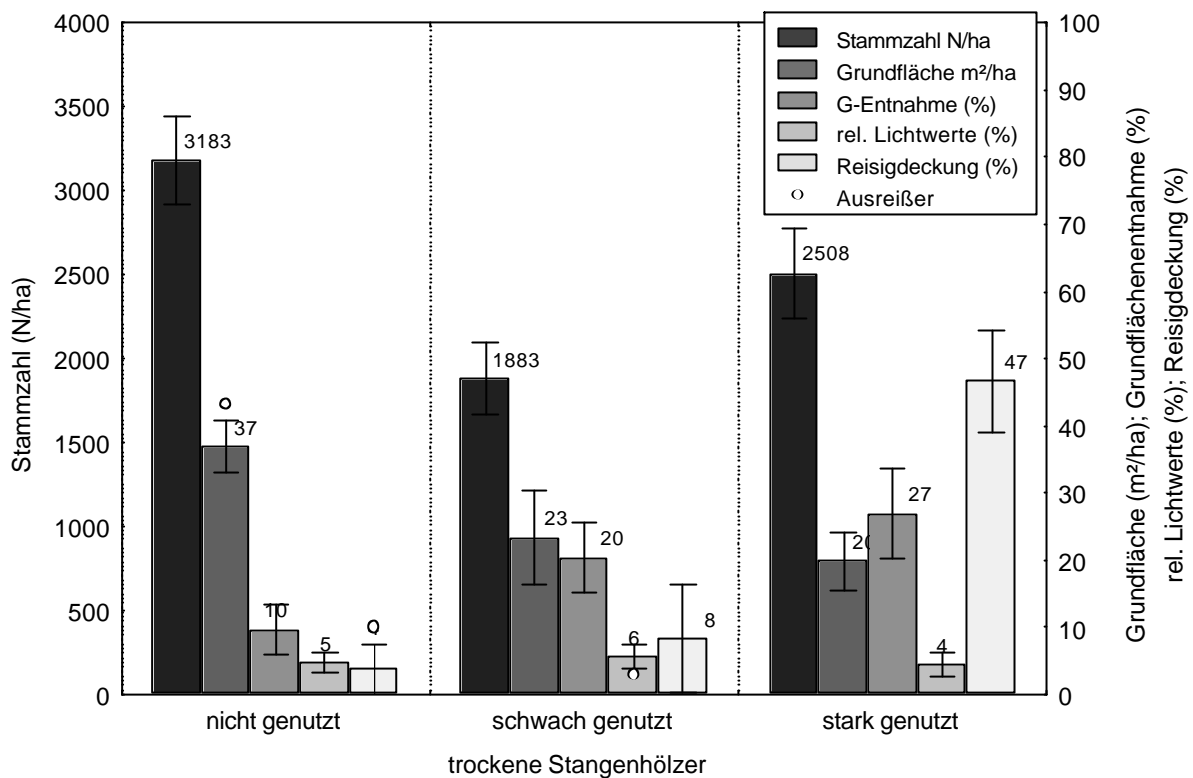


Abbildung 47: Stammzahl, Grundfläche; entnommener Grundflächenanteil, Lichtwerte und Deckung der Reisigauflage in unterschiedlich genutzten Stangenhölzern auf trockenen Standorten (N = 15).

7.1.2 Vegetationsbeeinflussende Faktoren

Die floristischen Unterschiede zwischen den Aufnahmen der Bestände im Stangenhölzalder sind in Abbildung 48 dargestellt. Die beiden ersten Achsen veranschaulichen 50% der floristischen Varianz (1. Achse: 30 %, 2. Achse: 20%). Die folgenden Achsen tragen nur noch gering zur Erklärung bei (Achse 3: 11%; Achse 4: 7 %). Die indirekte Gradientenanalyse zeigt die am besten mit den beiden ersten floristischen Achsen korrelierten Umwelt- und Strukturvariablen (Abbildung 48, Tabelle 16).

Strukturbeschreibende Variablen wie die Stammzahl (1. Achse: $r = -0.48$; 2. Achse: $r = -0.42$), die Grundfläche (1. Achse: $r = -0.55$) und der Deckungsgrad der Reisigauflage (2. Achse: $r = -0.63$) zeigen eine gute Korrelation mit den beiden ersten floristischen Achsen. Die Korrelation der Lichtverhältnisse im Bestandesinnern (1. Achse: $r = 0.33$; 2. Achse: $r = 0.47$) mit den beiden floristischen Achsen weist auf einen gewissen Einfluß der Durchforstung auf die Vegetation hin.

7.1 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Stangenholzbeständen trockener Standorte

Tabelle 16: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation entlang der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der trockenen Stangenhölzer.

	1. Achse (30 %)	2. Achse(20%)
Stammzahl (n / 400m ²)	-0.48	-0.42
Grundfläche (m ² / ha)	-0.55	0.25
Reisigauflage	-0.11	0.63
Rel. Lichtverhältnisse	0.33	0.47

Die zu unterschiedlichen Zeitpunkten behandelten und unterschiedlich strukturierten Bestände weisen eine unterschiedliche Zusammensetzung der Kraut- und Strauchschicht auf (Abbildung 48). Die Bestände SH 4 und SH 5 weisen gegenüber den anderen Beständen eine reichere Artenzusammensetzung auf. Diese zwei Bestände wurden etwa sechs Jahre zurückliegend mit mittlerer Intensität durchforstet. Die Vegetation hatte damit ausreichend Zeit auf den Eingriff zu reagieren. Die Lichtverhältnisse in den beiden Beständen sind mit knapp unter 6 % der Freilandlichtverhältnisse sehr gering, aber etwas besser als in den meisten anderen Stangenhölzern.

Die Schwankungen zwischen den Beständen sind sehr gering und die Variabilität innerhalb der Bestände hoch. Dies hängt sicherlich mit den engen Standraumverhältnissen in Stangenhölzern zusammen, die je nach Positionierung der Fisheyekamera einen hohen Einfluß auf die Variabilität haben. Die gemessenen Lichtbedingungen liegen in allen Stangenhölzern unter 8 %.

Die seit zehn Jahren undurchforsteten Stangenholzbestände sind ebenso wie der erst kürzlich durchforstete Bestand SH2 artenärmer. Die undurchforsteten Stangenholzbestände weisen eine hohe Stammzahl auf. Der erst kürzlich durchforstete Bestand weist ebenfalls noch eine höhere Stammzahl auf als die Bestände SH 4 und SH 5. Im durchforsteten Bestand findet sich noch viel Schlagraum.

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwälder unterschiedlicher Bestandesalter

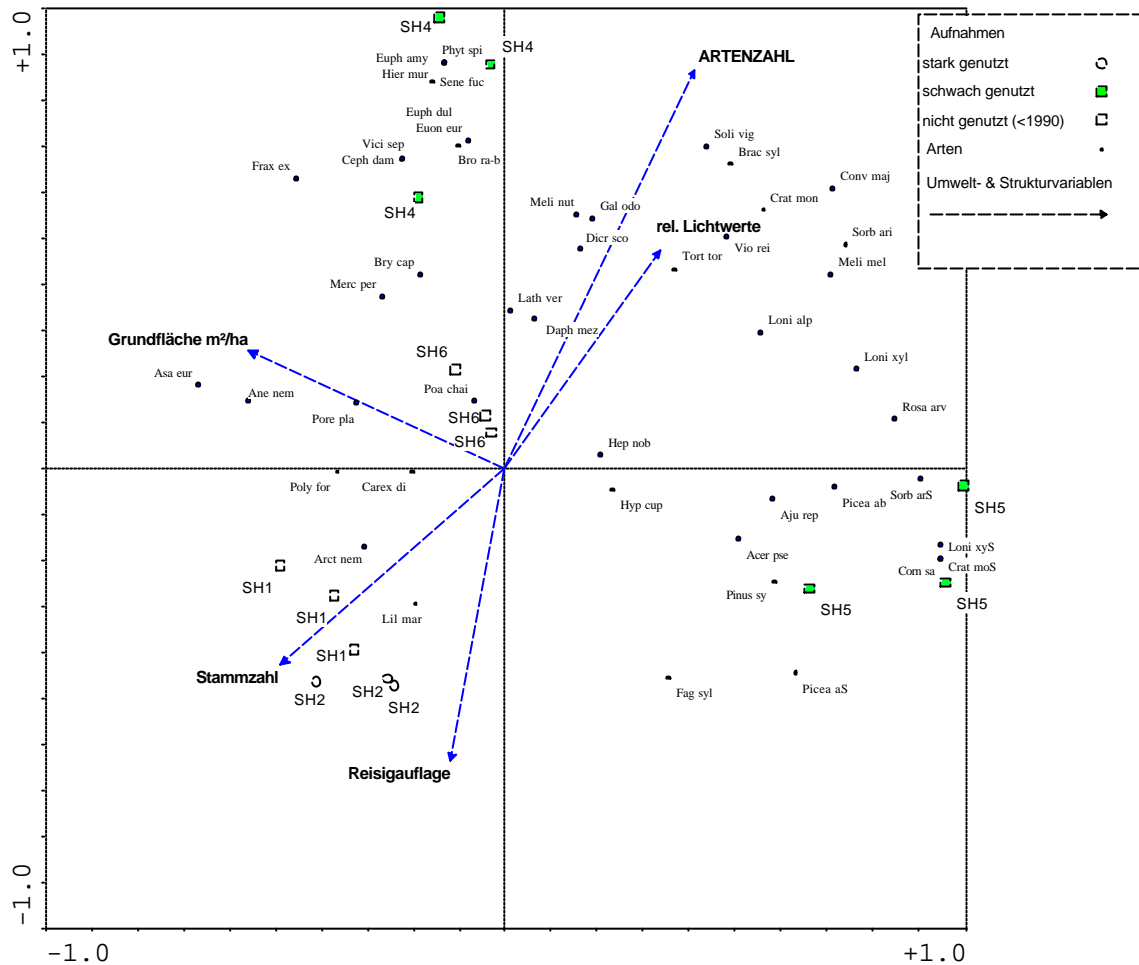


Abbildung 48: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Stangenholzbeständen (15 Aufnahmen). Indirekt sind Struktur und Umweltvariablen in den floristischen Raum projiziert. Die Stammzahl und die Reisigauflage sind nicht miteinander korreliert. Aufnahmen mit hoher Stammzahl oder hoher Reisigdeckungsfläche sind eher artenarm.

7.1.3 Einfluß forstwirtschaftlicher Nutzung

Um den direkten Einfluß der forstwirtschaftlichen Nutzung auf die Vegetation zu untersuchen, wurde eine direkte Gradientenanalyse in Form einer Redundanzanalyse mit durch forstliche Maßnahmen beeinflussten Variablen durchgeführt.

Als die stärksten signifikanten Zusammenhänge stellten sich die Beziehung zwischen der Vegetation und der Stammzahl ($r = -0.71$ / $r = -0.52$) sowie der Reisigauflage ($r = 0.52$ / $r = 0.67$)

7.1 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Stangenholzbeständen trockener Standorte

heraus (Tabelle 17 Abbildung 49)²⁴. Da die Stammzahl wie auch die Reisigauflage mit beiden floristischen Achsen korreliert ist, kann man entlang beider floristischen Achsen einen Umweltgradienten aus der Kombination Grundfläche und Reisigauflage interpretieren. Die erste Achse erklärt etwa 22% der Varianz im floristischen Datensatz. Die zweite Achse erklärt zwar nur noch etwa 10% der Varianz, diese ist aber stark mit der zunehmenden Deckung der Reisigauflage korreliert.

Tabelle 17: Korrelationskoeffizienten der signifikanten nutzungsrelevanten Variablen mit den beiden ersten floristischen Achsen einer Redundanzanalyse der trockenen Stangenhölzer (Signifikanzniveau $p = 0.05$).

	1. Achse (22 %)	2. Achse(10%)
Stammzahl (n / 400m ²)	-0.71	-0.52
Reisigauflage	-0.11	0.63

Im frisch durchforsteten Bestand (SH2) ist die Deckung des Schlagraumes sehr hoch. Die Artenzahl ist sehr niedrig (Im Mittel 13,6). *Arctium nemorosum* zeigt als Störzeiger die erst kürzliche Durchforstung und die erhöhte N- Umsetzung an. Arten, die in den anderen Stangenhölzer steter vorkommen, sind hier nur geringstet vertreten oder fehlen. Niedrige Stockausschläge von *Fagus sylvatica* als Reaktion auf die Durchforstung sind zu finden.

Die hohe Stammzahl und der damit verbundene extreme Dichtstand in Stangenholzbeständen führt ebenfalls zu einer artenärmeren Bodenvegetation. Stammzahlreiche Bestände mit einer Grundfläche von bis zu 37 m² pro ha und mittleren Stammzahlen von 3175 Bäumen (= 7 cm) pro ha (SH1, SH6) weisen nur vereinzelte Individuen von Gefäßpflanzen wie *Carex digitata*, *Poa chaixii* und *Ajuga reptans* auf. Boden- und Gesteinsmoose wie *Porella platyphylla*, *Tortella tortuosa* und *Polytrichum formosum* können den Dichtstand und die geringen Lichtverhältnisse noch am ehesten ertragen. Derartige Bestände wurden seit 1990 nicht mehr durchforstet und die Intensität der damaligen Durchforstung war schwach.

In Beständen mit geringeren Stammzahlen von im Mittel 1875 pro Hektar und gleichzeitiger reduzierter und bereits zersetzter Reisigauflage besteht die schütterere Bodenvegetation aus wesentlich mehr Arten (SH 4 & SH 5). Straucharten wie *Lonicera xylosteum*, *Crataegus monogyna* und *Rosa arvensis* können sich unter dem Kronendach der neun bis 13 Meter hohen Be-

²⁴ Die Lichtverhältnisse in den Stangenhölzern zeigten bei der Überprüfung mit Hilfe des Monte Carlo Permutationstests keinen signifikanten direkten starken Zusammenhang mit den ersten floristischen Achsen.

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwälder unterschiedlicher Bestandesalter

stände einfinden. Die Bestände wurden 1994 durchforstet und etwa 20% ihrer Grundfläche entnommen. Die vorhandenen schwach zersetzten Baumstubben ($Z^{\circ} 2$) dokumentieren diesen Durchforstungseingriff. Die gemessenen Lichtbedingungen zum Zeitpunkt der Erhebung geben über die vergangenen Durchforstungseingriffe nur wenig Auskunft, da durch die hohe Kronenplastizität der jungen Buchen offene Kronenlücken schnell wieder geschlossen werden (NUSSLEIN 1995). Günstigere Lichtbedingungen nach länger vergangenen Durchforstungen spiegeln sich deshalb nicht so drastisch in den aufgenommenen Lichtverhältnissen wieder.

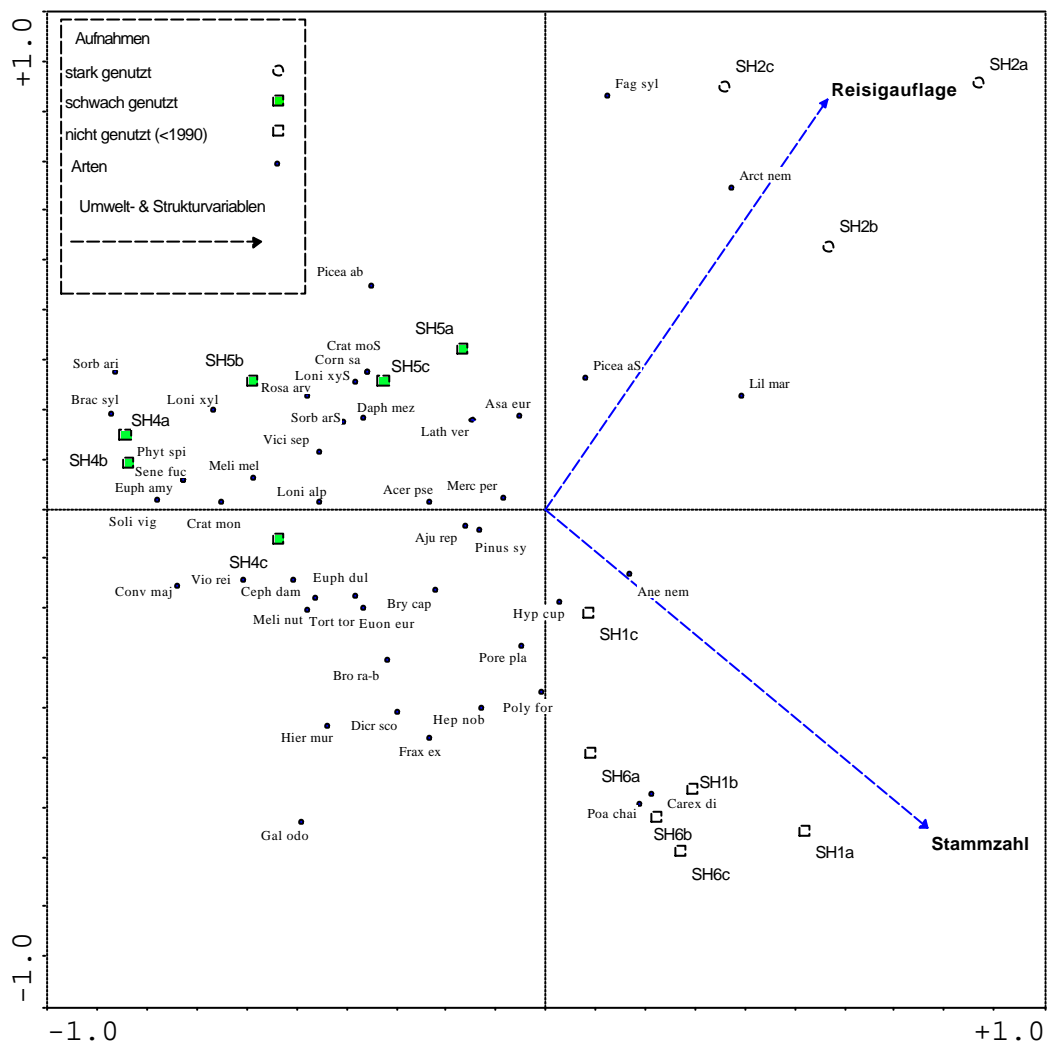


Abbildung 49: Ordinationsdiagramm einer direkten Gradientenanalyse (RDA) der trockenen Stangenhölzer mit den signifikanten Einflussvariablen Stammzahl und Reisigauflage.

7.1.3.1 Artenzahlen in trockenen Stangenholzbeständen

Der erst kürzlich durchforstete Stangenholzbestand weist mit 13 Arten die geringste Artenzahl pro 100m² auf. Die beiden schon 1994 genutzten Bestände sind für Stangenhölzer bereits artenreich (34 Arten pro 100m²). Der sehr dichtstehende ungenutzte Stangenholzbestand weist im Durchschnitt nur 21 Arten auf (Abbildung 50).

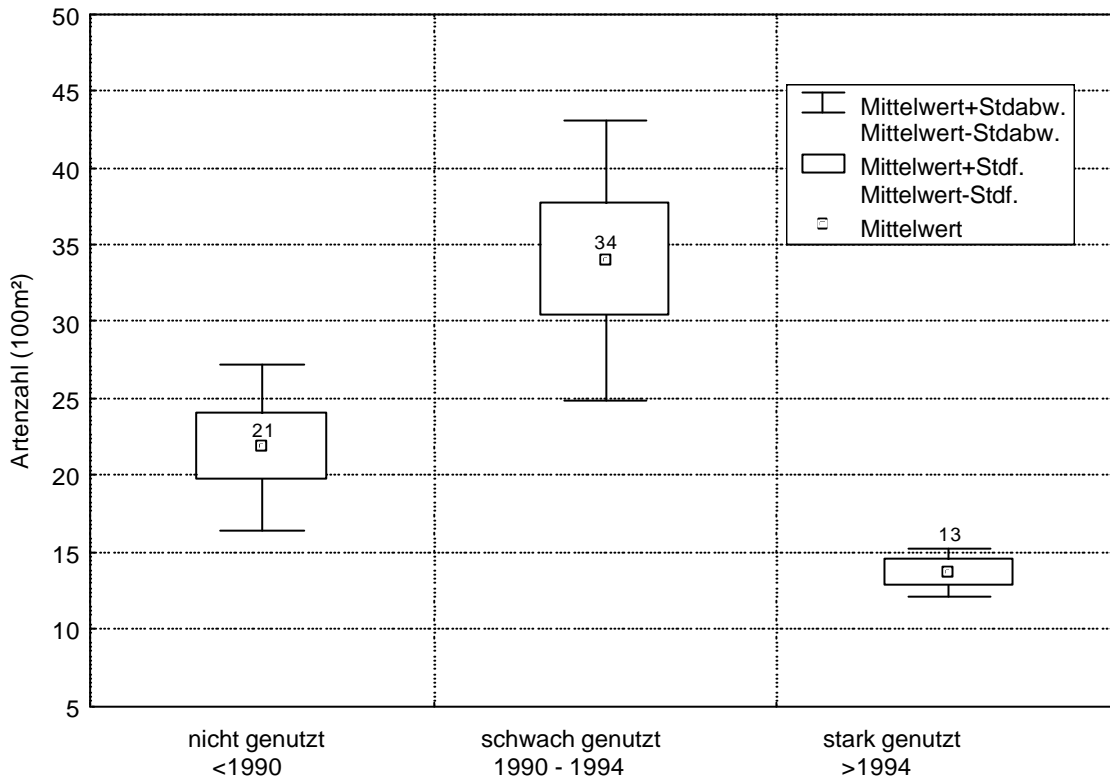


Abbildung 50: Mittlere Artenzahlen pro 100m² in unterschiedlich genutzten trockenen Stangenholzbeständen.

7.1.4 Fazit:

In den untersuchten Stangenholzbeständen spielen für die Artenzusammensetzung und dem Artenreichtum der Dichtstand und die Bodenüberdeckung mit Schlagraum eine Rolle. Der oftmals extreme Dichtstand in der Stangenholzphase, forstlich zur Astreinigung und biologischen Automation gewollt, erzeugt oberirdisch niedrige Lichtverhältnisse und unterirdisch eine starke Konkurrenz im Wurzelraum um Nährstoffe und Wasser (WATT & FRASER 1933). Die höhere Artenzahl in Beständen mit länger zurückliegender Durchforstung zeigt, daß es sich bei der Etablierung einer Krautschicht um einen langsamen Prozeß handelt. In der ersten Phase nach der

Durchforstung kann die Vegetation von dem verbesserten Lichtangebot profitieren, wenn der Schlagraum nicht zu dicht und mächtig und damit verdämmend ist. Durch die langsame Zersetzung des Schlagraumes können freigesetzte Nährstoffe genutzt werden. Eine neuerliche Schließung des Kronendaches über einen längeren Zeitraum führt langfristig zu einer erneuten Verarmung der Krautschicht. Die Häufigkeit und Intensität von Durchforstungen können als Schlüsselfaktoren für die Entwicklung der Kraut- und Strauchschicht in trockenen Stangenhölzern gelten.

7.2 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in trockenen Seggen-Buchenwäldern im Baumholzalter

Durch die Beschränkung auf die trockenen Bestände wird die dem Gesamtdatensatz dominierende Veränderung der Trockenheit ausgeschlossen und der Fokus auf die strukturellen und ressourcenbezogene Veränderungen durch forstliche Eingriffe gelenkt. Im trockenen Bereich fanden sich nur wenige nicht genutzte Baumhölzer. Die meisten Bestände wurden schwach oder stark durchforstet. Die Bestände unterschieden sich aber durch den Zeitpunkt der letzten Durchforstung.

Bei der Klassifikationsanalyse wurde ein Bestand den Blaugras-Buchenwäldern zugeordnet. Durch die deutlichen standörtlichen Unterschiede (extreme Neigung, trockener Standort und wenig Laubdeckung) und der unterschiedlichen Ausprägung der Vegetation (Blaugras-Buchenwald) wurde der Bestand bei der Analyse der trockenen Baumholzbestände ausgeschlossen. Es wurden im folgenden Kapitel damit nur trockene Seggen-Buchenwälder untersucht, um standörtliche Unterschiede zu minimieren.

7.2.1 Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte

Die trockenen Baumholzbestände weisen eine Altersspanne zwischen 65 und 110 Jahren auf. Die unterschiedliche Nutzungsgeschichte der Baumholzbestände spiegelt sich in den Baumstubbensequenzen (Abbildungen im Anhang) ebenso wie in den unterschiedlichen Grundflächen, dem Anteil der entnommenen Grundfläche und den Lichtwerten wieder (Abbildung 51). Mit zunehmender Stärke und der Kürze der Zeit zwischen der letzten Durchforstung und des Aufnahmezeitpunktes nimmt die Grundfläche ab und die Lichtverhältnisse werden innerhalb der Bestände, in Abbildung 51 gruppiert nach deren Zugehörigkeit zu den Nutzungsklassen, besser. Die Laubdeckung ist in den länger nicht mehr genutzten Beständen am höchsten (Durchschnitt 92%). Der Zersetzungsgrad der Baumstubben nahm mit dem Zeitraum seit der letzten Durchforstung zu. In den stark genutzten Baumholzbeständen fanden sich nicht oder nur schwach zersetzte Baumstubben (Z° 1- 2).

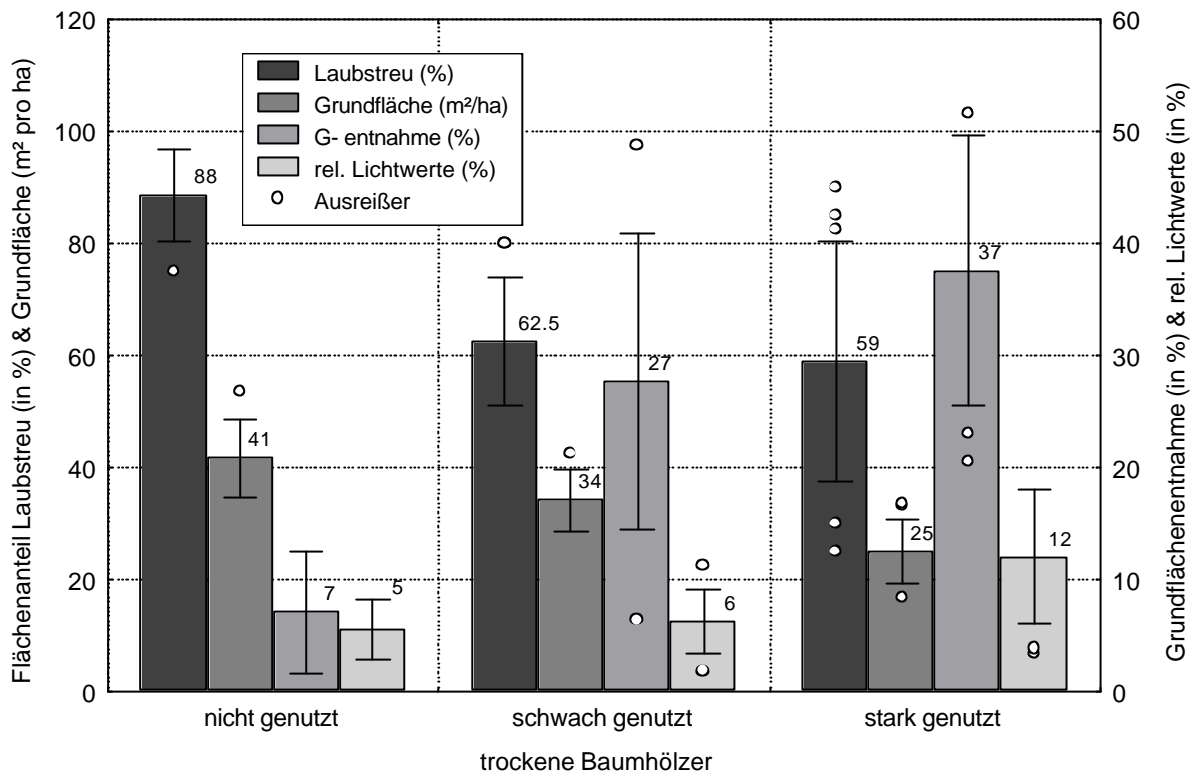


Abbildung 51: Struktur- und Nutzungsdaten trockener Baumhölzer gruppiert nach ihrer Nutzungsintensität und dem Zeitpunkt der letzten Durchforstung. Dargestellt sind Mittelwerte, Standardabweichung, Ausreißer und Extreme (n = 27).

Die seit 1994 stark durchforsteten Baumholzbestände weisen mit mittleren 12 % des Freilandlichtes deutlich bessere Lichtverhältnisse auf, als die Bestände mit früheren Durchforstungszeitpunkt, deren Lichtverhältnisse unter 8% liegen. Dabei spielt auch die Entnahmemenge bei der letzten Durchforstung eine wichtige Rolle (Abbildung 52). In dem 1997 stark durchforsteten Bestand werden Werte von 19 % der Lichtverhältnisse des Freilandes erreicht. In einem 1996 nur schwach durchforsteten Bestand hatte der Eingriff keine wesentlichen Verbesserungen der Lichtverhältnisse zur Folge. In Beständen mit länger vergangenen Durchforstungen (Z° 3 und 4) liegen die Belichtungsverhältnisse im Durchschnitt bei nur 5 % verglichen mit den Belichtungsverhältnissen im Freiland.

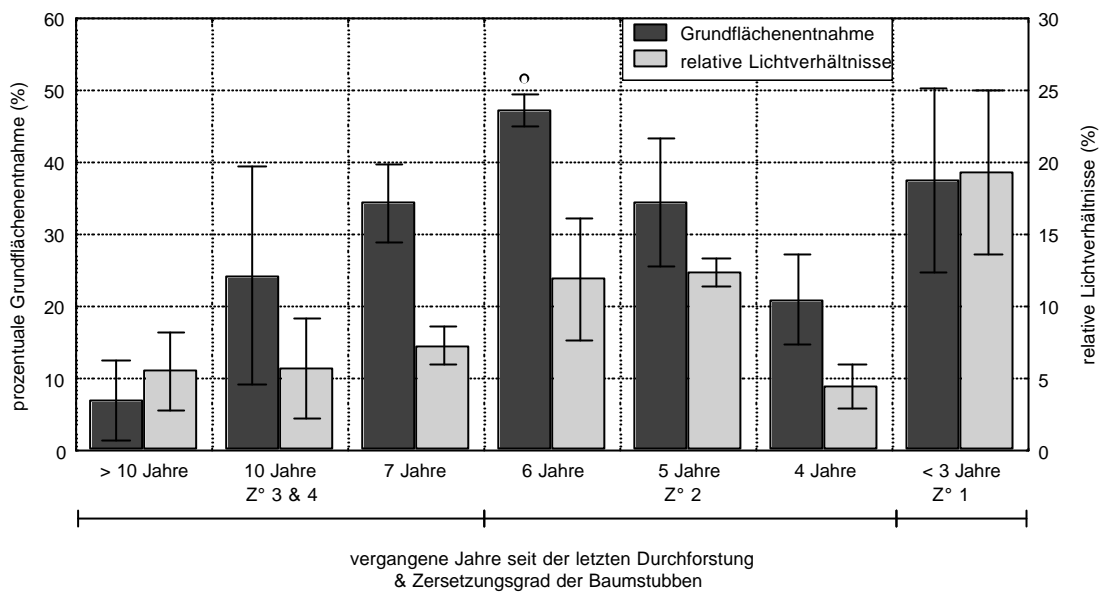


Abbildung 52: Grundflächenentnahme und relative Lichtverhältnisse in trockenen Baumholzbeständen mit unterschiedlichen Durchforstungszeitpunkten. Mit zunehmendem Zeitraum zwischen der Durchforstung und der Aufnahme nehmen je nach Durchforstungsintensität die Lichtverhältnisse im Bestand ab. Erst kürzlich durchgeführte schwache Durchforstungen resultieren in geringen Lichtwerten innerhalb der Bestände. Sehr starke Durchforstungen führen über einen langen Zeitraum zu günstigeren Lichtverhältnissen.

7.2.2 Vegetationsbeeinflussende Faktoren

Die explorative Analyse der trockenen Baumholzbestände zeigt einen floristischen Gradienten, der durch eine Zunahme an Arten geprägt ist. Die beiden ersten Achsen beschreiben etwa 27 % der floristischen Variabilität (1. Achse 15 %; 2. Achse 12 %). Die Artenzahl in den Aufnahmen ist mit der ersten Achse hoch korreliert ($r = 0.89$; Abbildung 53). Die Zunahme der Grundfläche ist entgegengesetzt mit der ersten und zweiten Achse korreliert ($r = -0.55$; $r = -0.55$, Tabelle 18). Ebenfalls gut mit der ersten und auch mit der zweiten floristischen Achse ist die Deckung der Laubstreu ($r = -0.42$; $r = -0.69$), die Eingriffsintensität ($r = 0.34$; $r = 0.61$), die Lichtverhältnisse ($r = 0.46$; $r = 0.58$) und die Geländeneigung ($r = -0.44$; $r = 0.37$) korreliert. Mit der zweiten floristischen Achse hängt das Bestandesalter ($r = 0.48$) zusammen.

Den größten Einfluß auf die Veränderung der Vegetation entlang der 1. Achse, also entlang der größten floristischen Variabilität, hat der Zeitraum zwischen Durchforstung und Erhebung ($r = -0.75$). Die erst kürzlich und stärker genutzten trockenen Seggen-Buchenwälder im Baumholzalter weisen mehr Arten auf, als die meisten schwach oder in der letzten Dekade nicht durchforsteten Seggen-Buchenwälder gleichen Alters.

Einstrahlung und nutzbare Wasserspeicherkapazität haben keinen bedeutenden Einfluß auf die floristische Veränderung und bestätigen den Ausschluß des Standorteinflusses durch die Bestandesauswahl für die weitere Analyse.

Tabelle 18: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation entlang der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der trockenen Baumhölzer.

	1. Achse (16 %)	2. Achse (11%)
Zeitraum seit letzter Durchforstung (a)	-0.75	-0.35
Grundfläche (m ² /ha)	-0.55	-0.55
Laubstreu	-0.42	-0.69
Eingriffsstärke (G %)	0.34	0.61
Rel. Lichtverhältnisse (%)	0.46	0.58
Bestandesalter (a)	0.17	0.48
Geländeneigung (°)	-0.44	0.37
Mittl. monatl. Einstrahlung (MJ/m ²)	-0.04	-0.02
nWSK (l/m ²)	-0.33	-0.04

In den trockenen Seggen-Buchenwäldern im Baumholzalter steht die Veränderung der Vegetation, einhergehend mit einer Veränderung der Artenvielfalt, mit der Nutzung und der Deckung der Laubschicht in Zusammenhang. Geringe Veränderungen werden durch das Bestandesalter und die Hangneigung erklärt. Der Nutzungseinfluss drückt sich durch den Zeitraum seit der letzten Durchforstung, der Entnahmemenge und der damit in Zusammenhang stehende Grundfläche und den Lichtverhältnissen aus.

Die meisten Arten zeigen einen Schwerpunkt in den besser lichtversorgten Beständen mit geringer Grundfläche. Hier liegt die letzte Durchforstung weniger als 5 Jahre zurück. Mit zunehmender Dauer seit der letzten Durchforstung und zunehmender Deckung der Laubstreu geht die Artenvielfalt zurück. Arten der reicheren Buchenwälder können unter solchen Bedingungen noch bestehen, wie auch einige Moosarten, die ihre Wuchsnische an den Bereichen des Stammfußes finden. Die Zunahme an Arten hängt in den trockenen Baumholzbeständen mit dem Lichtklima und der Deckung der Laubstreu zusammen. Da das Lichtklima durch die Bestandsstruktur und durch Durchforstungen beeinflusst wird, spielen Zeitpunkt und Stärke forstwirtschaftlicher Maßnahmen eine wichtige Rolle. Indirekt haben diese Faktoren einen wesentlichen Einfluß auf die vom Lichtklima abhängige Kraut- und Strauchschicht in Wirtschaftswäldern.

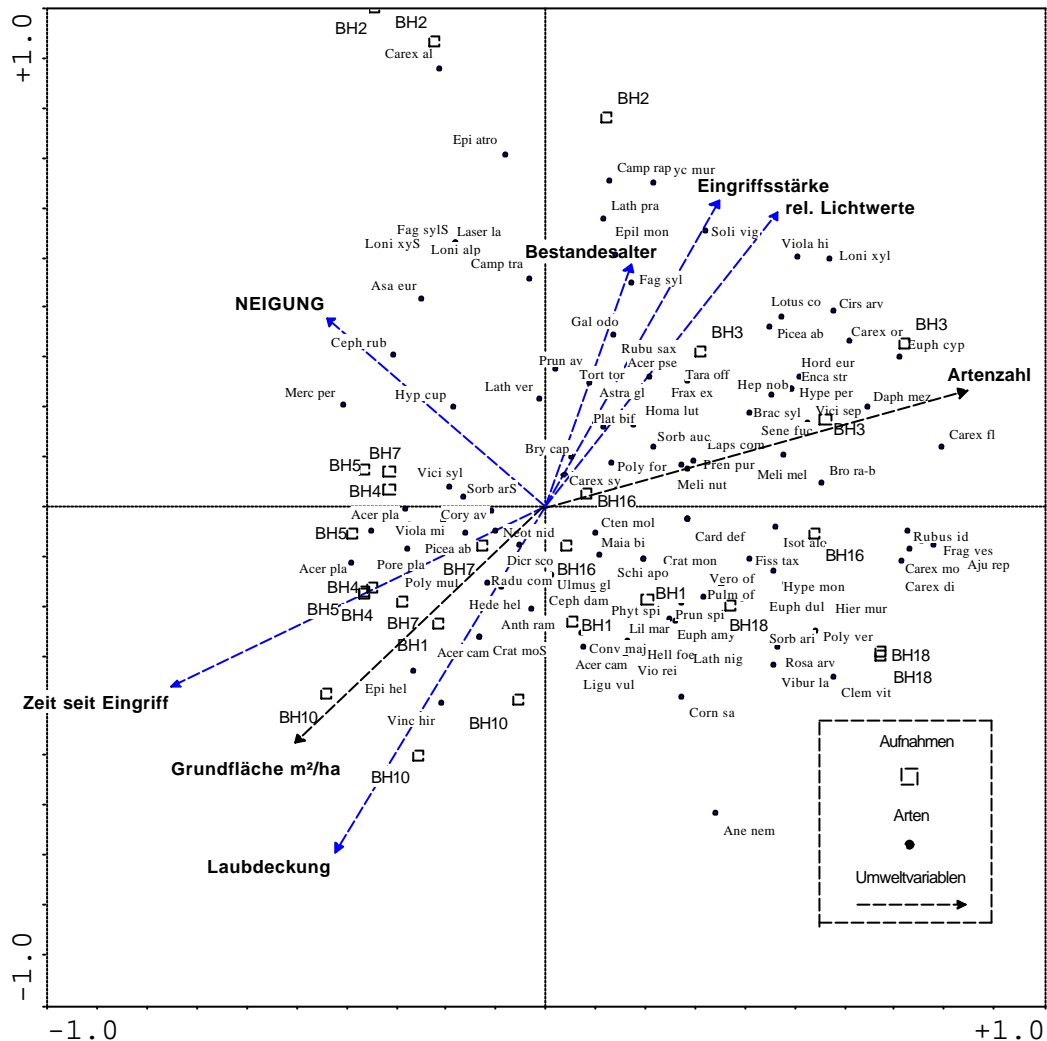


Abbildung 53: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Baumholzbeständen (27 Aufnahmen). Dargestellt sind Arten und die Aufnahmen. Hineinprojiziert sind die mit den beiden ersten Achsen am besten korrelierten Umwelt- und Strukturvariablen.

7.2.3 Einfluß forstwirtschaftlicher Nutzung auf die Vegetation – eine unechte Zeitreihe –

Korrelationen bestehen zwischen Strukturvariablen und nutzungsbeschreibenden Variablen. Zwischen der Grundfläche des verbleibenden Bestandes und den Nutzungsvariablen entnommene prozentuale Grundfläche ($r = -0.81$), rel. Lichtwerte ($r = 0.51$) und dem Zeitraum seit der letzten Durchforstung ($r = 0.81$) bestanden Korrelationen. Ebenfalls bestand ein Zusammenhang zwischen Grundfläche und Laubdeckung ($r = 0.72$). Für die direkte Gradientenanalyse des Nutzungseinflusses wurde deshalb die Grundfläche von der Analyse ausgeschlossen.

Als aussagekräftigste nutzungsbezogene und signifikanten Variablen wurde die Zeit seit der letzten Durchforstung und die Entnahmemenge (Monte Carlo Permutationstest p Niveau = 0.05) bei der Analyse verwendet. Als wichtigste Kovariable wurde das Bestandesalter und die Laubdecke gewählt um den Einfluß dieser Variablen auf das Ergebnis der direkten Gradientenanalyse auszuschließen.

Die beiden Nutzungsvariablen erklären in den trockenen Seggen-Buchenwäldern (Baumholzer) zusammen etwa 17 % der floristischen Variabilität in den Beständen. Durch die Verwendung der partiellen Form der Gradientenanalyse wird dabei der Effekt der anderen Variablen Bestandesalter und Laubdecke ausgeschlossen.

Die mit den beiden Nutzungsvariablen im Zusammenhang stehende floristische Variabilität, die entlang der beiden ersten Achsen in Abbildung 54 dargestellt wird, beträgt etwa 14%. Die Korrelation der Nutzungsvariablen und den beiden Achsen ist mit $r = 0.67$ für die erste und $r = 0.33$ für die zweite gut.

Die meisten Arten zeigen eine positive Bindung an einen kürzeren Zeitraum nach einer Durchforstung und deren Intensität. Mit kürzerem Zeitraum finden sich Störzeiger wie *Taraxacum officinale*, *Rubus ideaus*, *Cirsium arvense*, *Fragaria vesca* und *Ajuga reptans* ein. Verjüngung von Bergahorn und Buche findet sich ebenso in stark und erst kürzlich durchforsteten Beständen. In Beständen, deren Durchforstung etwa fünf Jahre zurückliegt, finden sich auch Arten der reicheren Seggen-Buchenwälder. *Carex digitata*, *Viola hirta*, *Hieracium murorum*, *Prenanthes purpurea*, *Hypericum montanum*, *Helleborus foetidus* und *Carex flacca* kommen ebenfalls schwerpunktmäßig in stärker durchforsteten Beständen vor, deren Durchforstung erst vier bis sechs Jahre zurückliegt.

Arten der reicheren Kalkbuchenwälder wie *Mercurialis perennis* und *Anemone nemerosa* (typische Frühjahrsgeophyten), *Asarum europaeum* und *Phyteuma spicatum* können in länger nicht durchforsteten Beständen überdauern.



Abbildung 54: Ordinationsdiagramm einer partiellen RDA trockener Baumholzbestände. Als signifikant beeinflussende Nutzungsvariablen zeigen der Zeitraum seit der letzten Durchforstung und die Entnahmemenge in den Beständen die Veränderung der Vegetation entlang der ersten und zweiten Achse. Arten im rechten Teil des Diagrammes zeigen eine Bindung an erst kürzlich durchforstete Bestände.

7.2.3.1 Artenzahlen der trockenen Baumholzbestände

In Beständen, die schon länger keine Durchforstung erfuhren, ist die durchschnittliche Artenzahl niedrig (18), gegenüber 23 Arten in den schwach genutzten und 37 Arten in den stark genutzten Baumholzbeständen (Abbildung 55). Die Lichtverhältnisse sind für die Ausbildung einer artenreichen Krautschicht in den nicht genutzten Beständen ungünstig. Eine dicht ausgebildete Laubstreu hemmt die Entwicklung der Bodenvegetation in den trockenen ungenutzten Baumhölzern. Ein Zusammenhang zwischen dem Bestandesalter und der Nutzungstärke besteht nicht. Ältere wie auch jüngere Baumholzbestände fanden sich über die Nutzungsklassen verteilt. Innerhalb der Nutzungsklassen wiesen die jüngeren Bestände meist die niedrigeren Artenzahlen auf.

7.2 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in trockenen Seggen-Buchenwäldern im Baumholzalter

Ein Bestand (BH10) war durch besondere Artenarmut charakterisiert. Die dichte Laubauflage und nur niedrige Lichtwerte hemmen in diesem Bestand das Aufkommen einer Krautschicht. Sehr stark zersetzte (Z° 4) Baumstubben deuten auf den langen Zeitraum seit der letzten Durchforstung hin. In den Aufnahmen fand sich *Vincetoxicum hirundinaria*, kümmernde Fichten- und Feldahornverjüngung.

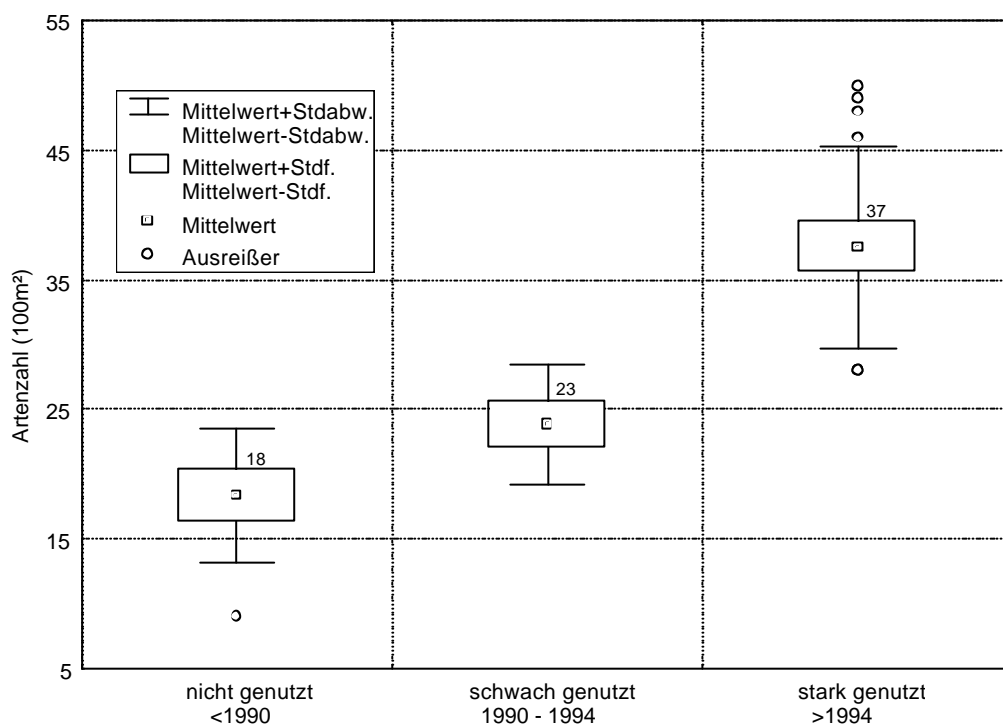


Abbildung 55: Artenzahlen in unterschiedlich genutzten trockenen Baumholzbeständen des Seggen-Buchenwaldes.

7.2.4 Fazit:

Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von einigen Trennarten des Carici-Fagetums und den verbesserten Lichtbedingungen in durchforsteten Beständen. Eine Auflichtung auf trockenen Standorten fördert die bessere Entwicklung der Krautschicht mit typischen Arten des Carici-Fagetums. Die Aufnahmen mit den höchsten Artenzahlen fanden sich in Beständen, die erst kürzlich durchforstet wurden, was in einer Erhöhung der Artzahl durch Störzeiger begründet ist.

7.2.5 Bemerkungen zu den Baumhölzern besser wasserversorgter Standorte

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwälder unterschiedlicher Bestandesalter

In Beständen mit lange zurückliegenden Durchforstungseingriffen (Z⁰3), besonders der mäßig frischen Standorten ist die Artenzahl mit sehr niedrig und lediglich typische Waldarten der reichen Buchenwälder können sich halten. Zusätzlich dunkelte in einem Bestand (SAT2) die bereits höher entwickelte Buchenverjüngung, die auf den mäßig frischen Standorten dynamisch reagiert und sehr geringe Lichtverhältnisse erträgt, die Bodenvegetation aus. FENNER ET AL (2000) gibt als minimale Lichtverhältnisse für die Entwicklung von Buchenverjüngung eine Spanne von 5 – 10 % relativer Beleuchtungsstärke an. Die Reaktion der Buchenkronen in der Baumschicht ist auf den mäßig frischen und mäßig trockenen Standorten weitaus dynamischer als auf den trockenen Standorten. Durch den womöglich schnellen erneuten Kronenschluß und den damit verbundenen Abfall der Beleuchtungsstärke kann das Aufkommen lichtbedürftiger Arten verhindert werden oder es kann zu einem erneuten Ausdunkeln der Krautschicht kommen. Lediglich typische Waldarten, die niedrige Beleuchtungsverhältnisse ertragen, können hier bestehen (Abbildung 56).

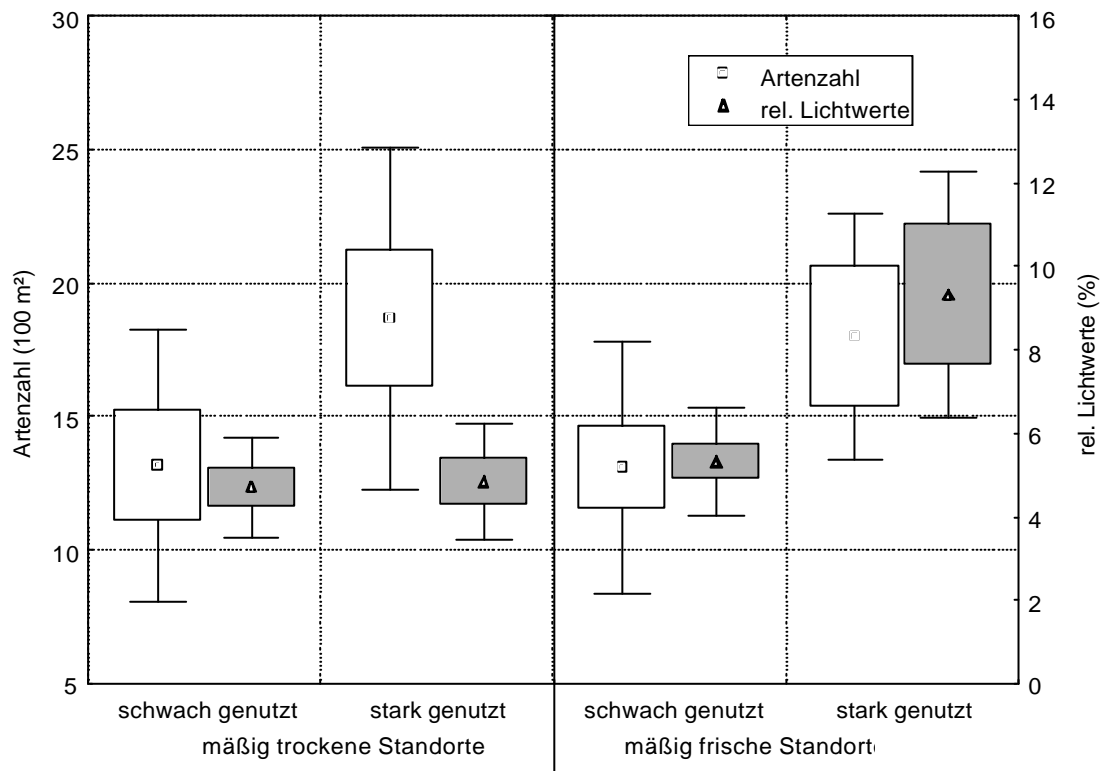


Abbildung 56: Artenzahlen (100m²) und rel. Lichtwerte in Baumholzbeständen der mäßig trockenen und mäßig frischen Standorte im Untersuchungsgebiet.

7.3 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Althölzern trockener Standorte

Nahe der Trockengrenze der Buche finden sich im Untersuchungsgebiet verstärkt Althölzer mit einem Alter zwischen 120 und 170 Jahren. Die Zahl der stark und erst kürzlich genutzten Bestände ist in dieser Altersklasse gering. Die größte Zahl der Altbestände wurde seit über 12 Jahren nicht mehr genutzt. Bei einigen dieser Buchenaltbestände handelt es sich um Flächen, die aufgrund des schlechten Wachstums und Stammformen und dem schwierigen Gelände im außerregelmäßigen Betrieb bewirtschaftet werden.

7.3.1 Struktur und nutzungsrelevante Kennwerte

Die untersuchten Althölzer zeigen aufgrund Ihrer unterschiedlichen Nutzungsgeschichte Unterschiede in der Grundfläche, der Entnahmemenge und den Lichtwerten (Abbildung 57). Das Bestandesalter variiert ebenfalls zwischen den Nutzungsgruppen. Die Unterschiede zwischen den nicht und schwach genutzten Altholzbeständen sind marginal. Sie unterscheiden sich durch die zuletzt entnommene Grundfläche, die bei den schwach genutzten Beständen etwas höher liegt. Die arB – Althölzer sind mit 160 Jahren weitaus älter als die anderen Buchenaltholzbestände im Untersuchungsgebiet.

Die nutzungsabhängigen Unterschiede zwischen den einzelnen Nutzungsgruppen der trockenen Althölzer sind nicht so groß wie bei den trockenen Baumhölzern. Nur die stark genutzten Buchenalthölzer unterscheiden sich zu den anderen Nutzungsklassen in der Grundfläche und den Lichtverhältnissen im Bestandesinnern. Durch die starke und erst kürzlich erfolgte Durchforstung liegen die relativen Lichtwerte in den stark genutzten Altholzbeständen bei etwa 16%, während in den anderen Beständen im Mittel nur knapp 10 % auf den Waldboden gelangen.

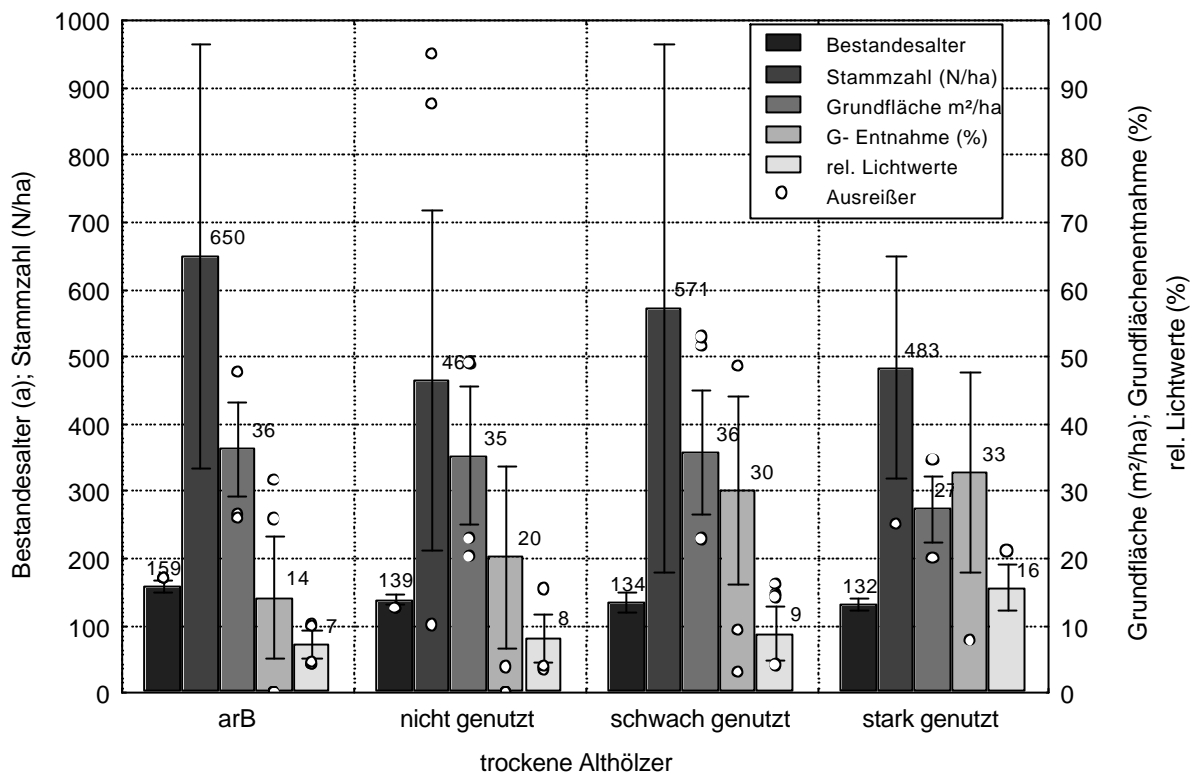


Abbildung 57: Struktur- und Nutzungsdaten trockener Althölzer gruppiert nach ihrer Nutzungsintensität und dem Zeitpunkt der letzten Durchforstung (vgl. Aufnahmestratifizierung und Baumstubbenanalyse). Dargestellt sind Mittelwerte, Standardabweichung, Ausreißer und Extreme, (N = 45).

Die unterschiedlichen Grundflächenentnahmen bei der letzten Durchforstung zwischen den in den letzten 10 Jahren nicht durchforsteten und den nur schwach genutzten Althölzern zeigten zum Zeitpunkt der Erhebung keine großen Veränderungen in den Lichtverhältnissen.

7.3.2 Vegetationsbeeinflussende Faktoren

Die Zunahme der Artenzahl ist in den trockenen Altholzbeständen bei erster Betrachtung weniger auf Nutzungseinflüsse zurückzuführen. Statt dessen ist die Geländeneigung und das Bestandesalter wie auch die Artenvielfalt in der Baumschicht von größerer Bedeutung (Tabelle 19). Eine starke Deckung der Laubstreu hemmt auch in den trockenen Altholzbeständen das Aufkommen einer artenreichen Krautschicht. Variablen, die in direktem Zusammenhang zur Nutzung stehen, wie die relativen Lichtwerte im Bestand oder Zeitpunkt & Stärke des Eingriffs, sind nur gering mit der floristischen Veränderung und der Artenzunahme entlang der ersten und zweiten Achse korreliert. Der durch die erste Achse erklärte Anteil an der Gesamtvarianz von 18% hängt mit einer Zunahme der Artenzahl zusammen ($r = 0.87$). Die zweite Achse erklärt weitere 10 % der

7.3 Einfluß der Bewirtschaftung auf die Waldvegetation in Althölzern trockener Standorte

Gesamtvarianz. Die geringe Laubdecke begünstigt ebenso eine artenreiche Krautschicht wie eine diverse Baumschicht aus mehreren Arten (Abbildung 58).

Tabelle 19: Korrelationen zwischen wichtigen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation entlang der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse.

	1. Achse (18 %)	2. Achse (10 %)
Neigung (°)	0.60	0.17
Bestandesalter (a)	0.45	0.17
Laubdeckung	- 0.47	- 0.35
Artendiversität in der Baumschicht	0.38	- 0.07
Lichtwerte im Bestand (%)	- 0.32	0.23
Einstrahlung (MJ/m ²)	0.04	- 0.41
Eingriff (Jahr*Menge)	- 0.38	0.21

Die artenreichsten Bestände sind jene Altbestände, die an steilen mit Steinen durchsetzten Hängen in südwestexponierter Lage stocken. Diese weisen ein kleinflächiges Mosaik an Standorten auf, die eine artenreiche Vegetationsdecke zulassen (OBERDORFER 1992). Bei diesen Altholzbeständen handelt es sich gleichzeitig häufig um arB- Bestände, die durch Ihre Steillage und ihren schlechten Schaffformen nur außerregelmäßig bewirtschaftet werden und ein hohes Alter aufweisen. Die floristische Veränderung wird in den untersuchten Altholzbeständen vor allem durch den Standort beeinflusst. Die Einstrahlung hat dabei noch einen gewissen Einfluß, die nutzbare Wasserspeicherkapazität wies keine Korrelation mit der Vegetationsveränderung entlang der beiden ersten Achsen auf ($r = -0.02$; $r = 0.009$). Die Topographie spielt eine wichtigere Rolle.

Zwar weisen auch bei den Altholzbeständen neuerlich und stark durchforstete Bestände ein höheres Lichtangebot im Bestandesinnern auf. Die verbesserten Lichtbedingungen zeigen aber keine positiven Zusammenhänge mit der Zunahme an Arten. In den untersuchten Altbeständen scheint die Veränderung des Lichtklimas nicht primär für den Artenreichtum verantwortlich zu sein. Die Lichtverhältnisse in den länger nicht mehr durchforsteten Altholzbeständen sind mit etwa 8 % des Freilandlichtes besser als in den nur schwach durchforsteten Baumholzbeständen. Die Lichtbedingungen können in den Altbeständen damit weniger limitierend sein als in den Baumholzbeständen. Die verzögerte Reaktion der Krautschicht auf die erst kürzlich erfolgten Durchforstungen in den stark genutzten Altholzbeständen kann ebenfalls Grund für dieses Ergebnis sein.

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwäldern unterschiedlicher Bestandesalter

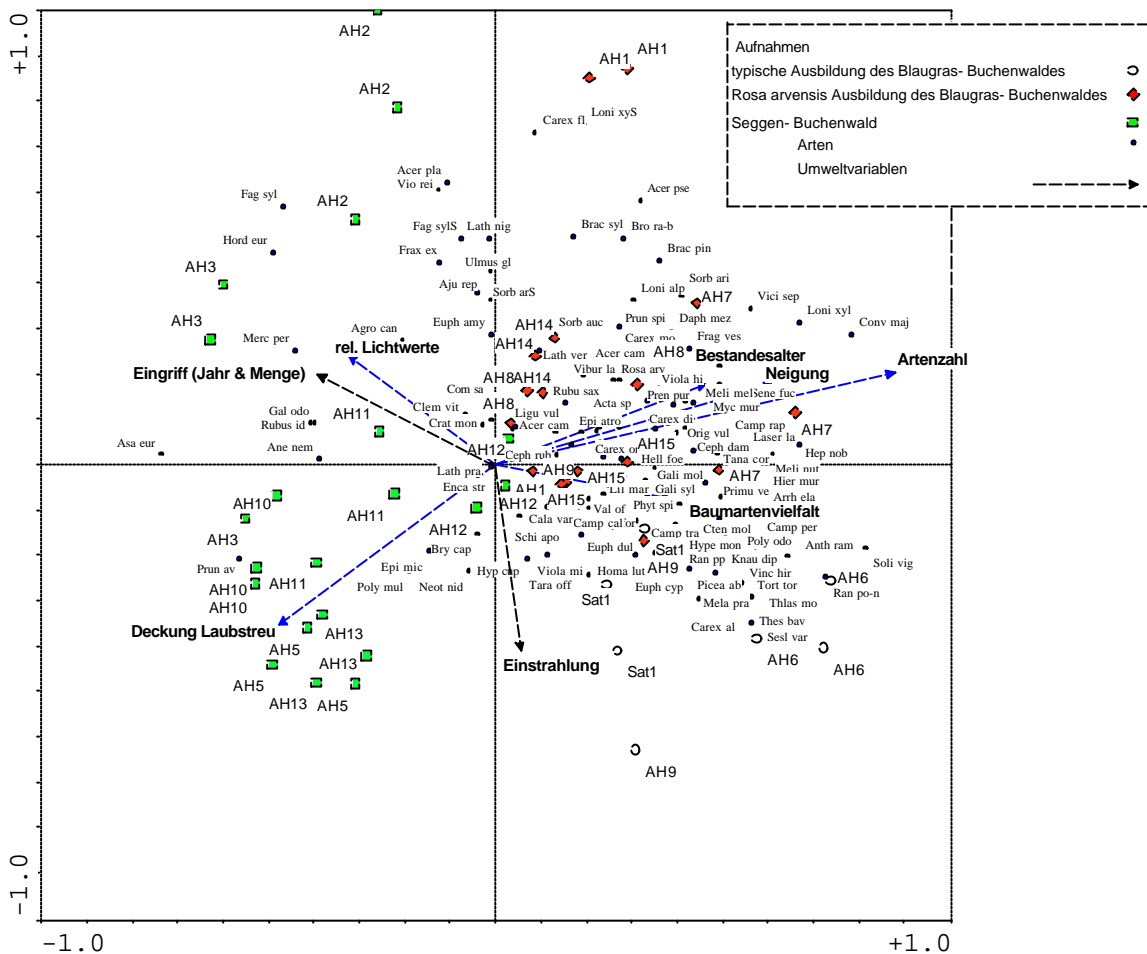


Abbildung 58: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in Altholzbeständen (45 Aufnahmen). Hineinprojiziert sind die wichtigsten Standorts- und Strukturvariablen. Die Aufnahmen sind nach ihrer Zugehörigkeit zu den Gesellschaften und Ausbildungen gruppiert.

Im Ordinationsdiagramm wird die Trennung der beiden bei der Klassifikationsanalyse unterschiedenen Gesellschaften Seggen-Buchenwald und Blaugras-Buchenwald deutlich. Die schon bei der Diskriminanzanalyse die beiden Gesellschaften trennenden Faktoren Neigung und Bestandesalter beschreiben auch hier den Gradienten entlang der ersten Achse an dem sich die beiden Gesellschaften abtrennen. Die Blaugras-Buchenwälder sind an den sehr steilen Hängen mit offener Mineralbodenfläche zu finden. Auch die Abtrennung zwischen den beiden Ausbildungen des Blaugras-Buchenwaldes, die mit der Laubdecke und dem Bestandesalter zusammenhängt, zeigt das Ordinationsdiagramm. Das Ordinationsdiagramm wird im wesentlichen von diesem Übergang zwischen den zwei in Ihrer Artenvielfalt unterschiedlichen Gesellschaften dominiert. Eine genaue Analyse des Einflusses der forstlichen Nutzungen in Altholzbeständen ist auf

diesem Untersuchungsniveau nur unzureichend möglich, da diese von den standörtlichen Unterschieden zwischen Blaugras- und Seggenbuchenwald „überdeckt“ werden.

Da es sich bei den meisten Blaugras-Buchenwäldern aufgrund ihrer Steilheit um arB- oder ungenutzte Bestände handelte, kann in diesen Beständen nur schwer ein Nutzungsgradient aufgespannt werden. Im folgenden sollen deshalb die Ergebnisse einer Analyse von Altholzbeständen der Seggen-Buchenwälder präsentiert werden. Hier standen sieben Bestände zur Verfügung, die einen Nutzungsgradienten mit etwa der gleichen Zahl an Beständen pro Nutzungsklasse abdeckten (nicht genutzt: drei Bestände; schwach genutzt: zwei Bestände; stark genutzt: zwei Bestände). Die zu den Seggen-Buchenwäldern gestellten trockenen Altholzbestände gehören fast ausnahmslos zu der typischen Ausbildung. Lediglich ein trockener nicht genutzter Altholzbestand wurde zur artenarmen Ausbildung gestellt.

Auch bei alleiniger Betrachtung der trockenen Altholzbestände der Seggen-Buchenwälder ist die Nutzung kein wesentlicher Einflußfaktor auf die Artenvielfalt, die mit der ersten Achse (.57) und mit der zweiten Achse korreliert ist (.32; Abbildung 59). Laubdeckung (-0.79), das Bestandesalter (.55) und die Einstrahlung (-0.73) sind am besten mit der ersten floristischen Achse korreliert (Tabelle 20).

Die alten artenreichen Seggen-Buchenwälder weisen eine geringe Laubbedeckung auf. Die heterogene Oberbodensituation erweist sich als günstig für die Entwicklung einer artenreichen Krautschicht. Die Krautschicht in den etwas artenärmeren Althölzern hat mit einer stärker geschlossenen Laubdecke fertig zu werden. Diese Bestände sind für die Buche durch die höhere nutzbare Wasserspeicherkapazität und gleichzeitig einer höheren Einstrahlung eventuell etwas günstiger und das Laubdach ist dichter ausgebildet. Erst entlang eines zweiten floristischen Gradienten spielt die Nutzung in Form der zunehmenden Lichtverhältnisse und der Kombinationsvariable Eingriff (Jahr und Stärke) eine Rolle. Mit der Nutzung geht keine Zunahme der Artenvielfalt einher, aber die Zusammensetzung der Vegetation ändert sich.

7 Nutzungsbedingte Vegetationsunterschiede in Kalkbuchenwäldern unterschiedlicher Bestandesalter

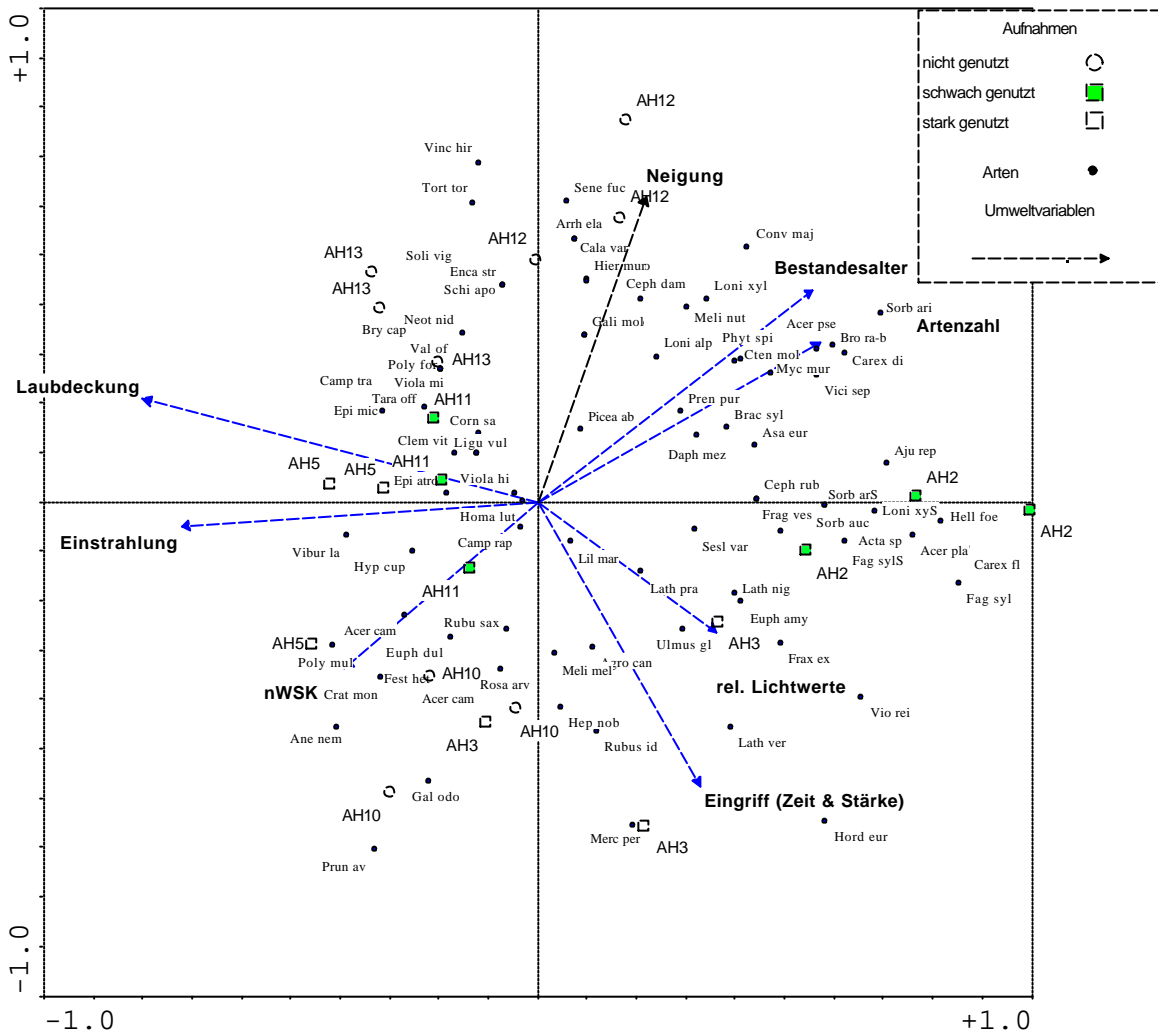


Abbildung 59: Ordinationsdiagramm der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Aufnahmen und Arten in trockenen Altholzbeständen der Seggen-Buchenwälder (21 Aufnahmen). Hineinprojiziert sind die wichtigsten Standorts- und Strukturvariablen. Die Aufnahmen sind nach ihrer Zugehörigkeit zu den Nutzungsgruppen eingeteilt.

Tabelle 20: Korrelationen zwischen Umwelt- und Strukturvariablen und der Veränderung der Vegetation entlang der ersten zwei Achsen einer Hauptkomponentenanalyse der Althölzer der Seggen-Buchenwälder.

	1. Achse (22 %)	2. Achse (13 %)
Laubdeckung	-0.79	-0.20
Einstrahlung (MJ/m²)	-0.73	0.05
Bestandesalter	0.55	0.42
NWSK	-0.39	0.33
Neigung	0.26	0.65
Nutzung	0.32	-0.57
Pacl	-0.36	-0.26

Arten die sich in den erst kürzlich durchforsteten Beständen einfinden sind *Rubus ideaus*, *Agropyron caninum*, *Carex flacca* und die Verjüngung von Bergahorn, Buche und Esche. Die für die alten und sehr trockenen Bestände typischen Arten zeigen keine positive Bindung an die Eingriffe.

7.3.4 Artenzahlen in den trockenen Altbeständen

Der Zusammenhang zwischen der forstlichen Nutzung und der Artenzahl ist in den Altbeständen bei getrennter Betrachtung von Seggen-Buchenwald und Blaugras-Buchenwald nicht eindeutig. Die Altbestände des Blaugras-Buchenwaldes zeigten allgemein eine geringere Nutzungsintensität. Dies liegt in ihrer steilen Lage, welche die Holzbringung erschwert, und an dem schwachen und schlechten Wuchs der Buche. Lediglich ein Bestand des Blaugras-Buchenwaldes wurde stark durchforstet. Dieser wies ähnlich hohe Artenzahlen (52) wie die artenreichen arB- Bestände (51) auf. Jedoch schwankte die Artenzahl zwischen den einzelnen Aufnahmen stark. Die einer geregelten Nutzung unterliegenden Bestände besaßen weniger Arten (schwach 41; nicht genutzt 40). Lediglich ein Bestand wurde dabei in den letzten zehn Jahren und nur schwach durchforstet. Im Vergleich zu den trockenen Altbeständen der Seggen-Buchenwäldern waren die Altbestände der Blaugras-Buchenwälder über alle Nutzungsklassen hinweg deutlich artenreicher (Abbildung 61).

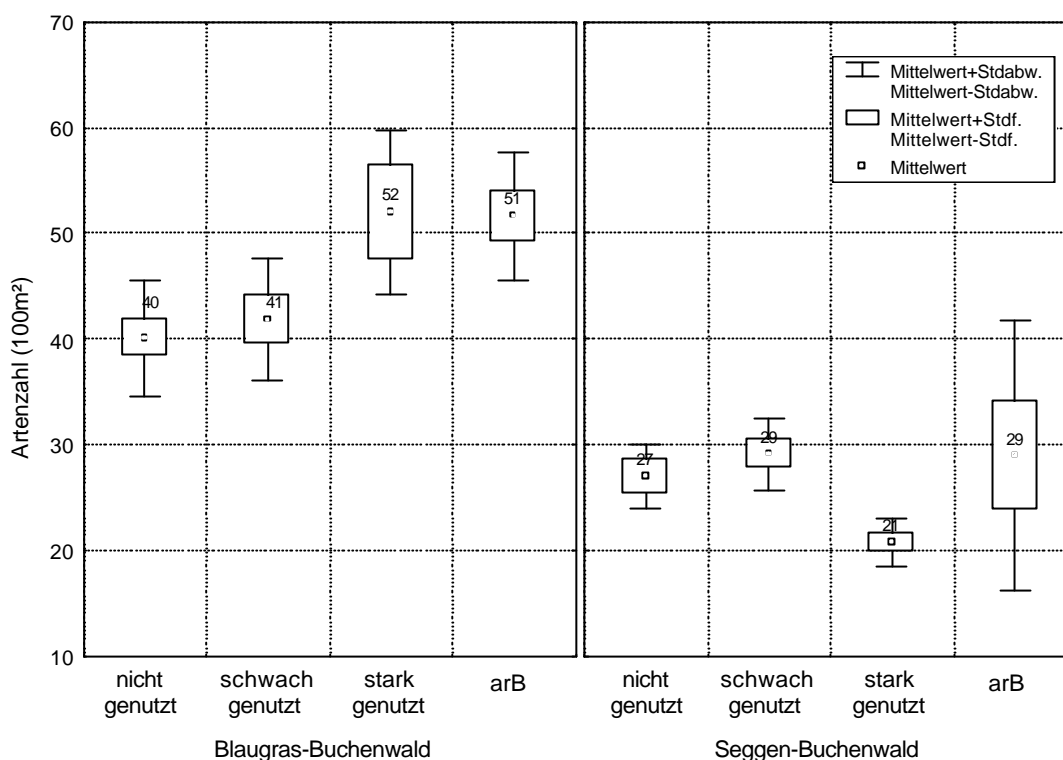


Abbildung 61: Mittlere Artenzahlen der nach Nutzungsklassen eingeteilten Altbestände der Blaugras- und Seggen-Buchenwälder.

Die Altbestände der Seggen-Buchenwälder wurden stärker genutzt, aber auch hier finden sich zwei arB-Bestände. Die Artenzahl (29) ist in diesen nicht deutlich höher als in den Beständen der anderen Nutzungsklassen. Die Artenzahl schwankt aber stärker zwischen den Aufnahmen. Ähnliche durchschnittliche Artenzahlen werden von den nicht (27) oder nur schwach genutzten (29) älteren Seggen-Buchenwäldern erreicht. Die zwei im Winter 1997/98 durchforsteten Altholzbestände weisen niedrigere Artenzahlen (21) auf. Durch die erst kürzlich durchgeführten Eingriffe finden sich noch nicht völlig zersetzter Schlagraum in Form von Reisig, Ast- und Stammresten. Die typische Waldbodenvegetation hat sich vermutlich von der starken Durchforstung noch nicht vollständig erholt²⁵. Störzeiger haben sich aber schon eingestellt.

7.3.5 Fazit

²⁵ Bei einer Hangneigung von unter 30° werden in den beiden Forstämtern bei der Bringung häufig Forwarder bei der Durchforstung eingesetzt. Nach Auskünften des Forstamtes war dies auch bei diesen Beständen der Fall (mündl. Mitt. FD Hirner).

Der Einfluß forstlicher Nutzungen ist in den besonders trockenen Altbeständen des Untersuchungsgebietes durch die beschränkte Anzahl an unterschiedlich bewirtschafteten Altholzbeständen für beide Waldgesellschaften nur schwer abzuschätzen. Die sehr artenreichen Altholzbestände der Blaugras-Buchenwälder werden nur sehr unregelmäßig bewirtschaftet. Diese Bestände sind besonders artenreich aufgrund der besonderen Standortverhältnisse. Ein 1995 durchforsteter Bestand auf vergleichbarem Standort wies stärkere Schwankungen in den Artenzahlen auf, war im Durchschnitt aber genauso artenreich. Nicht oder nur schwach genutzte Blaugras-Seggenbuchenwälder unterschieden sich nicht wesentlich in der prägenden Artenausstattung, waren aber etwas artenärmer.

Die standörtlich trockenen Seggen-Buchenwälder im Altholzalter sind artenärmer. Hier wirken sich kurzfristig Durchforstungen negativ auf die Artenvielfalt in den Aufnahmen zweier stark durchforsteter Altbestände aus. Die Zeitraum seit der Durchforstung war mit knapp zwei Jahren (Ende 1997) kurz. Störzeiger waren zwar bereits in einigen Aufnahmen vorhanden und haben auf die sehr hohen Lichtwerte(ca. 18% des Freilandes) reagiert, jedoch fehlten in der Krautschicht einige Waldarten.

7.4 Vergleich mit den Ergebnissen der Versuchsflächen des SFB 433

Die Versuchsflächen des SFB 433 konnten floristisch deutlich von den weiteren untersuchten Kalkbuchenwäldern abgegrenzt werden. Aufgrund des frischeren Standortes weist der Waldgersten-Buchenwald eine deutlich andere Bodenvegetation auf. Ein Grund für die unterschiedliche Vegetationszusammensetzung des Seggen-Buchenwaldes liegt in dessen Nutzungsgeschichte. Durch die starke Durchforstung im Jahr 1995 war er bereits aufgelichteter als viele andere trockene Baumholzbestände im Untersuchungsgebiet. Die Baumstubben in den unbehandelten Bestandesbereichen wiesen auf eine prozentuale Grundflächenentnahme im Jahr 1995 von etwa 39 % hin. Nur zwei trockene Baumholzbestände wiesen ähnlich starke Grundflächenentnahmen auf (BH2, BH16). Störzeiger wie *Rubus ideaus*, *Taraxacum officinale*, *Fragaria vesca* und *Cirsium arvense* fanden sich dadurch hochstet in der Bodenvegetation. Aber auch Arten wie *Viola hirta* und *Carex digitata* scheinen durch die intensive Durchforstungen gefördert worden zu sein. Viele dieser Arten fanden sich in nur in anderen Seggen-Buchenwälder, die ebenfalls eine stärkere Durchforstung hinter sich hatten (AH 3, BH 18, BH 3, BH 2). Diese wiesen in etwa ähnliche relative Lichtverhältnisse (10 bis 15 %) wie die unbehandelten Bestandesteile der Versuchsflächen auf. Die stärkere Auflichtung hatte auch in diesen Beständen einen Effekt auf die Artenzusammensetzung, war aber nicht so ausgeprägt.

Eine ähnlich starke Veränderung der Bodenvegetation wie sie durch die experimentellen Schirmhiebe auf den Versuchsflächen hervorgerufen wurde, konnte in den anderen Untersuchungsbeständen nicht gefunden werden. Die in der Praxis üblichen Eingriffe waren schwächer. Absenkungen der Grundfläche auf 10 bzw. 15 m²/ha wurde in keinem Bestand gefunden. Außerdem ist davon auszugehen, dass in der Praxis die Bestände nicht zweimal in der Dekade durchforstet wurden.

8 Diskussion

8.1 Übertragbarkeit der Ergebnisse

Die Vergleichbarkeit und Übertragbarkeit von Ergebnissen aus freilandökologischen Untersuchungen wird durch die Komplexität der Umweltfaktoren, die auf die Vegetation einwirken, und der differenzierten Reaktion von verschiedenen Teilen der Vegetation erschwert. Interessieren nur einzelne Umweltfaktoren und deren Wirkung auf die Vegetation, müssen der Einfluß anderer Faktoren durch die Wahl der Untersuchungsmethode minimiert oder ausgeschlossen werden. Damit reduziert sich gleichzeitig die Übertragbarkeit der Ergebnisse. Diese sollten immer im Kontext des gewählten Betrachtungsausschnittes interpretiert werden. Der Vergleich mit Ergebnissen ähnlicher Studien mit anderen „Rahmenbedingungen“ und die kritische Prüfung ist deshalb besonders wichtig.

8.1.1 Methodik, Betrachtungsraum und Grundgesamtheit

Die Intensität des Aufnahmekonzeptes, häufig durch den gesteckten Zeitrahmen vorgegeben, bestimmt die Interpretation der Ergebnisse gleichermaßen. Geringe Aufnahmezahlen lassen dabei die Interpretation des Ergebnisses manchmal nur als Fallstudie zu. Durch den Vergleich mit den Ergebnissen anderer Studien ist hier aber eine Verbesserung der Gültigkeit der gefundenen Ergebnisse zu erreichen.

8.1.2 Untersuchungsansatz der zusätzlichen Kalkbuchenwälder

Die Einbeziehung verschiedener Bestandesalter ermöglichte die Betrachtung einzelner Bestandesphasen, die sonst üblicherweise in pflanzensoziologischen Untersuchungen ausgespart werden (ELLENBERG 1996). Sie sind wichtiger Bestandteil von bewirtschafteten Buchenwäldern und wurden deshalb mit in die Untersuchung einbezogen.

In Baumhölzern der Seggen-Buchenwälder war die Untersuchung einer unechten Nutzungszeitreihe durch die unterschiedlichen Zeitpunkte der Durchforstungen möglich. Die Voraussetzung für die Anwendbarkeit einer unechten Zeitreihe ist die Annahme, dass eine Entwicklung in räumlichen und zeitlichen Abfolgen vergleichbar verläuft. Durch das Abschätzen oder Bestimmen des Zeitraumes zwischen dem Störereignis und der einzelnen Flächen kann der Bezug zur zeitlichen Dynamik hergestellt werden (DRURY & NISBET 1973). Das Ersetzen des Faktors Zeit mit Hilfe

von Untersuchungsflächen birgt Probleme. Die Interpretation wird bei Nichtbeachtung einiger wichtiger Aspekte schwierig.

Um den Betrachtungsschwerpunkt auf die Zeitkomponente zu legen, ist eine Minimierung standörtlicher Unterschiede wichtig, da diese den zeitlichen Einfluß verwischen können (ABER 1979). Nicht nur standörtliche Bedingungen sind als Einflußfaktor wichtig. Die Ausgangsbedingungen in den einzelnen Flächen sind für die Entwicklung und Dynamik bedeutsam. HETZEL (1998) zeigte bei einem statischen Vergleich von Sturmwurfflächen die Bedeutung des Ausgangsbestandes auf die Vegetation acht Jahre nach dem Störereignis.

Standörtliche Unterschiede wurden bei der Bestandesauswahl minimiert. Durch die verschiedenen Eingriffsstärken bei den einzelnen Durchforstungen entstehen unterschiedliche Ausgangsbedingungen die einen Vergleich der Bestände erschweren. Deshalb konnten die unterschiedlichen Eingriffszeitpunkte nur unter der gleichzeitigen Betrachtung der Stärke des Eingriffes betrachtet werden.

Die Interpretation und Übertragbarkeit bei unechten Zeitreihen wird weiterhin dadurch erschwert, dass wichtige Prozesse nicht unabhängig von Raum und Zeit stattfinden. Räumlich abhängige Prozesse wie Artenverbreitung können Unterschiede bei den Flächen hervorrufen, welche die Ergebnisse einer unechten Zeitreihe verändern können (GLEASON 1927). Faktoren wie die umgebende Vegetation (Nachbarschaftsverhältnisse) und der Bestand selbst haben hierauf einen Einfluß. Genauso verhält es sich mit der Zeit als Variable. Sie beschreibt die Vergangenheit des Untersuchungsobjektes. Um Flächen aufgrund dieser Variablen vergleichen zu können, muss unterstellt werden, dass Geschehnisse in der Vergangenheit (z.B. Trockenheitsereignisse) in allen untersuchten Beständen auftraten.²⁶

Durch das Aufnahmedesign wurde versucht, Randeffekte und Einflüsse durch Nachbarschaftsbestände zu minimieren, dennoch können Einwirkungen dieser Faktoren nicht völlig ausgeschlossen werden. Das Bestandesalter und damit im wesentlichen die Dynamik der Baumschicht und der Entwicklungszustand der Krautschicht wurde berücksichtigt durch die Gruppierung nach Stangen- Baum- und Altholz und wenn nötig durch einen rechnerischen Ausschluß der Bedeutung des Bestandesalters (partielle Redundanzanalyse). Durch die Begrenzung der Studie in einen

²⁶ Sonst könnte man den beobachteten Unterschied auf ein Ereignis oder einen Faktor reduzieren, der in einem Bestand auftrat in einem anderen nicht. Damit wird eine Übertragung der Ergebnisse solcher Studien in die Zukunft in unserer sich ändernden Umwelt fast unmöglich.

engen regionalen Raum und einem etwa vergleichbaren Standort wurde versucht, unerwünschte Heterogenitäten in der Vergangenheit der Bestände zu minimieren.

Die Untersuchung der Stangenholzbestände ist durch ihre geringere Bestandeszahl (fünf Bestände) eher als Fallstudie zu interpretieren. Die Ergebnisse sollten als Tendenzen gesehen werden.

In den Altholzbeständen war eine Untersuchung in Form einer unechten Zeitreihe nicht möglich, da sich die Gruppe der Altbestände standörtlich und bei der Nutzung als zu heterogen erwies. Durch die alleinige Betrachtung der Seggen-Buchenwälder konnte hier mit Hilfe von neun Beständen der Einfluß der Nutzung untersucht werden.

Die Ergebnisse der unechten Zeitreihen sind durch die Stichprobenzahl nicht auf hohem Niveau gesichert. Ein kritischer Vergleich mit den Ergebnissen der echten Zeitreihe und anhand der Literatur ist deshalb sinnvoll.

8.1.3 Zeitreihen auf den Versuchsfeldern

Der Aufnahmezeitraum auf den Untersuchungsfeldern des Sonderforschungsbereiches 433 ist mit drei Jahren kurz. Deshalb sollten die Veränderungen in der Bodenvegetation eher als Fluktuationen interpretiert werden. Aussagen über eine langfristige Veränderung der Bodenvegetation können noch nicht getroffen werden. Auch unter sehr ausgeglichenen Standortverhältnissen finden sich von Jahr zu Jahr Vegetationsveränderungen (Fluktuationen) wie PERSSON (1980), RUNGE (1981), SCHMIDT (1995) in ihren Studien nachweisen konnten. Dies erschwert die Interpretation von kurzen Zeitreihen. Die Ableitung eines einheitlichen Trends wird dadurch erschwert. Die Einbeziehung von Vergleichsfeldern in unbehandelten Bestandesteilen und der direkte Vergleich mit diesen kann den Effekt von unkontrollierbaren Ausseneinflüssen wie Trockenjahre abmildern. Bisher konnten nur kurzfristige Veränderungen erfasst werden.

8.1.4 Vergleich der Ergebnisse mit anderen Untersuchungen

8.1.4.1 Baumstubben als Nutzungsindikatoren

Bei der Interpretation und Übertragung der Ergebnisse der Baumstubbenauswertung müssen einige Aspekte beachtet werden. Bei der Zersetzung von Baumstubben ist die Geschwindigkeit von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, die umgebungs- oder objektgebunden sind. Als externe Faktoren spielt vor allem der Zeitraum, der für die Zersetzung zur Verfügung steht, die Temperatur und die Feuchtigkeit eine wichtige Rolle (HARMON et al 1986). Die beiden letzten Fak-

toren beeinflussen dabei die Verteilung, Zusammensetzung und Aktivität der für den Abbau zuständigen Organismen. KÄÄRIK (1974) gibt für die meisten holzzersetzenden Pilze ein Temperaturoptimum zwischen 25 und 30° Celsius an. Bei einer Feuchte von über 30 % des Trockengewichtes steht den Abbauorganismen Wasser zu Verfügung und Ihre Abbauaktivität steigt an (GRIFFIN 1977). Bei zu hohen Wassergehalten (Auffüllen der Poren) kann der aerobe Abbau jedoch wieder gebremst werden. Die Art und Größe des Tothholzobjektes als objektgebundene Faktoren haben ebenfalls einen Einfluß auf die Abbaurate. Durch die unterschiedliche Zusammensetzung je nach Baumart finden sich unterschiedlich schnelle Zersetzungsraten (SCHEFFER & COWLING 1966). Studien über die Zersetzung unterschiedlich großer Tothholzstücke zeigten einen negativen Zusammenhang zwischen Abbaurate und Größe des Tothholzstückes (HARRIS et al 1972).

All diese aufgezählten Faktoren können das Ergebnis der Baumstubbenanalyse beeinflussen. Es kann aber davon ausgegangen werden, dass Faktoren wie beispielsweise die Temperatur und Feuchte, in den zum größten Teil auf trockenen und warmen Standorten stockenden Beständen mehr oder weniger einheitlich sind. Das Waldinnenklima dürfte in gewissem Maße eine Pufferung extremer Werte erreichen. Die klimatischen Unterschiede zwischen den Beständen sind nicht so groß, daß deutliche Differenzen zu erwarten wären. Da 94% der analysierten Baumstubben von Buchen stammen, ist der Einfluß verschiedener Holzarten eher gering. Lediglich 4.5 % der Baumstubben stammen von Nadelholzbäumen, hauptsächlich Fichte. Etwa 1.5 % waren andere Laubhölzer oder konnten nicht einer Baumart zugeordnet werden. Der Einfluß unterschiedlicher Stubbengrößen auf die Zersetzungsraten konnte nicht beobachtet werden. Ein Vergleich von Beständen mit gleichen Eingriffszeitpunkten, aber unterschiedlichen Baumstubbendurchmessern zeigte keine Unterschiede in der Einteilung der Stubben in die Zersetzungsklassen. Hier spielen sicherlich auch die weiten Spannen der Klassen eine Rolle. HARMON et al (1986) weisen darauf hin, dass eine Vielzahl von Studien ebenfalls keinen deutlichen Zusammenhang zwischen Größe und Zersetzungsgeschwindigkeit fanden. Der dominierende Einflußfaktor auf die Zersetzung der Baumstubben in den untersuchten Kalkbuchenwäldern ist der Zeitraum, seit dem die Baumstubben dem Zersetzungsprozeß ausgesetzt sind.

Die Tendenz, daß geringere Eingriffsstärken bei länger zurückliegenden Durchforstungen zu beobachten sind, kann nicht eindeutig erklärt werden. Eventuell kann dieser Trend in veränderten forstlichen Anweisungen zur Buchenwaldbewirtschaftung begründet sein, die in den letzten Jahren die Zielstärkennutzung und stärkere Freistellung einzelner Baumindividuen forciert. Ein weiterer Grund mag im Vergleich mit der Grundfläche liegen, die zum Aufnahmezeitpunkt gemessen wurde. Die geringere relative Grundflächenentnahme kann nicht unbedingt dadurch erklärt werden,

dass bei länger nicht durchforsteten Beständen die erneut zugewachsene Grundfläche den Wert vermindert. Denn die Buche reagiert nach BOUCHON et al (1989) bei Auflichtung zuerst mit einem Kronenwachstum und anschließend mit einem zeitverzögerten verstärkten Durchmesserwachstum (bis zu sechs Jahren). In den Kalkbuchenwäldern im Baumholzalter bedingten vor allem die geringen Grundflächenentnahmen die niedrigen Werte. In den Stangenhölzern waren die Werte der Grundflächenentnahme (m² pro Hektar) recht gering und die Unterschiede lagen in der Grundfläche des stehenden Bestandes. Aber auch hier war der Zuwachs über den Zeitraum bis zu Erhebung wohl nicht ausschlaggebend, vielmehr fanden sich in den schwach und lange nicht durchforsteten Beständen deutlich höhere Stammzahlen.

8.1.4.2 Die Vegetationsentwicklung auf den Versuchsfeldern des SFB

In den beiden Untersuchungsflächen wurden durch die experimentellen Schirmhiebe Vegetationsveränderungen induziert. Dabei verlief die Vegetationsveränderung je nach Eingriffsintensität und Standort unterschiedlich ab. In dem beobachteten Zeitrahmen von drei Jahren kommt die Vegetation aber nicht über die Entwicklung einer ersten initialen Phase hinaus. Der Versuch einer Abgrenzung von Schlagflugesellschaften wäre vermutlich zu früh und nur rudimentär möglich. So schreibt OBERDORFER (1992): „Die Abgrenzung und deutliche Fassung von Schlagfluren und Vorwaldgehölzen bereitet aufgrund der großen Dynamik und sich überlagernden und teils sprunghaften Entwicklungen einige Schwierigkeiten“ (OBERDORFER 1992). Die Ergebnisse zeigten aber erste rudimentäre Veränderungen der Vegetation mit einer Zunahme von Störzeigern.

Die Unterschiede zwischen den beiden Kernflächen zeigen bereits in diesem Stadium einer Vegetationsveränderung hin zu mehr Störzeigern den Einfluß des Standortes an. Nach OBERDORFER (1992) kommt eine gut ausgeprägte Entwicklung einer Schlagflur nur in Gang, wenn hoher Lichtgenuß und frische basenreiche Böden zusammentreffen, damit eine kräftige Mobilisierung von Nährstoffen stattfindet. Die experimentell durchforsteten Parzellen des Nordosthangs weisen für solch eine Entwicklung günstigere Bedingungen auf wie der trockenere Südwesthang, auf dem die Mineralisierung durch die sommerliche Trockenheit vermutlich stärker gehemmt ist. Die Vermutung der geringeren Mineralisierungsraten und Nährstoffverfügbarkeit auf dem trockenen Südwesthang des Seggen-Buchenwaldes wird von den Ergebnissen des Bodenkunde-Teilprojektes gestützt. HILDEBRAND et al (2001) wiesen deutlich höhere Nitratkonzentrationen in der Bodenlösung im Waldgersten-Buchenwald nach. Erhöhte Nitratkonzentrationen fanden sich auch im Seggen-Buchenwald in nicht überschirmten Bestandesbereichen. Jedoch traten diese erhöhten Werte nur im Frühjahr auf. PAPAN et al (2001) fanden ebenfalls Hinweise für eine erhöhte Bodenaktivität und Freisetzung von Nährstoffen im Waldgersten-Buchenwald

des Nordosthanges. Sie konnten hier eine höhere Nitrifizierer- Anzahl und -Aktivität im Oberboden gegenüber dem Seggen-Buchenwald feststellen. Die Vegetation reagiert sicherlich auf die deutlich höhere Nährstofffreisetzung. Damit wird ein Teil der von den schirmhiebsinduzierten Prozessen freigesetzten Nährstoffe durch das stärkere Wachstum der Krautschicht aufgefangen und gebunden, was sich in der starken Zunahme der Deckungswerte zeigt.

Auf beiden Flächen gab es eine Zunahme der Artenzahl, was durch das Hinzukommen von Arten ohne die Verdrängung der bereits vorhandenen Waldarten erklärt werden kann. Solch eine Artanreicherung fand HETZEL (1998) selbst noch auf großen Sturmwurfflächen. Eine Zunahme der Artenvielfalt kurz nach forstlichen Eingriffen wurde von einigen Autoren ebenfalls beschrieben. MOSANDL (1991) zeigte in Lochhieben im Bergmischwald einen sprunghaften Anstieg der Artenzahl bei bereits geringer Auflichtung, die bei zunehmender Dominanz einzelner Arten (Zwergsträucher) wieder abnahm. KIRBY (1990) zeigte ebenfalls einen starken Anstieg der Artenzahl in den ersten Jahren, diese nahm durch die Dominanz einzelner Arten ebenfalls wieder ab. HUGHES und FAHEY (1991) zeigten dagegen für einen Kahlschlag in einem nordamerikanischen Laubwald, dass trotz starker Ausbreitung von Arten wie *Rubus ideaus* die Waldarten weiter überleben und nicht durch Konkurrenzdruck verdrängt werden.

Die untersuchte Zeitreihe in den Untersuchungsflächen des Sonderforschungsbereiches ist leider bisher zu kurz um eine zunehmende Dominanz und ein Absinken der Artenvielfalt zu bestätigen. Zwar zeigt sich bereits zwischen den beiden letzten Jahren eine geringere Zunahme der Artenzahl auf den starken Schirmschlägen, eine Abnahme der Artenzahl ist aber nicht zu erkennen. SCHMIDT (1997) fand weitaus geringere Artenzahl- Anstiege in Lochhieben in einem Kalkbuchenwald, was mit der Dominanz der dort vorherrschenden Pflanzenarten *Mercurialis perennis* oder *Allium ursinum* erklärt wurde. Diese Arten zeigten im späteren Verlauf einen Rückgang, was die zunehmend dichter werdende Gehölzverjüngung bedingte. Die Ausgangslage zwischen den Lochhieben, die SCHMIDT untersuchte, und den Schirmhieben dieser Untersuchung läßt sich damit nicht vergleichen. Es wird aber deutlich dass die Ausgangssituation für die Entwicklung mit entscheidend ist. Aufgrund der unterschiedlichen standörtlichen Ausgangslage waren für die Zunahme der Artenzahl andere Arten auf den jeweiligen Hängen verantwortlich.

Für die Schirmschläge des Südwesthanges, dessen Nährstoffangebot durch die Trockenheit minimiert wird, können die veränderten Licht- und Trockenheitsverhältnisse für die Entwicklung der Vegetation eher entscheidend sein. Das Vorkommen von Arten wie *Cirsium arvense*, die an höhere Lichtverhältnisse angepasst sind, lassen darauf schließen. Die Reaktion der Vegetation auf dem Südwesthang ist bei Betrachtung der Deckungswerte weniger stark. Die Zunahme an Arten

geringer. Hier scheinen aufgrund des Standortes die Veränderungen weit langsamer und schwächer zu verlaufen. Die gehemmte Nitrat-Versorgung durch die Trockenheit kann hierbei ein hemmender Faktor sein. So zeigte RENNENBERG et al (2001) eine gehemmte Nitrat-Aufnahme der Buchenverjüngung unter den trockenen Bedingungen des Südwesthanges und zeitweiligen Trockenstress.

Bei der Interpretation der gehemmten Reaktion der Vegetation im Seggen-Buchenwald sollte folgender Umstand mitbedacht werden, der sich auf die besondere Ausgangssituation bezieht. Durch die Durchforstung im Jahre 1995 fanden sich über die Fläche verteilt bereits Schlagarten und Störzeiger. Eine Freisetzung an Nährstoffen erscheint also schon zum damaligen Zeitpunkt erfolgt zu sein. Die neuerliche Durchforstung hatte in dem bereits gestörten Bestand damit eventuell einen geringeren Effekt als in einem länger nicht mehr durchforsteten Bestand wie dem Waldgersten-Buchenwald am Nordosthang. Die im Jahr 1999 erfolgte Durchforstung im Mittelhang kurz vor dem neuerlichen Eingriff hatte womöglich verstärkenden Effekt, erkennbar an der starken Arten- und Deckungszunahme in diesem Bereich.

Mit einer einmaligen Erfassung der Vegetation, kurz nach den experimentellen Eingriffen, wären die Einwirkungen der Schirmhiebe nicht faßbar gewesen. Deutlich wird, dass Schwankungen in der Artenzusammensetzung mehr oder weniger schnell verlaufen können, was die Interpretation eines Momentanzustandes erschwert. Ausgangsbedingungen und Standort haben dabei einen wesentlichen Einfluß. Die Ergebnisse deuten darauf hin, dass in starken Schirmhieben unter günstigen Feuchtebedingungen die Bodenvegetation als kurzfristiger Biomasse und Nährstoffspeicher dienen kann. Auf trockeneren Standorten ist dieser Effekt nicht so ausgeprägt.

Da nach vier Jahren noch die Einflüsse einer Durchforstung auf der Versuchsfläche erkennbar waren, bleibt abzuwarten, wie sich die Bodenvegetation weiterentwickeln wird. Zwischen dem zweiten und dritten Aufnahmejahr waren die Veränderungen nicht mehr so stark wie zwischen dem ersten und zweiten Aufnahmejahr. Solche Schwankungen bedeuten aber noch nicht eindeutig ein Zurückfallen in den Ausgangszustand wie es von einigen Wissenschaftlern nach Störungen erwartet wird (PALMER 2000). Um solch eine Hypothese zu stützen, wären weitere Beobachtungen über die kommenden Jahre nötig.

8.1.4.3 Vegetation und Bestandesalter

Die Zusammenhänge zwischen der Bestandesphase (Alter) und der Artenzahl zeigte NIHLGÅRD 1970 für gepflanzte Fichtenwälder. KIRBY 1988 zeigte ebenfalls eine starke Artenarmut in gepflanzten Fichten- und Buchenbeständen, die ein Alter zwischen 20 und 40 Jahren

aufwiesen. Danach stieg die Artenzahl langsam an. Die Studie von SCHMIDT und WECKESSER (2001) zeigt für Buchenwälder des Solling noch Unterschiede bei der Artenzahl je 100 m² für die Krautschicht von jungen (<80 Jahre) und älteren (>90 Jahre) Beständen. Die Entwicklung eines Bestandes und die damit einhergehende Dynamik der Artenzahl kann beim Vergleich mit den gefundenen Ergebnissen der relativen Artenarmut in den Stangenhölzern auch auf die untersuchten trockenen Buchenwälder übertragen werden. Das flächige gleichmäßige Aufkommen von Buchenverjüngung durch einen langsamen Schirmhieb führt zu einem Dickungs- und frühen Stangenholzstadium, unter dem die Lichtverhältnisse lange Zeit so gering sind, dass eine Krautschicht sich nur sehr schwach ausbilden kann (ELLENBERG 1996). Die relativen Lichtverhältnisse lagen in den untersuchten Stangenholzbeständen bei etwa 5% des Freilandes und sind mit die niedrigsten Werte, die in der vorliegenden Untersuchung ermittelt wurden.

Entsprechend der Dynamik, ausgehend von einem verarmten Dickungsstadium, sind die Voraussetzungen für eine schnelle Entwicklung der Krautschicht in einem frühen Stadium in einem Stangenholzbestand oder einem jungem Baumholz ungünstig. Viele Arten müssen erst wieder von angrenzenden Beständen einwandern oder wenn noch kümmerlich vorhanden mit Ausläufern oder über Samen sich wieder ausbreiten. Viele Arten können dabei einen langen Zeitraum (viele Jahrzehnte) benötigen, bis sie in den Waldbeständen wieder vorkommen (WITTIG et al 1985, BRUNET & VON OHEIMB 1998). Besonders Arten, die nicht von Ameisen oder durch Wind verbreitet werden, sind davon betroffen. Günstigere Lichtverhältnisse durch eine frühzeitige Auflichtung durch häufige Durchforstungen kann die Ausbreitung und Etablierung von krautigen Arten in den Stangenhölzern und jungen Baumhölzern fördern. Schlagraum, der bei der Jungbestandspflege meist im Bestand verbleibt, wirkt sich durch seine zusätzliche schattende Wirkung für eine gewisse Zeit ebenfalls ungünstig aus. Die artenärmeren jüngeren Bestände in der Baumholzphase sind wohl aus sehr verarmten Stangenhölzern hervorgegangen. Hier können sich verzögerte Einwanderungsgeschwindigkeit und ein langer Kronenschluß noch negativ auf die Artenarmut auswirken. Dies spiegelt sich in den Ergebnissen der Klassifikation der Waldgesellschaften wider. Die artenarme Ausbildung der Seggen-Buchenwälder war im Durchschnitt jünger als die besser entwickelte und artenreiche Ausbildung. In der Arbeit von ELLENBERG et al (2002) erwiesen sich jüngere Buchenbestände ebenfalls als besonders artenarm, wenn diese nach einem erfolgreich verlaufendem Schirmschlag großflächig aufwuchsen und dann nicht mehr forstlich bewirtschaftet wurden. Mit zunehmendem Alter muß angenommen werden, dass die Nachwirkungen eines langen jugendlichen Dichtstandes durch die mehr oder weniger regelmäßigen Eingriffe in den Bestand verwischt sind. Hier wirken eventuell andere noch im folgenden angesprochene Faktoren auf die Vegetation.

8.1.4.4 Vegetation und Lichtverhältnisse

In den Baumholzbeständen zeigt sich zusätzlich zu dem Effekt des Alters der positive Einfluß der verbesserten Lichtverhältnisse auf die Artenvielfalt. Die durch forstliche Bewirtschaftung in den letzten zehn Jahren aufgelichteten Baumholzbestände wiesen durchschnittlich höhere Artenzahlen in der Krautschicht auf. Im Vergleich von unbewirtschafteten und bewirtschafteten Buchenwäldern in Norddeutschland fanden ELLENBERG et al (2002) ebenfalls einen deutlichen Zusammenhang zwischen Artenvielfalt und Belichtungsverhältnissen. Die Belichtungsverhältnisse wurden hier indirekt über den Leaf area Index (LAI) der Baumschicht ermittelt. Viele der unbewirtschafteten Bestände zeichneten sich durch schlechtere Lichtverhältnisse aus. Die Autoren erklärten dies mit dem Umstand, dass sich die nicht mehr bewirtschafteten Bestände in der Optimalphase befinden und ein sehr dichtes Kronendach aufweisen.

Schlechte Lichtverhältnisse fanden sich in der vorliegenden Untersuchung, von den Stangenholzbeständen abgesehen, in Baumholzbeständen, die in den vergangenen 10 Jahren vor der Aufnahme nicht durchforstet wurden. Die Bodenvegetation war in diesen Beständen nur sehr spärlich ausgebildet. Niedrige Lichtverhältnisse können auch in späteren Bestandesphasen auftreten bleibt eine Durchforstung oder Auflichtung des Kronendaches für längere Zeit aus. Kleinere Lücken, wie sie häufiger bei Niederdurchforstungen in Buchenwäldern auftreten, können durch die Dynamik des Kronendaches schnell wieder geschlossen werden. RUNKLE und YETTER (1987) wiesen in einer Studie im Osten der USA eine starke Kronenausdehnung der häufigeren Laubbäumen (*Fagus grandifolia*, *Acer*- Arten) von durchschnittlich 18 cm/ Jahr für Randbäume von Kronenlücken nach. Die Variabilität war aber von Individuum zu Individuum sehr verschieden. So wuchsen einzelne Äste bis zu vier Metern in sieben Jahren. Dies zeigt die mögliche Plastizität des Kronendaches in Laubwäldern. Dies deckt sich mit dem gefundenen Zusammenhang zwischen den Durchforstungszeitpunkten, der Eingriffsstärke und den Lichtverhältnissen in den untersuchten Kalkbuchenwäldern. Die Reaktion der Baumkronen in den untersuchten Kalkbuchenwäldern kann dabei durch die standörtliche Situation reduziert sein und den Kronenschluß verlangsamen.

Den positiven Einfluss periodischer Durchforstungen auf die Lichtverhältnisse in älteren Beständen zeigen die Ergebnisse von TABAKU und MEYER (1999). Sie fanden in albanischen Urwäldern mit einem geschätzten Maximalalter von über 200 Jahren im Vergleich zu bewirtschafteten Buchenwäldern sehr geringe Lückengrößen, in denen kein direktes Licht auf den Boden gelangt. Die natürliche Dynamik der Buche ermöglicht ihr also bei ausreichend günstigen Standortbedingungen dichte Bestände bis ins hohe Alter auszubilden. Ein extremer Kronenschluß und

Dichte des Blätterdaches kann auf den trockeneren Standorten nicht in dem Ausmaße erwartet werden (ELLENBERG 1996). In den trockeneren stärker genutzten Baumholz und in Altholzbeständen wurden tendenziell bessere Lichtwerte gefunden. Die Vegetation war hier besser entwickelt und die unterschiedliche Artenzusammensetzung spiegelt die edaphische, kleinstandörtliche und lokalklimatische Standortssituation wider. So konnte aufgrund der edaphisch kleinstandörtlichen Unterschiede die älteren Blaugras-Buchenwäldern standörtlich von den Seggen-Buchenwäldern abgegrenzt werden.

Die Auswirkungen der Durchforstungen zeigten sich in den Lichtverhältnissen und der Vegetation noch vier bis fünf Jahre später in Baumholzbeständen des Untersuchungsgebietes. Es bleibt abzuwarten, wie die Vegetation auf neuerlichen dichten Kronenschluß reagieren wird.

8.1.4.5 Vegetation und Oberbodensituation

Der Einfluß von Durchforstungen auf die Artenvielfalt kann sich in stark durchforsteten Beständen ins Gegenteil umkehren, wenn kurzzeitig durch den Einschlag die Vegetationsdecke aufgerissen wird und Pflanzen durch das Rücken des Holzes absterben wie JALONEN & VANHAMAJAMAA (2001) und READER (1987) zeigten. In zwei älteren Seggen-Buchenwäldern wurde eine ähnliche Situation vorgefunden. Die im Jahr 1997 durchforsteten Bestände wiesen außer einigen Störzeigern nur wenig andere Arten auf. In den trockenen Stangenhölzern verdämmte der liegengebliebene Schlagraum die Bodenvegetation. HETZEL (1998) zeigte für Kahlflächen das Aufkommen von Nitrophyten in liegengelassenen Gipfelbereichen. Die Lichtsituation in den dichten Stangenhölzern verhindert aber bisher solch eine Entwicklung.

Die Akkumulation einer dichten Laubdecke ist für die Entwicklung einer Krautschicht auch in den untersuchten trockenen Baumhölzern und den Althölzern hinderlich. Bestände mit einer schlecht entwickelten und artenarmen Krautschicht wiesen häufig eine dichte Laubdecke auf, die den größten Teil des Oberbodens abdeckte. SCHMID & LEUSCHNER (1998) zeigten solch einen Zusammenhang in den Gipsbuchenwäldern des Kyffhäusers. BARTSCH et al (1993) zeigte die Bedeutung der Laubschicht für die Etablierung von Buchenverjüngung. Dichte Laubaufgabe verhinderte ein erfolgreiches Ankommen von Keimlingen. Für die Entwicklung einer geschlossenen und mächtigen Laubschicht sind dichte Bestände günstiger da hier der Wind nicht effektiv genug durch den Bestand streifen und das Laub verblasen kann (ELLENBERG 1996). Offenere Bestände mit größerem Standraum, also häufig ältere Wälder sind hierfür günstiger (MITSCHERLICH 1981, GEIGER 1975). Die Topographie hat dabei auch einen Einfluß. Stärker geneigte Hänge zeigen häufig eine Akkumulation an Laubstreu am Hangfuß, während der Oberboden am Hang mehr oder weniger freiliegt. Da die Buche mit Ihrer Kronenarchitektur einen Teil des Niederschlages

als Stammabflußwasser zum Boden leitet, kommt es an steilen Hängen bei Schlagregen zu Abschweben des Laubes (ELLENBERG 1996, WEIHE 1985). Im Blaugras-Buchenwald (typische Ausbildung) der auf sehr steilen Hängen stockte, kann sich Laub nur in kleinen Mulden ansammeln.

Durch Trockenheit hervorgerufene geringe Bodentätigkeit kann den Abbau der Buchenstreu vermindern. GRIMME (1977) stellte eine durch die Trockenheit gehemmte Nettomineralisation im Carici-Fagetum fest. Die Wurzeltätigkeit wird ebenfalls durch die Trockenheit gehemmt. Die Etablierung von Keimlingen dürfte durch die trockene Buchenstreu erschwert werden. Eine dichte und flächige Laubschicht fand sich in den artenärmeren trockenen Kalkbuchenwäldern. Die Laubschicht hat auch in der vorliegenden Untersuchung einen Einfluß auf die Artenzahl in den untersuchten Kalkbuchenwäldern.

8.1.4.6 Weitere Einflußfaktoren auf die Bodenvegetation

Erwähnt werden sollen hier noch weitere Faktoren, die häufig in der Literatur mit dem Phänomen der artenarmen und „nackten“ trockenen Kalkbuchenwälder genannt werden, aber im Rahmen dieser Untersuchung nicht durch eigene Erhebungen untersucht werden konnten. Im Zusammenhang mit der Artenarmut in trockenen Buchenwäldern wird die unterirdische Wurzelkonkurrenz als entscheidender Faktor von SLAVIKOVA (1958) genannt. Sie untersuchte trockene Buchenbestände in Böhmen und fand in besonders artenarmen Buchenwäldern ohne Krautschicht eine sehr dichte Durchwurzelung des Oberbodens mit Buchenwurzeln. Die Flachgründigkeit und Trockenheit des Standortes wurden von ihr als ausschlaggebender Faktor für die oberflächennahe dichte Bewurzelung genannt. KREUTZER (1961) und KUTSCHERA (1997) wiesen ebenfalls auf die Plastizität des Wurzelsystems der Buche hin. Beide betonen, dass die Flachgründigkeit des Standortes die Bildung von weit hinstreichenden Seitenwurzeln und eine dichte Durchwurzelung des Oberbodens fördert. BÜTTNER & LEUSCHNER (1994) zeigten für ältere Buchen- Eichen- Bestände eine deutliche Schichtung der Wurzeln, bei der die Buche deutlich in den oberen Bodenhorizonten Feinwurzeln ausbildete. SCHMID & LEUSCHNER (1998) fanden etwa doppelt soviel Feinwurzeln (Wurzeldichte 300mg/100ml) im AH- Horizont wie in einem „normalen“ Kalkbuchenwald (140 mg/100ml).

In der vorliegenden Untersuchung wurde die Durchwurzelung an Bodenprofilen durch Zählen der mit bloßem Auge an der Profilwand sichtbaren Wurzeln ermittelt. Für die Untersuchung von Konkurrenzsituationen ist die Auszählung zu ungenau. Hierzu sind Feinwurzelmassen und Wurzelspitzenzählungen notwendig. Es wurde auch nicht nach Buchen und krautigen Wurzeln unterschieden. Interessant ist aber, dass sich die Anzahl der Wurzeln im Oberbodenbereich zwischen den artenreichen und den artenarmen Buchenbeständen nicht wesentlich unterschied.

Diese dichte oberflächennahe Durchwurzelung der Buche führt zu einer starken Konkurrenz mit der Krautschicht um das verfügbare Wasser in diesen Schichten. In Flächen, die durch das Abtrennen der Wurzeln von der Konkurrenz durch die Buche ausgeschlossen waren, entwickelte sich schnell eine besser entwickelte Krautschicht. Anzumerken ist hierbei, dass durch den Abbau der Wurzeln die Stickstoffversorgung gesteigert werden kann, was das Lichtgenußminimum der Pflanzen herabsetzt. Durchforstungen haben dementsprechend einen Einfluß auf die unterirdischen Konkurrenzverhältnisse. Durch die Entnahme von Baumindividuen wird damit nicht nur die Beschattung herabgesetzt. Wie schnell sich Durchforstungen auf das unterirdische Konkurrenzgefüge auswirken, läßt sich nicht genau sagen. BAUHUS (1994) fand lebende Buchenfeinwurzeln geschlagener Buchen noch während der zweiten Vegetationsperiode in Lochhieben. Der selbe Autor konnte aber auch einen deutlichen Anstieg an krautigen Feinwurzeln in gekalkten Lochhieben feststellen (BAUHUS 1996).

Extremereignisse wie Trockenjahre entziehen sich oft einer gerichteten Forschung, sind sie doch nur schwer durch ihre Unregelmäßigkeit in eine Untersuchung einzugliedern. Einige Autoren weisen jedoch darauf hin, dass solche Ereignisse für die Bodenvegetation katastrophal sein können (RICHARD 1961). Dabei wirkte sich nach ELLENBERG (1996) ein Trockenjahr in einem Carici-Fagetum mit dominierender Buche weniger stark auf die Baumschicht aus, da die Bäume tiefer wurzeln. Dies ist für Ihn mit ein Grund warum die Buche sich an diesen Standorten noch hält. Treten häufiger Trockenjahre auf, kann dies sicherlich zur schlechteren Ausbildung der Bodenvegetation beitragen.

Schirmhiebe haben von waldbaulicher Seite den Zweck die Baumartenverjüngung zu fördern oder in Gang zu bringen. Die Baumartenverjüngung aufgrund unterschiedlicher Schirmhiebsintensitäten war nicht direkt Gegenstand dieser Untersuchung. Die aufkommende Verjüngung beeinflusst die krautige Bodenvegetation aber als Konkurrent um Licht und Nährstoffe. Auf den Versuchsflächen des SFB entwickelte sich die Verjüngung in Abhängigkeit vom Standort. So konnte auf dem frischeren Nordosthang eine bessere Entwicklung der Verjüngung beobachtet werden. Auf dem Südwesthang war die Entwicklung gehemmt. In den weiteren Untersuchungsbeständen konnte ebenfalls in den frischeren Beständen eine Zunahme der Buchenverjüngung registriert werden, was sich auf die Bodenvegetation negativ auswirkte. In den trockeneren Seggen-Buchenwäldern und den Blaugras-Buchenwäldern war auch unter günstigeren Lichtbedingungen die Buchenverjüngung nur spärlich. Die Lichtverhältnisse von 5 bis 10 % der Freilandverhältnisse sind nach FENNER et al (2000) für die Entwicklung der Buchenverjüngung ausreichend. Mit dem Kalkgehalt des Bodens und der Humusform Mull bestehen auch ansonsten günstige Bedingungen für das Aufkommen der Buchenverjüngung (LINDQUIST 1931 zit. in ELLENBERG 1996). Die

zeitweilige Wasserknappheit im Oberboden spielt möglicherweise eine wichtige Rolle bei der Entwicklung, da die Nitrataufnahme gehemmt ist (FOTELLI 2001) Eine dichte Laubschicht kann ebenfalls das Aufkommen von Buchenkeimlingen erschweren (BARTSCH et al. 1993).

Die in den untersuchten Kalkbuchenwäldern praktizierten Durchforstungseingriffe sind meist zu gering um eine deutliche Vegetationsveränderung hervorzurufen. Durch die Dynamik des Kronendaches verändern sich die Lichtverhältnisse mehr oder weniger schnell und damit auch die abhängige Bodenvegetation. Deshalb können Veränderungen nur von kurzer Dauer sein (Fluktuationen) aber je nach Häufigkeit der Eingriffe auch langfristig bestehen. Die durch die forstliche Bewirtschaftung bedingte Waldaufteilung trägt zur Artenarmut jüngerer dichter Bestände bei.

8.2 Naturschutz und Bewirtschaftung

Naturschutzfachliche Bewertungen sind normativ. Deshalb muß der Wertemaßstab festgelegt werden, mit welchem beurteilt wird. Für die naturschutzfachliche Bewertung können dabei verschiedene Kriterien mit unterschiedlicher Gewichtung herangezogen werden. MARGULES 1981 (in USHER & ERZ 1994) veröffentlichte eine Liste der in Bewertungsstudien am häufigsten verwendeten Kriterien. Ganz oben standen dabei die Kriterien Vielfalt und Natürlichkeit. REIF (1999) spricht als wichtiges Teilkriterium der Natürlichkeit die Naturnähe an. Am Beispiel der Artenvielfalt und der Naturnähe soll die Problematik bei der Verwendung beider Kriterien in bewirtschafteten Buchenwäldern gezeigt werden.

8.2.1 Artenvielfalt

In den untersuchten trockenen Buchenwäldern konnte eine Zunahme der Artenvielfalt in der Bodenvegetation durch Bewirtschaftungsmaßnahmen gezeigt werden. Betrachtet man allein die Artenzunahme als Kriterium, so kann dieser Umstand als positiv eingeschätzt werden. Da es sich aber häufig um Störzeiger (hier ist eine Wertung eingeschlossen) handelt, kann das positive Ergebnis einer Artenzunahme relativiert werden. Je nach Wichtigkeit für den einzelnen Betrachter kann man zu verschiedenen Schlüssen gelangen. Die Verschiebung der Artenkombination hin zu zahlreicheren Störzeigern und Nichtwaldarten kann als Entfernung von der Natürlichkeit gewertet werden. Im Hinblick auf eine Regulierungsfunktion des Ökosystems und unter dem Aspekt, dass keine Waldart verdrängt wurde, wäre die Artenzunahme positiv zu werten. Die Problematik, die mit der alleinigen Interpretation der Artenzahl verbunden ist wird deutlich. PLACHTER (1991) weist ebenso darauf hin, daß bei der Verwendung von Diversitätsindizes qualitative Bewertungen in den Hintergrund treten.

Artenvielfalt ist weiterhin ein dynamischer Wert, der sich über die Zeit und den Raum verändert (ROSENZWEIG 1995). Deutlich wird dies beim Vergleich von Jung zu Altbeständen des gleichen Waldtyps. Die Betrachtungsebene wie der Zeitraum sind also wichtige Aspekte, die bei der Bewertung aufgrund der Artenvielfalt mit beachtet werden müssen. Das Kriterium der Artenvielfalt sollte eher auf Landschafts- oder regionaler Ebene für die naturschutzfachliche Bewertung einzelner Vegetationstypen eingesetzt werden. Damit wird die zeitliche Dynamik und die flächenhafte Präsenz berücksichtigt. Die Verteilung der einzelnen Stadien im Raum und deren Flächengröße wären dann ebenfalls zu berücksichtigen. Femelschlag- und Z-Baum- Bewirtschaftung von Buchenwäldern erscheinen hierbei günstiger als der großparzellierte Buchenaltersklassenwald mit flächigen Schirmhieben, da durch die mosaikähnliche Struktur die Bodenvegetation „flexibel“ reagieren kann. Durch dichten Jungwuchs ausgedunkelte Partien können im späteren Verlauf der Entwicklung schneller besiedelt werden.

8.2.2 Natürlichkeit

Der Begriff der „Natürlichkeit“ setzt die Festlegung eines natürlichen Zustandes voraus. Die Definition wie dieser natürliche Zustand auszusehen hat, ist durch die zahlreichen direkten und indirekten Einflüsse des Menschen über die Jahrhunderte hinweg schwierig.

Von vielen Autoren wird heute angenommen, daß die Buche zumindest in einem großen Teil der Wälder Deutschlands heute ohne Einwirkung des Menschen dominant beteiligt wäre (ELLENBERG 1986, BONN 1992, SCHMIDT 1998, LEUSCHNER 1997, DERTZ 1996) Ihre starke Konkurrenzkraft und Schattentoleranz in der Jugend läßt auf einen hohen Grad an Natürlichkeit von Buchenwäldern bei Betrachtung der Baumartenzusammensetzung schließen. Dabei wandelt sich aber das Maß der Natürlichkeit mit der Abweichung des Naturzustandes durch den Eingriff des Menschen (Hemerobie nach BLUME und SUKOPP 1976). In Wäldern greift dabei der Forstmann im wesentlichen durch die Beeinflussung der Dynamik und auf die Baumartenwahl ein. In Buchenwäldern wird die Baumartenwahl im wesentlichen durch die Verjüngungsmethode beeinflusst. Schwache Schirmhiebe fördern hier die Buche. Frühzeitige Entnahme von Baumarten wie Esche und Mehlbeere, aufgrund schlechter Wuchsformen unter dem Konkurrenzdruck der Buche, verringern die Ausbreitungsmöglichkeiten dieser Baumarten durch das Fehlen von Samenbäumen. Einleitung der Verjüngung in einem frühen Bestandesalter (Optimalphase und Ter-

minalphase²⁷) verhindert Dynamiken und Entwicklungen, die durch die Eigenheiten der Zerfallsphase wie Totholzverjüngung und mehr oder weniger zögerliche Auflichtung eingeleitet werden. Durchforstungen greifen immer wieder in das Konkurrenzgefüge ein. Häufigkeit und Stärke sind mit natürlichen Störungen nicht vergleichbar. Natürliche Ausleseprozesse werden unterdrückt.

Unter der Einbeziehung der Dynamik, als wesentlicher Baustein für das Kriterium der Naturnähe (REIF 1999), sind die Buchenwälder durch den Einfluß des Menschen, besonders bei der Bewirtschaftung als Altersklassenwald mit Verjüngungsverfahren wie dem langfristigen Schirmhieb auf großer Fläche als weniger naturnah einzustufen.

8.2.3 Fazit:

Die Hangbuchenwälder sind ein wichtiger Bestandteil der Kulturlandschaft der südwestlichen Schwäbischen Alb. Die Bewirtschaftung hat dabei eine deutliche Prägung hinterlassen. Im Verlauf eines Bestandeslebens kann durch die Bewirtschaftung in einzelnen Bestandesphasen eine Erhöhung der Artenzahl erreicht werden. Die natürliche Dynamik wird dabei aber beeinflusst. Bei der Verwendung beider Kriterien für eine naturschutzfachliche Bewertung könnte sich eine aufhebende Wirkung auf Bestandesebene einstellen. Die großräumigere Betrachtung auf Forstamts- oder Landschaftsebene könnte beide Kriterien besser berücksichtigen.

²⁷ Die verwendeten Begriffe beziehen sich auf die Phasen nach LEIBUNDGUT (1993). KORPEL (1995) verwendet den Begriff der Stadien.

9 Schlussfolgerungen

Die Entwicklung der Krautschicht wird beim Blick auf die Ergebnisse dieser Arbeit und auf die relevante Literatur durch viele Faktoren in den untersuchten Buchenwäldern beeinflusst. Viele dieser Faktoren hängen dabei mit der Baumschicht und damit mit der Buche zusammen. Die Bewirtschaftung von Buchenwäldern hat dabei eine direkte und indirekte modifizierende Wirkung auf den Faktorenkomplex, der die Bodenvegetation beeinflusst. In der vorliegenden Arbeit konnten die Zusammenhänge nur andeutungsweise offengelegt werden. Genauere Untersuchungen sind für eine Erarbeitung der detaillierten Zusammenhänge nötig, die von einer Einzelarbeit kaum gelöst werden können. Gezeigt werden konnte, dass forstwirtschaftliche Eingriffe auf das Artengefüge der Bodenvegetation zumindest für eine gewisse Zeit wirken. Das veränderte Lichtklima hat dabei einen großen Einfluß auf die Bodenvegetation in den Hangbuchenwäldern der südwestlichen Schwäbischen Alb. Standortliche Unterschiede beeinflussen den Verlauf der Vegetationsentwicklung und das Artengefüge in den bewirtschafteten Buchenbeständen. Das Bestandesalter und die Bestandesgeschichte sind dabei bedeutend für den Ausgangszustand der Bodenvegetation und deren weiteren Entwicklung. Die Ausprägung und Deckung der Laubschicht ist mit entscheidend bei der Entwicklung der Bodenvegetation.

Die in den untersuchten Kalkbuchenwäldern praktizierten Durchforstungseingriffe sind meist zu gering, um eine sehr deutliche Vegetationsveränderung wie auf den Versuchsfeldern des SFB hervorzurufen. Durch die Dynamik des Kronendaches verändern sich die Lichtverhältnisse mehr oder weniger schnell und damit auch die abhängige Bodenvegetation. Veränderungen der Vegetation können so nur von kurzer Dauer sein, aber je nach Häufigkeit der Eingriffe auch langfristig bestehen. Die durch die forstliche Bewirtschaftung bedingte Waldaufteilung trägt zur Artenarmut jüngerer dichter Bestände bei.

Mit der Zunahme der Bedeutung von sozialen, ökologischen und naturschützerischen Aspekten in der Forstwirtschaft wird auch der konventionelle Waldbau mehr und mehr hinterfragt. Dies führte dazu, spezielle naturnähere Waldbauprogramme zu entwickeln, die ökologische Aspekte wie heimische Baumarten und Verjüngungsverfahren unter Ausnutzung des am Standort vorhandenen Potenzials mit einbeziehen. Die Buche wird dabei als Hauptbaumart weiter an Bedeutung zunehmen. Ihre Bewirtschaftung in Form des Altersklassenwaldes und die Verjüngung über langsame Schirmschläge sollte aber und wird bereits überdacht. Dies würde auch für die Entwicklung der Bodenvegetation günstig sein, da über kleinflächige femelartige Verjüngungsmethoden das flächige Ausdunkeln der Bodenvegetation vermieden würde. Um die Anteile wertvoller Laub-

9 Schlussfolgerungen

baumarten wie die Mehlbeere auf den trockenen Standorten zu erhöhen, bieten sich stärkere Eingriffe an, wie sie auf den Schirmschlägen durchgeführt wurden. Edellaubbaumarten könnten hierüber sich etablieren, was für das Bestandesinnenklima günstiger ist. Krautige Arten mit höheren Lichtansprüchen könnten eine periodische Nische finden. Die Artenvielfalt auf Landschaftsebene würde sich erhöhen. Dauerwaldartige Bestände mit einem ständigen dichten Kronenschluss könnten sich hingegen negativ auswirken.

10 Summary

The aim of the present study is the description of the ground vegetation in beech forests of the southeast Swabian Alb, depending on their forest management, the stand age and the site situation. A block design experiment was used to compare the shifts in the ground vegetation over tree years through different shelter wood thinning in two beech dominated stands – a northeast orientated Hordelymo-Fagetum and a southwest orientated Carici-Fagetum. Untreated areas were used for comparison. In addition to this experiment beech dominated forests were selected with a stratified sampling method through available site and management information with a geographical information system (GIS). The selected beech forests on the hillsides of the study area are following a gradient from mesic to dry sites. Ground vegetation and structure in these forest stands of different age and thinning status were sampled and analysed.

The results of the numerical classification of all examined forest stands are four forest communities mainly related to solar radiation during the vegetation period (MJ/m²) and potential soil water content (l/m²). On mesic, tailed hillsides species poor beech forests with *Dentaria pentaphyllos* are common. The Hordelymo-Fagetum is distributed on mesic less tailed sites in contrast to the Carici-Fagetum, which is found on dry south to southwest facing hill slopes. Seslerio-Fagetum are found on the driest hillsides in the research area.

Younger beech forest stands on dry sites (Carici-Fagetum) are less species rich caused by high density of the developing stand and the short history of the stand development. Thinning promotes the immigration of species and the development of the ground vegetation in this stage of stand development. Strong thinning in medium age stands change the light situation and the vegetation reacts delayed with higher species number and cover. Short-term effects can occur through damaging the ground vegetation and covering it by remnant logging debris. In old age Carici-Fagetum stands the effects of thinning on the vegetation is less strong than in younger stages. Only short-term responses like decreasing species numbers and the occurrence of disturbance species were evident. The Seslerio-Fagetum stands were mostly irregularly thinned, because of the steepness of the terrain. A thick and continuous layer of litter shows a negative influence on the ground vegetation.

The ground vegetation in the experimental forests changed in the three observed years according to the intensity of the applied shelter wood thinning and the site climate. Changes in cover and species number were greater in the Hordelymo-Fagetum than in the Carici-Fagetum. Disturbance and succession species grow faster and better on the mesic site of the Hordelymo-

Fagetum in contrast to the dryer Carici-Fagetum, where a nitrophilous succession flora is far less developed.

The ground vegetation in dry beech forests responds to the different intensities of thinning and the related changes in the light environment inside the stands. The management history of the forest stand and the intensity of the thinning play an important role for the intensity of the response of the ground vegetation. The results of the study are compared with similar studies and other possible factors for vegetation changes in beech forests are discussed.

11 Literatur

- ALDINGER E, HÜBNER W, MICHIELS HG, MÜHLHÄUßER G, SCHREINER M, WIEBEL M (1998): Überarbeitung der standortkundlichen regionalen Gliederung im Südwestdeutschen Standortkundlichen Verfahren. Mitt. Ver. Forstl. Standortkunde u. Forstpflanzenzüchtung 39.
- ARBEITSKREIS STANDORTSKARTIERUNG IN DER ARBEITSGEMEINSCHAFT FORST-EINRICHTUNG (1996): Forstliche Standortaufnahme. 5. Auflage. IHW – Verlag München. 352 S.
- BADER S (1938): Geschichte des Eisenerzabbaus und der Hüttenwerke zu Blumberg. Veröffentlichung des fürstlich fürstenbergischen Archivs.
- BARTSCH N, RÖHRIG E, HESSE R (1993): Langfristige Suzeession in alten Buchenbeständen. Forst und Holz 48 (24): 697–699.
- BAUHUS J (1994): Stoffumsätze in Lochhieben. Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme. Göttingen. Reihe A. Band 113: 1–202.
- BAUHUS J, BARTSCH N (1996): Fine-root growth in beech (*Fagus sylvatica*) forest gaps. Can. J. For. Res. 26: 2153–2159.
- BEMMERLEIN-LUX FA, FISCHER HS (1992): Multivariate Methoden in der Ökologie 1. Teil. Unveröff. Skript, IFANOS Nürnberg. 129 S.
- BLUME P, SUKOPP H (1976): Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schriftenreihe für Vegetationskunde 10: 7–89.
- BOLTE A, BILKE A (1998): Wirkung der Bodenbelichtung auf die Ausbreitung von *Calamagrostis epigejos* in den Kiefernforsten Nordostdeutschlands. Forst und Holz 53 (8): 232–236.
- BONN S (1999): Konkurrenzdynamik in Buchen/Eichen- Mischbeständen und zu erwartende Modifikationen durch Klimaänderungen. Allg. Forst- u. Jagd- Zeitung 171 (5): 81–88.
- BORMAN FH, LIKENS GE (1997): Pattern and Processes in Forested Ecosystems. Springer Verlag. Berlin. 253 S.
- BORTZ J (1999): Statistik für Sozialwissenschaftler. 5 Aufl. Springer Verlag. Berlin Heidelberg. 836 S.

- BÖTCHER H, BAUER I, EICHNER H (1981): Die Buchenwaldgesellschaften des Fagion sylvaticae im südlichen Niedersachsen. In DIERSCHKE H (ed. 1980): Syntaxonomie. Ber. Internat. Symposium IVV Rinteln (1980). S. 547–577. Vaduz
- BOUCHON J, DHOTE JF, LANIER L (1989): Note sur la reaction individuelle du hetre a differentes intensites d'eclaircie et a differnts ages. Rev. Forest. Franc. 41 (1): 39–50.
- BOX GEP, HUNTER WG, HUNTER JS (1978): Statistics for experimenters. Wiley. New York. 671. Zitiert in JONGMAN RHG, TER BRAAK CJF, VAN TONGEREN OFR (1978): Data analysis in community and landscape ecology. 2. Aufl. Cambridge University Press. 299 S.
- BRAUN- BLANQUET J (1964): Pflanzensoziologie – Grundzüge der Vegetationskunde – 3. Aufl. Springer Verlag. Wien. 865 S.
- BRUNET J, VON OHEIMB G (1998): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. Journal of Ecology 86: 429–438.
- BRUNNER A (1998a): Anhang zum Antragsband des SFB 433 Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Versuchsanlage.
- BRUNNER A (1998b): A spatial light model for explicit forest stands models. Forest Ecology and Management 107 (1–3): 19–46
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1997): Nationaler Waldbericht der Bundesrepublik Deutschland. Bonn. 54 S.
- BUNDESMINISTERIUM FÜR ERNÄHRUNG LANDWIRTSCHAFT UND FORSTEN (1999): <http://www.bml.de>
- BURSCHEL P, HUSS J (1997): Grundriß des Waldbaus. 2. Auflage. Paul Parey Verlag. Berlin. 487 S.
- BÜTTNER V, LEUSCHNER C (1994): Spatial and temporal patterns of fine root abundance in a mixed oak-beech forest. Forest Ecology and Management 70: 11–21.
- CORSTEN LCA, GABRIEL KR (1976): Graphical exploration in comparing variance matrices. Biometrics 32: 851–863.

- DANTEC LE V, DUFRENE E, SAUGIER B (2000): Interannual and spatial variation in maximum leaf area index of temperate deciduous stands. *Forest Ecology and Management* 134: 71–81.
- DERTZ W (1996): Buchenwälder im Zielkatalog der Forstwirtschaft. In *Buchenwälder – Ihr Schutz und ihre Nutzung*. Schriftenreihe der Stiftung Wald in Not. Band 8. Bonn. 100 S.
- DEUTSCHER WETTERDIENST (1953): *Klima- Atlas von Baden- Württemberg*. Deutscher Wetterdienst. Bad Kissingen. 37 S. 84 Karten.
- DIERSCHKE H (1994): *Pflanzensoziologie: Grundlagen und Methoden*. Ulmer Verlag Stuttgart. 683 S.
- DIERSSEN K (1990): *Einführung in die Pflanzensoziologie (Vegetationskunde)*. Wiss. Buchges. Darmstadt. 241 S.
- DRURY WH, NISBET ICT (1973): Succession. *J. Arnold Arboret.* 54: 351–368.
- DUPOUEY J-L, LEAVITT S, CHOISNEL E, & JOURDAIN S (1993). Modelling Carbon isotope fractionation in tree rings based on effective evapotranspiration and soil water status. *Plant cell Environment* 16 (8): 939–947.
- ELLENBERG H, MAYER R, SCHAUERMANN J (1986): *Ökosystemforschung – Ergebnisse des Solling- Projektes 1966- 1986*. Ulmer Verlag. Stuttgart. 507 S.
- ELLENBERG H (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart. 1095 S.
- ELLENBERG H, OHEIMB VON G, HEUVELDOP J, KRIEBITZSCH WU (2002): Vielfalt der Gefäßpflanzenarten in bewirtschafteten Wäldern Norddeutschlands. Schriftenreihe des Bundesministeriums für Verbraucherschutz- Ernährung- und Landwirtschaft. Reihe A – Angewandte Wissenschaft. Nr. 494. Landwirtschaftsverlag GmbH Münster Hilltrup S. 147–152.
- FALKENGREN- GRERUP U, TYLER G (1991): Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. *Vegetatio* 95: 149–158.
- FENNER S, HETSCH W, EICHHORN J, SCHULTZE IM (2000): Die Konkurrenz der Grossen Brennnessel (*Urtica dioica* L.) um Licht und Wasser gegenüber der Buchennaturverjüngung auf Basaltboden im hessischen Bergland. *Forst und Holz* 55 (14): 441–445.

- FISCHER HS (1994): RADIKAL – Ein Programm zur Berechnung der direkten Sonneneinstrahlung auf beliebig geneigter Fläche. Version 1.0. Röttenbach.
- FOTELLI MN, RENNENBERG H, GEßLER A (2001): Effects of drought on the competitive interference of an early successional species (*Rubus fruticosus*) on *Fagus sylvatica* L. seedlings: ¹⁵N uptake and partitioning, responses of amino acids and other compounds. *Plant Biol.* 4 (3): 311–320.
- GAUCH HG (1982): *Multivariate analysis in community ecology*. Cambridge University Press. Cambridge. 298 S.
- GEIGER R (1975): *Das Klima der bodennahen Luftschicht*. 5. Aufl. Fiedr. Vieweg & Sohn. Braunschweig. 646 S.
- GEYER OF, GWINNER MP (1986): *Geologie von Baden Württemberg*. 3. Aufl. Schweizerbart. Stuttgart. 472 S.
- GILLIAM FS (2002): Effects of harvesting on herbaceous layer diversity of a central Appalachian hardwood forest in West Virginia, USA. *Forest Ecology and Management* 155: 33–43.
- GLEASON HA (1927): Further views on the succession concept. *Ecology* 8: 299–326.
- GRAAE BJ, HESKJAER VS (1997): A comparison of understory vegetation between untouched and managed forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* 96: 111–123.
- GREIG – SMITH P (1983): *Quantitative Plant Ecology*. Third Edition. *Studies in Ecology Vol 9*. Blackwell Scientific Publications. Oxford. 359 S.
- GRIFFIN DM (1977): Water potential and wood decay fungi. *Ann. Rev. Phytopathol.* 15: 319–329.
- GRIMME K (1977): Wasser- und Nährstoffversorgung von Hangbuchenwäldern auf Kalk in der weiteren Umgebung von Göttingen. *Scripta Geobotanica* 12. Göttingen. 58 S.
- GUTIERREZ E (1988): Dendroecological study of *Fagus sylvatica* L. in the Montseny mountains (Spain). *Acta Oecologica* 9 (3): 301–309.
- HAKES W (1996) *Multivariate Ordinationsmethoden zur Analyse von Veränderungen in der Vegetationsstruktur*. *Naturschutz und Landschaftsplanung* 28 (1): 12–19.

- HARMON ME, FRANKLIN JF, SWANSON FJ, SOLLINS P, GREGORY SV, LATTIN JD ANDERSON NH, CLINE SP, AUMEN NG, SEDELL JR, LIENKAEMPER GW, CROMACK K Jr., CUMMINS KW (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133–302.
- HARRIS WF, HENDERSON GS, TODD DE (1972): Measurement of turnover of biomass and nutrient elements from the woody component of forest litter on Walker Branch Watershed. East. Deciduous For. Biome Memo. Report. S. 72–146. Oak Ridge Natl. Lab. Oak Ridge. Tennessee.
- HAUSENDÖRFER HD (1959): Beiträge zu Kenntnis der Durchwurzelungsverhältnisse unter Buchen und Kiefern. Diss. Eberswalde. - Zitiert in LAATSCH W (1969): Das Abschätzen der Wasserversorgung von Waldbeständen auf durchlässigen Standorten ohne Grund- und Hangzugwasser. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 88: 257–271.
- HETZEL G (1998): Vegetationsentwicklung auf Sturmwurfflächen der Schwäbischen Alb. Dissertation. Ibidem- Verlag. Stuttgart. 95 S.
- HILDEBRAND EE, AUGUSTIN S, SCHACK – KIRCHNER H (2001): Muster der Stoffflüsse in bewirtschafteten Kalkbuchenwäldern unterschiedlicher Lokalklimate: Entwicklung, Anwendung und Erprobung neuer Ansätze. S. 63 – 87. IN RENNENBERG H (ed.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des Sonderforschungsbereichs 433. Freiburg. 512 S.
- HILDEBRAND EE (1999): Bodenkundliche Beschreibung der Untersuchungsflächen des Sonderforschungsbereiches 433. In: RENNENBERG H (1999): Beiheft zum Antragsband zur Finanzierung des Sonderforschungsbereiches 433: Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analyse. - Bodenkundliche Vorcharakterisierung der Untersuchungsflächen.
- HUGHES JW, FAHEY TJ (1991): Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. *Journal of Ecology* 79: 605–616.
- HUSS J, CONRAD B, ZIMMERMANN K (2001): Regenerationsdynamik von buchendominierten Laubwäldern in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung. S. 335 – 394. In RENNENBERG H (ed): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des Sonderforschungsbereichs 433. Freiburg. 512 S.
- JAEHNE S, DOHRENBUSCH A (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 116 (6): 333–345.

- JALONEN J, VANHA-MAJAMAA I (2001): Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understory vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146: 25–34.
- JONGMAN RH, TER BRAAK CJF, VAN TONGEREN OFR (1987): *Data analysis in community and landscape ecology*. Pudoc Wageningen. 299 S.
- KÄÄRIK AA (1974): Decomposition of wood. In DICKSON CH & PUGH GJE (ed.): *Biology of Plant Litter Decomposition*. Vol I. 129–174. Academic Press. London
- KENT M, COKER P (1992): *Vegetation Description and Analysis. A Practical Approach*. CRC Press. London. 363 S.
- KIRBY KJ (1988): Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites. *Forestry* 61: 317–338.
- KIRBY KJ (1990): Changes in ground flora of a broadleaved wood within a clear fell, group fells and a coppiced block. *Forestry* 63: 241–249.
- KIRCHGÄßNER A (2001): Phänoklimatologie von Buchenwäldern im Südwesten der Schwäbischen Alb. *Berichte des Meteorologischen Institutes der Universität Freiburg* 7: 295 S.
- KORNECK D, SUKOPP H (1988): Rote Liste der in der Bundesrepublik Deutschland ausgestorbenen, verschollenen und gefährdeten Farn – und Blütenpflanzen und ihre Auswertung für den Arten- und Biotopschutz. *Schriftenreihe Vegetationskunde* 19. Bonn Bad Godesberg. 210 S.
- KORPEL S (1995): *Die Urwälder der Westkarpaten*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 310 S.
- KRAMER H, AKCA A (1995): *Leitfaden für Dendrometrie und Bestandesinventur*. 3. Aufl. J.D Sauerländer's Verlag Frankfurt. 266 S.
- KREUTZER K (1961): Wurzelbildung junger Waldbäume auf Pseudogleyböden. *Forstwissenschaftliches Centralblatt* 80 (11/12): 356–392.
- KÜHN I (2000): *Ökologisch-numerische Untersuchungen an Wäldern in der Westfälischen Bucht: Ein Beitrag zur Biodiversität- und Altwaldforschung*. Galunder Verlag Nümbrecht. 192 S.
- KUHN, K. (1937): *Die Pflanzengesellschaften im Neckargebiet der Schwäbischen Alb. Öhringen*. Universität Tübingen. Diss. 340 S

- KUTSCHERA L (1997): Bewurzelung von Pflanzen in den verschiedenen Lebensräumen. 5. Band. *Stapfia* 49. 331 S.
- LANDESFORSTVERWALTUNG BADEN – WÜRTTEMBERG (1993): *Hilfstabellen für die Forsteinrichtung*. 188 S.
- LEIBUNDGUT H (1959): Über Zweck und Methodik der Struktur- und Zuwachsanalyse von Urwäldern. *Schweiz. Zeitschrift für Forstwesen* 110: 111–124.
- LEONARD AW, HYNE RV, LIM RP, PABLO F, VAN DEN BRINK (2000): Riverine endosulfan concentrations in the Namoi River, Australia: Link to cotton field runoff and macroinvertebrate population densities. *Environmental Toxicology & Chemistry*. 19 (6): 1540–1551.
- LEUSCHNER C (1997): Das Konzept der potentiellen natürlichen Vegetation (PNV): Schwachstellen und Entwicklungsperspektiven. *Flora* 192: 379–391.
- LEUSCHNER C (1999): Zur Abhängigkeit der Baum- und Krautschicht mitteleuropäischer Waldgesellschaften von der Nährstoffversorgung des Bodens. *Berichte der Reinhold Tüxen Gesellschaft* 11: 109–131.
- LIKENS GE (1987): *Long-term studies in Ecology – Approaches and Alternatives –*. Springer Verlag. New York, Berlin, Heidelberg. 214 S.
- LINDMAN HR (1974): *Analysis of variance in complex experimental designs*. WH Freeman & Co. San Francisco. 352 S.
- LINDQUIST B (1931): Den skandinaviska bokskogens biologi. *Svenska Skogsvardsför. Tidskr.* 3: 117–532. In ELLENBERG H (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen*. 5. Aufl. Ulmer Verlag. Stuttgart. 1095 S.
- MAGURRAN AE (1988): *Ecological diversity and its measurement*. Princeton University Press. NJ. 179 S.
- MANZ E (1993): *Vegetation und standörtliche Differenzierung der Niederwälder im Nahe- und Moselraum*. *Pollichia- Buch* 28: 413 S.
- MASKOV DA (1966): Calculation of the effect of the age since felling on the strength of stumps and on tillage. *Lesn. Z., Arhangel'sk* 1966 9 (1): 27–29.

- MATTSON KG, SWANK WT, WAIDE JB (1987): Decomposition of woody debris in a regenerating, clearcut forest in the Southern Appalachians. *Can. J. For. Res.* 17: 712–721.
- MAYER H (1971): Das Buchen- Naturwaldreservat Dobra Kampleiten im niederösterreichischen Waldviertel. *Schweizer Zeitschrift für Forstwesen* 122: 45–63.
- MAYER H, JAEGER L, MATZARAKIS A, HOLST T, KIRCHGÄßNER A (2000): Klima und Witterung als Einflußfaktoren auf Laubwälder: Retrospektive und aktuelle Analysen. In RENNENBERG H (ed): *Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Ergebnis der ersten Phase (1999 – 2000) des Sonderforschungsbereichs 433.* Freiburg. 415 S.
- MITSCHERLICH G (1981): *Wald, Wachstum und Umwelt. Eine Einführung in die ökologischen Grundlagen des Waldwachstums. Band II. Waldklima und Wasserhaushalt.* 2 Aufl. J.D. Sauerlander Verlag. Frankfurt a. M.. 402 S.
- MOOR M (1952): Die Fagion- Gesellschaften im Schweizer Jura. *Beiträge zur geobotanischen Landesaufnahme der Schweiz* 31: 201 S.
- MOOR M (1972): Versuch einer soziologisch- systematischen Gliederung des Carici-Fagetum. *Vegetatio* 24 (1–3): 31–69.
- MOSANDL R (1984): *Löcherhiebe im Bergmischwald.* Forstliche Forschungsberichte München. 298 S.
- MOSANDL R (1991): Die Steuerung von Waldökosystemen mit waldbaulichen Mitteln – dargestellt am Beispiel des Bergmischwaldes. *Mitteilungen aus der Staatsforstverwaltung Bayerns* 46: 246 S.
- MUELLER-DOMBOIS D, ELLENBERG H (1974): *Aims and Methods of Vegetation Ecology.* Wiley. New York. 547 S.
- MÜLLER S (1964): Typische Waldbodenprofile der Schwäbischen Alb. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung* 14: 90–95.
- MÜLLER T (1992): Verband Fagion sylvaticae S. 193–249. In OBERDORFER E (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch, Textband.* 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 282 S.

- NIHLGÅRD B (1970): Vegetation types of planted spruce forests in Scania, southern Sweden. *Botaniska Notiser* 123: 311–337.
- NOY-MEIR I (1973): Data transformation in ecological ordination. I. Some advantages of non-centering. *J. Ecol.* 61: 329–341.
- NUSSLEIN S (1995): Struktur und Wachstumsdynamik jüngerer Buchen – Edellaubholz – Mischbestände in Nordbayern. *Forstliche Forschungsberichte München*. 295 S.
- OBERDORFER E (1992): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften Teil II*. 3. Aufl. Gustav Fischer Verlag Jena. 355 S.
- OBERDORFER E (1992a): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch*, Tabellenband. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 850 S.
- OBERDORFER E (1992b): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch*, Textband. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 282 S.
- OBERDORFER E (1992b): *Süddeutsche Pflanzengesellschaften. Teil IV: Wälder und Gebüsch*, Textband. 2. Aufl. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 282 S.
- OBERDORFER E (1994): *Pflanzensoziologische Exkursionsflora* 7. Aufl. Eugen Ulmer Verlag. Stuttgart. 1050 S.
- OLSON JS (1963): Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology* 44: 322–331.
- ORLOCI L (1966): Geometric Models in ecology. I. The theory and application of some ordination methods. *Journal of Ecology* 54: 193–215.
- PALMER MW, MCALISTER SD, AREVALO JR, DECOSTER JK (2000): Changes in the understory during 14 years following catastrophic windthrow in two Minnesota forests. *Journal of Vegetation Science* 11: 841–854.
- PALUDEN-MÜLLER G, SAXE H, LEVERENZ JW (1999): Responses to ozone in 12 provenances of European beech (*Fagus sylvatica* L.): genotypic variation and chamber effects on photosynthesis and dry matter partitioning. *New Phytologist* 144: 261–273.

- PAPEN H, GASCHE R, HEIDENFELDER A (2001): Einfluß von Klima und Bewirtschaftung auf bakterielle N – Umsetzungsprozesse und die Zusammensetzung daran beteiligter Populationen in Laubwäldern. S. 89–110. IN RENNENBERG H (ed.): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des Sonderforschungsbereichs 433. Freiburg. 512 S.
- PERSSON S (1980): Succession in a south swedish deciduous wood: a numerical approach. *Vegetatio* 43: 103–122.
- PETERKEN G (1993): *Woodland Conservation and management*. 2. Aufl. Chapman & Hall. London. 374 S.
- PETERSON CJ, PICKETT STA (1995): Forest reorganisation: A case study in an old-growth forest catastrophic blowdown. *Ecology* 76 (3): 763–774.
- PFADENHAUER J, POSCHLOD P, BUCHWALD R (1986): Überlegungen zu einem Konzept geobotanischer Dauerbeobachtungsflächen für Bayern. *Berichte Bayrische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege* 10: 41–60.
- PLACHTER H (1991): *Naturschutz*. Gustav Fischer Verlag. Stuttgart. 463 S.
- POHHACKER R, ZECH W (1994): Mikrokosmosversuche zum Einfluss von Temperatur und Sauerstoffverfügbarkeit auf den mikrobiellen Streuabbau. *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft*. 71: 217–220.
- POTT R (1985): Vegetationsgeschichtliche und pflanzensoziologische Untersuchungen zur Niederwaldwirtschaft in Westfalen. *Abhandlungen des Landesmuseums für Naturkunde, Münster* 47: 75 S.
- PRODAN M (1973): Spatial variation and point sampling of stands. *AFJZ* 144 (12): 229–236.
- RAUH J, SCHMITT M (1991): Methodik und Ergebnisse der Totholzforchung in Naturwaldreservaten. *Forstwissenschaftliches-Centralblatt* 110 (2): 114–127
- READER R (1987): Loss of species from deciduous forest understorey immediately following selective tree harvesting. *Biological Conservation* 42: 231–238.
- REIF A (1996): Die Nieder- und Mittelwälder der Eierberge in Oberfranken: Flora, Vegetation, Bewirtschaftung und Bestandesdynamik. *Ber. Naturwiss. Ges. Bayreuth* 23: 169–271.

- REIF A (2000): Das naturschutzfachliche Kriterium der Naturnähe und seine Bedeutung für die Waldwirtschaft. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz 8: 239–250.
- RENNENBERG H (ed): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Antrag auf Finanzierung eines Sonderforschungsbereiches. Freiburg. 486 S.
- RENNENBERG H, ADAMS M, FOTELLI M, KEITEL C (2001): Charakterisierung des Wasserhaushaltes von Buchen in Abhängigkeit von Klima und Bewirtschaftung. S. 187–229. In RENNENBERG H (ed): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des Sonderforschungsbereichs 433. Freiburg. 512 S.
- RICHARD JL (1961): Les forests acidophiles du Jura. Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz 38. 164 S. In: ELLENBERG H (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. 5. Aufl. Ulmer Verlag. Stuttgart. 1095 S.
- RITTERSHOFER F (1999): Waldpflege und Waldbau 2. Aufl. 492 S.
- ROCHOW- VON M (1951): Die Pflanzengesellschaften des Kaiserstuhls. Pflanzensoziologie Band 8. Fischer Verlag. Jena. 140 S.
- RÖHRIG E, GUSSONE HA (1982): Waldbau auf ökologischer Grundlage. Band 2. 5 Auflage. Parey Verlag. Hamburg. 280 S.
- ROSENZWEIG ML (1995): Species diversity in space and time. University Press. Cambridge. 436 S.
- RUNGE F (1981): Änderungen der Krautschicht in einem Eichen-Hainbuchenwald im Laufe von 21 Jahren. Natur und Heimat 41: 89–93.
- RUNKLE JR, YETTER TC (1987): Treefalls revisited: Gap dynamics in the southern Appalachians. Ecology 68 (2): 417–424.
- SAYER U (2000): Die Ökologie der Flaumeiche (*Quercus pubescens* Willd.) und ihrer Hybriden auf Kalkstandorten an ihrer nördlichen Arealgränze. Dissertationes Botanicae. Band 340. J Cramer. Stuttgart. 198 S.
- SAYER U, REIF A (1999): Bodenwasserversorgung und Einstrahlung in Flaumeichenbeständen im Bereich der mittleren Schwäbischen Alb und des Klettgau, Südwestdeutschland – was geschieht bei künftiger Erwärmung? – . Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 29: 125–132.

- SCHAEFFER L (1953): Estimation des peuplements forestiers apres realisation (The calculation of stand volume [from stumps] after exploitation). Rev. for franc. 5 (6): 430–432.
- SCHEFFER TC, COWLING EB (1966): Natural resistance of wood to microbial deterioration. Annu. Rev. Phytopathol. 4: 147–170.
- SCHERZINGER W (1996): Naturschutz im Wald. Ulmer Verlag. Stuttgart. 444 S.
- SCHMIDT W (1996): Zur Entwicklung der Verjüngung in zwei Femellücken eines Kalkbuchenwaldes. Forst-und Holz 51(7): 201–205.
- SCHMIDT W (1997): Zur Vegetationsdynamik von Lochhieben in einem Kalkbuchenwald. Forstwissenschaftliches Centralblatt 116 (4): 207–217.
- SCHMIDT W, WECKESSER M (2001): Struktur und Diversität der Waldvegetation als Indikatoren für eine nachhaltige Waldnutzung. Forst und Holz 15: 493–498.
- SCHWERDTFEGER F (1981): Die Waldkrankheiten. Paul Parey Verlag. Hamburg. 4. Auflage. 486 S.
- SKOV F (1997): Stand and neighbourhood parameters as determinants of plant species richness in a managed forest. Journal of Vegetation Science 8: 573–578.
- SLAVIKOVA J (1958): Einfluss der Buche (*Fagus sylvatica* L.) als Edifikator auf die Entwicklung der Krautschicht in den Buchenphytozönosen. Preslia 30: 19–42.
- SNEDECOR GW, COCHRAN WG (1980): Statistical methods. 7. Aufl. Iowa State University Press. 507 S.
- SPIECKER H, KAHLE HP, HAUSER S (2001): Klima und Witterung als Einflußfaktoren für das Baumwachstum in Laubwäldern: Retrospektive Analysen und Monitoring. S. 307–333. In RENNENBERG H (ed): Buchendominierte Laubwälder unter dem Einfluß von Klima und Bewirtschaftung: Ökologische, waldbauliche und sozialwissenschaftliche Analysen. Abschlußbericht des Sonderforschungsbereichs 433. Freiburg. 512 S.
- SPITZ W (1985): Geologische Karte 1:25000 von Baden– Württemberg. Erläuterungen zu Blatt 8018 Tuttlingen. Landesvermessungsamt Baden– Württemberg. Stuttgart. 107 S.
- STATSOFT INC. (1995a): STATISTICA für Windows 5.1. Software. Tulsa USA
- STATSOFT INC. (1995b): Handbuch - STATISTICA für Windows 5.1. Tulsa USA

- STRAUBINGER F (1988): Untersuchungen zur ertragskundlichen Charakterisierung langfristiger Verjüngungsgänge in Buchen– Eichen– Kiefern– Mischbeständen des Forstamtes Ebrach und zu ihrer Erfassung durch Stichproben. Forstliche Forschungsberichte 91. 219 S.
- SWAINE MD, GREIG-SMITH P (1980): An application of principal components analysis to vegetation change in permanent plots. *Journal of Ecology* 68: 33–41.
- TABAKU V, MEYER P (1999): Lückenmuster albanischer und mitteleuropäischer Buchenwälder unterschiedlicher Nutzungsintensität. *Forstarchiv* 70. S: 87-97.
- TER BRAAK CJF, SMILAUER P (1998a): CANOCO 4.02. Software. Budapest.
- TER BRAAK CJF, SMILAUER P (1998b): Canoco Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (Version 4). Microcomputer Power. Ithaca NY USA. 352 S.
- VAN DEN BRINK PJ, TER BRAAK CJF (1999): Principal Response Curves: Analysis of time dependent multivariate responses of biological communities to stress. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 18 (2): 138–148.
- VAN DER MAAREL E (1979): Transformation of cover– abundance values in phytosociology and its effects on community similarity. *Vegetatio* 39: 97–114
- WATT AS, FRASER GK (1933): Tree roots and the field layer. *Journal of Ecology* 21: 404–414.
- WEIDENBACH P (2001): Waldbauliche Ziele im Wandel. *Der Bürger im Staat* 51 (1): 30–38.
- WEIHE J (1985): Benetzung und Interzeption von Buchen- und Fichtenbeständen. *Allgemeine Forst – und Jagdzeitung* 156 (5): 81–89.
- WHITTAKER RH (1975): *Communities and ecosystems*. 2. Aufl. Wiley. New York, London. 385 S.
- WILDI O (1986): Analyse vegetationskundlicher Daten. Theorie und Einsatz statistischer Methoden. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel. Zürich. 90: 226 S.
- WILDI O (1989): A new numerical solution to traditional phytosociological tabular classification. *Vegetatio* 81: 95–106
- WILDI O, ORLOCI L (1996): MULVA 5.0 free version: A processing environment for data analysis in vegetation science. Software-package.

11 Literatur

WILMANN S O (1990): Pflanzen prägen Lebensräume- Beobachtungen im Buchenwald. *Biologie in unserer Zeit* 5: 267–268.

WILMANN S O (1993): *Ökologische Pflanzensoziologie*. 5. Aufl. UTB Heidelberg, Wiesbaden. 479 S.

WITTIG R, GÖDDE M, NEITE H, PAPAJEWSKI W, SCHALL O (1985): Die Buchenwälder auf den Rekultivierungsflächen im rheinischen Braunkohlenrevier: Artenkombination, pflanzensoziologische Stellung und Folgerungen für zukünftige Rekultivierungen. *Angewandte Botanik* 59: 95–112.

ZERBE S (1991): Vegetationsveränderungen in Fichtenforsten auf Standorten der Hainsimsen-Buchenwälder. *Artenschutzreport*. Heft 1: 29–33.

12 Anhang

Artenliste und in den Diagrammen verwendete Abkürzungen der Artnamen.....	174
Bestandesabkürzungen in Diagrammen:.....	176
Baumstubbendiagramme.....	177
Trockene Stangenhölzer.....	177
Trockene Baumhölzer.....	178
Trockene Althölzer.....	179
Durchforstungsdiagramme.....	180
Lichtkarten der Versuchsflächen des SFB.....	181
Bodenprofile der untersuchten Bestände.....	183
Vegetationstabellen:.....	194
Tabelle 1: Tabelle der Aufnahmen des Jahres 1999 des Waldgersten-Buchenwaldes der nordostexponierten Versuchsfläche des SFB.	
Tabelle 2: Tabelle der Aufnahmen des Jahres 1999 des Seggen-Buchenwaldes der südwestexponierten Versuchsfläche des SFB.	
Tabelle 3: Sukzessionstabelle der Jahre 1999-2001 des Waldgersten-Buchenwaldes am Oberhang der nordostexponierten Versuchsfläche des SFB.	
Tabelle 4: Sukzessionstabelle der Jahre 1999-2001 des Waldgersten-Buchenwaldes am Mittelhang der nordostexponierten Versuchsfläche des SFB.	
Tabelle 5: Sukzessionstabelle der Jahre 1999-2001 des Seggen-Buchenwaldes der südwestexponierten Versuchsfläche des SFB.	
Tabelle 6: Gesamttabelle der Aufnahmen des Jahres 1999 für die Versuchsflächen des SFB und den zusätzlich untersuchten Kalkbuchenwälder.	

Artenliste und in den Diagrammen verwendete Abkürzungen der Artnamen

Wissenschaftlicher Artname	Kürzel	Wissenschaftlicher Artname	Kürzel
<i>Abies alba</i>	Abies al	<i>Carex montana</i>	Carex mo
<i>Acer campestre</i>	Acer cam	<i>Carex muricata</i>	Carex mu
<i>Acer platanoides</i>	Acer pla	<i>Carex ornithopoda</i>	Carex or
<i>Acer pseudoplatanus</i>	Acer pse	<i>Carex pilosa</i>	Carex pi
<i>Actaea spicata</i>	Acta sp	<i>Carex sylvatica</i>	Carex sy
<i>Aegopodium podagraria</i>	Aego po	<i>Cephalanthera damasonium</i>	Ceph dam
<i>Agropyron caninum</i>	Agro can	<i>Cephalanthera longifolia</i>	Ceph lon
<i>Ajuga reptans</i>	Aju rep	<i>Cephalanthera rubra</i>	Ceph rub
<i>Alliaria petiolata</i>	All pet	<i>Cirriphyllum tenuinerve</i>	Cir ten
<i>Amblystegiella confervoides</i>	Amb con	<i>Cirsium arvense</i>	Cirs arv
<i>Amblystegium compacta</i>	Amb com	<i>Cirsium oleraceum</i>	Cirs ole
<i>Amblystegium serpens</i>	Amb ser	<i>Cirsium vulgare</i>	Cirs vul
<i>Amblystegium varium</i>	Amb var	<i>Cladonia sp.</i>	Clad sp
<i>Amelanchier ovalis</i>	Ame ova	<i>Clematis vitalba</i>	Clem vit
<i>Anemone nemorosa</i>	Ane nem	<i>Convallaria majalis</i>	Conv maj
<i>Angelica sylvestris</i>	Ang syl	<i>Cornus sanguinea</i>	Corn sa
<i>Anomodon attenuatus</i>	Ano att	<i>Coronilla coronata</i>	Cor cor
<i>Anomodon longifolius</i>	Ano lon	<i>Corylus avellana</i>	Cory av
<i>Anomodon viticulosus</i>	Ano vit	<i>Cotoneaster tomentosus</i>	Cot tom
<i>Anthericum ramosum</i>	Anth ram	<i>Crataegus monogyna agg.</i>	Crat mon
<i>Aquilegia atrata</i>	Aqui atr	<i>Ctenidium molluscum</i>	Cten mol
<i>Arabis hirsuta agg.</i>	Ara hir	<i>Daphne mezereum</i>	Daph mez
<i>Arctium nemorosum</i>	Arct nem	<i>Dentaria pentaphyllos</i>	Dent pen
<i>Arrhenatherum elatius</i>	Arrh ela	<i>Dicranum fuscescens</i>	Dicr fusc
<i>Asarum europaeum</i>	Asa eur	<i>Dicranum scoparium</i>	Dicr sco
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	Astra gl	<i>Dryopteris dilatata</i>	Dryo dil
<i>Astrantia major</i>	Ast maj	<i>Dryopteris filix mas</i>	Dry fi-m
<i>Athyrium filix-femina</i>	Athy f-f	<i>Encalypta streptocarpa</i>	Enca str
<i>Atropa bella-donna</i>	Atro bel	<i>Entodon concinnus</i>	Ent con
<i>Berberis vulgaris</i>	Berb vul	<i>Epilobium angustifolium</i>	Epil an
<i>Betonica officinalis</i>	Beto off	<i>Epilobium montanum</i>	Epil mon
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Ble tri	<i>Epipactis atrorubens</i>	Epi atro
<i>Brachypodium pinnatum</i>	Brac pin	<i>Epipactis helleborine</i>	Epi hel
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	Brac syl	<i>Epipactis microphylla</i>	Epi mic
<i>Brachythecium campestre</i>	Brac cam	<i>Euonymus europaea</i>	Euon eur
<i>Brachythecium populeum</i>	Brac pop	<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eup can
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Brac rut	<i>Euphorbia amygdaloides</i>	Euph amy
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Brac sal	<i>Euphorbia cyparissias</i>	Euph cyp
<i>Brachythecium velutinum</i>	Brac vel	<i>Euphorbia dulcis</i>	Euph dul
<i>Bromus hordeaceus</i>	Bro hor	<i>Eurhynchium hians</i>	Eurh hia
<i>Bromus ramosus benekenii</i>	Bro ra-b	<i>Eurhynchium pulchellum</i>	Eurh pul
<i>Bryum capillare</i>	Bry cap	<i>Eurhynchium schleicheri</i>	Eurh sch
<i>Bryum torquescens</i>	Bry tor	<i>Eurhynchium striatum</i>	Eurh str
<i>Calamagrostis varia</i>	Cala var	<i>Eurhynchium swartzii</i>	Eurh swa
<i>Campanula persicifolia</i>	Camp per	<i>Fagus syl vj&bstus</i>	Fag sylS
<i>Campanula rapunculoides</i>	Camp rap	<i>Fagus sylvatica</i>	Fag syl
<i>Campanula rotundifolia</i>	Camp rot	<i>Festuca gigantea</i>	Fest gig
<i>Campanula trachelium</i>	Camp tra	<i>Festuca heterophylla</i>	Fest het
<i>Campylium calcareum</i>	Camp cal	<i>Fissidens taxifolius</i>	Fiss tax
<i>Cardamine flexuosa</i>	Card fle	<i>Fragaria vesca</i>	Frag ves
<i>Cardamine impatiens</i>	Card im	<i>Fragaria viridis</i>	Frag vir
<i>Carduus defloratus</i>	Card def	<i>Fraxinus excelsior</i>	Frax ex
<i>Carex alba</i>	Carex al	<i>Frullania dilatata</i>	Frul dil
<i>Carex digitata</i>	Carex di	<i>Galeopsis tetrahit</i>	Gale tet
<i>Carex flacca</i>	Carex fl	<i>Galium aparine</i>	Gali apa

Wissenschaftlicher Artname	Kürzel	Wissenschaftlicher Artname	Kürzel
Galium boreale	Gali bor	Mycelis muralis	Myc mur
Galium mollugo	Gali mol	Neottia nidus-avis	Neot nid
Galium odoratum	Gal odo	Origanum vulgare	Orig vul
Galium rotundifolium	Gal rot	Oxalis acetosella	Oxal ace
Galium sylvaticum agg.	Gali syl	Paris quadrifolia	Pari qua
Geranium robertianum	Gera rob	Peltigera praetextata	Pelt pra
Geranium rotundifolium	Gera rot	Phyteuma spicatum	Phyt spi
Grimmia hartmanii	Grim har	Picea abies	Picea ab
Grimmia pulvinata	Grim pul	Pimpinella saxifraga	Pim sax
Hedera helix	Hede hel	Pinus sylvestris	Pinus sy
Helleborus foetidus	Hell foe	Plagiochila asplenioides	Plag asp
Hepatica nobilis	Hep nob	Plagiochila porelloides	Plag por
Heracleum sphondylium	Hera spo	Platanthera bifolia	Plat bif
Herzogiella seligeri	Herz sel	Poa chaixii	Poa chai
Hieracium schultesii	Hier sch	Poa nemoralis	Poa nemo
Hieracium murorum	Hier mur	Polygonatum multiflorum	Poly mul
Hippocrepis comosa	Hipp com	Polygonatum odoratum	Poly odo
Homalothecium lutescens	Homa lut	Polygonatum verticillatum	Poly ver
Homalothecium sericeum	Homal se	Polytrichum formosum	Poly for
Homomallium incurvatum	Homo inc	Porella platyphylla	Pore pla
Hordelymus europaeus	Hord eur	Porella platyphylloidea	Pore pla
Hylocomium splendens	Hyl spl	Pottia bryoides	Pot bry
Hypericum montanum	Hype mon	Prenanthes purpurea	Pren pur
Hypericum perforatum	Hype per	Primula veris ssp. canescens	Primu ve
Hypnum cupressiforme	Hyp cup	Prunus avium	Prun av
Hypnum sauteri	Hyp sau	Prunus spinosa	Prun spi
Isopterygium pulchellum	Iso pul	Pseudoleskeella catenulata	Pseu cat
Isothecium alopecuroides	Isot alo	Pterigynandrum filiforme	Pter fil
Isothecium myosuroides	Iso myo	Pulmonaria officinalis	Pulm of
Juniperus communis	Juni com	Pylaisia polyantha	Pyl pol
Knautia dipsacifolia	Knau dip	Quercus petraea	Querc pe
Lamiaeum galeobdolon	Lami gal	Radula complanata	Radu com
Lapsana communis	Laps com	Ranunculus acris	Ran acr
Laserpitium latifolium	Laser la	Ranunculus auricomus	Ran aur
Lathyrus linifolius	Lath lin	Ranunculus polyanthemus nemorosus	Ran po-n
Lathyrus niger	Lath nig	Ranunculus polyanthemus poly.	Ran pp
Lathyrus pratensis	Lath pra	Ranunculus repens	Ran rep
Lathyrus vernus	Lath ver	Rhamnus catharticus	Rha cath
Leontodon hispidus	Leo his	Rhizomnium punctatum	Rhi pun
Ligustrum vulgare	Ligu vul	Rhynchostegiella tenella	Rhy ten
Lilium martagon	Lil mar	Rhynchostegium murale	Rhy mur
Lonicera alpigena	Loni alp	Ribes uva-crispa	Rib uva
Lonicera xylosteum	Loni xyl	Rosa arvensis	Rosa arv
Lotus corniculatus	Lotus co	Rubus fruticosus agg.	Rubus fr
Maianthemum bifolium	Maia bi	Rubus idaeus	Rubus id
Malus sylvestris agg.	Mal syl	Rubus saxatilis	Rubus sax
Melampyrum pratense	Mela pra	Salix caprea	Salix ca
Melica nutans	Meli nut	Sambucus nigra	Samb ni
Melittis melissophyllum	Meli mel	Sambucus racemosa	Sambu ra
Mentha arvensis	Ment arv	Sanguisorba minor	Sang min
Mercurialis perennis	Merc per	Schistidium apocarpum	Schi apo
Metzgeria furcata	Metz fur	Schistidium trichodon	Schi tri
Milium effusum	Mili eff	Scrophularia nodosa	Scro nod
Moehringia trinervia	Moeh tri	Senecio fuchsii	Sene fuc
Monotropa hypopitys	Monot hy	Sesleria varia	Sesl var

Wissenschaftlicher Artname	Kürzel
Silene nutans	Sil nut
Solidago virgaurea	Soli vig
Sorbus aria	Sorb ari
Sorbus aucuparia	Sorb auc
Stachys alpina	Stac al
Stachys sylvatica	Stac syl
Tanacetum corymbosum	Tana cor
Taraxacum officinale agg.	Tara off
Taxus baccata	Taxus ba
Thalictrum minus	Thal min
Thesium bavarum	Thes bav
Thlaspi arvense	Thlas ar
Thlaspi montanum	Thlas mo
Tilia cordata	Til cor
Tilia platyphyllos	Til plat
Tortella tortuosa	Tort tor
Tussilago farfara	Tuss fa
Ulmus glabra	Ulmus gl
Valeriana montana	Val mon
Verbascum lychnitis	Verb lyn
Veronica chamaedrys	Vero ch
Veronica officinalis	Vero of
Viburnum lantana	Vibur la
Viburnum opulus	Vibu op
Vicia cracca	Vici cra
Vicia sepium	Vici sep
Vicia sylvatica	Vici syl
Vinca minor	Vinc min
Vincetoxicum hirundinaria (off)	Vinc hir
Viola hirta	Viola hi
Viola mirabilis	Viola mi
Viola reichenbachiana	Vio rei

Weitere Abkürzungen

Bestandesabkürzungen in Diagrammen:

BH + Nummer: Baumholzbestand

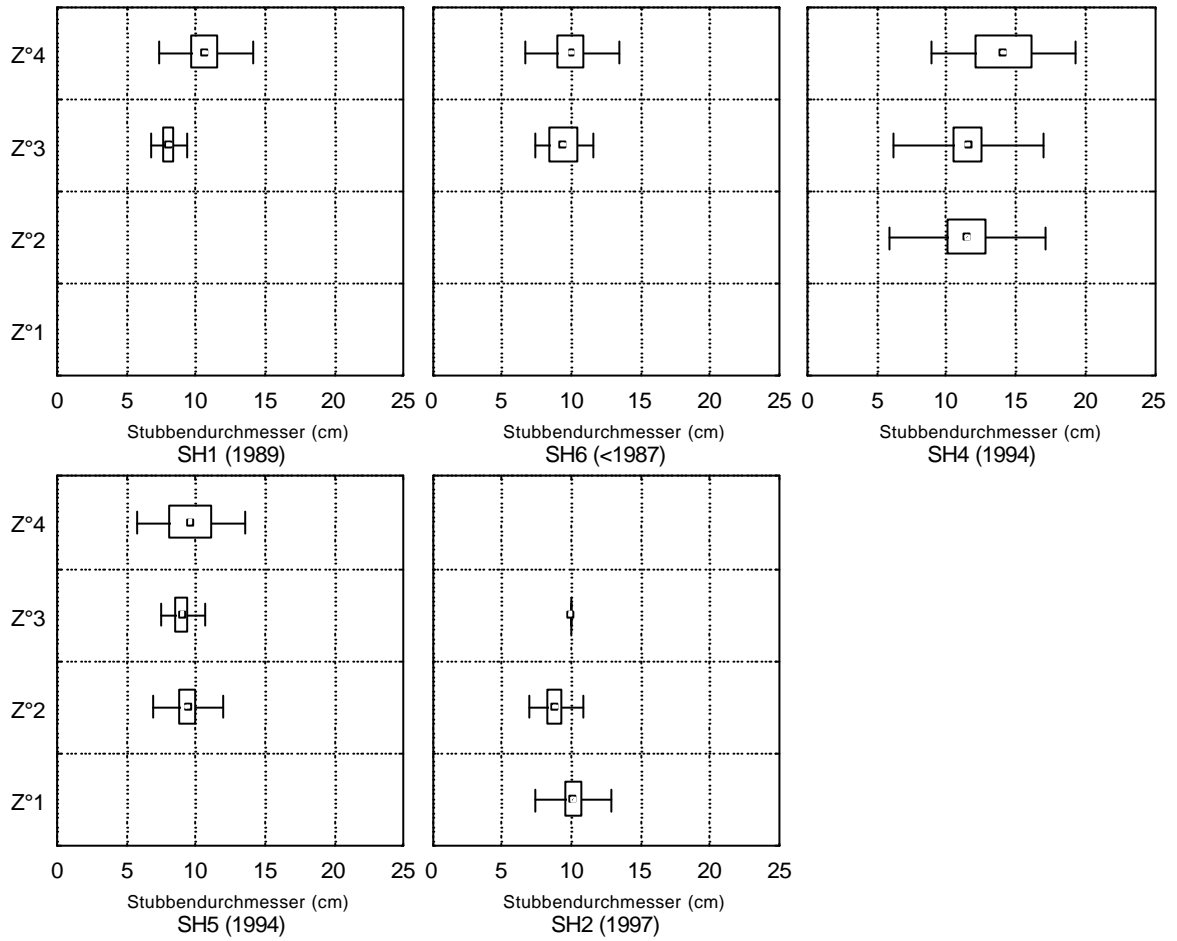
AH + Nummer: Altholzbestand

SH + Nummer: Stangenholzbestand

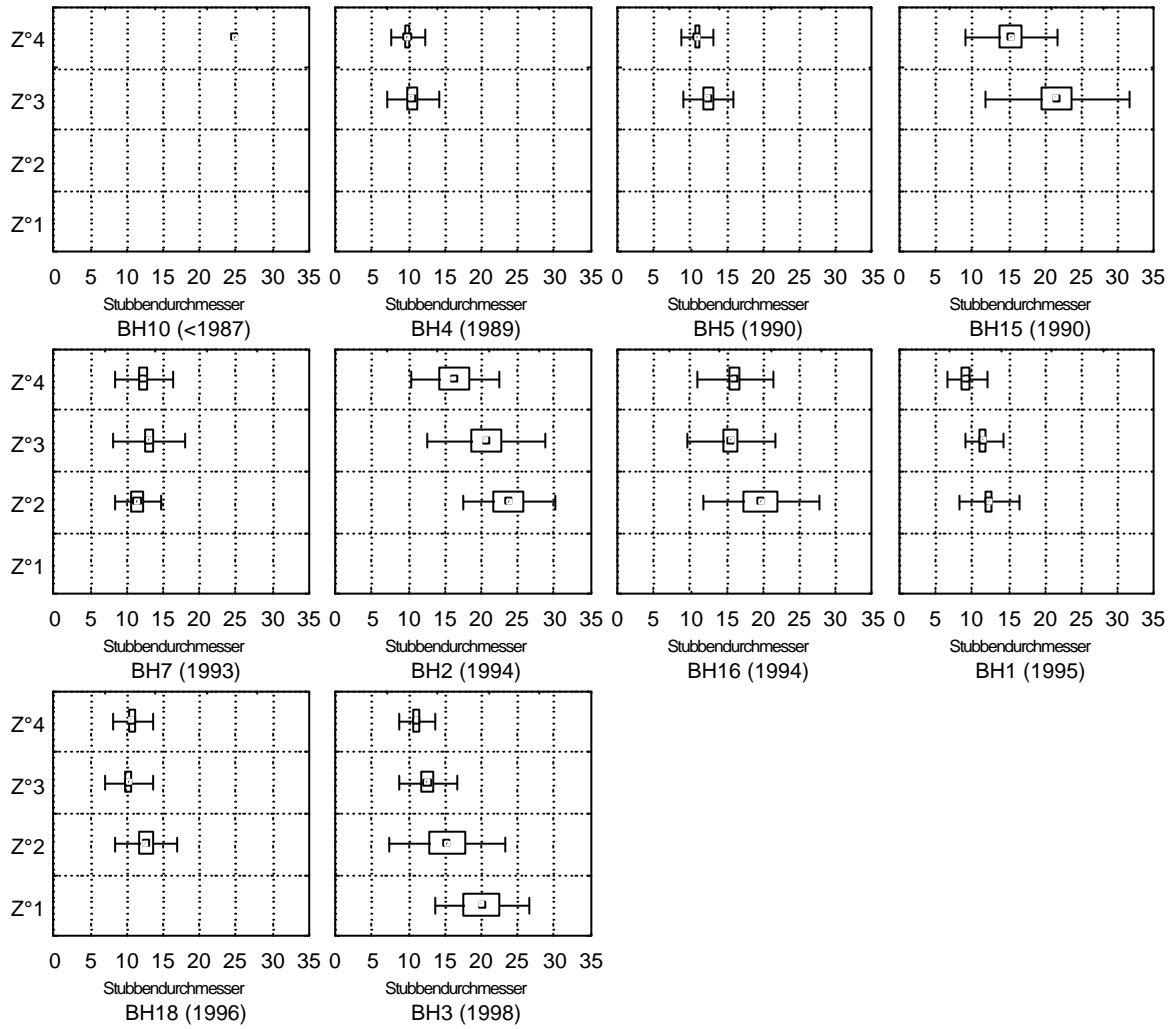
Sat + Nummer: Satellitenfläche des Sonderforschungsbereiches

Baumstubbensequenzen

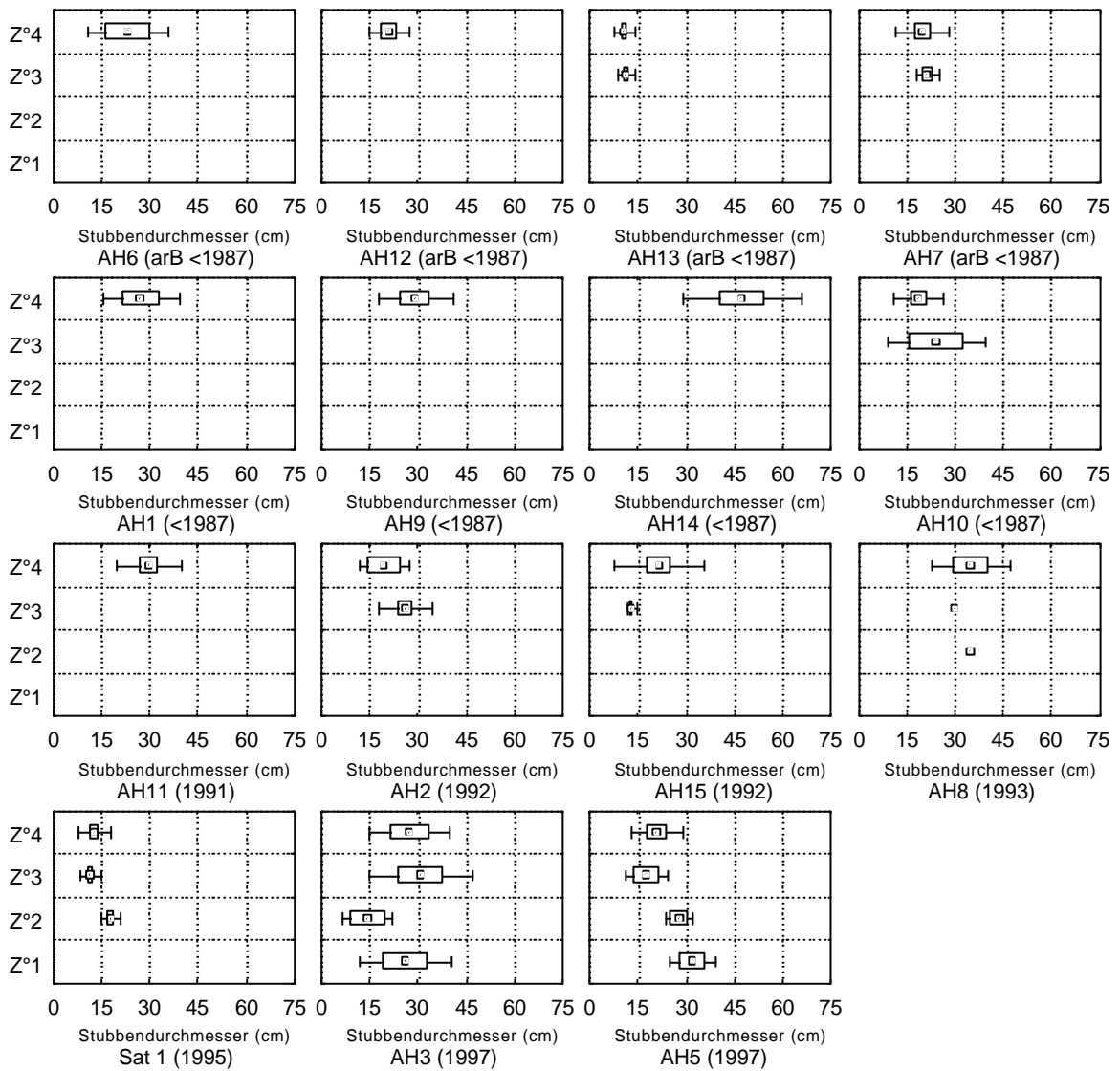
Trockene Stangenhölzer



Trockene Baumhölzer



Trockene Althölzer



Durchforstungsdiagramme

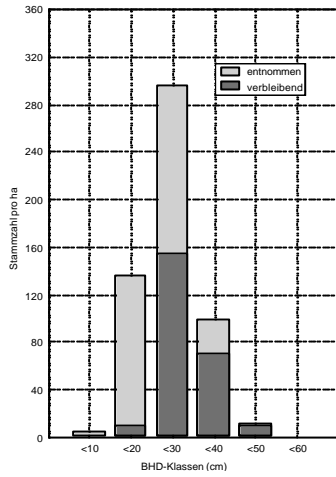


Abb 1: Schwacher Schirmhieb im Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 - Oberhang -

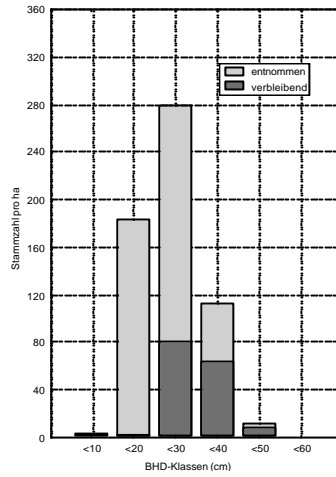


Abb 2: Starker Schirmhieb im Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 - Oberhang

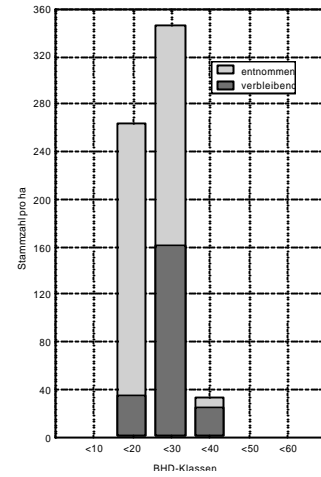


Abb 1: Starker Schirmhieb im Seggenbuchenwald des SFB 433

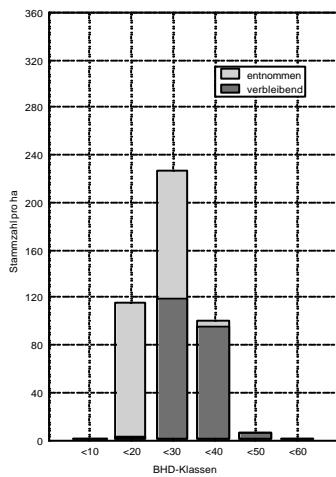


Abb 3: Schwacher Schirmhieb im Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 - Mittelhang -

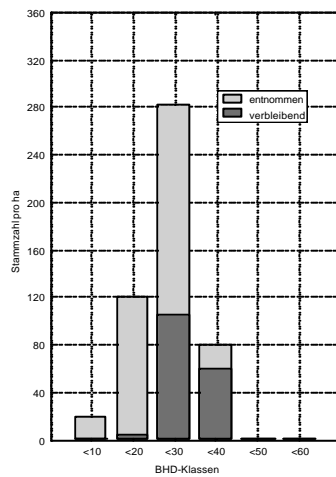


Abb 4: Starker Schirmhieb im Waldgersten-Buchenwald des SFB 433 - Mittelhang -

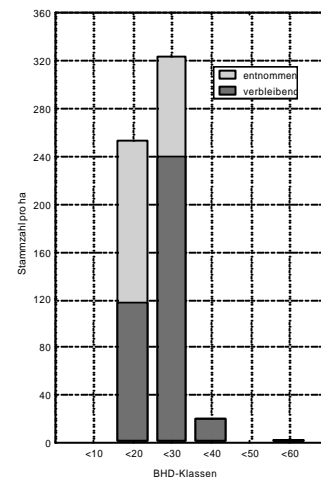
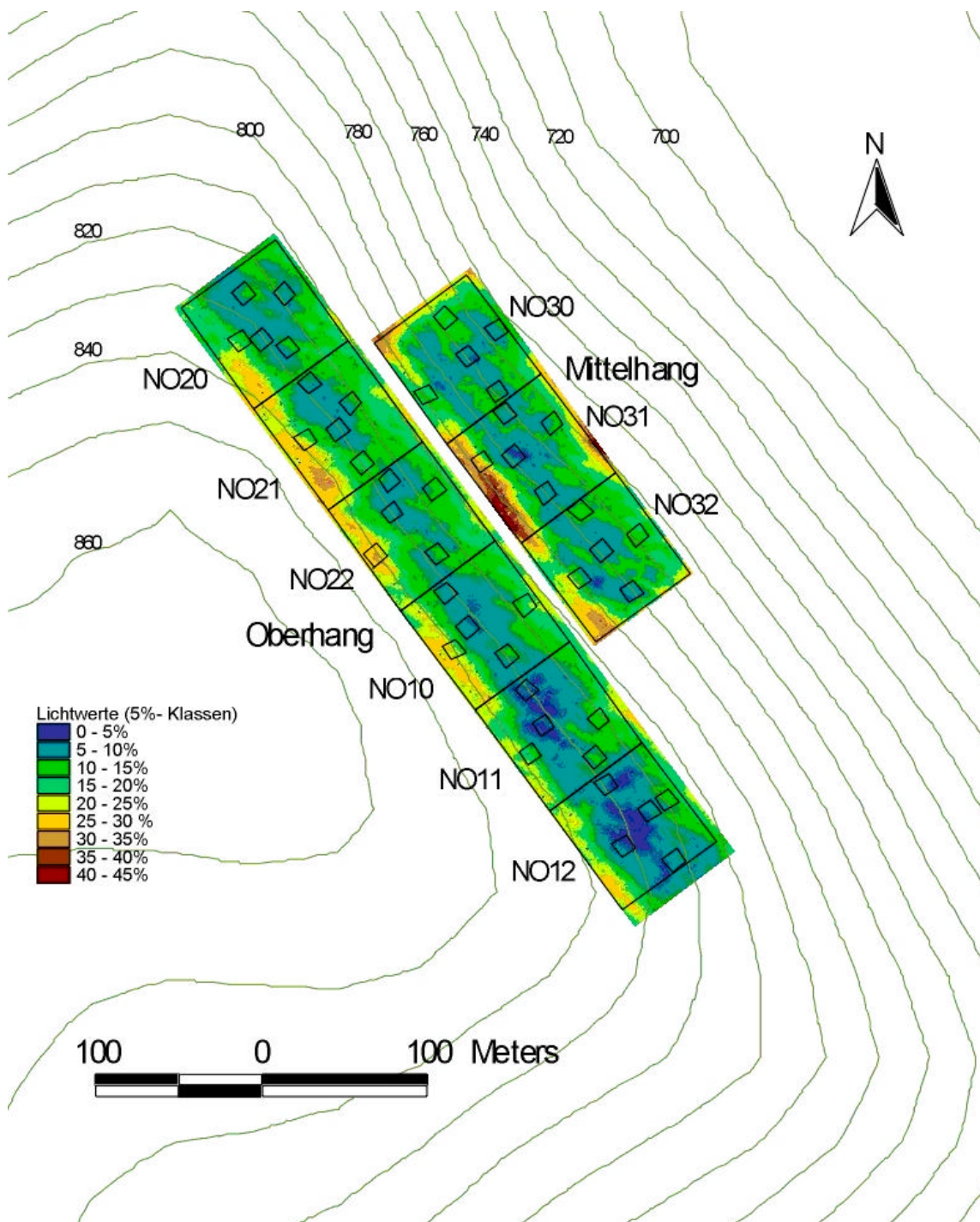
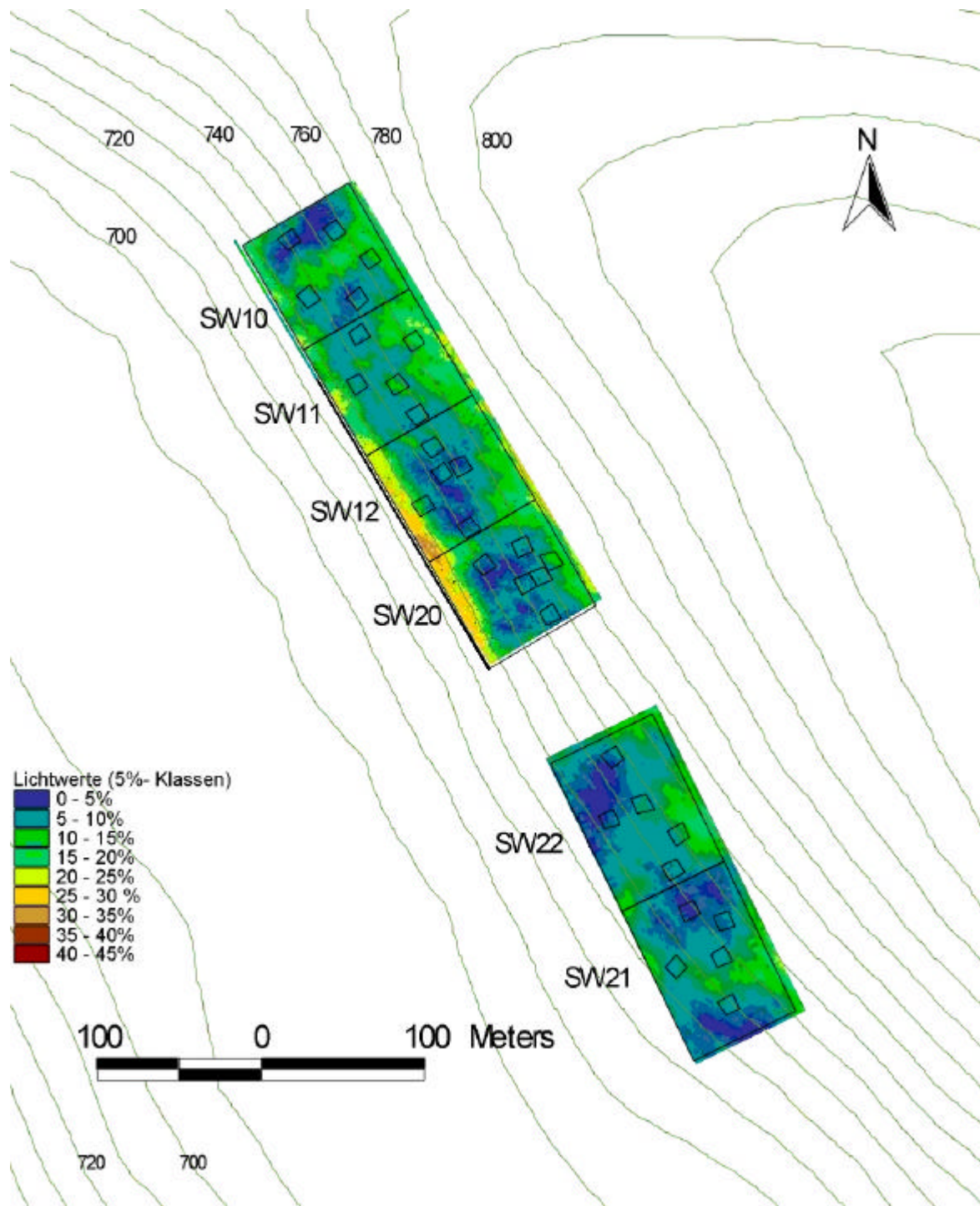


Abb 2: Schwacher Schirmhieb im Seggenbuchenwald des SFB 433



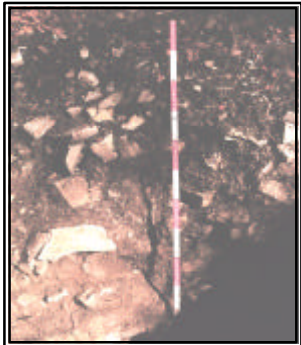

Lichtkarten der Versuchsflächen des SFB










Lichtverhältnisse auf dem Nordosthang (Waldgersten-Buchenwald) vor den experimentellen Eingriffen.



Lichtverhältnisse auf dem Südwesthang (Seggen-Buchenwald) vor den experimentellen Eingriffen.

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit [cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skeletgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszusschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skeletabschlag
 Tuttl. III 10 b arB AH6	0	10		Ah	20		Tu3	20	2.5	17.7	21	17
	10	20						40	1.8	15.7	21	13
	20	30		Bh	50	20	Lu	40	1	12.7	22	13
	30	40						50	0.8	10.4	22	11
	40	50						60	0.5	7.9	22	8.8
	50	60						50	0.4	4.2	22	11
	60	70						80	0.3	5.3	22	4.4
	70	80	80	IC	50	70	Lt2	80	0.3	4.8	16.5	3.3
	80	90						80	0.4	3.6	16.5	0
	90	100						90	0.2	1.2		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum												81
 Tuttl. III 9 b 7 BH4	0	10		Ah	25		Tu3	25	1.4	19.2	18	14
	10	20						10	1	15.3	18	16
	20	30		Bv	45		Lu	25	1	14.4	20	15
	30	40						30	0.1	11.8	20	14
	40	50						50	0.5	6.8	20	10
	50	60						70	1.1	7.2	20	6
	60	70		Bv	25		Lu	50	0.8	5.7	19.5	9.8
	70	80	80					70	0.3	4.1	19.5	5.9
	80	90						80	0.5	3.7	19.5	3.9
	90	100		IC	5		Lu	90	0.2	1.9	14	
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum												90
 Geis I 22 b 15 AH3	0	10		Ah	30		Tu3	10	1.2	14.4	21	18.9
	10	20						20	1.8	16.3	21	16.8
	20	30						35	1.7	12.3	21	13.7
	30	40		Bh	35		Lu	55	0.5	11.9	22	9.9
	40	50						55	0.5	10.0	22	9.9
	50	60						60	0.3	5.9	22	8.8
	60	70		Bv	30		Lt2	45	0.1	4.4	16.5	9.1
	70	80						65	0.4	5.5	16.5	5.8
	80	90	90					70	0.5	3.3	10.5	3.2
	90	100		C	25		Lt2	90	0.1	2.1		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum												96
 Imm VI 13 c15 AH1	0	10		Ah	40		Tu3	15	2.6	19.2	21	17.9
	10	20						25	2.6	13.9	21	15.8
	20	30						30	2.2	17.3	21	14.7
	30	40						35	1.4	16.2	21	13.7
	40	50		IC	40		Lt3	40	0.6	13.4	10.5	6.3
	50	60						40	1.2	9.0	10.5	6.3
	60	70						40	0.2	7.8	10.5	6.3
	70	80						50	0.3	9.4	10.5	5.3
	80	90	90	mC	20		Lt3	50	0.3	5.9	8	4.0
	90	100						80	0.1	2.5		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum												90

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag	
	Imm II 6 c13												
	SAT1	0	10		Ah	38		Lu	20			26.5	21.2
	5 S3	10	20						20			26.5	21.2
		20	30						30			26.5	18.6
		30	40						30			26.5	18.6
		40	50		AhCv	28		Lu	60			21	8.4
		50	60						60			21	8.4
		60	70						80			21	4.2
		70	80	80	CV	14		L	95			17	0.9
		80	90										0
	90	100											
											nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	101	
	Imm I 17 b12												
	BH2	0	10		Ah	40		Lu	10	5.25	35.8	23.5	21.2
	6	10	20						17	3.6	15.4	23.5	19.5
		20	30						25	1.25	11.0	23.5	17.6
		30	40						30	1.14	9.6	23.5	16.5
		40	50		Bt	32		Lu	30	0.4	8.1	19.5	13.7
		50	60	60					40	0.12	5.4	19.5	11.7
		60	70						40	0.13	3.8	19.5	11.7
		70	80		C	28		Ls2	50	0.25	2.3	14.5	7.3
		80	90						90	0	0.4		0
	90	100						100	0	0.0			
											nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	100	
<p>Keine eigene Aufnahme</p>	Tuttl. V 8 a7												
	BH5	0	10		Ah	40		Tu2	20	1.4	16.7	20.5	16.4
	7	10	20						20	0.6	13.0	20.5	16.4
		20	30						40	0.4	17.3	20.5	12.3
		30	40						40	0.7	12.1	20.5	12.3
		40	50		Cv	60		Lu	20	0.4	9.8	19.5	15.6
		50	60						45	0.3	5.5	19.5	10.7
		60	70	70					70	0	3.9	19.5	5.9
		70	80						80	0	1.9		0.0
		80	90						85	0.5	2.4		0.0
	90	100						80	0.3	0.7		0.0	
											nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	89.6	
	Geis I 30 b13												
	AH5	0	10		Ah	45		Lu	12	1.8	16.6	26.5	23.3
	8	10	20						30	2	15.9	26.5	18.6
		20	30						37	0.9	16.9	26.5	16.7
		30	40						45	0.9	14.4	26.5	14.6
		40	50		B	15		Ls2	40	0.8	13.9	20.5	12.3
		50	60						55	0.8	8.1	20.5	9.2
		60	70		IC	10		Ls2	45	1.6	7.8	20	11.0
		70	80	80					70	0.5	5.5	20	6.0
		80	90						90	0.4	2.4		0
	90	100						100	0.2	1.4			
											nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	106	

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag
												
Tuttl IV 5 a7												
BH1	0	10		Ah	20		Tu3	12	2.5	21.4	21	18.5
9	10	20						30	1.5	15.0	21	14.7
	20	30		Bt	30		Lu	40	1	11.8	21	12.6
	30	40						30	1.1	9.8	21	14.7
	40	50						45	1.1	8.6	21	11.6
	50	60		Bv	20		Lu	45	0.8	6.5	20	11.0
	60	70						65	0.7	5.7	20	7.0
	70	80	80	C	30		Lu	70	0.8	5.4	19.5	5.9
	80	90						80	0.4	3.7	19.5	3.9
	90	100						98	0	1.5		
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				95.9
												
Geis I 16 b11												
BH3	0	10		Ah	30		Tu3	20	2.4	16.6	25.5	20.4
10	10	20						35	0.5	15.2	25.5	16.6
	20	30						50	0.5	11.8	25.5	12.8
	30	40		Bv	40		Lu	50	0.1	7.2	21	10.5
	40	50						55	0.2	5.0	21	9.5
	50	60						60	0.3	2.9	21	8.4
	60	70						70	0	3.6	13	3.9
	70	80	80	IC	30		Ls2	55	0.2	4.1	13	5.9
	80	90						25	0.2	3.6		0
	90	100						40	0.1	1.8		
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				87.8
												
lpp II 8 b15												
AH2	0	10		Ah	12		Tu3	20	1.8	14.0	21	16.8
11	10	20		Bv	30		Tu2	30	1.6	15.0	18	12.6
	20	30						30	0.8	7.1	18	12.6
	30	40		Cv	30		Ls2	55	1.3	4.0	20	9.0
	40	50						60	0.5	4.7	20	8.0
	50	60						60	0.4	3.9	20	8.0
	60	70		C	28			65	0.7	3.7	10	3.5
	70	80	80					75	0	3.0	10	2.5
	80	90						85	0	1.5		0
	90	100						100	0	0.9		
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				73
												
Imm VII 1 b 14												
AH4	0	10		Ah	20		Tu2	10	0.8	10.1	20.5	18.5
12	10	20						15	1.2	7.2	20.5	17.4
	20	30		Bhv	20		Tu2	15	1	11.2	17.5	14.9
	30	40						10	0.6	10.1	17.5	15.8
	40	50		Bv	30		Lt3	20	0.7	7.8	15.5	12.4
	50	60						50	0.4	4.7	15.5	7.8
	60	70						55	0.3	2.9	15.5	7.0
	70	80	80	Cv	30		Tu3	60	0.3	3.7	15.5	6.2
	80	90						80	0.6	2.8		0
	90	100						90	0.3	0.6		
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				99.8

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skeletgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszusschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skeletabschlag
Tuttl II 5 a9												
NO	0	10		Ah	19		Lt3	5			24.5	23.3
13 NO	10	20						10			24.5	22.1
	20	30		AhBv	16		TI	10			16.5	14.9
	30	40		TBv	30		TI	15			15	12.8
	40	50						15			15	12.8
	50	60						20			15	12.0
	60	70		BvCv	45		Lu	30			19.5	13.7
	70	80						30			19.5	13.7
	80	90						30			19.5	13.7
	90	100						40			19.5	11.7
	100	110	110					40			19.5	11.7
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				127
Tuttl. V 9a9												
SW	0	10		Ah	26		Lu	5			26.5	25.2
14 SW	10	20						10			26.5	23.9
	20	30						25			26.5	19.9
	30	40		BvCv	22		Lu	30			20.5	14.4
	40	50						50			20.5	10.3
	50	60		Cv	27		L	60			17	6.8
	60	70						70			17	5.1
	70	80		Cn				80			17	3.4
	80	90	90					95			17	0.85
	90	100										
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				110
Tuttl. IV 1 c7												
BH18	0	10		Ah	20		Lu	20	1.9	16.5	20	16.0
15	10	20						22	1.7	16.9	20	15.6
	20	30		B	55		Lu	30	0.6	10.8	19.5	13.7
	30	40						40	0.5	8.2	19.5	11.7
	40	50						55	0.3	5.1	19.5	8.8
	50	60						45	0.1	6.5	19.5	10.7
	60	70						45	0.2	5.1	19.5	10.7
	70	80	80	Cv-m	25		Lu	60	0.7	4.2	19.5	7.8
	80	90						80	0	2.8		0
	90	100						80	0	0.0		
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				95
Tuttl. II 6 b9												
SAT3	0	10		Ah	14		Lu	5			23.5	22.3
16S1	10	20						15			23.5	20.0
	20	30		Bv-T	33		TI	25			15.5	11.6
	30	40						30			15.5	10.9
	40	50						40			15.5	9.3
	50	60		Cv	48		Lt	30			14.5	10.2
	60	70						40			14.5	8.7
	70	80						50			14.5	7.3
	80	90						50			14.5	7.25
	90	100	95					50			7	3.5
								nWSK/m ² im eff. Wurzelraum				111

Keine eigene Aufnahme

Keine eigene Aufnahme



Keine eigene Aufnahme





Keine eigene Aufnahme



Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag
Imm I 4 b10												
SAT2	0	10		Ah	30		Lt	10			24.5	22.1
17 S4	10	20						20			24.5	19.6
	20	30						35			24.5	15.9
	30	40		BvCv	15		IT	30			16.5	11.6
	40	50		Cv	35		L	40			20.5	12.3
	50	60			27			50			17	8.5
	60	70						90			17	1.7
	70	80	80					90			17	1.7
	80	90										
	90	100										
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											93.3	
Ipp II 14 d arB												
AH15	0	10		Ah	23		tL	10	4.7	47.6	24	21.6
18	10	20						12	6.2	49.9	24	21.1
	20	30		Bv	42		tL	25	2.3	33.8	20.5	15.4
	30	40						35	1.1	28.1	20.5	13.3
	40	50						45	0.5	12.6	20.5	11.3
	50	60	60					50	0.5	12.3	20.5	10.3
	60	70						60	0	5.4	20.5	8.2
	70	80		C	25		tL	90	0	3.3	18	1.8
	80	90						100	0.2	0.8		0
	90	100						100	0	0.0		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											92.9	
Imm I 30 b9												
BH7	0	10		Ah	27		Ls	15	1.4	29.6	25	21.3
19	10	20						15	3.1	22.7	25	21.3
	20	30		B	37		Lt2	25	2.2	29.4	16.5	12.4
	30	40						30	1.4	23.7	16.5	11.6
	40	50						30	0.3	16.3	16.5	11.6
	50	60		Cv	36		Ls2	45	0.4	14.3	20	11.0
	60	70	70					55	0.3	8.8	20	9.0
	70	80						70	0	2.4		0.0
	80	90						65	0.2	4.1		0
	90	100						70	0	0.9		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											98	
Imm VI 13 c5												
SH2	0	10		Ah	20		Lt	6	1	11.7	19.5	18.3
20	10	20						12	0.9	17.2	19.5	17.2
	20	30		B	40		Lt	20	1.1	14.0	15.5	12.4
	30	40						20	0.3	10.7	15.5	12.4
	40	50						35	1	13.3	15.5	10.1
	50	60						30	0.5	10.6	15.5	10.9
	60	70		Cv	40		Lu	30	0.37	11.1	19.5	13.7
	70	80	80					35	0.37	11.3	19.5	12.7
	80	90						50	0.37	5.6	19.5	9.75
	90	100						80	0.37	2.9		
	nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											108

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszusschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag	
Tuttl IV 3 e DB II													
AH8 21	0	10	70	Ah	30		Lu	5	1	15.6	23.5	22.3	
	10	20							10	0.6	19.4	23.5	21.2
	20	30							30	0.5	18.7	23.5	16.5
	30	40		B	40		Lu	40	1	19.1	19.5	11.7	
	40	50							50	0.8	16.0	19.5	9.8
	50	60							30	1	15.8	19.5	13.7
	60	70							70	0.2	12.1	19.5	5.9
	70	80		Cv	30		Lu	45	0.22	11.6	19.5	10.7	
	80	90							90	0	1.6		0
	90	100							100	0	0.0		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											101		
Geis I 2 b5													
SH1 22	0	10	70	Ah	15		TI	4	1.2	33.4	24	23.0	
	10	20		Bt	20		TI	25	0.8	23.5	16.5	12.4	
	20	30							25	0.7	29.1	16.5	12.4
	30	40		Cv-m	55		TI	55	0.9	17.4	15	6.8	
	40	50							35	0.9	14.3	15	9.8
	50	60							40	1.1	13.4	15	9.0
	60	70							70	0.7	10.3	15	4.5
	70	80							70	0.66	7.1	15	4.5
	80	90							80	0.2	1.5		0
	90	100							100	0	0.0		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											77.8		
Imm VII 10 d arB													
AH7 23	0	10	80	Ah	30		Lt	8	1	24.2	22.5	20.7	
	10	20							10	3	29.8	22.5	20.3
	20	30							20	1.7	28.8	22.5	18.0
	30	40		Cv	30		Lu	30	1.4	20.3	19.5	13.7	
	40	50							50	0.7	16.7	19.5	9.8
	50	60		Cm-v	40		Lu	55	0.7	12.3	19.5	8.8	
	60	70							60	0.3	12.2	19.5	7.8
	70	80							70	0.1	8.7	19.5	5.9
	80	90							75	0	4.3	19.5	4.88
	90	100							90	0.1	1.5		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											105		
Geis I 32 c DB													
AH11 24	0	10	80	Ah	35		Lt	15	1.6	27.3	22.5	19.1	
	10	20							30	1.6	31.9	22.5	15.8
	20	30							30	0.6	26.8	22.5	15.8
	30	40		Cv-m	55		Lu	40	0.5	23.1	19.5	11.7	
	40	50							50	0.8	12.7	19.5	9.8
	50	60							50	0.5	10.5	19.5	9.8
	60	70							40	0.7	10.3	19.5	11.7
	70	80							45	0.1	6.8	19.5	10.7
	80	90							80	0.1	0.9		0
	90	100							0	0.0			
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											104		

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag	
Geis I 30 b 13(OH)													
AH5	0	10		Ah	23		Lu	6	0.6	14.0	23.5	22.1	
	25	10						40	0.2	9.5	23.5	14.1	
		20		Bv	23		Lt	40	0	9.9	15.5	9.3	
		30						60	0.1	10.0	15.5	6.2	
		40		Cv	25		Lu	60	0	8.0	19.5	7.8	
		50						50	0	3.9	19.5	9.8	
		60	70					50	0	1.6	19.5	9.8	
		70	80					85	0	0.0	19.5	2.9	
		80	90						0	0.0	19.5	19.5	
		90	100						0	0.0	19.5		
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											79		
Geis II 6 b6													
SH4	0	10		Ah	50		Lt	15	4.3	38.5	22.5	19.1	
	27	10						30	2.5	33.0	22.5	15.8	
		20						35	1.6	32.7	22.5	14.6	
		30						20	1.4	31.4	22.5	18.0	
		40						40	0.9	20.4	22.5	13.5	
		50		Cv	50		Lt	60	1	14.7	15.5	6.2	
		60						75	0.2	10.0	15.5	3.9	
		70	80					80	0.2	4.2	15.5	3.1	
		80	90					90	0.1	2.3		0	
		90	100					95	0	1.0			
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											94.2		
Tuttl IV 3 b4													
SH5	0	10		Ah	25		Lu	7	0.8	20.9	19.5	18.1	
	28	10						40	0.7	21.2	19.5	11.7	
		20		B	35		Lu	30	0.4	18.3	19.5	13.7	
		30						35	0.4	14.3	19.5	12.7	
		40						35	0.5	17.3	19.5	12.7	
		50		Cv	20		Lu	30	0.7	16.1	19.5	13.7	
		60						60	1.3	16.8	19.5	7.8	
		70	80		Cv-m	20		Ls2	80	0.8	15.1	16	3.2
		80	90					90	0.2	8.2	16	1.6	
		90	100					100	0.1	1.9			
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											93.5		
Tuttl XII 17 b6													
SH6	0	10		Ah	18		Lt	6	1	28.7	22.5	21.2	
	29	10		B	44		Lu	20	0.9	25.8	19.5	15.6	
		20						45	0.2	16.4	19.5	10.7	
		30						55	0.3	6.3	19.5	8.8	
		40						55	0.5	6.8	19.5	8.8	
		50		Cm	38		Lu	50	0	3.3	19.5	9.8	
		60	70					60	0.2	2.9	19.5	7.8	
		70	80					90	0.2	1.9		0.0	
		80	90					90	0.12	2.5		0	
		90	100					95	0	0.8			
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											82.6		

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszus Schlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skeletabschlag	
	Geis I 6 b10												
	BH17	0	10		Ah	40		Lt	10	0.8	28.3	22.5	20.3
		10	20						15	1	29.9	22.5	19.1
		20	30						15	1.9	28.3	22.5	19.1
		30	40						30	0.9	22.0	22.5	15.8
		40	50		Ch	70		Ts	35	0.4	15.6	19.5	12.7
		50	60						50	0.3	15.8	19.5	9.8
		60	70						50	0.1	9.9	19.5	9.8
		70	80						45	0.2	6.1	19.5	10.7
		80	90	90					40	0.25	6.8	19.5	11.7
		90	100						80	0.38	4.9	19.5	
										nWSK/m ² im eff. Wurzelraum			129
		Imm VII 1 c11											
	BH10	0	10		Ah	23		Ls2	2	0	28.6	26.5	26.0
		10	20						15	1.2	31.1	26.5	22.5
		20	30		B	46		Lu	25	1.2	30.4	19.5	14.6
		30	40						30	0.9	24.9	19.5	13.7
		40	50						40	0.4	17.3	19.5	11.7
		50	60						45	0.75	17.1	19.5	10.7
		60	70						60	0.5	14.1	19.5	7.8
		70	80	80	C	31		Ls2	90	0.38	6.8	15	1.5
		80	90						90	0.13	2.6		0
		90	100						100	0.28	0.3		
										nWSK/m ² im eff. Wurzelraum			108
		Imm II 7 d arB(c10)											
	BH15	0	10		Ah	20		Ls2	30	2.3	35.3	23.5	16.5
		10	20						30	2.3	29.1	23.5	16.5
		20	30		B	40		Lt	35	2.6	23.8	19.5	12.7
		30	40						40	1.3	19.0	19.5	11.7
		40	50						40	0.3	13.9	19.5	11.7
		50	60						50	0.8	11.3	19.5	9.8
		60	70	70	C	20		Lu	80	0.1	6.8	19.5	3.9
		70	80						90	0.1	1.2		0.0
		80	90							0	0.0		0
		90	100							0	0.0		
										nWSK/m ² im eff. Wurzelraum			82.6
		Tuttl III 7 b9											
	BH12	0	10		Ah	25		Lt	8	1.7	18.5	19.5	17.9
		10	20						40	1.7	17.8	19.5	11.7
		20	30		Bv	45		Lu	35	0.5	14.6	19.5	12.7
		30	40						35	0.4	8.4	19.5	12.7
		40	50						45	0.4	5.8	19.5	10.7
		50	60						30	0.3	4.7	19.5	13.7
		60	70		Cv	30		Lu	30	0.3	4.5	19.5	13.7
		70	80	80					40	0.2	3.3	19.5	11.7
		80	90						55	0.11	2.2		0
		90	100						80	0	0.6		
										nWSK/m ² im eff. Wurzelraum			105

Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skeletgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag	
Tuttl II 3 b9 BH14 34	0	10		Ah	40		Lt	15	0.8	24.0	22.5	19.1	
	10	20							20	1.3	22.0	22.5	18.0
	20	30							35	0.7	17.1	22.5	14.6
	30	40							40	0.2	15.9	22.5	13.5
	40	50	80	Cv	30		Lu	60	0.2	10.0	19.5	7.8	
	50	60							60	0.4	7.4	19.5	7.8
	60	70							60	0.6	6.7	19.5	7.8
	70	80			C	30		Lu	70	0.1	3.3	19.5	5.9
	80	90							60	0	1.9	0	
	90	100							65	0	0.8	0	
	nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											94.5	
	Tuttl III 6 b10 BH9 35	0	10		Ah	22		Lt	8	3.6	19.6	22.5	20.7
10		20							35	1.4	11.6	22.5	14.6
20		30			Cv	48		Lu	40	0.3	10.0	19.5	11.7
30		40	60						40	0.1	6.1	19.5	11.7
40		50							50	0.3	6.8	19.5	9.8
50		60							70	0.1	5.2	19.5	5.9
60		70			Cm	30		Lu	80	0.1	2.2	19.5	3.9
70		80							80	0.3	2.4	0.0	
80		90							80	0	2.3	0	
90		100							80	0.12	0.2	0	
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											74.3		
Tuttl XI 3 b10 BH13 36	0	10		Ah	20		Lu	10	0.4	13.9	23.5	21.2	
	10	20							35	0.5	8.8	23.5	15.3
	20	30			B	23		TI	40	0.3	7.1	14	8.4
	30	40							50	0.3	4.7	14	7.0
	40	50	70	Cv	47		TI	50	0	6.8	9	4.5	
	50	60							75	0	2.9	9	2.3
	60	70							70	0.1	1.7	9	2.7
	70	80							70	0	2.1	0	0.0
	80	90							70	0	0.3	0	
	90	100							0	0.0	0	0	
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											61.3		
Geis I 15/16 c arB BH16 37	0	10		Ah	15		Lt	25	2.1	20.2	22.5	16.9	
	10	20			B	35		Lt	25	1.3	26.2	15.5	11.6
	20	30							45	1	23.5	15.5	8.5
	30	40							50	0.5	18.5	15.5	7.8
	40	50	70	C	40		Lu	50	0.4	14.6	19.5	9.8	
	50	60							60	0.3	9.2	19.5	7.8
	60	70							70	0.8	6.9	19.5	5.9
	70	80							80	0.2	3.5	19.5	3.9
	80	90							90	0.3	2.1	0	
	90	100							90	0	0.0	0	
nWSK/m ² im eff. Wurzelraum											68.2		

	Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skeletgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag
	Geis II 2 b8												
	BH11	0	10		Ah	30		Lu	10	0.9	31.6	26.5	23.9
	38	10	20						20	1.7	22.9	26.5	21.2
		20	30						35	1.9	20.4	26.5	17.2
		30	40		Cv	70		Lu	30	0.5	16.2	19.5	13.7
		40	50						40	0.2	16.1	19.5	11.7
		50	60						40	0.22	13.7	19.5	11.7
		60	70						45	0.37	10.5	19.5	10.7
		70	80						40	0.5	12.5	19.5	11.7
		80	90	90					35	0.11	5.8	19.5	12.7
	90	100						45	0.22	2.1			
												nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	134
	Imm VII 2 b9												
	BH8	0	10		Ah	28		tL	15	1.6	39.2	22.5	19.1
	40	10	20						25	1	25.6	22.5	16.9
		20	30		B	39		Lu	35	0.5	15.4	19.5	12.7
		30	40						50	0.8	17.4	19.5	9.8
		40	50						50	0.7	19.5	19.5	9.8
		50	60						40	0.3	10.7	19.5	11.7
		60	70		Cv	33		Lu	45	0.5	12.6	19.5	10.7
		70	80						40	0.2	10.3	19.5	11.7
		80	90	90					90	0	7.1	19.5	1.95
	90	100						90	0	0.8			
												nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	104
	Imm VII 7 d arB A & B												
	AH12	0	10		Ah	20		TI	10	2.5	27.1	19.5	17.6
	AH13	10	20						30	1.3	21.7	19.5	13.7
	41	20	30		B	25		Lt	45	1.4	18.4	15.5	8.5
	42	30	40						45	0.7	14.3	19.5	10.7
		40	50		Cv-m	40		Lu	65	0.3	12.7	19.5	6.8
		50	60						60	0.3	12.3	19.5	7.8
		60	70	70					55	0.2	8.2	19.5	8.8
		70	80						80	0	2.7		0.0
		80	90						80	0	1.2		0
	90	100							0	0.0			
												nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	73.9
	Fürstenberg												
	AH14	0	10		Ah	30		Lt3	5	2.2	30.9	24.5	23.3
	43	10	20						15	3.3	28.1	24.5	20.8
		20	30						40	1.5	27.5	24.5	14.7
		30	40		B	30		Lu	45	2	23.3	19.5	10.7
		40	50						40	0.8	14.5	19.5	11.7
		50	60	60					40	0.5	9.2	19.5	11.7
		60	70		Cv	30		Lu	60	0.25	4.1	19.5	7.8
		70	80						90	0	0.9		0.0
		80	90						100	0	0.0		0
	90	100							0	0.0			
												nWSK/m ² im eff. Wurzelraum	92.9



Bestand	Start	Ende	Wurzeltiefe	Horizont	Mächtigkeit[cm]	Bodentiefe [cm]	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Grobwurzeln / dm ²	Feinwurzeln / dm ²	nWSK je 10 cm Bodentiefe (+ Humuszuschlag)	nWSK (je 10cm Bodentiefe) mit Skelettabschlag
Tuttl IV 3 e DB 1												
AH9	0	10		Ah	40		Ut	20	0.8	17.8	26	20.8
44	10	20						60	0.9	10.3	26	10.4
	20	30						60	0.9	7.1	26	10.4
	30	40						60	0.4	7.3	26	10.4
	40	50		Cv-m	23		Lu	80	0.5	9.2	19.5	3.9
	50	60	60					80	0.1	3.1	19.5	3.9
	60	70						100	0	0.0		0.0
	70	80							0	0.0		0.0
	80	90							0	0.0		0
	90	100							0	0.0		
									nWSK/m ² im eff. Wurzelraum			59.8

Vegetationstabellen: Tabelle 1: Vegetationstabelle des Waldgerstenbuchenwaldes der Versuchsfleäche des SFB (Aufnahmen 1999)

	Carex flacca Ausbildung	Oxalis acetosella Ausbildung	Mercurialis perennis Ausbildung	Geranium robertianum Ausbildung	Veronica officinalis Ausbildung
Aufnahmenummer	7 7 6 7 6 7 6 6 7 6 6 7 0 3 7 1 2 5 8 5 6 3 2 9 1 4	3 4 4 4 4 6 4 5 5 5 7 2 8 3 5 6 7 2 1 3	3 3 3 3 3 4 3 3 5 4 2 8 9 1 3 6	4 4 5 5 4 4 6 4 6 0 6 0 9 4	5 5 5 5 6 5 7 5 8 9 0 4
Spalten-Nummer (dynamisch)	1 1 1 1 1 1 2 3 4 5 6 7 8 9 0 1 2 3 4	1 1 1 1 1 2 2 2 2 2 5 6 7 8 9 0 1 2 3 4	2 2 2 2 2 3 3 3 5 6 7 8 9 0 1 2	3 3 3 3 3 3 3 3 4 5 6 7 8 9	4 4 4 4 4 4 0 1 2 3 4 5
Artzahl	3 3 3 3 2 3 2 2 3 2 3 9 9 0 6 8 6 9 8 3 3 7 7 8 4	3 3 2 3 3 3 2 3 2 5 3 4 1 6 7 3 8 0 8	3 2 2 2 2 2 2 1 7 5 6 6 9 8 2 9	2 3 3 2 3 3 2 8 4 5 1 3 0 8	3 2 3 3 2 2 5 3 2 4 5 9
Trennart des Mittelhang					
TA - Gruppe der Carex flacca Ausbildung des Waldgerstenbuchenwaldes des SFB 433					
Carex flacca (glauca) ^ K	010201010101. 0101.	0101. 01. 01. 01
Cephalanthera rubra ^ K	010101. 01. 01. 01. 0101. 01. 01
TA der Oxalis acetosella Ausbildung des Waldgerstenbuchenwaldes des SFB 433 01. 0101. 01	101. 1 10201 2. 10202	2 201. 02.	0202. 01. 01
Oxalis acetosella ^ K 01. 0101. 01	101. 1 10201 2. 10202
TA - Gruppe der Geranium robertianum Ausbildung des Waldgerstenbuchenwaldes des SFB 433 01. 0101. 01. 01. 01. 01. 01.	02. 0102010101 01.
Geranium robertianum ^ K 0101. 01. 01. 01. 01.	020102. 0102.
Hordelymus europaeus ^ K	0201. 01. 01. 01. 01. 01. 01.	02. 01. 02.
Lonicera xylosteum ^ K 01. 01.
Carex pilosa ^ K 02. 1. 02.
TA - Gruppe der Veronica officinalis Ausbildung 01. 0101. 01. 01. 01. 01
Bryum capillare hedw. ^ M 0101. 01
Veronica officinalis ^ K 01. 0101. 01. 01
Hypericum perforatum ^ K 0101. 01
Arten mit Schwerpunkt im Mittelhang 0101. 01.
Taraxacum officinale agg.	010101010101010101010101. 01. 01. 01. 01. 01. 01. 01010101
Prunus avium ^ K	010101010101010101010101 0101. 01 01. 01. 01. 010101
Arten mit Schwerpunkt im Mittelhang und in der Oxalis acetosella Ausbildung
Carex sylvatica ^ K	0101020401010101. . . 0101. 01	010101010101020201. 0101.	0102. 0101. 01 0101. 01
Lilium martagon ^ K	01. 01. 0101. 010101010101	01010202. 0101. 01. 010101. 01 01. 01.
Ajuga reptans ^ K	0102. 01. 01. 0102. 0101. 0101. 0101010101 01. 01 01. 01.	010101010101
Ulmus glabra (scabra) ^ K	010101010101010101010101	01010201010402010101 01. 01. 01. 01. 01. 0101.
Euphorbia amygdaloides ^ K	0201010401020101040101010101	01010101010104. 0101 01. 01. 01
Arten des Oberhangs
Vicia sylvatica ^ K 01. 0101. 01.	0101. 01. 1. 02010101
Sambucus racemosa ^ K 010101.	010101. 0101. 01. 0201.
Moose der steinigereen Aufnahmen am Oberhang
Ctenidium molluscum (Hedw)	. 01. . 01. 01. 01. 01.	01010102. 0101	010101. 01.
Schistidium apocarpum (He)	01. 01.
TA der Mercurialis perennis Ausbildung	040101 10102. 01 10101020204	201 30101010101010101	5 5 4 2 4 4 7 2	70101 2 3 202	020102010402
Mercurialis perennis pere					

Spalten-Nummer (dynamisch)

04 1 1 1 1 1 02 1 1040202 10404 2	2 3 1 2 1 204020402	0202 102010202 1	02. 0401040202	020102020104
01040402 104020102 104 1 1	4 3 2 2 2 1 2040204	04 2 1 2 1 1 104	02 10404040402	10402010204
01010201010202010202010101	01020401010202010102	0102020101020201	02020201010401	0101. 01.
010101010101010101010101	010101020101010101	. 010101010101.	010202. 020101	020102010201
Lathyrus vernus ^ K	0102020101020201. 02	0101010101010101	. 010101010101	10102020202
Acer platanoides ^ K	0101010101. 0101. 01	0101010101010201	. . . 01. 01. 01	. 01. . 01.
Dryopteris filix mas ^ K	01020204020102010101	01010101040201.	1. 01. 0402.	. 01. . .
Galium aparine agg. ^ K	01010101.	01010101.
Hedera helix ^ K	01. 01. 01.
Homomallium incurvatum (B	010101.
Viola hirta ^ K
schwach diskriminierend
Lathyrus pratensis ^ K
Melica nutans nutans ^ K
Poa nemoralis ^ K
Homomallium incurvatum (B
Fissidens taxifolius hedw
Brachythercium rutabulum (0101. 0101. 010101. 0101	01. 010101. 01.
Dryopteris dilatata (aust	01. 0101. 0101.	01. 01. 01. 0101.
Polygonatum multiflorum ^
Picea abies (excelsa) ^ K 01. 01.
Lamiastrium galeobdolon ss 02. . . . 01.
Hypnum sauteri schimp. ^M 01. 01. . . . 01
Galeopsis tetrahit ^ K 0101.
Galium odoratum (Asperula	01040102. 04010102. 01010404	020202010204 1010202	02. 020201 1 1	04 1 1010404
Hypnum cupressiforme hedw	010101. 01. 010101010101	0101010101010101	0101010101. .	0101010101
Vicia sepium ^ K	01. . 01010101010101010101	0102. . . 0101010101	. 0101. 0101.	010101010102
wenig diskriminierend
Fagus syl vj&stus 01. 0104
Fragaria vesca ^ K	0102. 01. 01. 01.
Sorbus aucuparia ^ K
Polytrichum formosum hedw
Neottia nidus-avis ^ K 01.
Moehringia trinervia ^ K	01. 0101010101. 01
Phyteuma spicatum ^ K	01. . 01. . 0101. 01. 0101.
Cardamine impatiens ^ K
Polygonatum verticillatum 010101. . 01.
Paris quadrifolia ^ K	010101. . 01010101. 0101. 0101. 01.
Scrophularia nodosa ^ K 01. 0101. . . . 0101.
Rubus idaeus ^ K	0101010101. 01. 01. . . . 01. 0101. 01. . . . 01
Stachys sylvatica ^ K	01010101. 0101. . . . 01010101 01. 010101. 01.
Milium effusum ^ K	0101. 01. 0101. 01 01. . . . 01.
Fraxinus excelsior ^ S
Epilobium montanum ^ K
Actaea spicata ^ K

Tabelle 2: Vegetationstabelle des Seggen-Buchenwaldes der Versuchsfleache des SFB (Aufnahmen 1999)

	Sorbus aria Ausbildung	Sorbus aucuparia Ausbildung	Mercurialis perennis Ausbildung
Aufnahmenummer	2 2 2 3 2 2 2 3 6 7 8 9 1 3 4 5 0	1 1 1 1 1 2 2 2 1 1 5 2 9 6 7 8 2 6 0 1 4 5	1 1 1 1 4 8 3 0 9 1 2 1 3
Spalten-Nummer (dynamisch)	1 2 3 4 5 6 7 8 9	1 1 1 1 1 1 1 1 2 2 0 1 2 3 4 5 6 7 8 9 0 1	2 2 2 2 2 2 2 3 4 5 6 7 8 9 0
Artzahl	4 3 4 3 3 4 4 4 4 2 5 3 5 1 1 6 6 3	3 4 3 3 3 3 3 4 4 5 5 3 4 0 4 4 7 3 2 2 5 1 3 7	3 2 3 3 2 3 2 3 2 4 6 4 3 4 8 2 3 4
TA - Gruppe der Sorbus aria Ausbildung des Seggenbuchenwaldes des SFB 433			
Sorbus aria agg. ^ K	01. 010201. 010101	01. 01.
Euphorbia cyparissias ^ K	0101010102010101	01. 01.
Hippocrepis comosa ^ K	. . . 01010101. 01
Hieracium sylvaticum (mur	. . . 01. 010101.	01.
Stachys alpina ^ K 010101
Carex ornithopoda ^ K	. . . 0101. 010101 01.
Brachythecium campestre (0101. . . . 01. 01.
Abies alba ^ K	01. 01. . . . 01. 01.
Sorbus aria agg. ^ S	01. 0101. . . . 01.
TA - Gruppe der Sorbus aucuparia Ausbildung des Seggenbuchenwaldes des SFB 433			
Sorbus aucuparia ^ K 01.	0101010101. . . 01010101	0101. . . 01
Prunus avium ^ S 01.	02010201. 0101. . 02.	0101.
Bromus ramosus benekenii	0101. 01. . 01.
Lilium martagon ^ K 01. 01	01. 01010101. 01020201. 010101
Schistidium apocarpum (He 0101. 010101. 01. 01
Viola reichenbachiana (sy 010101	010101. . 01. 01010101 01.
Euphorbia amygdaloides ^ 010101. 01010101 01.
Ta - Gruppe der Brachypodium sylvaticum Unterausbildung der Sorbus aucuparia Ausbildung			
Fissidens taxifolius hedw	01. 0101
Brachypodium sylvaticum ^ 02. 0101020102.
Galium sylvaticum agg. ^ 01. 0101.
Ulmus glabra (scabra) ^ K 01. . 0101
Carex sylvatica ^ K	01. 010101. . 01
Art mit Schwerpunkt in der Sorbus aria- & Sorbus aucuparia Ausbildung im Seggenbuchenwald des SFB 433			
Carex flacca (glauca) ^ K	02. . 0101010101	020202 10104 102020404	. . . 02.
Arten der Sorbus aucuparia und Mercurialis perennis Ausbildungen			
Cephalanthera rubra ^ K 0101. . .	010101010101010101010102.	. . . 01010101 01. 01
Vicia sepium ^ K 0101. . .	010101010101010101010102.	. . . 0101010101 . 0101
TA der Mercurialis perennis Ausbildung			
Mercurialis perennis pere 01.	202 1020404 10401
Lonicera xylosteum ^ K 01.	0101. 0101
Begleiter
Tortella tortuosa (Hedw.)	010101010101010101	01. 0101010101.	020101010101 010101
Bryum capillare hedw. ^M	0101. 010101010101 0101. . 01	01010101. . 0101.

Spalten-Nummer (dynamisch)	
Polytrichum formosum hedw	
Dicranum scoparium hedw.	
Rubus idaeus ^ S	
Acer platanoides ^ S	
Brachythecium velutinum (
Pterigynandrum filiforme	
Tussilago farfara ^ K	
Begleiter	
Brachythecium rutabulum (
Homomallium incurvatum (B	
Vicia sylvatica ^ K	
Geranium robertianum ^ K	
Helleborus foetidus ^ K	
Rosa arvensis (repens) ^	
Lonicera alpigena ^ K	
Viburnum lantana ^ K	
Lonicera xylosteum ^ S	
Senecio fuchsii (ovatus)	
Solidago virgaurea ssp. v	
Carex montana ^ K	
Homalothecium lutescens (
Ranunculus polyanthemos n	
Isoethecium alopecuroides	
Neottia nidus-avis ^ K	
Hypericum perforatum ^ K	
Lotus corniculatus ^ K	
Epipactis atrorubens ^ K	
Veronica officinalis ^ K	
Corylus avellana ^ K	
Galium mollugo agg. ^ K	
Festuca gigantea ^ K	
Homalothecium sericeum (H	
Rubus fruticosus agg. ^ K	
Salix caprea ^ K	
Sambucus racemosa ^ S	
Galeopsis tetrahit ^ K	
Verbascum lychnitis ^ K	
Aquilegia atrata ^ K	
Carduus defloratus ^ K	
Epilobium angustifolium ^	
Heracleum sphondylium ^ K	
Lamiae strum galeobdolon ss	
Prunus spinosa ^ K	
Radula complanata (L.) du	
Valeriana officinalis agg	

Spalten-Nummer (dynamisch)	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	0	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3			
Baumschicht B1 und B2	. 01.	2	2	04.	1	2.		
Acer platanoides ^ B1	. 01.	0204		
Acer platanoides ^ B2		
Acer pseudoplatanus ^ B1	1	3	4	5	4	1	2	2	8	6	6	2	304	2	8	7	6	2	1	
Fagus sylvatica ^ B1	02	3	2	1	2	1	1	3	2	1	2	302	1	5	4	40202		
Fagus sylvatica ^ B2		
Prunus avium ^ B1		
Prunus avium ^ B2		
Sorbus aria agg. ^ B1		
Sorbus aria agg. ^ B2		
Fagus sylvatica ^ WR	104040404	1	10201	202	1020401	1	2	2	20201		
Außerden kommen vor:																																		
Vinca minor ^ K 2:01, 1:02; Rhynchosostegium murale (Hedw.) b., s. & g 30:01; Ranunculus repens ^ K cf. 24:01, 14:01; Pylaisia polyantha (Hedw.) schimp. var. 24:01, 17:01; Pottia bryoides (Dicks.) mitt. ^M cf. 2:01; Pinus sylvestris ^ K 28:01; Metzgeria furcata (L.) dum. ^M 12:01; Eupatorium cannabinum ^ K 12:01, 11:01; Cirsium oleraceum ^ K 20:01; Amblystegiella confervoides (Brid.) crum 21:01; Amblystegiium compacta (C.muell.) robinso 20:01; Amblystegiium serpens (Hedw.) b., s. & g. 14:01; Amblystegiium varium (Hedw.) lindb. ^M cf 21:01; Angelica sylvestris ^ K 31:01; Brachythecium salebrosum (Web. & mohl) b 28:01; Bromus hordeaceus (mollis) ^ K 28:01; Rhynchosostegiella tenella (Dicks.) limpr. 14:01; Bryum torquescens b. & s. ^M 29:01; Ranunculus acris agg. ^ K 30:01; Porella platyphylloidea (Schweinf.) lind 13:01; Mentha arvensis ^ K 20:01; Eurhynchium hians (Hedw.) sande lac. var 25:01; Grimmia pulvinata (Hedw.) sm. ex sm. & s 24:01; Grimmia hartmanii schimp. ^M cf. 26:01; Geranium rotundifolium ^ K 21:01;																																		

Tabelle 3. Vegetationstabelle der Dauerflächen des Waldgerstenwaldes des SFB 433 - Oberhang: Aufnahmen des Jahres 1999-2000-2001

Aufnahmenummer	32	33	34	35	36	32	33	34	35	36	47	48	49	50	51	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	37	52	53	54	55	56	37				
Relative Lichtwerte (%)	7	7	8	11	16	7	7	8	11	16	14	10	14	10	14	14	10	14	10	14	20	20	33	19	23	27	26	23	18	28	20	20	20	20	20	20
Jahr	99	99	99	99	99	00	00	00	00	00	00	00	00	00	00	01	01	01	01	01	00	00	99	99	99	99	99	99	00	00	00	00	00			
Kontrolle	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Schwacher Schirmhieb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1			
Starker Schirmhieb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Wissenschaftlicher Artname																																				
Schlagarten und Störzeiger der Schirmhiebe																																				
Galeopsis tetrahit ^ K																																				
Lathyrus pratensis ^ K																																				
Picea abies ^ K																																				
Veronica officinalis ^ K																																				
Lamium album ^ K																																				
Lamium album ^ K																																				
Veronica officinalis ^ K																																				
Veronica officinalis ^ K																																				
Cirsium vulgare ^ K																																				
Sonchus asper ^ K																																				
Epilobium hirsutum ^ K																																				
Art der Schirmschläge und des Jahres 2000																																				
Cardamine impatiens ^ K																																				
Arten die bereits 1999 auf den Schirmschlägen auftraten																																				
Phytolacca spicata ^ K																																				
Moeblingia trinervia ^ K																																				
Veronica chamaedrys ^ K																																				
Stachys sylvatica ^ K																																				
Carex sylvatica ^ K																																				
Durch den Schirmhieb geförderte Baumentverjüngung																																				
Ulmus glabra ^ K																																				
Acer pseudoplatanus ^ K																																				
Fraxinus excelsior ^ K																																				
Acer pseudoplatanus ^ S																																				
Ulmus glabra ^ S																																				
Fraxinus excelsior ^ S																																				
Stickstoffzeiger(bereits im ersten Jahr)																																				
Scrophularia nodosa ^ K																																				
Taraxacum officinale agg. ^ K																																				
Arten des der starken Schirmschläge im 3. Jahr																																				
Fragaria vesca ^ K																																				
Sambucus racemosa ^ K																																				
Epilobium montanum ^ K																																				
Atropa bella-donna ^ K																																				
Myricetum murale ^ K																																				
Hypericum perforatum ^ K																																				
Epilobium angustifolium ^ K																																				
Cirsium anvense ^ K																																				
Salix caprea ^ K																																				

Aufnahmenummer

Arten die durch die Schirmhiebe in ihrer Deckung & Steigtigkeit zunehmen

<i>Vicia sylvatica</i> [^] K	32	33	34	35	36	32	33	34	35	36	47	48	49	50	51	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	37
<i>Rubus idaeus</i> [^] K	4	1	1	1	2	4	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Carex muricata</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Geranium robertianum</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Polygonatum verticillatum</i> [^] K	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
<i>Sambucus racemosa</i> [^] S																											1
<i>Hynum saueri</i> schimp. [^] M cf.																											1
<i>Daphne mezereum</i> [^] K																											1
<i>Viola hirta</i> [^] K				1						1					1					1							1
<i>Cephalanthera rubra</i> [^] K																											1
<i>Bryum capillare</i> [^] M																											1
<i>Campanula trachelium</i> [^] K																											1

TA der 2ten unbehandelten Parzelle und den Schirmhieben

<i>Oxalis acetosella</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	2	1	1	1	2	1	1	1	2	1	1	1	1	1	20
<i>Dryopteris filix mas</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Milium eifusum</i> [^] K					1					1					1												1
<i>Poa nemoralis</i> [^] K																											1
<i>Prunus avium</i> [^] K				1	1				1	1		1	1							1							1
<i>Gallium odoratum</i> [^] K	4	2	1	1	2	4	2	2	4	10	10	2	10	2	2	10	2	4	2	2	10	2	2	1	2	1	4
<i>Lathyrus vernus</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	1	1	1	1	1
<i>Vicia sepium</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ajuga reptans</i> [^] K				1	1				1	1				1	1				1	1				1	1	1	2
<i>Lilium martagon</i> [^] K				1					1	1		2	1	1	1		2	1	1	1							1
<i>Euphorbia amygdaloides</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Fissidens taxifolius</i> hedw. [^] M				1					1					1					1					1			1
<i>Brachythecium rutabulum</i> [^] M	4	1	2	4	2	1	2	2	2	1	1	2	10	2	1	1	2	10	4	1	1	1	1	1	1	1	2
<i>Acer platanoides</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Mercurialis perennis</i> [^] K	40	70	50	50	20	40	60	50	50	20	1	30	20	1	1	1	30	30	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Ctenidium molluscum</i> [^] M																			2					1	2		1
<i>Schistidium apocarpum</i> [^] M																			1					1	1		1
<i>Plagiochila porelioides</i> [^] M																			1					1	1		1
<i>Asarum europaeum</i> [^] K	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	2	4	4	2	1	1	4	4	2	1	1	1	1	1	1	1	2
<i>Anemone nemorosa</i> [^] K	2	2	4	4	1	2	2	4	4	2	2	2	1	2	2	1	1	4	2	2	2	2	1	1	2	1	4
<i>Viola reichenbachiana</i> [^] K	2	1	1	1	2	2	1	1	1	2	20	2	1	1	1	20	2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Hypnum cupressiforme</i> [^] M	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
<i>Paris quadrifolia</i> [^] K				1	1				1	1				1	1				1	1				1	1	1	1
<i>Fagus sylvatica</i> [^] K	10	2	2	10		10	2	2	4	10	4	10	2	4	4	4	2	2	4	4	2	2	4	2	1	2	10
<i>Gallium aparine</i> [^] K	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1				1	1				1	1				1	1	1	2
<i>Hordeum europaeum</i> [^] K				1	1				1	1				2	2												1
<i>Urtica dioica</i> [^] K																											1

Aufnahmenummer	38	39	40	41	57	58	59	60	64	42	43	44	45	46	57	58	59	60	64	42	43	44	45	46	
Sambucus nigra ^ K	1	1	1	1							1	1								1		1		1	46
Homomallium incurvatum					1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Carex pilosa ^ K																									
Hedera helix ^ K						2	1																		
Lonicera xylosteum ^ K						2							2												4
Lonicera xylosteum ^ S													1												1
Cephalanthera damasonium ^ K																									1
Sorbus aucuparia ^ K	1				1		1																		
Homomallium incurvatum ^M																									
Senecio fuchsii ^ K																									1
Carex digitata ^ K	1	1					1	1																	1
Isoethecium alopecuroides ^M	1						1	1																	1
Dryopteris dilatata ^ K																									1
Actaea spicata ^ K																									1
Athyrium filix-femina ^ K																									1
Carex flacca ^ K																2									1
Polygonatum multiflorum ^ K							1																		
Helleborus foetidus ^ K																									
Heraclium sphondylium ^ K																									
Pseudoskeelia catenulata ^M																									
Acer platanoides ^ S							1																		1
Alliaria petiolata ^ K																									
Brachypodium sylvaticum ^ K																									
Bromus ramosus benekenii ^ K																									
Hepatica nobilis ^ K																									1
Lonicera alpigena ^ K																									
Melittis melissophyllum ^ K																									
Origanum vulgare ^ K																									1
Polytrichum formosum ^M																									1
Rhizomnium punctatum ^M																									
Ribes uva-crispa ^ K																									
Sambucus nigra ^ S																									
Sorbus aria ^ K																									
Tussilago farfara ^ K																									1
Campylium calcarum ^M																									
Cardamine flexuosa ^ K																									1
Cirsium eriophorum ^ K																									1
Cirsium oleraceum ^ K																									1
Cirsium palustre ^ K																									
Corylus avellana ^ K																									
Neottia nidus-avis ^ K																									
Pellifera praerectata ^L																									
Prenanthes purpurea ^ K																									1
Prunus avium ^ S																									
Sorbus aucuparia ^ S																									1
Anthericum ramosum ^ K																									
Brachythecium populeum ^M																									

Aufnahmenummer	38	39	40	41	52	53	54	55	56	57	58	59	60	64	42	43	44	45	46	57	58	59	60	64	42	43	44	45	46		
Bromus hordeaceus^ K	
Cirriophyllum tenuinerve^M	
Hypericum montanum ^ K	
Isoterygium pulchellum^M	
Leontodon hispidus ^ K	
Platanthera bifolia ^ K	
Poa chaixii ^ K	
Pottia bryoides ^M cf.	
Rubus idaeus ^ S	
Sambucus ebulus ^ K	
Baumschicht																															
Acer platanoides ^ B1
Acer platanoides ^ B2
Acer pseudoplatanus ^ B1
Acer pseudoplatanus ^ B2
Fagus sylvatica ^ B1	40	50	40	20	40	20	40	20	70	60	50	50	10	10	4	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	20	10	20	10	20
Fagus sylvatica ^ B2	10	4	2	2	4	1	.	2	1
Fraxinus excelsior ^ B1	.	.	.	20
Ulmus glabra (scabra) ^ B1
Ulmus glabra (scabra) ^ B2

Aufnahmenummer 70 71 74 75 76 70 71 74 75 76 70 71 74 75 76 66 67 68 72 73 66 67 68 72 73 66 67 68 72 73 61 62 63 65 69 61 62 63 65 69 61 62 63 65 69

Arten, die sich nicht auf den Schirmlieben fanden

Fagus sylvatica ^ S
Melica nutans ^ K
Miliium efusum ^ K
Poa nemoralis ^ K
Arten die in ihrer Deckung und oder Stetigkeit auf den Schirmlieben abnahmen
Aja reptans ^ K
Lathyrus vernus ^ K
Mercurialis perennis ^ K
Euphorbia amygdaloides ^ K
Viola reichenbachiana ^ K
Viola sepium ^ K
Viola hirta ^ K
Arten des Mittelhanges des Waldgerstenbuchenwaldes des SFB
Carex flacca ^ K
Fragaria vesca ^ K
Baumartenverjüngung auf der Kontrolle
Acer platanoides ^ K
Arten mit Schwerpunkt in der Kontrollparzelle
Campanula trachelium ^ K
Neottia nidus-avis ^ K
Isoetium alopecuroides^M
Homomallium incurvatum ^M
weitere Arten
Stachys alpina ^ K
Hypericum perforatum ^ K
Veronica officinalis ^ K
Cephalanthera rubra ^ K
Polygonatum verticillatum ^ K
Carex digitata ^ K
Rubus idaeus ^ S
Rubus fruticosus agg. ^ K
Athyrium filix-femina ^ K
Dryopteris filix mas ^ K
Paris quadrifolia ^ K
Veronica chamaedrys ^ K
Taraxacum officinale agg. ^ K
Fraxinus excelsior^ K
Galium odoratum ^ K
Fagus sylvatica ^ K
Acer pseudoplatanus ^ K
Anemone nemorosa ^ K
Asarum europaeum ^ K
Fissidens taxifolius ^M
Hypnum cupressiforme^M
Lilium martagon ^ K
Prunus avium ^ K
Ulmus glabra ^ K
Acer pseudoplatanus ^ S
Arten mit geringer Stetigkeit
Acer campestre ^ K
Actaea spicata ^ K

Aufnahmenummer	1	2	3	4	8	1	2	3	4	8	5	6	19	20	21	5	6	19	20	21	9	10	11	12	13	9	10	11	12	13	9	10	11	12	13	
Vinca minor ^ K	2	1				1	1																													
Baumschicht																																				
Acer platanoides ^ B1		4			4			1	2		4					2	1																			
Acer platanoides ^ B2											2					1																				
Acer pseudoplatanus ^ B1	80	70	90	80	80	80	80	90	80	80	80	80	60	70	60	80	50	60	80	70	80	40	40	20	60	20	40	40	20	60	20	40	40	20	60	30
Fagus sylvatica ^ B1	30	10	10	20	10	20	10	20	10	10	30	50	10	40	40	30	20	4	20	40	30	20	4	10	20	10	4	10	20	10	4	10	2	20	10	
Fagus sylvatica ^ B2																																				
Prunus avium ^ B1																																				
Prunus avium ^ B2																																				
Sorbus aria ^ B1																																				
Sorbus aria ^ B2																																				

Vegetationstabelle der Dauerflächen des Seggen-Buchenwaldes des SFB 433 : Aufnahmen des Jahres 1999. 2000-2001 -Fortsetzung-

Aufnahmenummer	27	28	29	30	31	27	28	29	30	31	14	15	16	17	18	14	15	16	17	18	22	23	24	25	26	22	23	24	25	26	22	23	24	25	26			
relative Lichtwerte (%)	22	21	26	31	31	22	21	26	31	31	49	39	38	13	8	49	39	38	13	8	42	40	33	32	45	42	40	33	32	45	42	40	33	32	45			
Jahr	99	99	99	99	99	20	20	20	20	20	99	99	99	99	99	20	20	20	20	20	99	99	99	99	99	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20		
Kontrolle	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	
schwacher Schirmhieb	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
starker Schirmhieb	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Wissenschaftlicher Artname																																						
Arten des starken Schirmhiebs (Parzelle 12)																																						
Atropa bella-donna ^ K																																						
Fraxinus excelsior ^ S																																						
Arten die im zweiten Jahr verstärkt auf dem starken Schirmhiebparzellen auftreten																																						
Galeopsis tetrahit ^ K																																						
Hieracium sylvaticum ^ K																																						
Hippocrepis comosa ^ K																																						
Arten die ihren Schwerpunkt auf den starken Schirmhieben haben																																						
Sonchus asper ^ K																																						
Verbasum densiflorum ^ K																																						
Salix caprea ^ K																																						
Tussilago farfara ^ K																																						
Stachys alpina ^ K																																						
Veronica officinalis ^ K																																						
Carex ornithopoda ^ K																																						
Rosa arvensis ^ K																																						
Acer pseudoplatanus ^ S																																						
Ulmus glabra ^ K																																						
Acer platanoides ^ S																																						
Festuca gigantea ^ K																																						
Lathyrus niger ^ K																																						
Sambucus racemosa ^ K																																						
Epiobium montanum ^ K																																						
Melica nutans ^ K																																						
Cornus sanguinea ^ K																																						
Daphne mezereum ^ K																																						
Neottia nidus-avis ^ K																																						
Arten des starken Schirmhiebs (Parz. 2.2) Jahr 2001																																						
Cirsium arvense ^ K																																						
Brachypodium sylvaticum ^ K																																						
Mycelis muralis ^ K																																						
Euphorbia cyparissias ^ K																																						
Taraxacum officinale agg. ^ K																																						
Arten des starken Schirmhiebs (Parzelle 1.2) im dritten Jahr																																						
Stachys sylvatica ^ K																																						
Cirsium eriophorum ^ K																																						
Arten, die in ihrer Deckung auf den Schirmschlägen zunehmen																																						
Rubus idaeus ^ K																																						
Acer pseudoplatanus ^ K																																						
Fragaria vesca ^ K																																						
Lathyrus pratensis ^ K																																						
Carex flacca ^ K																																						

Aufnahmenummer	14	15	16	17	18	22	23	24	25	26	22	23	24	25	26	
Epipactis atrorubens ^ K																
Euonymus europaea ^ K																
Euphorbia dulcis ^ K																
Eurhynchium hians ^M																
Frangula alnus ^ K																
Galium aparine ^ K																
Galium mollugo ^ K																
Geranium robertianum ^ K																
Geranium rotundifolium ^ K																
Grimmia hartmannii ^M cf.																
Grimmia pulvinata ^M cf.																
Helieborus foetidus ^ K																
Heracleum sphondylium ^ K																
Holcus lanatus ^ K																
Homalothecium lutescens ^M																
Homalothecium sericeum ^M cf.																
Homomallium incurvatum ^M																
Hypericum perforatum ^ K																
Lamiastrium galeobdolon ^ K																
Lonicera alpigena ^ K																
Lotus corniculatus ^ K																
Mentha arvensis ^ K																
Mezgeria furcata ^M																
Pinus sylvestris ^ K																
Plantago lanceolata ^ K																
Porella platyphylloidea ^M																
Pottia bryoides ^M cf.																
Pylaisia polyantha ^M																
Radula complanata ^M																
Ranunculus auricomus ^ K																
Ranunculus polyanthemos nem. ^ K																
Rhynchosstegella tenella ^M																
Rhynchosstegium murale ^M																
Rubus fruticosus agg. ^ K																
Rubus saxatilis ^ K																
Sambucus nigra ^ K																
Sambucus nigra ^ S																
Scrophularia nodosa ^ K																
Senecio fuchsii ^ K																
Solidago virgaurea ^ K																
Tilia cordata ^ K																
Tragopogon pratensis orientalis ^ K																
Valeriana officinalis ^ K																
Veronica chamaedrys ^ K																
Vicia sylvatica ^ K																

Aufnahmenummer	27	28	29	30	31	27	28	29	30	31	14	15	16	17	18	14	15	16	17	18	22	23	24	25	26	22	23	24	25	26
Vinca minor ^ K																														
Baumschicht																														
Acer platanoides ^ B1	1		20			4		10					10	30				10	30											
Acer platanoides ^ B2	1		4			1		4					2	10				2	10											
Acer pseudoplatanus ^ B1	30	40	50	20	40	40	50	20	50				2					2												
Fagus sylvatica ^ B1	30	30	20	10	10	4	20	20	4	4	20	10	20	30	4	30	10	20	30	4	20	10	20	20	10	20	20	20	20	10
Fagus sylvatica ^ B2						4	20	20	4	4	2	2	20	30	2	2	2	20	20	1	10	20	10	2	1	10	10	2	1	1
Prunus avium ^ B1										1	1					1					1					1				
Prunus avium ^ B2																1					1					1				
Sorbus aria ^ B1																														
Sorbus aria ^ B2																														

286	287	255	257	258	285	256	262	263	275	273	274	70	73	14	15	71	76	62	17	18	67	75	72	20	21	69	65	22	23	61	63	24	25	74	68	26	27	58	54	28	29	59	30	57	60	31																																																					
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	100
Aufnahmenummer																																																																																																			
Spaltennummer (dynamisch)																																																																																																			
Arten des Cairn-Fagetums																																																																																																			
<i>Hepatica nobilis</i> ^ K																																																																																																			
<i>Melittis melissophyllum</i> ssp. <i>meliss.</i> ^ K																																																																																																			
<i>Melica nutans nutans</i> ^ K																																																																																																			
<i>Daphne mezereum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Cephalanthera damasonium</i> (<i>alba</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Bromus ramosus benekei</i> ^ K																																																																																																			
<i>Hieracium sylvaticum</i> (<i>murorum</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Convallaria majalis</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Convallaria majalis</i> ^ K																																																																																																			
<i>Senecio fuchsii</i> (<i>ovatus</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Solidago virgaurea</i> ssp. <i>virgaurea</i> ^ K																																																																																																			
<i>Lonicera xylosteum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Sorbus aria</i> agg. ^ K																																																																																																			
<i>Prenanthes purpurea</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Prenanthes purpurea</i> ^ K																																																																																																			
<i>Campanula rapunculoides</i> ^ K																																																																																																			
<i>Carex montana</i> ^ K																																																																																																			
<i>Helleborus foetidus</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Helleborus foetidus</i> ^ K																																																																																																			
<i>Primula veris</i> ssp. <i>canescens</i> ^ K																																																																																																			
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Vincetoxicum hirundinaria</i> ^ K																																																																																																			
<i>Arrhenatherum elatius</i> ^ K																																																																																																			
<i>Sesleria varia</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Sesleria varia</i> (<i>albicans</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Ranunculus polyanthemos nemorosus</i> ^ K																																																																																																			
<i>Polygonatum odoratum</i> (<i>officinale</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Tanacetum corymbosum</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Tanacetum corymbosum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Euphorbia dulcis</i> ^ K																																																																																																			
<i>Campanula persicifolia</i> ^ K																																																																																																			
<i>Festuca heterophylla</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Festuca heterophylla</i> ^ K																																																																																																			
<i>Origanum vulgare</i> ^ K																																																																																																			
<i>Betonica officinalis</i> ^ K																																																																																																			
<i>Gallium sylvaticum</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Gallium sylvaticum</i> agg. ^ K																																																																																																			
<i>Ranunculus polyanthemos polyanthemos</i> ^ K																																																																																																			
<i>Aegopodium podagraria</i> ^ K																																																																																																			
<i>Anthericum ramosum</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Anthericum ramosum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Thesium bavarum</i> (<i>montanum</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Thlaspi montanum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Melampyrum pratense</i> ssp. <i>commutatum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Knautia dipsacifolia</i> ^ K																																																																																																			
<i>Laserpitium latifolium</i> ^ K																																																																																																			
<i>Rosa arvensis</i> Artengruppe																																																																																																			
<i>Rosa arvensis</i> (<i>repens</i>) ^ K																																																																																																			
<i>Lonicera alpigena</i> ^ K																																																																																																			
<i>Viburnum lantana</i> ^ K																																																																																																			
<i>Lonicera xylosteum</i> ^ S																																																																																																			
<i>Brachypodium pinnatum</i> ^ K																																																																																																			
<i>Berberis vulgaris</i> ^ K																																																																																																			
<i>Rubus saxatilis</i> ^ K																																																																																																			

Aufnahmenummer	Spaltennummer (dynamisch)	286	287	255	257	258	285	256	262	263	275	273	274	70	73	71	76	62	67	75	72	69	65	61	63	74	68	26	27	58	54	59	29	30	57	60				
Pinus sylvestris ^ B1		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	21	22	23	24	25	26													
Pinus sylvestris ^ B2		
Prunus avium ^ B1		10	.	.	1		
Prunus avium ^ B2		
Sorbus aria egg. ^ B1		
Sorbus aria egg. ^ B2		
Tilia cordata ^ B1		
Tilia cordata ^ B2		
Ulmus glabra (scabra) ^ B1		
Ulmus glabra (scabra) ^ B2		10	
Fagus sylvatica ^ WR		1	1	1	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	4	2	4	.	.	10	1	.	.	1	.	4

Aufnahmenummer
 Spaltennummer (dynamisch)
 Pinus sylvestris ^ B1
 Pinus sylvestris ^ B2
 Prunus avium ^ B1
 Prunus avium ^ B2
 Sorbus aria agg. ^ B1
 Sorbus aria agg. ^ B2
 Tilia cordata ^ B1
 Tilia cordata ^ B2
 Ulmus glabra (scabra) ^ B1
 Ulmus glabra (scabra) ^ B2
 Fagus sylvatica ^ WR

55	38	39	41	34	32	33	36	35	40	44	49	50	56	64	66	46	37	45	43	42	48	52	51	47	53	4	8	13	10	9	
32	33	34	35	36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53	54	55	56	57	58	59	60	61	62	
.
1	1	1	4	1	4	.	4	2	.	1	4	10	1	1	4	1	4	1	.	2	10	10	2	2		

Gesamtabelle der Aufnahmen des Jahres 1999 für die Versuchsfächen des SFB und den zusätzlich untersuchten Kaikbuchenwäldern. - Fortsetzung

Table with columns for measurement number, plot number, date, and various vegetation indices like BHD, maximum height, and basal area. Includes sub-sections for 'Nutzungs-klassen' and 'Wissenschaftlicher Artname'.

Table listing scientific species names and their corresponding plot numbers and measurement values.

11	5	12	19	16	17	18	70	18	69	70	22	6	20	21	14	15	24	25	30	26	27	28	29	31	23	84	85	3	2	1	130	128	135	278	276	88																	
63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93																							
Aufnahmenummer	Spalten-nummer (dynamisch)	Dryopteris dilatata (austriaca) ^ K	Homalothecium lutescens (Hedw.) ^ M	Prunus spinosa ^ K	Verbasum lychitis ^ K	Hypericum perforatum ^ K	Gallium mollugo agg. ^ K	Acer pseudoplatanus ^ S	Galeopsis tetrahit ^ K	Epilobium angustifolium ^ K	Viburnum opulus ^ K	Abies alba ^ K	Poa nemoralis ^ K	Campyllum calcareum cf ^ M	Schistidium apocarpum (Hedw.) ^ M	Eurhynchium schleicheri (Hedw. f.) ^ M	Quercus petraea (sessiliflora) ^ K	Euonymus europaea ^ K	Acer campestre ^ S	Agropyron caninum ^ K	Festuca gigantea ^ K	Encalypta streptocarpa hedw. ^ M	Corylus avellana ^ K	Polytrichum formosum hedw. ^ M	Homalothecium sericeum (Hedw.) ^ M	Salix caprea ^ K	Lamastrum galeobolon ssp. montanum ^ K	Athyrium filix-femina ^ K	Maianthemum bifolium ^ K	Epipactis microphylla ^ K	Porella platyphylia (L.) ^ M	Cardamine impatiens ^ K	Monotropa hypopitys agg. ^ K	Lathyrus niger ^ K	Pterigynandrum filiforme hedw. ^ M	Radiola complanata (L.) dum. ^ M	Pelliterra praetextata ^ L	Carduus defloratus ^ K	Schistidium apocarpum (Hedw.) cf ^ M	Tussilago farfara ^ K	Homomallium incurvatum (Brid.) ^ M	Fagus sylvatica ^ B1	Fagus sylvatica ^ B2	Acer campestre ^ B1	Acer campestre ^ B2	Acer platanoides ^ B1	Acer platanoides ^ B2	Acer pseudoplatanus ^ B1	Acer pseudoplatanus ^ B2	Fraxinus excelsior ^ B1	Fraxinus excelsior ^ B2	Picea abies (excelsa) ^ B1	Picea abies (excelsa) ^ B2

Aufnahmenummer	11	5	12	19	16	17	18	22	6	20	21	14	15	24	25	30	26	27	28	29	31	23	3	2	1	130	128	135	278	276	88
Spaltennummer (dynamisch)	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93
<i>Pinus sylvestris</i> ^ B1
<i>Pinus sylvestris</i> ^ B2
<i>Prunus avium</i> ^ B1	.	.	.	1	1
<i>Prunus avium</i> ^ B2	1
<i>Sorbus aria</i> agg. ^ B1	1
<i>Sorbus aria</i> agg. ^ B2	1
<i>Tilia cordata</i> ^ B1
<i>Tilia cordata</i> ^ B2
<i>Ulmus glabra</i> (scabra) ^ B1
<i>Ulmus glabra</i> (scabra) ^ B2
<i>Fagus sylvatica</i> ^ WR	2	20	2	10	2	4	1	10	20	20	20	2	1	10	2	1	10	4	4	4	10	10	4	10	10	4	20	2	2	2	10

Aufnahmenummer	89	91	133	134	129	269	277	292	293	237	238	239	268	231	232	233	234	235	236	108	109	110	240	242	241	243	244	245	264	265	266						
Spaltennummer (dynamisch)	94	95	96	97	98	99	100	101	102	103	104	105	106	107	108	109	110	111	112	113	114	115	116	117	118	119	120	121	122	123	124						
Pinus sylvestris ^ B1	1					
Pinus sylvestris ^ B2				
Prunus avium ^ B1	4				
Prunus avium ^ B2	4			
Sorbus aria egg. ^ B1	2			
Sorbus aria egg. ^ B2	10		
Tilia cordata ^ B1		
Tilia cordata ^ B2	
Ulmus glabra (scabra) ^ B1	
Ulmus glabra (scabra) ^ B2
Fagus sylvatica ^ WR	10	50	10	10	10	4	2	4	10	4	2	4	10	20	40	10	4	2	2	.	.	1	4	20	2	2	2	1	4	4	4	4	4	4	4		

Aufnahmenummer
 Spaltennummer (dynamisch)
 Pinus sylvestris ^ B1
 Pinus sylvestris ^ B2
 Prunus avium ^ B1
 Prunus avium ^ B2
 Sorbus aria agg. ^ B1
 Sorbus aria agg. ^ B2
 Tilia cordata ^ B1
 Tilia cordata ^ B2
 Ulmus glabra (scabra) ^ B1
 Ulmus glabra (scabra) ^ B2
 Fagus sylvatica ^ WR

249	254	250	251	252	253	259	260	261	82	83	84	270	271	272	288	137	138	139	140	141	142	143	145	146	147	148	78	77	80	289	
156	157	158	159	160	161	162	163	164	165	166	167	168	169	170	171	172	173	174	175	176	177	178	179	180	181	182	183	184	185	186	
.	1	1	4
.
.
4	.	.	4	10	2	4	1	.	2	.	2	
.	10
.	10
.	10
4	4	10	4	20	2	20	80	40	2	2	4	10	20	10	1	4	10	20	4	2	10	10	2	10	4	10	2	2	1		

Gesamttabelle der Aufnahmen des Jahres 1999 für die Versuchsfleichen des SFB und den zusätzlich untersuchten Kaibuchenwälder. - Fortsetzung

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spaltennummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
Arz Zahl	50	49	50	53	47	40
Bestandesalter	90	110	170	170	170	145
BHD Mittelwert	15.4	22.7	29.7	30.7	33	30.4
BHD Minimum	9	11	15	7	25	13
BHD Maximum	22	39	52	48	38	40
Bestandeshöhe	16	20.3	18.3	19	19	15.7
Bestandesindex	6.3	4.5	4.2	4.1	4.3	5.3
Grundfläche m ² /ha	33.2	25.8	30	33.2	38.8	36.5
prozentuale Grundflächennentnahme	31	48	26	0	11	31
Stammzahl (400 m ²)	29	23	18	12	16	18
jüngster Zeretzungsgrad Baumstubben	3	2	4	5	4	4
Eingriffsjahr	90	94	87	87	87	87
Bestand	B	B	A	A	A	A
	H	H	H	H	H	H
	1	1	6	6	6	9
	5	6				
Nutzungs Klasse	5	8	3	3	3	3
mittl. monat. Einstrahlungssumme (Veg)	739	905	889	905	920	882
relative Lichtwerte	11.3	13.8	4.3	4.3	8.2	11.3
nutzbare Wasserspeicherkapazität (l/m ²)	79.8	68.2	80.6	80.6	80.6	57.2
Trockenheitsindex	3.86	5.53	4.6	4.68	4.76	6.43
Neigung	30	25	35	31	32	35
freier Mineralboden (in %)	8	35	30	15	8	35
freiliegendes Gestein (in %)	3	10	6.5	4	4	15
Krautschichtdeckung (in %)	35	20	50	45	70	15
Laubdeckung (in %)	42	44	10	35	20	30
Exposition	284	227	222	203	200	235
Wissenschaftlicher Artname						
Dentaria pentaphyllos Artengruppe
Dentaria pentaphyllos (digitata) ^ K	1
Neottia nidus-avis ^ K
Campyllum calcareum ^ M
Steinmoose in steinreichen Aufnahmen trocken oder frischer Standorte	2	1	.	1	.	1
Clenidium molluscum (Hedw.) ^ M	.	1
Isoetesium alopecuroides (Dubois) ^ M
Plagiochila porelioides (Torrey) ^ M
Arten der frischen Hangbuchenwälder
Ulmus glabra (scabra) ^ K
Carex sylvatica ^ K
Carex muricata muricata ^ K
Stachys sylvatica ^ K
Paris quadrifolia Artengruppe
Paris quadrifolia ^ K
Dryopteris filix mas ^ K
Oxalis acetosella ^ K
Milium effusum ^ K
TA Geranium robertianum
Geranium robertianum ^ K
Sambucus racemosa Artengruppe
Sambucus racemosa ^ K
Brachythecium rutabulum (Hedw.) ^ M
Vicia sylvatica ^ K
Scrophularia nodosa ^ K

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spaltennummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
Polygonatum verticillatum Artengruppe
Polygonatum verticillatum ^ K
Moehringia trinervia ^ K
Lilium martagon Artengruppe	.	.	1	.	1	.
Lilium martagon ^ K	.	1	.	.	1	.
Fissidens taxifolius hedw. ^M
Arten der Fagetea, je nach Bestandessituation optimal bis schlecht entwickelt	1	1	.	.	.	1
Anemone nemorosa ^ K	1	1	.	.	.	1
Acer pseudoplatanus ^ K	1	1	1	1	1	.
Fagus sylvatica ^ K	1	4	1	1	1	1
Gallium odoratum (Asperula odorata) ^ K	2	1	1	1	2	1
Hypnum cupressiforme hedw. ^ M	.	2	1	1	.	1
Lathyrus vernus ^ K	1	1	1	1	2	1
Arten der reichen Buchenwälder, jeweils unterschiedlich entwickelt	1	1	1	1	2	1
Mercurialis perennis perennis ^ K	1	1	1	1	2	1
Fraxinus excelsior ^ K	1	.	1	1	1	.
Viola reichenbachiana (sylvatica) ^ K	1	.
Asarum europaeum ^ K	1	.
Asarum europaeum ^ K	.	1
vejlängende Baumarten in den mäßig frischen bis trockenen lichten Beständen
Acer platanoides ^ K
Fagus sylvatica Verjüngung & Baumstubben
Vicia sepium Artengruppe	1	1	1	1	1	.
Vicia sepium ^ K	2	.	.	1	1	.
Euphorbia amygdaloides ^ K	.	1
Ajuga reptans ^ K
Taraxacum officinale Artengruppe	.	1	1	1	.	.
Taraxacum officinale egg. ^ K	1
Rubus idaeus ^ K	1	1	.	.	1	.
Viola hirta ^ K	.	1
Lathyrus pratensis ^ K	.	1
Prunus avium ^ K
Cornus sanguinea Artengruppe	.	1
Cornus sanguinea ^ K
Viola mirabilis ^ K
Cirsium arvense Artengruppe	.	1
Cirsium arvense ^ K
Prunus avium ^ S	.	1
Clematis vitalba ^ K
Sorbus aucuparia Artengruppe
Sorbus aucuparia ^ K
Epiobium montanum ^ K
Carex digitata Artengruppe	1	4	1	1	2	.
Carex digitata ^ K	1	1	.	.	2	.
Fragaria vesca ^ K
Phyteuma spicatum ^ K
Campanula trachelium ^ K	1	1	1	1	1	1
Carex flacca Artengruppe	.	.	.	1	1	1
Carex flacca (glauca) ^ K	1	1	1	1	2	.
Mycelis muralis ^ K	1	.	1	1	1	1
Picea abies Artengruppe
Picea abies (excelsa) ^ K	1	1	1	1	1	.
Tortella tortuosa (Hedw.) ^ M	1	2	1	1	2	1
Bryum capillare hedw. ^M
Cephalanthera rubra ^ K	.	1

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spalten-nummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
Arten des Caric-Fagetums						
Hepatica nobilis ^ K	2	1	10	2	10	2
Melittis melissophyllum ssp. meliss. ^ K	1	1	2	1	2	1
Melica nutans ^ K	.	2	1	2	1	.
Daphne mezereum ^ K	1	1	1	1	1	1
Cephalanthera damasonium (alba) ^ K	1	1	1	1	1	1
Bromus ramosus benekenii ^ K	.	1	1	1	.	.
Hieracium sylvaticum (murorum) ^ K	1	1	1	2	.	2
Convallaria majalis Artengruppe						
Convallaria majalis ^ K	2	1	10	4	10	2
Senecio fuchsii (ovatus) ^ K	1	1	1	2	.	.
Solidago virgaurea ssp. virgaurea ^ K	1	1	10	2	10	1
Lonicera xylosteum ^ K	1	1	2	2	4	1
Sorbus aria agg. ^ K	1	1	1	1	2	1
Prenanthes purpurea Artengruppe						
Prenanthes purpurea ^ K	1	.	.	1	.	1
Campanula rapunculoides ^ K	1
Carex montana ^ K	1	2	.	.	.	1
Helleborus foetidus Artengruppe						
Helleborus foetidus ^ K	.	.	1	1	1	1
Primula veris ssp. canescens ^ K	.	.	2	.	.	.
Vincetoxicum hircundinaria Artengruppe						
Vincetoxicum hircundinaria ^ K	.	.	2	1	1	.
Airrhatherum elatum ^ K	2	.
Sesleria varia Artengruppe						
Sesleria varia (albicans) ^ K	2	.	10	10	10	2
Ranunculus polyanthemos nemorosus ^ K	1	.	1	1	2	1
Polygonatum odoratum (officinale) ^ K	1	.	1	1	1	1
Tanacetum corymbosum Artengruppe						
Tanacetum corymbosum ^ K	1	1	.	1	.	.
Euphorbia dulcis ^ K	.	.	.	1	.	.
Campanula persicifolia ^ K	.	.	.	1	.	.
Festuca heterophylla Artengruppe						
Festuca heterophylla ^ K	1
Origanum vulgare ^ K
Betonica officinalis ^ K
Gallium sylvaticum Artengruppe						
Gallium sylvaticum agg. ^ K	1	.	1	.	.	.
Ranunculus polyanthemos polyanthemos ^ K	.	.	1	.	.	.
Aegopodium podagraria ^ K
Anthericum ramosum Artengruppe						
Anthericum ramosum ^ K	1	.	1	1	2	1
Thesium bavarum (montanum) ^ K	1	.	1	1	1	1
Thlaspi montanum ^ K	.	.	1	1	1	1
Melampyrum pratense ssp. commutatum ^ K	1	.	2	1	2	.
Knautia dipsacifolia ^ K	.	.	.	1	1	1
Laserepithum latifolium ^ K	.	.	1	1	1	.
Rosa arvensis Artengruppe						
Rosa arvensis (repens) ^ K	1	.	1	.	.	.
Lonicera alpigena ^ K	.	1	.	.	.	1
Viburnum lantana ^ K
Lonicera xylosteum ^ S	1
Brachypodium pinnatum ^ K
Berberis vulgaris ^ K
Rubus saxatilis ^ K	1	.	1	.	.	.

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spaltennummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
hoehier entwickelte Strucher und Baumartenverjungung
<i>Picea abies</i> (excelsa) ^ S	.	1	.	.	1	2
<i>Sorbus aria</i> agg. ^ S
<i>Crataegus monogyna</i> agg. ^ S
<i>Pinus sylvestris</i> ^ S
<i>Lonicera alpigena</i> ^ S
Acer campestre Artengruppe
Acer campestre ^ K	.	1	.	.	1	.
<i>Crataegus monogyna</i> agg. ^ K	.	1
<i>Hedera helix</i> ^ K
<i>Veronica chamaedrys</i> ^ K
<i>Galium aparine</i> agg. ^ K
Euphorbia cyparissias Artengruppe
Carex ornithopoda ^ K	.	1	.	.	1	1
<i>Euphorbia cyparissias</i> ^ K
<i>Lotus corniculatus</i> ^ K	.	1	.	.	1	.
schwach vertretene Arten
<i>Veronica officinalis</i> ^ K
<i>Hippocrepis comosa</i> ^ K
<i>Fraxinus excelsior</i> ^ S
<i>Rubus idaeus</i> ^ S
<i>Plantanthera bifolia</i> ^ K	1	1
<i>Hypericum montanum</i> ^ K	.	1	.	.	1	.
<i>Actaea spicata</i> ^ K	1	.	1	.	1	.
<i>Brachythecium campestre</i> (C. muell.) ^ M
<i>Pulmonaria officinalis</i> agg. ^ K
<i>Ligustrum vulgare</i> ^ K
<i>Taxus baccata</i> ^ K
<i>Brachypodium sylvaticum</i> ^ K
<i>Stachys alpina</i> ^ K	.	1
<i>Astragalus glycyphyllos</i> ^ K
<i>Epipactis atrorubens</i> ^ K	.	.	1	.	1	.
<i>Carex alba</i> ^ K	4	.	2	.	1	1
<i>Hordelymus europaeus</i> ^ K	1
Begleiter
<i>Hypnum saueri</i> schimp. ^ M cf.
<i>Carex pilosa</i> ^ K
<i>Poa chaixii</i> (suedica) ^ K
<i>Sambucus nigra</i> ^ K
<i>Eurhynchium striatum</i> (Hedw.) ^ M
<i>Aquilegia atrata</i> ^ K
<i>Atropa bella-donna</i> ^ K
<i>Lapsana communis</i> ^ K
<i>Polygonatum multiflorum</i> ^ K	.	.	1	.	.	.
<i>Valeriana officinalis</i> agg. ^ K
<i>Rubus fruticosus</i> agg. ^ K
<i>Brachythecium velutinum</i> (Hedw.) ^ M
<i>Sambucus racemosa</i> ^ S
<i>Acer platanoides</i> ^ S
<i>Heracleum sphondylium</i> ^ K
<i>Ulmus glabra</i> (scabra) ^ S
<i>Actium nemorosum</i> (vulgare) ^ K
<i>Epipactis helleborine</i> (latifolia) ^ K
<i>Dicranum scoparium</i> hedw. ^ M	1

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spalten-nummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
Dryopteris dilatata (austriaca) ^ K	.	.	.	1	.	1
Homalothecium lutescens (Hedw.) ^ M	1
Calamagrostis varia ^ K
Prunus spinosa ^ K	.	1
Verbascum lychitis ^ K
Hypericum perforatum ^ K
Gallium mollugo agg. ^ K	.	.	1	.	.	.
Acer pseudoplatanus ^ S
Galeopsis tetrahit ^ K
Epilobium angustifolium ^ K
Viburnum opulus ^ K
Abies alba ^ K
Poa nemoralis ^ K
Campyllum calcareum cf ^ M
Schistidium apocarpium (Hedw.) ^ M
Eurhynchium schleicheri (Hedw. f.) ^ M
Quercus petraea (sessiliflora) ^ K
Euonymus europaea ^ K
Acer campestre ^ S
Agropyron caninum ^ K
Festuca gigantea ^ K
Encalyptia streptocarpa hedw. ^ M
Corylus avellana ^ K	.	1
Polytrichum formosum hedw. ^ M
Homalothecium sericeum (Hedw.) ^ M
Salix caprea ^ K
Lamastrum galeobdolon ssp. montanum ^ K
Athyrium filix-femina ^ K
Maianthemum bifolium ^ K
Epipactis microphylla ^ K
Porella platyphyllo (L.) ^ M
Cardamine impatiens ^ K
Monotropa hypopitys agg. ^ K
Lathyrus niger ^ K
Pterigynandrum filiforme hedw. ^ M
Radula complanata (L.) dum. ^ M
Pelligera praetextata ^ L	.	.	1	.	.	.
Carduus defloratus ^ K	.	1
Schistidium apocarpium (Hedw.) cf ^ M
Tussilago farfara ^ K
Homomallium incurvatum (Brid.) ^ M
Fagus sylvatica ^ B1	4	40	40	70	70	2
Fagus sylvatica ^ B2	70	50	80	20	20	40
Acer campestre ^ B1
Acer campestre ^ B2
Acer platanoides ^ B1
Acer platanoides ^ B2
Acer pseudoplatanus ^ B1
Acer pseudoplatanus ^ B2
Fraxinus excelsior ^ B1
Fraxinus excelsior ^ B2
Picea abies (excelsa) ^ B1	2
Picea abies (excelsa) ^ B2	4

Aufnahmenummer	290	291	122	123	124	144
Spaltennummer (dynamisch)	187	188	189	190	191	192
Pinus sylvestris ^ B1	4
Pinus sylvestris ^ B2	1
Prunus avium ^ B1
Prunus avium ^ B2
Sorbus aria agg. ^ B1	.	10
Sorbus aria agg. ^ B2
Tilia cordata ^ B1
Tilia cordata ^ B2
Ulmus glabra (scabra) ^ B1
Ulmus glabra (scabra) ^ B2
Fagus sylvatica ^ WR	2	10	10	10	10	10

Außerdem kommen vor:

Vinca minor ^ K 2:01; 1:02; Vicia cracca ^ K cf. 78:01; 80:01; Viburnum lantana ^ S 260:01; 261:01; Thuidium tamariacium (Hedw.) ^ M 287:01; 285:01; Rhynchosstegium murale (Hedw.) ^ M 76:01; 30:01; Rhizomnium punctatum (Hedw.) ^ M 49:01; 250:01; Ranunculus repens ^ K cf. 14:01; 24:01; Ranunculus auricomus agg. ^ K cf. 113:01; 123:01; Pylaisia polyantha (Hedw.) ^ M 17:01; 24:01; Pseudolekeella catenulata (Brid.) ^ M 41:01; 37:01; Potlia bryoides (Dicks.) cf. ^ M 55:01; 2:01; Plagiochila asplenoides (L.) ^ M 289:01; 290:01; Pinus sylvestris ^ K 28:01; 261:01; Metzgeria furcata (L.) ^ M 12:01; 77:01; Hycocomium splendens (Hedw.) ^ M 292:01; 281:01; Homalothecium lutescens (Hedw.) ^ M 121:01; 251:01; Eupatorium cannabinum ^ K 11:01; 12:01; Entodon concinnus ^ M 75:01; 69:01; Cornus sanguinea ^ S 259:01; 261:01; Cirsium oleraceum ^ K 62:01; 20:01; Brachythecium populium (Hedw.) ^ M 63:01; 54:01; Blepharostoma trichophyllum (L.) ^ M 82:01; 289:01; Asrantha major ^ K 99:01; 83:01; Arabis hirsuta agg. ^ K 80:01; 122:01; Alliaria petiolata ^ K 35:01; Trifolium medium ssp. medium ^ K 137:01; Amblystegia confertoides (Brid.) ^ M 21:01; Tilia platyphyllos ^ K 68:01; Amblystegium compacta (C. muell.) ^ M 20:01; Tilia cordata ^ S 82:04; Amblystegium serpens (Hedw.) cf. ^ M 14:01; Tilia cordata ^ K 82:01; Amblystegium varium (Hedw.) cf. ^ M 21:01; Thlaspi arvense ^ K cf. 122:01; Amelanchier ovalis ^ K cf. 146:01; Thalictrum minus ^ K 144:01; Angelica sylvestris ^ K 31:01; Silene nutans ^ K 80:01; Anomodon attenuatus (Hedw.) cf. ^ M 232:01; Schistidium trichodon (Brid.) cf. ^ M 239:01; Sanguisorba minor (Poterium sanguisorba) 137:01; Anomodon viticulosus (Hedw.) cf. ^ M 134:01; Rosa arvensis (repens) ^ S 260:01; Ribes vulgare ^ K 33:01; Brachythecium salebrosum (Web. & Mohr) cf. ^ M 28:01; Rhynchosstegium murale (Hedw.) ^ M 262:01; Bromus hordeaceus (mollis) ^ K 28:01; Rhynchosstegia tenella (Dicks.) ^ M 14:01; Bryum torquescens cf. ^ M 29:01; Rhizomnium punctatum (Hedw.) ^ M 233:01; Campanula rotundifolia ^ K 78:01; Rhamnus catharticus ^ K 140:01; Cardamine flexuosa ^ K 64:01; Ranunculus acris agg. ^ K 30:01; Cephalanthera longifolia ^ K 100:01; Prunus spinosa ^ S 260:01; Cirriophyllum tenuinerve (Lindb.) cf. ^ M 64:01; Porella platyphylloidea (Schwein.) ^ M 13:01; Cirsium vulgare (lanceolatum) ^ K 289:01; Pimpinella saxifraga agg. ^ K 137:01; Cladonia (Prothall) ^ L 231:01; Mentha arvensis ^ K 20:01; Coronilla coronata ^ K 124:01; Malus sylvestris agg. ^ K 104:01; Corylus avellana ^ S 266:01; Luzula luzuloides (albida) ^ K 280:01; Coloneaster tomentosus ^ K 103:01; Leonodon hispidus ^ K 42:01; Daphne mezereum ^ S 228:01; Lathyrus linifolius (montianus) ^ K cf. 77:01; Dicanum fuscoscens cf. ^ M 72:01; Juniperus communis ssp. communis ^ K 139:01; Dicanum scoparium Hedw. cf. ^ M 288:01; Isoetes myosuroides cf. ^ M 257:01; Eurhynchium hians (Hedw.) cf. ^ M 25:01; Isoetes pulchellum (Hedw.) cf. ^ M 71:01; Hieracium schultesii ^ K 77:01; Eurhynchium swartzii cf. ^ M 77:01; Herzogiella seligeri (Brid.) cf. ^ M 73:01; Eurhynchium boreale ^ K 21:01; Gallium rotundifolium (scabrum) ^ K cf. 122:01; Frullania dilatata (L.) ^ M 129:01; Geranium rotundifolium ^ K 21:01; Geranium boreale ^ K 137:01; Gallium rotundifolium (scabrum) ^ K cf. 122:01;