

**Standörtliche und floristische Unterschiede zwischen
Wäldern unterschiedlicher Bestandeskontinuität im
Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)**

Dissertation
zur Erlangung der Doktorwürde

eingereicht bei der Fakultät für Biologie
der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg

von
Melanie Manegold

2007

Promotionsvorsitzender: Prof. Dr. S. Rossel

Referent: Prof. Dr. A. Bogenrieder

Koreferent: Prof. Dr. U. Deil

Drittprüfer: Prof. Dr. G. Bauer

Tag der Verkündung des Prüfungsergebnisses: 01.02.2008

Inhaltsverzeichnis

1	EINLEITUNG	1
2	UNTERSUCHUNGSGEBIET	4
2.1	LAGE UND ABGRENZUNG	4
2.2	KLIMA	5
2.3	MORPHOLOGIE	5
2.4	GEOLOGIE	6
2.5	BÖDEN	6
2.6	SIEDLUNGSGESCHICHTE	7
3	NUTZUNGSGESCHICHTE	9
3.1	OFFENLAND	9
3.1.1	ACKERBAU	9
3.1.2	GRÜNLAND	10
3.2	REUTBERGE	11
3.3	WALD	12
3.3.1	WALDZERSTÖRUNG UND WALDDEGRADATION	12
3.3.2	SONSTIGE WALDNUTZUNGEN	16
3.3.3	WALDAUFBAU	16
3.3.4	WALDVERTEILUNG UND WALDZUSAMMENSETZUNG	17
4	MATERIAL UND METHODEN	20
4.1	RAHMEN DER UNTERSUCHUNG	20
4.1.1	HISTORISCHE UND AKTUELLE KARTENWERKE UND LUFTBILDER	20
4.1.2	REKONSTRUKTION DER NUTZUNGSGESCHICHTE	23
4.1.3	FESTLEGUNG DER NUTZUNGSKATEGORIEN	24
4.1.4	AUSWAHL DER UNTERSUCHUNGSFLÄCHEN	26
4.2	VEGETATION	27
4.2.1	ERFASSUNG DER VEGETATION	27
4.2.2	PFLANZENSOZIOLOGISCHE AUSWERTUNG	29
4.2.3	ÖKOLOGISCHE ZEIGERWERTE	29
4.2.4	TYPISCHE WALDARTEN	30
4.2.5	AUSBREITUNGSBIOLOGIE UND AUSBREITUNGSPOTENZIALE	30
4.2.6	ZEIGERARTEN FÜR HISTORISCH ALTE UND NEU GESCHAFFENE WÄLDER	30
4.2.7	STATISTISCHE AUSWERTUNG	31
4.3	STANDORT- UND BODENUNTERSUCHUNGEN	34
4.3.1	LICHTMESSUNG	36
4.3.2	PH-WERT (CaCl ₂)	37
4.3.3	STICKSTOFF UND KOHLENSTOFF	37
4.3.4	KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT UND BASENSÄTTIGUNG	38

4.3.5	$\delta^{15}\text{N}$	38
4.3.6	HUMUS	39
4.4	SAMENBANK	39
4.4.1	EINFÜHRUNG	39
4.4.2	PROBENAHME	41
4.4.3	KEIMUNGSVERSUCHE	42
4.4.4	VERGLEICH DER NUTZUNGSKATEGORIEN	43
4.4.5	KLASSIFIKATION DER DIASPORENBANKERGEBNISSE	43
4.5	BILDVERGLEICHE	44
4.5.1	EINFÜHRUNG	44
4.5.2	VERWENDETES BILDMATERIAL	46
5	ERGEBNISSE	48
5.1	NUTZUNGSGESCHICHTE	48
5.2	VEGETATION	55
5.2.1	VEGETATIONSZUSAMMENSETZUNG	55
5.2.2	VEGETATIONSGLIEDERUNG DER WALDTYPEN	61
5.2.3	EINFLUSS DER BAUMARTEN	65
5.2.4	ÖKOLOGISCHE ZEIGERWERTE	69
5.2.5	TYPISCHE WALDARTEN	74
5.2.6	AUSBREITUNGSPOTENZIALE UND BESTÄUBUNGSMODI	77
5.2.7	ZEIGERARTEN FÜR DIE NUTZUNGSKATEGORIEN	79
5.2.8	KRYPTOGRAMMEN	83
5.3	STANDORT- UND BODENUNTERSUCHUNGEN	88
5.3.1	EINFLUSS DER VERSCHIEDENEN BAUMARTEN	88
5.3.2	LICHT	91
5.3.3	pH-WERT (CaCl_2)	92
5.3.4	STICKSTOFF UND KOHLENSTOFF	93
5.3.5	KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT UND BASENSÄTTIGUNG	95
5.3.6	$\delta^{15}\text{N}$	97
5.3.7	HUMUS	98
5.3.8	ZUSAMMENFASSUNG	102
5.4	DIASPORENBANK	110
5.4.1	INDIVIDUENZAHLEN UND ARTEN	110
5.4.2	KEIMLINGSDICHTEN	114
5.4.3	EINFLUSS EHEMALIGER NUTZUNGEN	115
5.4.4	VERGLEICH VON DIASPORENBANK UND AKTUELLER VEGETATION	117
5.4.5	KLASSIFIKATION DER DIASPORENBANKERGEBNISSE	121
5.5	BILDVERGLEICHE	123
5.5.1	BLICKRICHTUNGEN	123
5.5.2	AUSWERTUNG DES BILDMATERIALS	124
6	DISKUSSION	142
6.1	BEGRIFFSDISKUSSION	142

6.2	UNTERSUCHUNGSREGION	142
6.3	LANDNUTZUNGSWANDEL	143
6.4	EINTEILUNG DER NUTZUNGSKATEGORIEN	149
6.5	ZEIGERARTENKONZEPT	150
6.6	VEGETATION	153
6.6.1	VEGETATIONSZUSAMMENSETZUNG	153
6.6.2	VEGETATIONSGLIEDERUNG DER WALDTYPEN	158
6.6.3	EINFLUSS DER BAUMARTEN	158
6.6.4	ÖKOLOGISCHE ZEIGERWERTE	161
6.6.5	VERTEILUNG TYPISCHER WALDARTEN	163
6.6.6	AUSBREITUNGSPOTENZIALE UND BESTÄUBUNGSMODI	168
6.6.7	ZEIGERARTEN FÜR DIE NUTZUNGSKATEGORIEN	170
6.6.8	KRYPTOGRAMEN	174
6.7	STANDORT- UND BODENUNTERSUCHUNGEN	179
6.7.1	EINFLUSS EHEMALIGER NUTZUNGEN AUF DIE BODENPARAMETER	179
6.7.2	EINFLUSS DER VERSCHIEDENEN BAUMARTEN	180
6.7.3	LICHT	184
6.7.4	PH-WERT (CaCl ₂)	185
6.7.5	STICKSTOFF UND KOHLENSTOFF	186
6.7.6	KATIONENAUSTAUSCHKAPAZITÄT UND BASENSÄTTIGUNG	189
6.7.7	δ ¹⁵ N	190
6.7.8	HUMUS	192
6.7.9	ZUSAMMENFASSENDE BETRACHTUNG DER VEGETATIONS- ZUSAMMENSETZUNG	194
6.8	SAMENBANK	195
6.8.1	METHODENDISKUSSION	196
6.8.2	VERHALTEN AUSGEWÄHLTER ARTEN	198
6.8.3	KEIMLINGSDICHTEN	202
6.8.4	EINFLUSS EHEMALIGER NUTZUNGEN	203
6.8.5	VERGLEICH VON DIASPORENBANK UND AKTUELLER VEGETATION	205
6.8.6	ZUSAMMENFASSUNG	206
6.9	BILDVERGLEICH	207
6.9.1	METHODENDISKUSSION	207
6.9.2	ERKENNTNISSE DES ANSICHTSKARTENVERGLEICHS	208
7	ZUSAMMENFASSUNG	209
DANKSAGUNG		211
LITERATURVERZEICHNIS		213
ANHANG		237

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 2-1: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebiets Hinterzarten.	4
Abbildung 2-2: Klimadiagramme von Hinterzarten und vom Feldberg.	5
Abbildung 4-1: Ausschnitt der Kellerschen Karte der Gemarkung Hinterzarten von 1772.	21
Abbildung 4-2: Ausschnitt des Gemarkungsplans von Hinterzarten aus dem Jahr 1899.	22
Abbildung 4-3: Plan über den Rufen-Hof, Gemarkung Hinterzarten vom August 1853.	23
Abbildung 4-4: Landnutzungskategorien basierend auf der Nutzungsgeschichte der heutigen Waldflächen.	25
Abbildung 4-5: Aufbau des Skiameters.	36
Abbildung 4-6: Vom Analyseprogramm S3+ ausgegebene Grafik für die Untersuchungsfläche HAW 1.	37
Abbildung 4-7: Beziehung zwischen ^{15}N , ^{14}N und $\delta^{15}\text{N}$.	39
Abbildung 4-8: Aufteilung des Bodenmaterials einer Teilprobe für die Diasporenbankanalysen.	41
Abbildung 4-9: Keimungsversuch der Bodenproben von historisch alten Waldflächen.	43
Abbildung 5-1: Verteilung der Gesamtartenzahl je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien.	56
Abbildung 5-2: Verteilung der Untersuchungsflächen mit unterschiedlicher Baumartendominanz in den 5 Nutzungskategorien.	58
Abbildung 5-3: Anzahl der Bäume je Untersuchungsfläche (a) sowie deren Brusthöhendurchmesser (BHD) (b) in den 5 Nutzungskategorien.	59
Abbildung 5-4: Shannon-Wiener-Index (a) und Evenness (b) der einzelnen Untersuchungsflächen in den 5 Nutzungskategorien.	60
Abbildung 5-5: Fotos der Untersuchungsflächen HAW 33 (a) und NW-2 16 (b).	65
Abbildung 5-6: Verteilung der dominanten Baumarten pro Untersuchungsflächen.	66
Abbildung 5-7: Moosdeckung in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart.	69
Abbildung 5-8: Verteilung der gewichteten Lichtzahlen (a) sowie verschiedener Lichtzahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	70
Abbildung 5-9: Verteilung der gewichteten Feuchtezahlen (a) sowie verschiedener Feuchtezahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	71
Abbildung 5-10: Verteilung der gewichteten Reaktionszahlen (a) sowie verschiedener Reaktionszahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	71

Abbildung 5-11: Verteilung der gewichteten Stickstoffzahlen (a) sowie verschiedener Stickstoffzahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	72
Abbildung 5-12: Verteilung der gewichteten Humuszahlen (a) sowie verschiedener Humuszahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	73
Abbildung 5-13: Ausbreitungspotenziale (a) und Bestäubungsmodi (b) der krautigen Arten innerhalb der 5 Nutzungskategorien.	77
Abbildung 5-14: Ausbreitungspotenziale der typischen Waldarten innerhalb der 5 Nutzungskategorien.	78
Abbildung 5-15: Durchschnittliche prozentuale Verteilung verschiedener Ausbreitungsmodi innerhalb der 5 Nutzungskategorien.	78
Abbildung 5-16: Häufigkeitsverteilung von <i>Vaccinium myrtillus</i> (a) und <i>Dryopteris dilatata</i> (b) in den 5 Nutzungskategorien unter Berücksichtigung der jeweiligen Deckungen.	82
Abbildung 5-17: Verteilung der Moosarten (a) und Moosdeckungen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	84
Abbildung 5-18: Shannon-Wiener-Index (a) und Eveness (b) der Moose der einzelnen Untersuchungsflächen in den 5 Nutzungskategorien.	84
Abbildung 5-19: Häufigkeiten an Buchen (y-Achse) mit der jeweiligen Flechtenanzahl (x-Achse) im neuen Wald (a) und alten Wald (b).	87
Abbildung 5-20: Verteilung der pH-Werte (CaCl_2) des Oberbodens in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart.	89
Abbildung 5-21: Verteilung der C/N-Verhältnisse (a) und der C_{org} -Gehalte [%] (b) in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart.	89
Abbildung 5-22: Verteilung der jährlichen globalen Strahlung [Wh/m^2] am Waldboden in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart.	90
Abbildung 5-23: Verteilung der jährlichen globalen Strahlung am Waldboden [Wh/m^2] in den 5 Nutzungskategorien.	91
Abbildung 5-24: Verteilung der pH-Werte (CaCl_2) des Oberbodens je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien.	92
Abbildung 5-25: Verteilung der Kohlenstoff-Gehalte [mg/g] (a) und Stickstoff-Gehalte [mg/g] (b) des Oberbodens in den 5 Nutzungskategorien.	93
Abbildung 5-26: Verteilung der C/N-Verhältnisse (a) und der C_{org} -Gehalte [%] (b) im Oberboden in den 5 Nutzungskategorien.	94
Abbildung 5-27: Verteilung der Basensättigung [%] (a) und der einzelnen Kationen [%] (b) im Oberboden in den 5 Nutzungskategorien.	96
Abbildung 5-28: $\delta^{15}\text{N}$ -Werte [‰] des Oberbodens in den 5 Nutzungskategorien.	98
Abbildung 5-29: Dicke des Auflagehumus [cm] in den 5 Nutzungskategorien.	99
Abbildung 5-30: Verteilung der Humusformen in den 5 Nutzungskategorien.	100

Abbildung 5-31: Zusammenhang zwischen Mächtigkeit des Auflagehumus [cm] und Gesamtartenzahl der Kraut- und Moosschicht [n] (a) sowie Anzahl typischer Waldarten [n] (b) je Untersuchungsfläche.	101
Abbildung 5-32: Ordinationsdiagramme (CA).	106
Abbildung 5-33: Anpassung des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes (a) und (b), der potenziellen jährlichen Strahlungsmenge (c) und (d) sowie der Höhenlage (e) und (f) an die ersten drei Achsen der Ordination (CA) mittels verallgemeinernder additiver Modelle.	107
Abbildung 5-34: Ordinationsdiagramme (CCA).	109
Abbildung 5-35: Prokrustes Tests der CA und der CCA.	110
Abbildung 5-36: Durchschnittliche Anzahl an Keimlingen je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorie in den verschiedenen Bodentiefen.	112
Abbildung 5-37: Anzahl der gekeimten Arten insgesamt (a) und differenziert in verschiedene Bodentiefen (b) in den 5 Nutzungskategorien.	113
Abbildung 5-38: Verteilung der mittels Keimungsmethode registrierten Arten in 0 – 5 cm Bodentiefe (a) und 5 – 15 cm Bodentiefe (b) je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien.	113
Abbildung 5-39: Verteilung der Keimlingsdichten pro m ² je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien.	115
Abbildung 5-40: Zusammenhang zwischen der Nutzungsgeschichte und den Artenzahlen [n] in der Samenbank in den 5 Nutzungskategorien.	117
Abbildung 5-41: Dendrogramm der Klassifikation („Minimum-Varianz“) der Diasporenbank.	122
Abbildung 5-42: Blickrichtungen des Ansichtskartenvergleichs.	123
Abbildung 5-43: Ansichtskartenvergleich Dornecker Höhe und Bruderhalde.	125
Abbildung 5-44: Ansichtskartenvergleich Siedlungskern von Hinterzarten und Hochfirst.	127
Abbildung 5-45: Ansichtskartenvergleich Siedlungskern von Hinterzarten und Weißtannenhöhe.	129
Abbildung 5-46: Ansichtskartenvergleich Feldsee und Raimartihof.	131
Abbildung 5-47: Ansichtskartenvergleich Kesslerhof und Kesslerberg.	132
Abbildung 5-48: Ansichtskartenvergleich Kesslerhof, Kesslerberg und Weißtannenhöhe.	134
Abbildung 5-49: Ansichtskartenvergleich Bartleshof, unteres Seebachtal und Titisee.	136
Abbildung 5-50: Ansichtskartenvergleich Oberzarten.	137
Abbildung 5-51: Ansichtskartenvergleich Oberaltenweg, Windeck und Feldberg.	139
Abbildung 5-52: Ansichtskartenvergleich Windeck.	140

Abbildung 6-1: typische Schwarzwälder Weidezäune.	146
Abbildung 6-2: Hinterzarten als Wintererholungsgebiet.	149
Abbildung 6-3: Verteilung der mittleren Samendichten pro m ² unabhängig vom Probenvolumen.	203
Abbildung 6-4: Verschneiden von alten Ansichtskarten aus dem Untersuchungs- gebiet mit aktuellen Fotos.	208

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Waldfläche [%] in Hinterzarten zwischen 1772 und 2005.	17
Tabelle 4-1: Anzahl der Untersuchungsflächen je Nutzungskategorie.	26
Tabelle 4-2: Deckungsgrade (DG) nach Barkman et al. (1964) und vorgenommene Transformationen.	27
Tabelle 4-3: Gewichtung der Deckungsgrade zur Errechnung der gewichteten Zeigerwerte.	29
Tabelle 4-4: Zusammenfassung der untersuchten Variablen und erfassten geografischen Daten.	35
Tabelle 4-5: Beziehung zwischen pH-Wert (CaCl_2) und Basensättigung.	38
Tabelle 4-6: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die verschiedenen Nutzungskategorien, Anzahl der getrennt untersuchten Bodentiefen, Zeitpunkt der Probenahme sowie Dauer der Keimungsversuche.	42
Tabelle 4-7: Einteilung der Diasporenbankergebnisse in Stetigkeitsklassen.	43
Tabelle 4-8: Herkunft und Anzahl der ausgewerteten historischen Ansichten.	47
Tabelle 5-1: Prozentuale Verteilung der Landnutzungstypen zu den Zeitpunkten 1772, 1899, 1951 und 2001.	48
Tabelle 5-2: Gesamtartenzahl, durchschnittliche Artenzahl je Plot, durchschnittliche Artenzahl je Aufnahmeschicht und durchschnittliche Deckungen je Aufnahmeschicht [%] in den 5 Nutzungskategorien.	55
Tabelle 5-3: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Luzulo-Fagetums.	63
Tabelle 5-4: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Aceri-Fagetums.	64
Tabelle 5-5: Stetigkeitstabellen der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Moosarten (a) und typischen Waldarten (b) in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart.	66
Tabelle 5-6: Beziehungen zwischen ausgewählten Boden- und Standortparametern und ökologischen Zeigerwerten im Untersuchungsgebiet.	74
Tabelle 5-7: Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets entsprechend der soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992).	75
Tabelle 5-8: Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets entsprechend ihres Bindungsgrades an den Wald nach Schmidt et al. (2003).	75
Tabelle 5-9: Prozentuale Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebietes hinsichtlich ihres Bindungsgrades an Wald oder Offenland innerhalb der 5 Nutzungskategorien.	76
Tabelle 5-10: Prozentuale Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der ehemaligen Art der landwirtschaftlichen Nutzung.	76
Tabelle 5-11: Stetigkeitstabellen der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten, die in der Literatur als Zeigerarten für historisch alte (a) oder neue Wälder (b) genannt werden.	80

Tabelle 5-12: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Bestockungsdauer.	82
Tabelle 5-13: Stetigkeitstabelle der Moosarten in den 5 Nutzungskategorien.	85
Tabelle 5-14: Durchschnittliche Deckung der Flechten im Rasterfeld (1200 cm ²), differenziert nach Wuchsformen und Größenklassen.	87
Tabelle 5-15: Lineare Zusammenhänge zwischen der jährlichen globalen Strahlung [Wh/m ²] und den Deckungen der Baum-, Kraut- und Moosschicht beziehungsweise den Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht.	92
Tabelle 5-16: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test für die Kationenaustauschkapazität [μmol C/g] des Oberbodens je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien.	95
Tabelle 5-17: Mittlere Calcium-, Magnesium- und Kalium-Gehalte [μmolC/g] des Ah-Horizontes in den 5 Nutzungskategorien.	97
Tabelle 5-18: Prozentuale Verteilung der Mächtigkeiten des Auflagehumus [cm] in den 5 Nutzungskategorien.	99
Tabelle 5-19: Prozentuale Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Untersuchungsgebiets bei verschiedenen Mächtigkeiten des Auflagehumus.	102
Tabelle 5-20: Mediane verschiedener Parameter des Ah-Horizontes, der Humusschicht und der Lichtmessung.	102
Tabelle 5-21: Arten, Individuenzahlen und vermutliche Herkunft der Keimlinge in den Kontrollschalen.	111
Tabelle 5-22: Die sieben häufigsten Arten in der Diasporenbank sowie deren Verteilung auf die 5 Nutzungskategorien.	114
Tabelle 5-23: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten der Diasporenbank.	116
Tabelle 5-24: Anzahl an Untersuchungsflächen mit deren Anzahl an gemeinsamen Arten in Diasporenbank und aktueller Vegetation.	118
Tabelle 5-25: Artenzahlen der Samenbank und der aktuellen Vegetation sowie gemeinsame Arten der Samenbank und der aktuellen Vegetation der Strauch- und Krautschicht in den jeweiligen Untersuchungsflächen.	118
Tabelle 5-26: Beziehungen zwischen der Zusammensetzung der Samenbank und verschiedenen Standort- und Vegetationsparametern.	121
Tabelle 5-27: Zuordnung der Pfeilnummern in Abbildung 5-42 zu den entsprechenden Bildvergleichen in Kap. 5.5.2.	124

Verzeichnis der Anhänge

Tabelle-A 1: Eigentümer und Lage der Klimamessstationen im Raum Hinterzarten.	237
Tabelle-A 2: Gauß-Krüger Koordinaten und Höhe (m ü. NN) der Untersuchungsflächen sowie Bezeichnung der Flächen in Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9.	238
Tabelle-A 3: Literatúrauswertung für Zeigerarten historisch alter Wälder (A) und Zeigerarten neuer Wälder (B). Kodierung der Literaturangaben siehe (C).	240
Tabelle-A 4: Ergebnisse der Tests auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests.	248
Tabelle-A 5: Ergebnisse der Kruskal-Wallis-Tests.	254
Tabelle-A 6: Ergebnisse der paarweisen Mann-Whitney-U-Tests.	256
Tabelle-A 7: Korrelationskoeffizienten nach Spearman der in der Kanonischen Korrespondenzanalyse verwendeten unabhängigen Variablen.	262
Tabelle-A 8: Übersichtstabelle Luzulo-Fagetum.	263
Tabelle-A 9: Übersichtstabelle Aceri-Fagetum.	264
Tabelle-A 10: Bestäubungs- und Ausbreitungsmodi, Ausbreitungspotenziale und Habitatpräferenzen der krautigen Arten des Untersuchungsgebiets.	265
Tabelle-A 11: Gesamtergebnisse der Diasporenbank-Analyse.	269

Kartenverzeichnis

Karte 5-1: Verteilung der Landnutzungen im Jahr 1772.	50
Karte 5-2: Verteilung der Landnutzung im Jahr 1899.	51
Karte 5-3: Verteilung der Landnutzungen im Jahr 1951.	52
Karte 5-4: Verteilung der Landnutzungen im Jahr 2001.	53
Karte 5-5: Verteilung der Nutzungskategorien und der Untersuchungsflächen.	54

Verwendete Software

ArcGIS, ESRI® Inc., 1999 - 2002

Juice®, Lubomir Tichý, Inst. Of Botany nad Zoology, masaryk Univ., Brno, Czech Rep.
1999 - 2007, Version 6.4.59

R , R Development Core Team (2005), Version 2.2.0, incl. Vegan Package Version 1.6.10

S3+, Lehrstuhl für Nukleare und Neue Energiesysteme, Prof. Dr.-Ing. H. Unger, Ruhr-Universität Bochum, Version 1.0

SPSS für Windows, SPSS® Inc., 1989 - 2006, Version 15.0.1

Turboveg für Windows, Turboveg® 1989 - 2005, Stephan Hennekens, Version 2,28a

WGEO®, WASY GmbH 1996 - 2001, Version 3.0.69 Basis

Xcact®, SciLab GmbH 1989 - 2000, Version 7.12

Das Graduiertenkolleg „Gegenwartsbezogene Landschaftsgenese“

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen der zweiten Phase des DFG-Graduiertenkollegs „Gegenwartsbezogene Landschaftsgenese“ (DFG-GRK 692/2) an der Albert-Ludwigs-Universität Freiburg i. Br. am Institut für Biologie in der Abteilung Geobotanik entstanden.

Das Ziel der zweiten Phase des interdisziplinären Graduiertenkollegs ist es, aufbauend auf den Ergebnissen der ersten Phase (2001 - 2004) die gegenseitigen Abhängigkeiten und Wechselwirkungen im Mensch-Umwelt-Gefüge in der Regio TriRhena (Ober-rheinische Tiefebene und angrenzende Mittelgebirge) von naturwissenschaftlicher und geisteswissenschaftlicher Seite zu erforschen. Besonderes Gewicht liegt dabei auf der zeitlichen und räumlichen Vernetzung der Themen (Mäckel et al. 2007). Dazu wurden für den Zeitraum der letzten 7 500 Jahre die folgenden drei Aspekte betrachtet: (1) landschaftshistorischer Aspekt, (2) aktueller Zustand der Landschaft sowie (3) die zukünftige Entwicklung. Da die Erforschung naturbedingter und anthropogener Umweltveränderungen ein vernetztes Arbeiten verschiedener Disziplinen erfordert, sind die Fakultät Biologie, die Fakultät Forst- und Umweltwissenschaften sowie die Philosophische Fakultät der Universität Freiburg beteiligt. Die Veränderungen des Wald-Offenland-Verhältnisses als Resultat historischer Unterschiede in der Nutzungs- und Gestaltungsintensität und deren Auswirkungen auf das heutige Landschaftsbild stehen dabei im Mittelpunkt der zweiten Phase des Graduiertenkollegs (Mäckel et al. 2007). Die Vegetation nimmt dabei eine Schlüsselrolle ein, da durch eine Kombination von aktueller Vegetation und historischen Karten die Nutzungsgeschichte und das Landschaftsbild zu verschiedenen Zeitpunkten rekonstruiert werden kann.

In der dieser Arbeit thematisch vorangegangenen Studie wurden der Land-nutzungswandel und der Einfluss ehemaliger Nutzungsformen auf die aktuelle Vegetation und die Samenbank im südlichen Schwarzwald analysiert (Bode 2005). Darauf aufbauend wird in der vorliegenden Arbeit der Einfluss der Nutzungs-geschichte auf standörtliche sowie floristische Unterschiede zwischen Wäldern mit unterschiedlicher Bestandeskontinuität untersucht.

1 Einleitung

Die Vegetationszusammensetzung von Wäldern wird nicht nur durch die natürlichen Standortbedingungen, sondern ebenso von anthropogenen Einflüssen geprägt. Zahlreiche Studien belegen, dass neben der gegenwärtigen Nutzung auch die historischen Einflüsse menschlicher Aktivitäten weitreichende Auswirkungen auf die aktuelle Vegetationszusammensetzung ausüben (Peterken 1996, Verheyen et al. 2004, Wulf 2004a). Historische Formen der Waldbewirtschaftung werden dabei selten direkt als Standortveränderungen wahrgenommen, da sie häufig über lange Zeiträume durchgeführt wurden und ihre Wirkung sich oft erst verzögert zeigt (Kuhn 1993).

Das heutige Mitteleuropa ist eine Kulturlandschaft, in der *„buchstäblich kein Fleckchen unverändert seinen Naturzustand bewahren konnte“* (Ellenberg 1996). Wälder wurden in den vergangenen Jahrhunderten stark vom Menschen verändert. Im Schwarzwald stieg mit zunehmender Besiedlung ab dem Mittelalter die Nachfrage nach Brenn-, Bau- und Werkholz stark an, woraus neben dem Bedarf an Kulturland eine Umgestaltung und starke Dezimierung der Wälder resultierte (Stoll 1948, Brückner 1970, Ludemann 1994a, Wilmanns 2001). Die Umgebung des Feldbergs im südlichen Schwarzwald bildet dabei keine Ausnahme. Auch wenn die Umgebung verhältnismäßig spät im Mittelalter besiedelt wurde, sind die Auswirkungen der Holznutzung und Rodung weithin erkennbar. Insgesamt war das Ausmaß der Waldzerstörung im Feldberggebiet allerdings geringer als in vielen anderen Gebieten Europas (vgl. Peterken 1996, Wulf 2004a). Für das Gebiet von Hinterzarten wurde um 1600 erstmals von Holzmangel auf einigen Höfen berichtet (Brommer 1993) und Eisenwerke, die ihr Holz aus dem Schwarzwald bezogen, mussten im 18. Jahrhundert immer wieder aufgrund von Holzmangel stillgelegt werden (Brückner 1970, Schmidt 2002a).

Im Verlauf des 19. Jahrhunderts wurde auch im Feldberggebiet damit begonnen, die teilweise stark degradierten Wälder wiederaufzubauen. Die noch bestehenden Wälder wurden nach den im 1. Badischen Forstgesetz von 1833 festgelegten Gesichtspunkten bewirtschaftet. Dies führte zusammen mit der weiträumigen Aufgabe landwirtschaftlich genutzter Flächen zu den heutigen großflächigen, geschlossenen, z. T. sehr nadelbaumreichen Wäldern (Ludemann et al. 2007). Dabei kam es im Zuge des Weldaufbaus zu einer starken Verschiebung in der Baumartenzusammensetzung zugunsten der Fichte (Brückner 1968, Ludemann 1994a). Dadurch sowie durch die Aufgabe verschiedener traditioneller Waldnutzungen kam es zu Veränderungen in der Waldstruktur und zum Verlust oder einer Umgestaltung bestimmter ökologisch und historisch bedeutender Landschaftselemente.

Die derzeitigen Wälder bilden in unserer Kulturlandschaft ein Mosaik aus Flächen mit unterschiedlicher Biotoptradition. Ein Teil der heutigen Wälder stockt auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen. Durch die massive Zerschneidung und Verkleinerung der Waldflächen in der Vergangenheit sind nur wenige Waldbestände erhalten geblieben, die seit mehreren hundert Jahren als solche bestehen. Für die so charakterisierten Flächen hat Wulf (1994) den Terminus *„historisch alte Wälder“* für den deutschen Sprachraum geprägt. 1998 wurde auf der dritten Ministerkonferenz zum Schutz der Wälder in Europa in Lissabon deren Bedeutung für die Überprüfung einer nachhaltigen Nutzung von Wäldern hervorgehoben. Vor wenigen Jahren erfolgte eine

bundesweite Zusammenstellung historisch alter Wälder durch das Bundesamt für Naturschutz (Glaser & Hauke 2004).

Von historisch alten Wäldern ist bekannt, dass aufgrund der langen Biotoptradition in ihnen vergleichsweise stabile Standortbedingungen herrschen, welche das Vorhandensein konkurrenzschwacher Arten, die zudem sensibel auf Störungen reagieren, fördern (Wulf 2004a). Eine deutliche Affinität verschiedener Artengruppen gegenüber historisch alten Wäldern wiesen beispielsweise Peterken & Game (1984), Kost (1991), Ssymank (1994) und Honnay et al. (1998) nach. Dabei kann es lange Zeiträume in Anspruch nehmen, bis neu begründete Wälder eine vergleichbare Artenzusammensetzung aufweisen wie historisch alte Wälder (Peterken 1977, Rackham 1980, Koerner et al. 1997, Dupouey et al. 2002, Honnay et al. 2002a). Einige Arten kommen fast ausschließlich oder zumindest mit deutlichem Schwerpunkt in historisch alten Wäldern vor, weshalb sie als Indikatorarten für diese angesehen werden (Peterken 1974, Dzwonko & Loster 1992, Hermy 1994, Wulf 2004a).

Dass eine Wiederbesiedlung neuer Wälder durch typische Arten historisch alter Wälder offensichtlich umso längere Zeiträume beansprucht, je isolierter jene gelegen sind (Peterken & Game 1981, Jaquemyn et al. 2003), führte zu der Annahme, dass die Ausbreitungspotenziale von Pflanzenarten einen wesentlichen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung neuer Wälder ausüben (Matlack 1994, Bossuyt et al. 1999b, Ehrlén & Eriksson 2000). Ein Großteil der Zeigerarten historisch alter Wälder verfügt nur über eingeschränkte Ausbreitungskapazitäten und ist eher an ein Verharren als an das Besiedeln neuer Flächen angepasst. Zur erfolgreichen Besiedlung neuer Areale sind die lokal vorherrschenden Etablierungsbedingungen von wesentlicher Bedeutung.

Von der Rodung für eine landwirtschaftliche Nutzung waren meistens die ertragreichen Standorte betroffen. Die Waldflächen auf weniger rentablen Böden oder in nur schwer zu bearbeitenden Bereichen blieben dagegen oft erhalten (Rackham 1980, Ellenberg 1996, Wulf 2004a). Eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung kann sowohl durch den damit verbundenen Biomasseentzug als auch durch kompensierende Düngemaßnahmen einen nachhaltigen Einfluss auf die Bodenbedingungen in neuen Wäldern ausüben (Glatzel 1991, Peterken 1996, Koerner et al. 1997, Verheyen et al. 1999). Dies wirkt sich unter Umständen negativ auf die Etablierung typischer Waldarten aus (Honnay et al. 1998, Hermy et al. 1993, Dzwonko 2001b). Floristische Unterschiede können auch aufgrund ungleicher Humusmächtigkeiten auftreten (Wilson et al. 1997, Augusto et al. 2003). Die Ungleichheiten sind als Resultat der ehemaligen Nutzung in neuen Wäldern oft geringer (Thiere 1969, Bossuyt et al. 1999b, Höcke 2006).

Um unter Streu beziehungsweise dickeren Humusaufgaben keimen zu können, besitzt eine Vielzahl typischer krautiger Waldarten vergleichsweise große Samen, die aufgrund ihrer Kurzlebigkeit keine persistente Samenbank aufbauen (Facelli & Pickett 1991, Bekker et al. 1998, Honnay et al. 2002). Die Samenbanken von Wäldern zeigen häufig nur eine geringe Übereinstimmung mit der aktuellen Vegetation (Thompson & Grime 1979, Ludemann 1994b, Thompson et al. 1997, Bode 2005), wobei sie durch ihre Artenzusammensetzung und die Verteilung der Diasporen im Boden wertvolle Hinweise auf die Nutzungsgeschichte liefern können (Falinska 1999, Bossuyt & Hermy 2001). Samenbanken kann eine wichtige Rolle bei der Wiederherstellung ehemaliger

Pflanzengemeinschaften zukommen (Miller & Cummins 2003), wobei sich aber gezeigt hat, dass die Bedeutung der Samenbank zur Wiederherstellung einer typischen Waldvegetation eher gering ist (Augusto et al. 2001).

Der überwiegende Teil an Untersuchungen hinsichtlich floristischer Unterschiede zwischen historisch alten und neuen Wäldern ist in Laub- oder Mischbeständen im Tiefland durchgeführt worden. Aus Mittelgebirgen oder Regionen mit nadelbaumdominierten Wäldern gibt es vergleichsweise wenige europäische Studien (z. B. Ludemann 1994a, Schneider & Poschloß 1999). Mittelgebirge sind derzeit fast überall in Mitteleuropa von einer Nutzungssegregation mit Intensivierungen kleinflächiger Bereiche bei gleichzeitiger Nutzungsaufgabe anderer Areale betroffen. Aufgrund der geringeren Rentabilität der Höhenlandwirtschaft infolge ungünstiger Standortbedingungen werden weniger ertragreiche Standorte aus der Nutzung genommen und vom Wald zurückerobert oder gezielt aufgeforstet (Bode & Manegold 2007). Im Feldberggebiet sind diese Veränderungen besonders eindrücklich anhand der Wiederbewaldung ehemaliger Weidfelder durch Spontansukzession oder Aufforstungen nachvollziehbar. Mit dem Verschwinden der Offenflächen geht auch fast immer ein Verlust an regionaler Artenvielfalt und wertvollen Lebensräumen einher (Kersting & Ludemann 1991). Für das Gebiet von Hinterzarten existiert eine gute Informationsgrundlage sowohl der naturräumlichen (Müller 1948, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg 1982, Oberdorfer 1982a, 1992, Wilmanns 2001) als auch der anthropogen kulturellen Aspekte (Liehl & Sick 1984, Mohr & Schröder 1997, Schubert 2002) der Regionalgeschichte. Darin ist die Zunahme des Waldanteils in den vergangenen 200 Jahren ausführlich dokumentiert.

In der vorliegenden Arbeit werden die Informationen zur Nutzungsgeschichte durch die Auswertung historischer Karten, älterer und aktueller Luftbilder sowie weiterer (schriftlicher) historischer Quellen konkretisiert. Im Vordergrund stehen vegetationskundliche Interpretationen, die den Einfluss historischer Nutzungen auf die heutige Waldvegetation charakterisieren. Dabei wird geprüft, inwieweit das Zeigerartenkonzept für historisch alte Wälder auf Mittelgebirgsregionen, in denen Nadelwälder vorherrschen, übertragbar ist. Es werden folgende **Fragestellungen** bearbeitet:

- Finden sich im Untersuchungsgebiet floristische Unterschiede zwischen historisch alten Wäldern und Wäldern mit kürzerer Biotoptradition?
 - Unterscheiden sich die Samenbanken von historisch alten und neuen Wäldern? Welche Rolle kommt der Samenbank in neuen Wäldern bei der Wiederherstellung früherer Vegetationszustände zu?
 - Verändert eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung der Wälder nachhaltig deren Bodeneigenschaften?
 - Finden sich Pflanzenarten, die aufgrund ihres Vorkommens beziehungsweise ihrer Häufigkeit eine lange Standortskonstanz hinsichtlich einer Waldbestockung anzeigen?
 - Welches sind die ausschlaggebenden Faktoren für die heutige Artenzusammensetzung in den betrachteten Wäldern und welchen Einfluss übt dabei die Nutzungsgeschichte aus?
-

2 Untersuchungsgebiet

2.1 Lage und Abgrenzung

Als Untersuchungsgebiet wurde die aktuelle Gemarkungsfläche der Gemeinde Hinterzarten im Südschwarzwald in Baden-Württemberg (Naturraum Hochschwarzwald entsprechend Landesanstalt für Umwelt 2001, Naturraum Südöstlicher Schwarzwald entsprechend Wilmanns 2001) gewählt (Abbildung 2-1). Das Untersuchungsgebiet umfasst eine Fläche von 3 337 ha, von denen derzeit rund drei Viertel bewaldet sind. Der Siedlungsschwerpunkt liegt im Ostteil der Gemarkung, während der zum Feldberggipfel hin ansteigende Westteil heute einen nahezu geschlossenen Waldkomplex bildet. Der Ortskern liegt mit einer Höhenlage von 900 m ü. NN im Talgrund des nordöstlich des Feldbergs gelegenen Hochtals, wobei die Gemarkung eine Höhenlage von 740 m ü. NN (Sternenrank) bis 1 400 m ü. NN (Tännlefriedhof am Feldberg) umspannt. Westlich grenzt die Gemarkung Oberried an das Untersuchungsgebiet, während im Norden die Gemeinde Breitnau Hinterzarten umschließt, mit welcher diese seit 1974 eine „Vereinbarte Verwaltungsgemeinschaft“ bildet. Der Titisee mit der zugehörigen Gemeinde Titisee-Neustadt stößt im Osten an das Untersuchungsgebiet. Die Bundesstrasse B 317 stellt auf einer Länge von circa 1 km die südöstliche Grenze zur Gemeinde Lenzkirch dar, woran sich die 1939 gegründete Gemeinde Feldberg als südliche Gemarkungsbegrenzung anschließt.

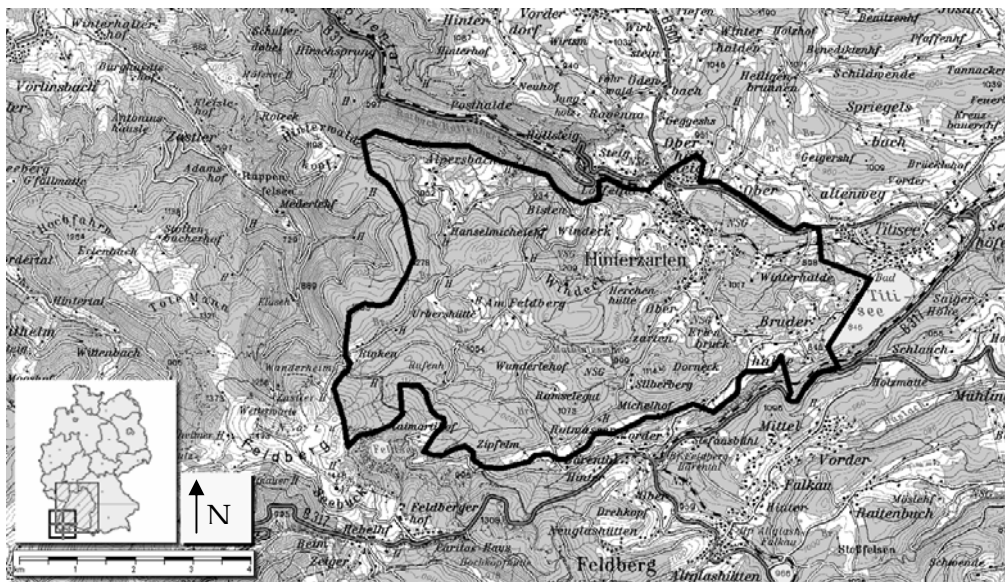


Abbildung 2-1: Lage und Abgrenzung des Untersuchungsgebiets Hinterzarten. Grundlage: Topographische Karte 1:100 000 Baden-Württemberg © Landesamt für Geoinformation und Landentwicklung Baden-Württemberg, Az.:2851.3-D/369 (www.lgl-bw.de).

Die Grenzen des Untersuchungsgebiets orientieren sich an der heutigen Gemarkungsfläche. Die 1939 an die Gemeinde Feldberg bei deren Neugründung abgegebenen Flächen (Raimartihof und Baldenweger Buck, circa 180 ha) wurden außer beim multitemporalen Bildvergleich (Kap. 5.5) nicht mit untersucht.

2.2 Klima

In Abbildung 2-2 sind Klimadiagramme von Hinterzarten und vom Feldberg zu sehen. Das Klima des Schwarzwaldes ist kühl und niederschlagsreich. Die Lage von Hinterzarten an der Wasserscheide zwischen Oberrhein und Hochrhein hat Auswirkungen auf das Klima, da kalte Luftmassen gut abfließen können. Im Gebiet von Hinterzarten existieren verschiedene Klimamessstationen (siehe Tabelle-A 1 im Anhang). Die Jahresmitteltemperatur beträgt im Ortskern von Hinterzarten 5,6°C und pro Jahr fallen durchschnittlich 1 407 mm Niederschlag (Mühr 2000), mit einem Maximum im Sommer und vor allem von Südwestwinden gebracht (Reklip Klimaatlas, Fiedler 1995). Die Vegetationsperiode ist bedingt durch die Höhenlage kurz (entsprechend Liehl (1986) durchschnittlich 151 Frosttage im Jahr), die Vegetation ist häufig Kältestress ausgesetzt (Reklip Klimaatlas, Fiedler 1995). Waldbau wird als standortgerechte und Grünlandbewirtschaftung als angepasste Nutzungsform angesehen (Mohr & Schröder 1997).

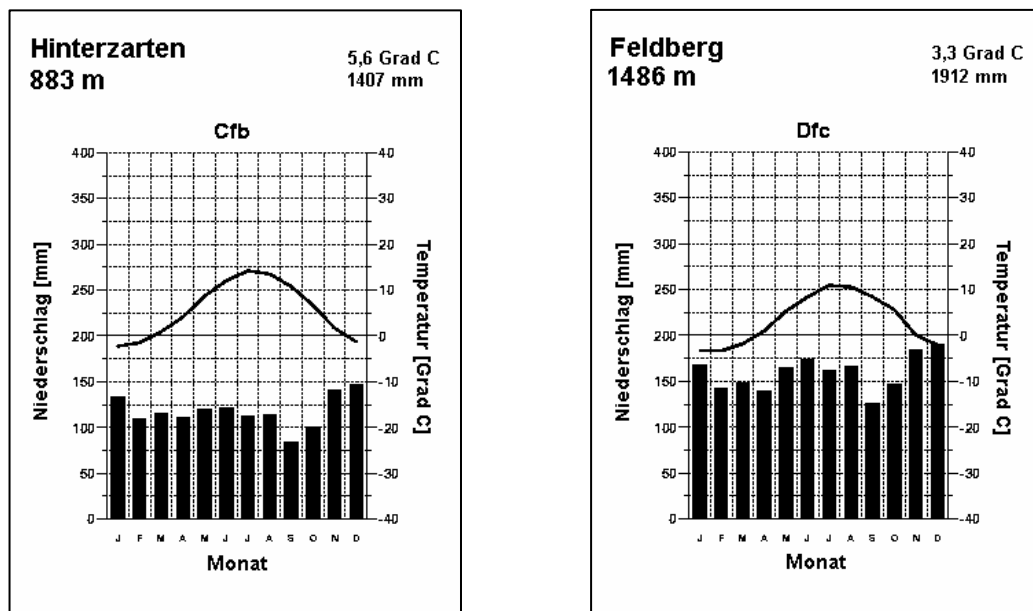


Abbildung 2-2: Klimadiagramme von Hinterzarten und vom Feldberg. Verändert nach Mühr (2000)

Bedingt durch die Höhenausdehnung der Gemarkungsfläche treten lokale Klimaunterschiede auf. Während der Winter auf dem Feldberg im Mittel sieben Monate mit entsprechend kurzer Vegetationsperiode dauert, kann dieser im Bereich des Siedlungskernes von Hinterzarten auf fünf bis sechs Monate beschränkt sein (Mohr & Schröder 1997).

2.3 Morphologie

Eine hochflächenartige, sanft nach Osten abfallende Landschaft, durchzogen von Mulden, Kuppen, Rücken und Senken, spiegelt die danubische (ehemals nach Osten zur Urdonau gerichtet) Altlandschaft wider. In diese schiebt sich die jüngere rhena-

östlichen Flachrelief markant unterscheidet. Der Ortskern von Hinterzarten befindet sich am höchsten Punkt der Wasserscheide zwischen heutigem Hochrhein bzw. früherer Urdonau und Oberrhein. Aufgrund der Verschiebungen zwischen dem danubischen und rhenanischen System finden sich im Bereich von Hinterzarten Flussablenkungen. Beispiele dafür sind der Jungholzbach, der vom Hohwart kommend scharf zum Höllental hin umgelenkt wird und danach Ravenna heißt, oder der Zartenbach, der ursprünglich in den Bereich des heutigen Hochmoors floss, nach der Eiszeit aber vom Löffeltal angezapft wurde und von dort an Löffelbach heißt. Auch in Alpersbach und Bisten fließen die meisten Bäche im Oberlauf in Richtung Osten und biegen im Unterlauf scharf nach Westen ins Höllental ab.

Landschaftsprägend war in weiten Teilen des Gebietes die glaziale Überformung, wobei die Eismassen vom Feldberg kommend in verschiedenen Bahnen über Hinterzarten hinweg bis Breitenau vorgestoßen sind (Erb 1948, Liehl 1986). Zahlreiche Moore, Seen und Verlandungsflächen sind Zeugen der letzten Vergletscherung (Wimmenauer & Schreiner 1999), so auch das größte Moor des Südschwarzwaldes, das Hinterzartener Hochmoor, welches aus einem Eisrand-Stausee über Grundmoränenmaterial entstanden ist (Wilmanns 2001).

2.4 Geologie

Die im Trias und Jura gebildeten Schichten des Deckgebirges wurden abgetragen, so dass in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets kristallines Schwarzwälder Grundgebirge ansteht. Die Gebirgsformation im Untersuchungsgebiet besteht im Wesentlichen aus prävariszischen Gneisen mit schwacher, teilweise auch starker anatexischer Überprägung (Geyer & Gwinner 1991), die der zentralen Gneis- und Anatexitmasse des Mittleren und Hochschwarzwaldes angehören (Wimmenauer & Schreiner 1990). Als älteste Gesteine dieser Einheit sind die Paragneise anzusehen, die sich in geringerem Umfang im Untersuchungsgebiet finden lassen und die ebenfalls leicht anatexisch überprägt sind. Granite sind auf der Gemarkungsfläche nicht zu finden, treten aber südlich des Seebachs großflächig zutage.

Weite Teile des ehemals vergletscherten Gebietes werden von würmeiszeitlichem Moränenmaterial des Feldberggletschers aus dem Quartär mit einer Mächtigkeit bis zu 30 m überzogen (Wimmenauer & Schreiner 1990), worüber großflächig Geschiebelehm sedimentierten. Die Geschiebelehm-Überlagerungen sind dicht gelagert, wodurch sie häufig einen stauenden Charakter aufweisen und die Bodenentwicklung und Durchwurzelung hemmen können (Mohr & Schröder 1997).

2.5 Böden

Die Böden im Gebiet entwickelten sich postglazial. Im Bereich der glazialen Schuttsedimente spielt das Ausgangsmaterial nur eine untergeordnete Rolle, da beim Transport durch das Eis die mitgeführten Gesteinskomponenten zerkleinert und gemischt wurden (Mohr & Schröder 1997). Im ehemaligen Glazialgebiet haben sich auf sandig-lehmigen Substrat außerhalb des Grund- und Stauwassereinflusses Braunerden und podsolige Braunerden mit überwiegend Moder als Waldhumusform entwickelt, während auf sand- und grobbodenreichen Substraten Podsol-Braunerden, Braunerde-Podsole und Podsole mit Rohhumusaufgabe vorherrschen (Fleck 1999). Die kuppigen

Gneishochflächen östlich des Feldbergs sind stark durch hydromorphe Böden geprägt, wobei auf den Sätteln und Verebnungen an flachen Unterhängen nassgebleichte Stagnogleye zu finden sind, denen hangauf Hanggleye oder Moderbraunerden folgen. Hangabwärts gehen die Stagnogleye oft in Moore über (Wimmenauer & Schreiner 1990). In den steilen Tälern des rhenanischen Systems haben sich flach- bis mittelgründige, meist podsolige Braunerden ausgebildet, die kleinräumig ein Mosaik mit Rankern, Regosolen und Syroseten bilden (Fleck 1999).

2.6 Siedlungsgeschichte

Die Erschließung des Südschwarzwaldes begann im 9. Jahrhundert und konzentrierte sich auf das Mittelalter, wobei die Weihung der Kapelle St. Oswald im Jahre 1148 ein wichtiges Datum markiert (Savigny 1998). Diese ließen die Herren von Falkenstein (Ministeriale der Zähringer) errichten, um durch die Erschließung des Hochschwarzwaldes ihre oberrheinischen und schwäbischen Besitzungen zu verklammern. Die Zähringer förderten massiv die Besiedlung des Schwarzwaldes, da gerodetes Land „Allodialbesitz“ wurde, was neben wirtschaftlich nutzbarem Neuland auch Hoheitsrechte und damit einen Zuwachs an politischer Macht bedeutete. Die ersten Siedler waren Bauernsöhne aus dem Breisgau (Liehl 1986). Die Siedler („Rodungsbauern“) wurden durch Vergünstigungen (z. B. weniger Abgaben oder Frondienste) und eine rechtliche Besserstellung (z. B. eigenes Mahl- und Fisch- oder Jagdrecht) in die Hochlagen gelockt (Hitz & Thiessen 1998).

Das Resultat der hochmittelalterlichen Rodungsperiode war eine Einzelhofstreuung, 1446 zählte das Dingrodel (Zinsregister) in der Vogtei bereits 33 Hofgüter. Bis in das erste Drittel des 19. Jahrhunderts änderte sich wenig am Hofbestand (Hitz & Thiessen 1998). Mittelpunkt der Streusiedlung war ab 1416 die Wallfahrtskirche „Maria in der Zarten“ (Liehl 1986). Bis ins 18. Jahrhundert hieß die Vogtei amtlich „Hinter der Straß“. Der Name Hinterzarten tauchte erstmals 1708 in einem Zinsregister auf und hatte sich gegen 1750 anstelle der früheren Namen „In der Zarten“ und „Hinter der Straß“ durchgesetzt (Liehl 1986). Die Siedlungsverdichtung im 17. und 18. Jahrhundert lässt sich auf eine aufblühende Heimindustrie (Uhrenfabrikation und Löffelschmieden) sowie den Glasträgerhandel (Liehl 1986, Brommer 1993), Köhlerei (Vetter 1982), Silberbergbau (Schmidt 2002a), das Eisenwerk in Eberfingen (Stoll 1948) sowie die Flößerei (Fischer 1959, Scheifele 2004) zurückführen. Das holznutzende Gewerbe führte zu einer Verwüstung der Waldgebiete, wobei immer weiter in siedlungsungünstige Lagen vorgedrungen wurde. Die geschlossene Vererbung in Form des Minorats herrscht seit Mitte des 15. Jahrhunderts, wodurch die gleich bleibende Größe eines Hofgutes sichergestellt wird (Höfert 1997).

Badens Beitritt zum deutschen Zollverein 1835 löste eine große Agrarkrise aus, da wichtige Absatzmärkte in Frankreich wegfielen. Des Weiteren machte der zunehmende Ausbau des Ferntransportes den Getreideanbau immer unrentabler, was verbunden mit einem Arbeitskräftemangel infolge Landflucht zu einer dramatischen Verschlechterung der betriebswirtschaftlichen Situation vieler Höfe führte. Diese Entwicklungen hatten Nutzungsaufgabe und ein anschließendes Wüstfallen zahlreicher Höfe zur Folge, wovon große Flächenanteile vom badischen Staat erworben wurden.

Die Erschließung und wirtschaftliche Nutzung des Gebietes führten zu einer deutlichen und weitreichenden Veränderung des Naturhaushalts und der ehemals natürlichen Vegetationszusammensetzung. Je nach Intensität der land- und forstwirtschaftlichen Nutzung veränderte sich das Wald-Offenland-Verhältnis. Während 1810 weniger als 25 % der Fläche bewaldet waren (Mohr & Schröder 1997), sind es heute knapp 73 % (Gemeindeverwaltung Hinterzarten 2001). Die Waldzunahme resultiert überwiegend aus der Aufforstung abgegangener Hofgüter und ehemaliger Reut- und Weidfelder, die noch in der 2. Hälfte des 19. Jahrhunderts weite Flächen einnahmen.

3 Nutzungsgeschichte

Hinterzarten liegt im geschlossenen Hofgütergebiet, wo jeder Hof inmitten eines geschlossenen Feld-, Wiesen-, Weide- und Waldbesitzes liegt. Allmendweiden gab es in Hinterzarten nicht. Die Höfe mit dem zugehörigen Land sind annähernd gleich über das Gemarkungsgebiet verteilt (Liehl 1948). Um 1500 waren in Hinterzarten bereits über 30 Hofgüter registriert. 1997 existierten in Hinterzarten noch 40 landwirtschaftliche Betriebe mit einer durchschnittlichen Hofgröße von 15,8 ha. Bis 2005 ging die Anzahl der Betriebe laut Statistischem Landesamt Baden-Württemberg (2006) auf 28 Betriebe, darunter 11 Haupterwerbsbetriebe, mit einer durchschnittlichen Hofgröße von 19 ha zurück.

3.1 Offenland

Für die erste Zeit bäuerlichen Wirtschaftens kann nicht von einer kombinierten Nutzung in Form von Feld- und Waldbau ausgegangen werden (Schmidt 1989). Häufig war der Wechsel vom Feldbau und Graslandnutzung die zweckmäßigste Form der Bewirtschaftung (Liehl 1948). Um 1780 kann für den gesamten mittleren und südlichen Schwarzwald davon ausgegangen werden, dass Äcker und Wiesen rund ein Drittel der Fläche einnahmen (Schmidt 1989), in Hinterzarten sind es 1772 dagegen laut der Kellerschen Karte (Salaba & Schenk 2001) weniger als ein Fünftel der Gemarkungsfläche. Standbein der Landwirtschaft war im Untersuchungsgebiet von jeher die Viehhaltung (vorwiegend Rinderhaltung). Um 1800 besaß ein mittelgroßer Hof in Hinterzarten rund 20 Rinder, darunter 6 Milchkühe; für die gesamte Pfarrei sind über 1000 Stück Rindvieh, darunter 375 Milchkühe angegeben (Brommer 1993). Aufgrund der langen Winter war der Heubedarf sehr hoch (Hitz & Thiessen 1998), laut der Chronik des Pfarrers Zahn mussten alle Familien Heu zukaufen (Brommer 1993). Der letzte großflächige Ausbau der Gemarkung für die Landwirtschaft fand im 1. Drittel des 19. Jahrhunderts statt, wobei vorwiegend Moore und Bruchwälder in Wässerswiesen umgewandelt wurden (Brommer 1993).

3.1.1 Ackerbau

Der Anteil an Ackerland war immer relativ gering (1772 und 1810 circa 10 %, 1940 circa 8 % der Gemarkungsfläche), was neben der klimatischen Ungunst (hohe Niederschläge, lange Schneebedeckung, niedrige Temperaturen während der kurzen Vegetationsperiode) auch auf relativ schlechte Boden- und ungeeignete Reliefverhältnisse zurückzuführen ist. Die Ackerflächen fanden sich vorwiegend auf den Hochflächen des danubischen Systems im Norden und Osten der Gemarkung. Ihren Höchststand erreichte die ackerbauliche Nutzung um das Jahr 1875 mit rund 450 ha, angebaut wurden hauptsächlich Hafer, Sommerroggen und Kartoffeln, stellenweise auch Gerste, Hanf, Flachs sowie Futtergräser (Brommer 1993). Die Höhengrenze des Getreideanbaus lag im Untersuchungsgebiet bei 1 200 m ü. NN, der höchstgelegene Kleinbetrieb mit ehemals regelmäßig betriebener Landwirtschaft befindet sich am Rinken (Eggers 1954).

Die ackerbaulich genutzten Flächen wurden in der Regel 2 – 3 Jahre bestellt (typische Fruchtfolge: Hafer-Kartoffeln-Sommerroggen), danach wurden Gras- und Kleesamen

eingesät und ab dem 4. Jahr wurden die Flächen einige Jahre zur Futtergewinnung genutzt (Brommer 1993). Generell waren die Getreideerträge gering (das Vierfache der Aussaat); seit Mitte des 18. Jahrhunderts gewann die Kartoffel zunehmend an Bedeutung (Mohr & Schröder 1997). Seit 1991 ist beim Landesinformationssystem Baden-Württemberg (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2006) für Hinterzarten keine ackerbaulich genutzte Fläche mehr verzeichnet. Lediglich im Seebachtal werden derzeit noch zwei Ackerflächen bestellt, die mit 0,2 ha und 0,04 ha aber sehr klein sind (mdl. Mitt. Lengler (Eigentümer), 2006, mdl. Mitt. Hitz (Eigentümer), 2006).

3.1.2 Grünland

Eine klare Trennung von zahmen (Feldgrasland) und wilden Feld (Weideland) gab es in Hinterzarten in der Vergangenheit nicht, die Grenzen konnten sich von Jahr zu Jahr verschieben. Das Vieh weidete bis zur Trennung von Weide und Wald durch das 1. Badische Forstgesetz von 1833 in den bis dahin mit mehr oder weniger lichtem Wald bestockten Weidfeldern und Reutbergen oder im Wald (Stoll 1948). Als Folge des Verbotes von allen Nebennutzungen im Wald mussten die Weidflächen stärker bestoßen werden, was dazu führte, dass diese von allem Baumbewuchs freigeschlagen wurden. Dies geschah sehr gründlich, da die Holznutzung dem Eigentümer zustand (Eggers 1954).

Als Matten wurden die hausnahen Dauerwiesen bezeichnet, die meist sorgfältig bewässert und durch Hofabwässer gedüngt wurden, so dass sie zweimal jährlich gemäht werden konnten, wobei der Schnitt sofort als Grünfutter eingesetzt wurde. Die Heufeldäcker wurden nach dreijähriger Ackernutzung wenige Jahre als Wiesen genutzt. Sie wurden zeitweilig bewässert und einmal im Jahr gemäht. Bei den Bergäckern wurde bereits im 3. Jahr Gras eingesät, wobei diese nur 1 - 2 Jahre gemäht und anschließend für 6 - 7 Jahre als Weide genutzt wurden (Liehl 1948). Häufig wurden im letzten Getreideanbaujahr Futtergräser mit ausgesät (Mischfrucht), wodurch der Graswuchs deutlich gefördert wurde. Da im Untersuchungsgebiet keine ganzjährige Beweidung möglich ist, wurden die feuchteren Wiesen nach der ackerbaulichen Nutzung überwiegend zur Heugewinnung genutzt (Feldwiesenland), während die trockeneren Bereiche beweidet wurden (Feldweideland = „Bergfeld“). Das Feldwiesenland („Mattfeld“) wurde nach dem 2. Schnitt („Öhmd“) ab Anfang September ebenfalls beweidet (Liehl 1986). Die Hausmatten wurden früher wenn möglich durch ein kunstvolles Grabensystem bewässert (Wässerwiesen). Durch die Bewässerung wurden zum einen zusätzliche Nährstoffe zugeführt, die früher nicht in Form von Mineraldünger zur Verfügung standen. Zum anderen führte eine Bewässerung, die früh im Jahr vorgenommen wurde, zu einer früheren Schneeschmelze als auf nicht bewässerten Flächen.

Seit circa 1875 ist der Prozess der „Vergrünlandung“ zu beobachten, im Zuge dessen Getreide-, Hackfrucht- und Futterbau fast vollständig aus der Gemarkung Hinterzarten verschwunden sind. Außerdem hat sich das Verhältnis von Wiesen zu Weiden stark in Richtung der Wiesen verschoben. Während 1878 die Wiesen rund ein Fünftel des Grünlands stellten, war es 1930 bereits ein Drittel und 1960 hatte sich eine Gleichverteilung zwischen Wiesen und Weiden eingestellt. 1987 übertrafen die Wiesen die Weiden um ein Viertel in ihrer Flächenausdehnung. Eine Ursache für diese Verschiebung ist in der Umstellung der Viehhaltung auf Stallfütterung zu suchen, wozu

parallel eine Spezialisierung auf eine einseitige Milchviehwirtschaft stattfand. 2003 hielten 23 der insgesamt 28 landwirtschaftlichen Betriebe Rinder (457 Rindern mit 204 Milchkühen), wogegen nur auf 5 Höfen Schweine und auf einem Hof Schafe zu finden waren (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2006).

Im Hinblick auf eine landwirtschaftliche Nutzung bewertet die „Ökologische Standortkartierungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg“ (Weller 1990) das Gebiet um Hinterzarten als ‚ungeeignet‘ bis ‚schlecht geeignet‘ für eine ackerbauliche und ‚sehr schlecht‘ bis ‚mäßig bis gut geeignet‘ für eine Grünlandnutzung. Die Flächenbilanzkarte des Landwirtschaftsamtes Neustadt weist 80 % der Gemarkungsfläche als landbauunwürdig und 20 % als landbauproblematisch aus (Mohr & Schröder 1997).

3.2 Reutberge

Unter Reutbergwirtschaft wird die Verbindung von land- und forstwirtschaftlicher Bodennutzung auf ein und derselben Fläche in mehr oder weniger großen Zeiträumen verstanden (Götz 1936), vorrangig um die beschränkten landwirtschaftlichen Anbaubeziehungsweise Weideflächen in den engen Tälern des Schwarzwaldes zu erweitern (Schmidt 1989). Vogelmann beschreibt 1871 die Reutberge des Schwarzwalds als mit Niederholz bewaldete Berghänge, die nach dem Abtrieb des Holzes gereutet (gehackt), durch Verbrennen des Reisigs (durch Flammenfeuer) oder des Rasens (durch Schmotfeuer) gedüngt und dann einige Jahre lang für den Anbau von Roggen, Kartoffeln und Hafer benutzt wurden, nachdem sie vor dem Abtrieb des Holzes Jahre lang als Weide gedient hatten. Die Reutbergwirtschaft wies ihren Verbreitungsschwerpunkt im Gebiet der geschlossenen Hofgüter auf, um 1800 war ein großer Teil der Gemarkungsfläche von Hinterzarten von Reutbergen bedeckt (Liehl 1948, siehe Karte 5-1). Auf diese Art der ehemaligen Landnutzung weisen heute noch Flurbezeichnungen wie „Lochrütte“ oder „Rütte“ hin. In den hohen Lagen des zentralen Südschwarzwaldes fand die periodische landwirtschaftliche Nutzung aber in der Regel nicht in Form von Ackerbau, sondern als Weidewirtschaft statt, wobei das Schorben (Schmotfeuer) nur selten und primär zur Verbesserung der Weide stattfand (Schmidt 1989, Brommer 1993). Wenn es zur kleinflächigen Ackernutzung kam, dann handelte es sich zumeist um einen einjährigen Sommerroggenanbau, da die natürliche Aschedüngung nur eine geringe Verbesserung der Nährstoffsituation brachte. Überwiegend handelte es sich bei den Reutbergen in Hinterzarten um wilde Weideflächen, auf denen im Laufe der Jahre durch natürlichen Samenanflug zunehmend Hochstauden und Holzgewächse aufkamen, die alle 20 – 30 Jahre geschlagen wurden. Zusätzlich wurde die Grasnarbe geschorbt und im Herbst zusammen mit dem in der Sonne gedörrten Gestrüpp verbrannt (Liehl 1948).

Auch die aktuelle Vegetation gibt Hinweise auf ein nur selten praktiziertes Abbrennen oder Schorben im Bereich von Hinterzarten. Es sind Arten bekannt, die durch Reutbergwirtschaft gefördert werden. Dazu zählen *Sarothamnus scoparius* (Besenginster), dessen Verbreitungsgebiet weitgehend mit dem Gebiet der Reutbergwirtschaft übereinstimmt oder *Pteridium aquilinum* (Adlerfarn), bei dem die Keimung der Sporen durch Brand gefördert wird (Schwabe-Braun 1980b). Beide Arten sind im Bereich Hinterzarten nur sehr vereinzelt zu finden. Der Flügelginster (*Chamaespartium sagittale*) ist dagegen eine Art, die aufgrund ihrer oberirdischen Ausläufer empfindlich

auf Brand reagiert und schon durch Schorben verschwindet. Diese Art findet sich häufig im Gebiet von Hinterzarten.

Die Reutbergweiden waren laut Vogelmann (1871) sehr ertragsarm: „*Versteht man unter Weide solchen Boden, auf welchem das Vieh neben der Gelegenheit, seine Muskeln zu bewegen, auch Nahrung findet, so wird man sich kaum für berechtigt halten, von Weiden auf Reutbergen zu sprechen*“. Die Intensivierungen im Wiesen- und Ackerbau sowie der Übergang zur Stallviehhaltung verringerten die Bedeutung der Reut- und Weidfelder. Die zunehmende Umwandlung von extensiv bewirtschafteten oder landwirtschaftlich geringwertigen Flächen in intensiv bewirtschaftete forst- oder landwirtschaftliche Flächen zog ab 1850 einen starken Rückgang der Reutberge nach sich (Abetz 1949, Schmidt 1989). Während für Hinterzarten 1875 noch 450 ha als Reutberge (darunter 11 ha Acker) ausgewiesen waren, sind für 1927 nur noch 62 ha (mit 6 ha Acker) aufgeführt (Mohr & Schröder 1997). Vielfach wurde die Umwandlung der unrentablen Reutberge in Nadelholzbestände befürwortet, so bereits 1871 von Vogelmann, von Götz 1936 oder von Abetz 1954. Als finanzieller Anreiz diente ab 1886 die Grundsteuerbefreiung bei Erstaufforstung für 20 Jahre. Entsprechend den Aufzeichnungen der badischen Forstverwaltung hat sich die Waldfläche des badischen Schwarzwaldes von 1878 - 1936 um über 53 000 ha vermehrt, wovon sich rund vier Fünftel der Fläche durch Sukzession vorwiegend alter Reut- und Weidfelder wieder bewaldet haben (Hausrath 1938). Durch das Ausbleiben einer regelmäßigen Beweidung und eines periodischen Feldbaus verwischten die Grenzen zwischen den extensiv bewirtschafteten Flächen und dem Wald immer mehr (Schmidt 1989), der Übergang war meist fließend (Abetz 1955). Reutberge als extensive Bewirtschaftungsform verschwanden in Hinterzarten spätestens gegen 1950 vollständig (Mohr & Schröder 1997).

3.3 Wald

3.3.1 Waldzerstörung und Walddegradation

3.3.1.1 Waldrodungen für Siedlung und Landwirtschaft

Die große Rodungszeit wird für den Schwarzwald für das 10. bis 14. Jahrhundert angesetzt (Brückner 1968), wobei überwiegend Klöster und andere Grundherren die Rodearbeit organisierten (Hausrath 1938). Das Kloster St. Blasien wurde Mitte des 10. Jahrhunderts gegründet und leitete die eigentliche Besiedlung des Feldberggebietes ein (Müller 1948b), weitere wichtige Träger der Erschließung waren die Klöster Friedenweiler, St. Peter, St. Märgen sowie die weltliche Herrschaft Urach-Lenzkirch (Mohr & Schröder 1997). Zu Beginn der Erschließung stand weniger die Holznutzung im Vordergrund als vielmehr das Bestreben, das Gebiet zu besiedeln und landwirtschaftlich zu nutzen (Stoll 1948).

Laut Müller (1948b) hat das Kloster St. Peter vermutlich bereits Anfang des 12. Jahrhunderts den Feldsee zur Fischzucht genutzt und einen Fischer dort angesiedelt, der für seinen Lebensunterhalt Äcker, Matten und Viehweiden benötigte. Vetter (1982) dagegen bezweifelt dies und stützt sich dabei auf die im GLA Karlsruhe vorliegenden grundherrschaftlichen Beraine für Hinterzarten. Seit dem Ende des 16. Jahrhunderts wurde die Erschließung entlegener Waldgebiete durch Glashütten üblich (Stoll 1948),

laut Hausrath (1938) weisen 30 Siedlungen im badischen Schwarzwald mit ihrem Namen auf ihren Ursprung aus Glashütten hin. Die Genehmigung zur Errichtung einer Glashütte in Bärenthal 1691 wird an Rodungsarbeit gekoppelt, die Betreiber wurden verpflichtet, das Land nach der Abholzung sorgfältig zu roden und in Bebauung zu nehmen (Eggerts 1965). Pfirt beschreibt 1759 in einem Antrag seine Wälder (von Sickingen infolge Einheirat abgegeben), die er mittels einer Glashütte nutzen möchte, wie folgt: *„So sind diese meine eigentümlichen Waldungen also gelegen, und beschaffen, dass die jährlich accordierte 800 Clafter nicht nur den Wald im mindesten nicht verderben, sondern vielmehr zu dessen Gunsten und Aufnahm geraichen...“* (GLA Karlsruhe, Abt. 79, Nr. 625, zitiert in Stoll 1948). Die Grundherren waren Obereigentümer der Wälder, die Siedler waren lediglich Nutzungseigentümer, was bedeutet, dass sie in denen ihnen zur Nutzung überlassenen Wäldern lediglich für den eigenen Bedarf Holz schlagen durften, der Verkauf von Holz oder aus diesem hergestellte Waren erforderten eine besondere Genehmigung (Stoll 1948).

Im Bereich der geschlossenen Hofgüter war das Hauptgebäude meist zentral im Hofgebiet angesiedelt und die Wege führten grundsätzlich vom Wald zum Hof (Abetz 1949). Die Bewirtschaftung des Waldes konzentrierte sich in der Vergangenheit auf die Bereiche, die mit geringem Aufwand zu erreichen waren (Stoll 1948). Dabei wurde nicht nur das Starkholz genutzt, dünnes Holz wurde als Brennholz und zum Zaunbau verwendet. Dies führte häufig dazu, dass in den Wäldern der Jungwuchs fehlte (Stoll 1948). Um 1600 wird erstmals von Holzmangel auf einigen Höfen im Untersuchungsgebiet berichtet (Brommer 1993, Hitz & Thiessen 1998). Die Degradation der Waldbestände ist allerdings vermutlich differenziert zu sehen und auf siedlungснаhe, gut erreichbare Bereiche zu beschränken, während die entlegenen Waldbestände am Feldberg in dieser Zeit noch relativ urwüchsig und kaum genutzt waren (Stoll 1948, Brückner 1968, Schmidt 2002a).

Eine weitere große Rodungsperiode setzte gegen Ende des 16. Jahrhunderts ein und erstreckte sich bis ins 18. Jahrhundert (Stoll 1948). Ihren Höhepunkt erreichte die Waldzerstörung im südlichen Schwarzwald zwischen 1750 und 1800 (Hausrath 1938). Durch Waldweide und Rodungen war der Wald auf Steilhänge zurückgedrängt, lediglich ein Viertel des Gemeindebanns war noch von Wald bestockt (Tabelle 5-1), der sich zudem häufig in völlig desolatem Zustand befand (Mohr & Schröder 1997). Pfarrer Zahn beschreibt die Nutzung des Waldes um 1810 mit den Worten: *„ohne Rücksicht auf künftige Bedürfnisse wird niedergefällt, was nur immer Geld wert ist“* (Brommer 1993).

3.3.1.2 Waldweide

Ein erheblicher Anteil an der fortschreitenden Degradierung der Wälder im 17. und 18. Jahrhundert ist der Waldweide zuzuschreiben (Abetz 1954), da zu den unmittelbaren Belastungen noch mittelfristige Auswirkungen kamen (Wilmanns 1984). Eine Abgrenzung der Weide gegen den Wald war vor 1833 nicht üblich (Eggers 1957), die Weidenutzung war überwiegend eine Waldweide (Stoll 1948). Das Vieh wurde in den bereits aufgelichteten, relativ grasreichen Wald getrieben, der zusätzlich geschweint wurde (Wegschlagen von Jungwuchs und Gestrüpp, wenn notwendig anschließende Verbrennung). Erst durch die badische Forstordnung von 1781 wurden Wald und Weide theoretisch getrennt, die praktische Umsetzung erfolgte mit dem 1. Badischen

Forstgesetz von 1833 (Müller 1948a). Vor der Trennung von Wald und Weide waren die Weideflächen nicht so kahl wie heute, sondern mehr oder weniger mit lichtem Wald bestockt (Stoll 1948). Bei der Trennung förderte die Regierung die Holznutzung auf den ausgewiesenen Weiden, um die Waldbestände zu schonen (Stoll 1948).

3.3.1.3 Brennholz und Bauholz

Die jährliche Versorgung des Hofes mit Brenn- und Nutzholz für die laufenden Unterhaltungszwecke zählte zu den stetigen Aufgaben des Waldes. Der außerordentliche Holzbedarf nach Brandereignissen oder zur sonstigen Neuerstellung von Gebäuden musste dagegen nur in unregelmäßigen Abständen vom Wald gedeckt werden. Generell wird davon ausgegangen, dass der Wald im geschlossenen Hofgütergebiet diesen Aufgaben besser gerecht werden konnte als im Realteilungsgebiet (Abetz 1949). Ein Schwarzwälder Haushalt verbrauchte im 18. Jahrhundert durchschnittlich 8,5 - 35 Festmeter Brennholz pro Jahr (Hasel 1985), der Holzbedarf pro Kopf war damals bis zu zehnmal höher als heute (Schmidt 2002a). Laut Brückner (1968) war zu jener Zeit ein Waldbesitz von 20 - 25 ha nötig, um den Brennholzbedarf eines Bauernhofs zu sichern. Erheblich war ebenfalls der Bauholzbedarf, für ein Schwarzwaldbauernhaus wurden bis zu 300 Festmeter angesetzt. Als Bauholz wurden laut Vorderösterreichischer Forstordnung von 1786 Eiche, Fichte, Tanne, Lärche und Kiefer verwendet, wobei meistens Fichte als Baustoff für Balken, Bretter, Schindeln und Weidezäune bevorzugt wurde (Brückner 1970).

3.3.1.4 Flößerei

Der Einfluss der gewerblichen Betriebe mit ihrem häufig großen Holzbedarf sowie der Holzhandel wirkten auf die Umgestaltung der Wälder gravierender und nachhaltiger ein als die landwirtschaftliche Besiedlung der Region (Brückner 1970). Die Flößerei war eine sehr häufig angewandte Methode, um Holz aus schlecht oder kaum erschlossenen Waldgebieten an den Bestimmungsort zu bringen. Da dies in der Regel sehr kostspielig war, wurden die dadurch erschlossenen Waldbereiche meist in Großkahlschlägen genutzt (Schaal 1991). Der Holländerholzhandel ist im Schwarzwald seit dem 17. Jahrhundert nachweisbar (Schmidt 2002a), spielte aber in Hinterzarten keine große Rolle, da aufgrund des geringen Ausbauzustands der Flüsse keine Langholzflößerei betrieben werden konnte. Im Gegensatz dazu kam hier der Wildflößerei eine wichtige Bedeutung zu.

Holzversorgung der Stadt Freiburg

Die Wildflößerei (Trift) war in der Vergangenheit für die Holzbedarfsdeckung von Freiburg von entscheidender Bedeutung. Unter Trift versteht man entsprechend Fabricius (1949): *„diejenige Verbringungsweise des Holzes, bei der es in einzelnen Stücken in das Triftwasser gebracht und von diesem bis an seinen Bestimmungsort fortgetragen wird“*.

Im 18. Jahrhundert konnte die Brennholzversorgung der Stadt Freiburg nicht mehr durch deren Stadtwälder sichergestellt werden. Bedingt durch die Zerstörungen durch den Dreißigjährigen Krieg war ein Holzzukauf von fremden Waldbesitzern notwendig, woraufhin es zu umfangreichen Holzlieferungen aus dem Schwarzwald kam (Schaal 1991). Diese stammten aus den Wäldern des Feldberggebietes, aber auch aus dem Schauinslandgebiet, von wo bis zum Dreißigjährigen Krieg über die Dreisam und den Bohrerbach etwa zwei Drittel des Brennholzes für Freiburg herangeschafft

wurden (Scheifele 2004). Der Höhepunkt der Trift lag im Frühjahr, da zu dieser Zeit durch die Schneeschmelze das meiste Wasser zur Verfügung stand. Die Dreisam wurde ab 1601 als Triftstrasse ausgebaut, neben Brennholz wurde zusätzlich Bau- und Schnittholz befördert. Im Zuge der Belieferung Freiburgs entstanden zahlreiche Bauernsägen. Um 1800 existierten 6 Holzsägewerke in Hinterzarten (Fischer 1959, Brommer 1993). Der Freiherr von Sickingen, dem ebenfalls Wälder auf der Gemarkung von Hinterzarten gehörten, lieferte aufgrund eines Floßholzvertrages („Floß Contract“) seit 1758 Holz nach Freiburg. Obwohl dieser Vertrag Holzlieferungen für 24 Jahre sicherstellen sollte, musste Sickingen bereits 1768 aus seinen Vertragspflichten entlassen werden, da sich in seinen Waldungen kein schlagbares Holz mehr befand (Schaal 1991). Entsprechend den Akten des Forstamtes Freiburg soll die ganze Sickingische Sommerseite zwischen 1760 und 1770 abgeholzt und teils vor Ort verkohlt, teils getriftet worden sein (Vetter 1982).

3.3.1.5 Das Eisenwerk in Eberfingen

Die Hüttenwerke mit ihrem enormen Holzverbrauch stellten eine einträgliche Holznutzung dar, weshalb die Waldnutzung für den Hüttenbetrieb allen anderen Verwendungszwecken vorangestellt wurde (Brückner 1970). Die Sickingischen Wälder lieferten große Mengen Holz an das Eisenwerk in Eberfingen (Brückner 1968); zwischen 1706 und 1733 jährlich ungefähr 35 000 Festmeter (fm) und anschließend zwischen 1733 und 1749 rund 32 000 fm (Schmidt 2002a).

Das Eisenwerk Eberfingen lag an der Wutach östlich des Schwarzwaldes bei Stühlingen und war das erste Eisenwerk am Hochrhein, das gezwungen durch einen zunehmenden Holzbedarf die Wälder bis tief in die damals noch relativ unberührten Gebirgswaldungen hinein zu erschließen begann. Nachdem die Holzvorräte im Wutach- und Haslachgebiet erschöpft waren, dienten die Wälder im Feldberggebiet als Holzlieferant. Mit der Floßbarmachung der vom Feldberg herabkommenden Bäche (insbesondere der Gutach-Wutach) war ein Transportweg geschaffen, der es erlaubte, diese Waldungen zu erschließen. Ende des 17. Jahrhunderts wurden erste Vorkehrungen *„wegen Aufbaum einer Claußen, und Auflözung des Holzes auf dem Feldbergsee“* nach Eberfingen getroffen, im Zuge dessen 1684 *„eine Klausen in dem Ditisee gebauen worden war“* (Vertrag zwischen der Fürstenbergischen Herrschaft und Baron Sickingen von 1685, zitiert in Stoll 1948). Von 1685 bis 1706 lieferten die rechts des Seebachs gelegenen Fürstenbergischen Wälder (vom Titisee bis zum Feldberg) Scheitholz an das Fürstenbergische Bergwerk Eberfingen (Brückner 1968). Die Flößerei auf dem Seebach ist wahrscheinlich bis Anfang des 18. Jahrhunderts betrieben worden, danach waren die Holzvorräte in den fürstenbergischen Waldbeständen so weit erschöpft, dass weitere Quellen erschlossen werden mussten (Stoll 1948). 1705 kam es zu einem Holzlieferungsvertrag zwischen dem Baron von Sickingen und Fürstenberg-Stühlingen. Die von Sickingen dem Hüttenwerk überlassenen Waldungen lagen links des Seebachs, wobei vertraglich die stammweise Nutzung von Bäumen mit über 90 cm Stockdurchmesser geregelt war (Brückner 1968). Das Holz wurde mithilfe von Stauhaltungen (Klausen) geflößt. Dazu wurden 1715 am Goldersbach und 1717 am Sägebach weitere Klaußen errichtet (Vetter 1982). Die Sickingischen Wälder waren 1733 weitgehend erschöpft, kleinere Hiebe fanden allerdings noch bis 1750 statt.

1750 fand eine Erhebung des noch verfügbaren Holzes im Seebachtal statt, was circa 2 000 Klafter in den Sickingischen Waldungen an der Bruderhalde und am Feldsee sowie 3 000 Klafter bei dessen Untertanen Braxmayer (*„Der Barthle Braxmayer hat das schönste Harte, und Thannen-Holz.“*, zitiert in Brückner 1970) und weitere 2 000 Klafter bei Imberi ergab. Ein vorderösterreichisches Klafter entspricht rund 3,7 heutigen Festmetern Holz. Für die fürstlichen Waldungen wurde dokumentiert, dass diese *„am Feldsee anoch bey 1 000 Klafter eigenes Holz hätten, und ... die zwischen dem Feldt- und Dittisee ligende Waldung die Wanne genannth, worinen ganz gewiß 4 000 Klafter zu bekommen, abholzen zu lassen“* (FF-Archiv: Amt Neustadt. Forest. 5. Vol. XVII., 18.7.1750, zitiert in Brückner 1970). Dieses Holz wurde im letzten Jahrzehnt des Eisenwerkes nach Eberfingen geliefert und dort verkohlt (Brückner 1968), bevor 1761 die Produktion aufgrund von Holzmangel eingestellt werden musste (Schmidt 2002a).

3.3.1.6 Köhlerei

Holzkohle wurde einerseits auf den Werksgeländen der Eisenwerke hergestellt, andererseits fand in steigendem Maß ein Köhlerbetrieb direkt in den Wäldern statt, insbesondere dort, wo die Möglichkeit der Beförderung des Holzes auf dem Wasserweg nicht gegeben war. Durch die Verkohlung konnte das Gewicht auf ein Viertel bis ein Fünftel des ursprünglichen Holzgewichtes reduziert werden, wodurch es leichter zu transportieren war, was wiederum die Nutzung unaufgeschlossener und abgelegener Waldgebiete ermöglichte. Um 1800 lebten vier „Köhler“ in Hinterzarten, die mithilfe von 20 Meilern jährlich 700 Klafter Holz verkohlten (Brommer 1993). Insgesamt sind mehr als 100 alte Meilerplätze auf der Gemarkungsfläche von Hinterzarten bekannt (Ludemann 1999). Im Bereich des Säge- und Goldersbachs und in der Bruderhalde lassen die zahlreichen Kohlplatten darauf schließen, dass die Holzvorräte zum großen Teil bereits im Walde verkohlt wurden.

3.3.2 Sonstige Waldnutzungen

Streunutzung spielte im Gebiet von Hinterzarten keine große Rolle, da der vergleichsweise hohe Anteil an Grünland eine ausreichende Futtergrundlage bildete. Gleichzeitig bestand aufgrund des relativ geringen Umfangs an Äckern keine Notwendigkeit zur Streckung des organischen Düngers durch vermehrte Einstreu (Abetz 1955). Ebenso waren Nebennutzungen wie Aschebrennen, Harzen, Viehauftrieb und Laubstreusammeln oder die Holzgewinnung zum Schnefeln von keiner großen Bedeutung (Wernet 1951).

3.3.3 Waldaufbau

Um 1800 war laut Pfarrer Zahn der Großteil der Waldung von Hinterzarten so *„ausgehauen, dass die Nachkommen den Mangel an regelmäßiger Waldkultur schwer empfinden werden“* (Brommer 1993). 1808 wurden die großen Sickingischen Waldungen am Rinken (278 ha) vom badischen Staat gekauft (Brommer 1993), sie bilden den Grundstock der Staatswaldungen. Dieser Flächenerwerb markiert den Beginn einer gezielten Aufforstungspolitik (Stoll 1948), ab 1830 setzte eine gezielte Erwerbspolitik des Großherzoglichen Badischen Domänenärars ein. Ziel war unter anderem die Behebung bereits entstandener Waldverwüstungen. Holzhändler aus dem Elsass hatten im Südschwarzwald vielfach zwangsversteigerte Hofgüter aufgekauft, um die dortigen Waldungen möglichst rasch abzuholzen und zu verwerten (Vetter 1982).

Zwischen 1841 und 1886 wurden im Gebiet Hinterzarten zahlreiche abgegangene Hofgüter vom Staat aufgekauft und weitgehend mit Fichte aufgeforstet, was zu einer Zunahme der Waldfläche um 602 ha in dieser Zeitspanne führte (Mohr & Schröder 1997). Zusätzlich unterstellte das 1. Badische Forstgesetz von 1833 alle Waldungen der staatlichen Oberaufsicht und legte in §9 fest, dass die Bestände so zu bewirtschaften seien, „dass mittels des Abtriebs der haubaren Bestände ohne Zeitverlust vollkommen junge Waldungen gezogen werden“ (Hasel 1953). Weiterhin wurden Regeln hinsichtlich Bewirtschaftungsformen wie Rodung, Wiederaufforstung und Kahlschlag oder der Teilbarkeit von Grundstücken festgelegt (Abetz 1949). Aufgrund der Reglementierungen entwickelte sich der Waldanteil in der Gemarkung Hinterzarten in den letzten 230 Jahren folgendermaßen:

Tabelle 3-1: Waldfläche [%] innerhalb der Gemarkung von Hinterzarten zwischen 1772 und 2005 (Interpretation historischer Karten, Luftbilder und Orthofotos, Mohr & Schröder 1997, Gemeindeverwaltung Hinterzarten 2001, Gemeindeverwaltung Hinterzarten 2006, in Lit.).

Jahr	1772	1810	1899	1937	1951	1961	1989	2001	2005
Waldanteil in %	22	25	52	58	55	65	73	71	74

3.3.4 Waldverteilung und Waldzusammensetzung

Als natürliche Waldgesellschaften werden im östlichen Feldberggebiet montane Tannen-Buchenwälder mit Fichtenvorkommen (Luzulo-Fagetum mit *Picea abies*) sowie in der hochmontanen Stufe Tannen-Fichten-Buchenwälder (Luzulo-Abietetum), örtlich auch mit Bergahorn (Aceri-Fagetum), angenommen (Schlenker & Müller 1978, Hübner & Mühlhäuser 1987, Aldinger et al. 1998, Gauer & Aldinger 2005, Ludemann et al. 2007). In den höheren Lagen gilt die Buche aufgrund des Klimas als konkurrenzschwächer bei gleichzeitig ansteigender Überlegenheit der Nadelbäume, so dass auch der Fichte ein höherer Anteil an der natürlichen Bestockung zugeschrieben wird. Allgemein akzeptiert ist neben dem Vorkommen von natürlichen Fichtenwäldern an Sonderstandorten, wie Mooren, Blockhalden und Felsen, auch die Zunahme des natürlichen Fichtenanteils mit steigender Höhe. Während in früheren Veröffentlichungen die Ausbildung einer potenziellen Fichtenstufe in den höchsten Lagen des Feldbergs eher abgelehnt wurde (z. B. Aichinger 1937, Bartsch & Bartsch-Schumacher 1940), finden sich in aktuelleren Publikationen vorwiegend Befürworter dieser Theorie (Lang 1973, 2005, Oberdorfer 1982b, Ludemann & Britsch 1997, Ludemann 2003, 2006b). Müller (1948a) vertritt die Auffassung, dass vor der Weidenutzung ein Mischwald bis auf die Feldbergkuppe reichte, in welchem die Fichte in den oberen Lagen die Vorherrschaft hatte. Zudem seien im Gebiet der geschlossenen Hofgüter Tannen und Mischbestände vorherrschend gewesen, während sich die Dominanz der Fichte auf das Gebiet der Realteilung konzentrierte (Müller 1948a). Die Postulierung einer deutlichen Fichtenwaldstufe am Feldberg wird zumeist auf pollenanalytische und holzkohleanalytische Untersuchungen gestützt (Lang 1973, Ludemann 2003, 2006), bei denen die ansonsten nur geringfügig vertretene Fichte in den Hochlagen des südlichen Schwarzwaldes zunimmt (Ludemann 1994a). Ebenso werden von Oberdorfer (1982b) fehlende floristische Belege dafür, dass es sich bei den Luzulo-Abieteten um Sekundär-Gesellschaften handelt, die sich wieder zu artenreichen Aceri-Fageten entwickeln, angeführt, um von einer Fichtenwaldstufe am Feldberg auszugehen. Letztendlich

handelt es sich bei dieser Diskussion aber um Hypothesen, da endgültige Belege fehlen.

Die nördlich des Titisees in der Gemarkung Breitnau gelegene Weißtannenhöhe wird 1768 folgendermaßen beschrieben: „*Es sind lauter hoch und geradstämmige, theils Tannen, theils Buchen*“ (GLA Karlsruhe, Abt. 79, Nr. 462, zitiert in Brückner 1970). Beschreibungen von 1780 geben wieder, dass die ehemals für die Belieferung des Eisenwerkes in Eberfingen abgeholzten Flächen wieder Mischholz trugen, auch 1859 waren diese Flächen (westlich des Caritasheimes über den Feldberger Hof zum Feldsee und bis zum Sägebach) mit über 50 % Buche bestanden (Brückner 1968). Taxationsunterlagen, die für das Feldberggebiet ab 1801 vorliegen, weisen hohe Buchen- und Tannenprozentage aus. Auch Bühler beschreibt für den Schwarzwald 1831, dass sich dieser „*durch den dominierenden Bestand der edelsten Nadelholzart, der Weißtanne, auszeichnet.*“

Erste Veränderungen in der Baumartenzusammensetzung wurden für den gesamten Schwarzwald bereits im 16. Jahrhundert beschrieben (Brückner 1968), die stärksten Eingriffe und Einschläge in den Wald sind aber für das 18. Jahrhundert dokumentiert (Ludemann 1994a). Laut Fischer (1959) führte diese fast unvorstellbare Nutzung, die mit der völligen Entwaldung vieler Schwarzwaldberge endete, auch zu einer weitgehenden Veränderung des natürlichen Waldbildes, da im Zuge des Waldaufbaus und der Aufgabe landwirtschaftlicher Nutzflächen neben der Fichte auch andere nicht standortheimische Baumarten wie Kiefer oder Lärchen gefördert wurden (Ludemann 1994a). Bis ins 19. Jahrhundert gingen die Waldbestände im Feldberggebiet überwiegend aus Naturverjüngung hervor (Brückner 1968), es wurde nur kultiviert, wenn die natürliche Verjüngung ausblieb (Brückner 1984). Die heute vielerorts anzutreffenden Fichtenreinbestände verdanken ihre Entstehung in vielen Fällen der Aufforstung ehemaliger Weid- oder Reutflächen (Brückner 1968). Die konsequente Aufforstungspolitik der Freiflächen führte zu einer Verschiebung in der Baumartenzusammensetzung. Anstelle der Weidfelder oder Laub- und Mischwälder entstanden vielerorts Fichtenreinkulturen.

Laut Mohr & Schröder (1997) stammt der größte Teil des Waldzuwachses im Untersuchungsgebiet aus natürlichem Aufwuchs, Aufforstungen fanden sich vorwiegend im Privatwald. Die Fichte ist als Pionier-Holzart bei der Samenausbreitung gegenüber der Buche bei der Wiederbesiedlung aufgelassener Flächen im Vorteil (Oberdorfer 1982b), zudem gab es bedingt durch die Waldnutzung kaum noch Buchen, von denen die Wiederbesiedlung hätte ausgehen können. Der Revisionsbericht der Fürstlichen Fürstenbergischen Forstei Lenzkirch stellte 1890 fest: „*Bemerkenswert ist die Raschheit und Leichtigkeit, mit welcher die Fichte überall auf den Berg- und Weidfeldern anfliegt und gedeiht, nicht allein in den niedrigen und geschützten Lagen, sondern auch auf den freiliegenden Bergrücken bis auf die Höhe des Feldbergwaldes am Fuße des Seebuck.*“ (Brückner 1970).

Das heutige Waldbild im Südschwarzwald setzt sich aus Fichte, Tanne und Buche zusammen. Um 1950 wurde der Wald in Hinterzarten aus 92 % Fichten, 5 % Buchen und 2 % Tannen aufgebaut (Stoll 1948). Die Fichten stocken vorwiegend auf den Winterseiten der Täler sowie in Lagen über 1 200 m ü. NN und bedecken weite Bereiche der Osthälfte des Gebirgsstocks. Die Tanne findet bei 1 200 m ü. NN auf der Süd- und Ostseite und bei 1 300 m ü. NN auf der Westseite ihre Verbreitungsgrenze

(Müller 1939). In den vergangenen 50 Jahren ist der Fichtenanteil aufgrund sich ändernder forstlicher Managementstrategien etwas zurückgegangen, derzeit bilden die Fichten circa 86 % der Wälder in Hinterzarten, gefolgt von der Buche und der Tanne, die jeweils etwa 6 % der Fläche einnehmen. Der Ahorn und die Kiefer spielen mit ungefähr jeweils 1 % Flächenanteil nur eine untergeordnete Rolle.

4 Material und Methoden

4.1 Rahmen der Untersuchung

Mithilfe historischer und aktueller Kartenwerke werden für die derzeit bewaldeten Flächen innerhalb der Gemarkung von Hinterzarten auf Landschaftsebene flächen-deckend verschiedene Nutzungskategorien festgelegt. Um diese auf floristische und boden-chemische Unterschiede zu überprüfen, werden exemplarisch 161 Untersuchungsflächen ausgewählt, auf denen die Vegetation in ihrer Artenzusammensetzung sowie verschiedene Standortparameter erfasst werden.

Unter dem Begriff Wald wird in dieser Arbeit die unter §2, Abs. 1 des Bundeswaldgesetzes formulierte Definition verstanden (Gesetz zur Erhaltung des Waldes und zur Förderung der Forstwirtschaft in der Fassung vom 31.10.2006). Demnach ist Wald *„jede mit Forstpflanzen bestockte Grundfläche. Als Wald gelten auch kahlgeschlagene oder verlichtete Grundflächen, Waldwege, Waldeinteilungs- und Sicherungstreifen, Waldblößen und Lichtungen, Waldwiesen, Wildäusungsplätze, Holzlagerplätze sowie weitere mit dem Wald verbundene und ihm dienende Flächen.“*

4.1.1 Historische und aktuelle Kartenwerke und Luftbilder

Durch die Analyse und Interpretation von Kartenwerken aus unterschiedlichen Jahren ist es möglich, die zeitliche Entwicklung beziehungsweise Veränderungen in der Landnutzung eines Gebietes zu erfassen. Der Informationsgehalt einzelner Karten kann sehr unterschiedlich sein, so beeinflussen beispielsweise der Maßstab oder die Qualität der Darstellung den Erkenntnisgewinn sowie die Interpretierbarkeit. Die Auswertung von ausgewähltem historischen Kartenmaterial ermöglicht nicht die Erfassung der Landnutzung über den kompletten betrachteten Zeitraum. So können über die Nutzung zwischen den Momentaufnahmen der historischen Karten keine gesicherten Aussagen getroffen werden.

4.1.1.1 Kartenmaterial

Um die Nutzungsverhältnisse im Untersuchungsgebiet über einen möglichst langen Zeitraum rekonstruieren zu können, werden die im Generallandesarchiv Karlsruhe (GLA) verfügbaren historischen Karten aus der Region um Hinterzarten gesichtet und auf ihre Auswertbarkeit überprüft. Die älteste flächendeckende Karte der Gemarkung Hinterzarten, die für die Landnutzungsanalyse interpretiert wird, stammt aus dem Jahre 1772 und wurde von dem Geometer Franz Joseph Keller im Zuge der Josephinischen Landesvermessung, die damals flächendeckend für die Gebiete unter österreichischer Landeshoheit vorgenommen wurde, hergestellt (GLA Karlsruhe, H-Hinterstraß/1, Maßstab 1:10 000, Salaba & Schenk 2001). Abbildung 4-1 zeigt einen Ausschnitt der Kellerschen Karte aus dem nordwestlichen Untersuchungsgebiet.



Abbildung 4-1: Ausschnitt der Kellerschen Karte der Gemarkung Hinterzarten von 1772 (Maßstab 1:10 000, GLA Karlsruhe, H-Hinterstraß/1).

Die Kellersche Karte ist sehr detailreich, so sind beispielsweise Waldflächen mit verschiedenen Dichte- oder Baumsignaturen dargestellt und auch Kahlschläge sind durch gesonderte Signaturen gekennzeichnet (siehe Abbildung 4-1). Die Abgrenzung und Deutung der Signaturen und damit der ehemaligen Landnutzung beziehungsweise Nutzungsintensität ist aufgrund des Fehlens einer Legende subjektiven Einschätzungen unterlegen. Liehl (1997, 2000) hat auf Grundlage der Kellerschen Karte für jedes Hofgut eine flächenbezogene Auswertung der verschiedenen Signaturen vorgenommen. Diese unveröffentlichten Aufzeichnungen ersetzen nicht die eigene Interpretation der Karte, können jedoch hilfreiche Anregungen geben. Die Kellersche Karte ist in ihrer grafischen Darstellung kaum verzerrt. Lediglich im südwestlichen Kartenteil, im Bereich des Anstiegs zum Feldberg, sind leichte Verzerrungen zu vermerken. Durch eine getrennte Georeferenzierung für jedes Viertel der Karte können kleinere Lageungenauigkeiten weitestgehend ausgeglichen werden. Es ist ohne Probleme möglich, die Karte in ein Geografisches Informationssystem (GIS) zu überführen und die Informationen nach der Digitalisierung dort weiter zu verarbeiten.

Die badischen Gemarkungspläne 1:10 000 (Salaba & Schenk 2001) wurden für Hinterzarten 1899 fertig gestellt und ermöglichen aufgrund ihrer Lagegenauigkeit und der Darstellung der unterschiedlichen Nutzungsformen eine flächendeckende Analyse der Landbewirtschaftung zu dieser Zeit. Abbildung 4-2 gibt einen nordwestlichen Ausschnitt des Gemarkungsplanes von 1899 wieder. Die Legende des Gemarkungsplanes weist folgende Nutzungstypen aus: Gebäude, Hausgärten und Gartenland, Ackerland, Wiesen und Grasland, Weide und Reutfeld, Wald sowie Oedung. Der Gemarkungsplan wird ebenfalls in ein GIS integriert, digitalisiert und verarbeitet.

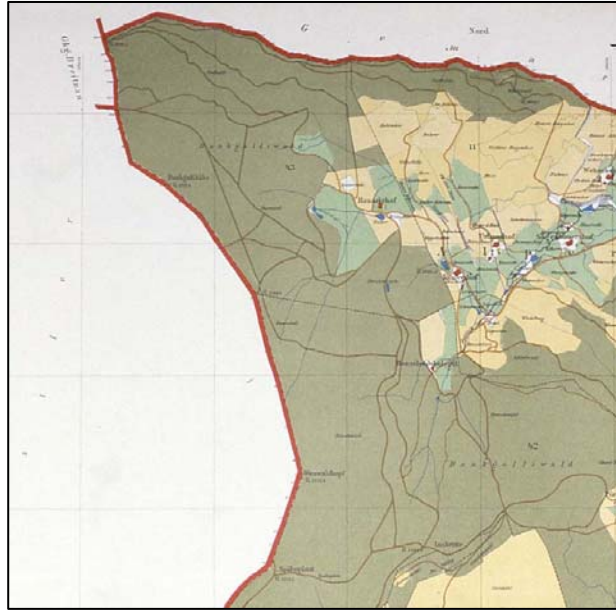


Abbildung 4-2: Ausschnitt des Gemarkungsplanes von Hinterzarten aus dem Jahr 1899 (Maßstab 1:10 000, GLA Karlsruhe, H-Hinterzarten/2-3a).

Neben den flächendeckenden historischen Karten existieren im GLA zahlreiche Detailpläne. Ein Großteil davon zeigt großmaßstäblich ein oder einige wenige Hofgüter. Ein Teil dieser Karten ist zur Berechnung des Wertes einzelner Hofgüter angefertigt wurden, als diese aufgegeben und verkauft wurden. Dazu gehört auch der 1853 aufgegebene Rufenhof, dessen Plan Abbildung 4-3 zeigt. Diese Karten sind aufgrund ihrer sehr detaillierten Darstellung, meist verbunden mit einer flächengenauen Auflistung der verschiedenen Nutzungen, für eine Landnutzungsanalyse sehr gut geeignet und können die Informationen aus der Kellerschen Karte und dem Gemarkungsplan konkretisieren. Dazu werden diese ebenfalls in ein GIS überführt, digitalisiert und ausgewertet. Im Rahmen dieser Arbeit werden folgende Detailpläne berücksichtigt:

- Plan über den Rufen-Hof, Gemarkung Hinterzarten vom August 1853, angefertigt durch Geometer Weiss,
- Geometrischer Plan über den Batzenwald vom Juli 1813, angefertigt durch Joseph Brotz,
- Karte über das von Gaylingische Hofgut im Allpirsbach vom Juli 1818, Geometer nicht bekannt,
- Original-Plan über das Hof-Domainen-Gut Ospele-Hof auf Hinterzarter Gemarkung von 1842, angefertigt durch Geometer Weiss,
- Plan über den Imbernhof in Gemarkung Hinterzarten im Amtsbezirk Freiburg von 1840, angefertigt durch Eberle,
- Plan über die Büstenhof-Wiesen Gemarkung Hinterzarten von 1847, angefertigt durch Dreuttel,
- Grundriß über das von Hoher Landesherrschaft an die Weidberechtigten Rinken-Bewohner Joseph Albrecht, Bardolomä Kirner und Andreas Klingele abgetretenen Weidfeldes vom September 1832, angefertigt durch Bentler und
- Grundriss von dem Parrwiddum in der Zarten vom 22. Okt. 1810, angefertigt durch den Pfarrer Vinc. Zahn.

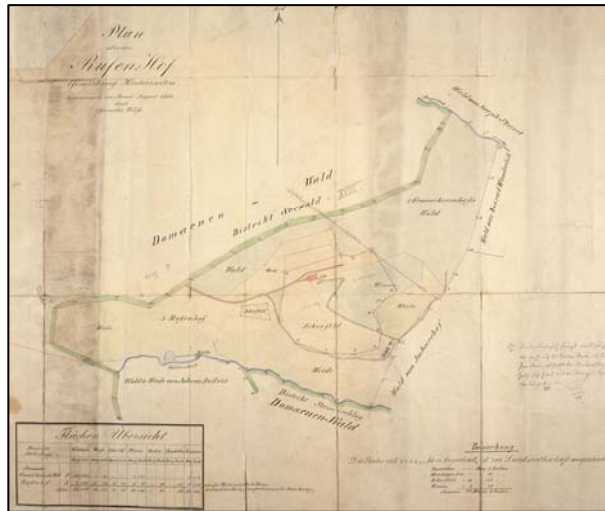


Abbildung 4-3: Plan über den Rufen-Hof, Gemarkung Hinterzarten vom August 1853, angefertigt durch Geometer Weiss (GLA Karlsruhe, H-Hinterzarten/4).

4.1.1.2 Luftbilder

Die vom Landesvermessungsamt Baden-Württemberg bezogenen Luftbilder der Gemarkung Hinterzarten umfassen neben aktuellen Orthofotos verschiedene historische Luftbilder, die in unterschiedlichen zeitlichen Abständen aufgenommen wurden und sich hinsichtlich ihrer optischen Qualität unterscheiden. Für die Erfassung des Landnutzungswandels werden neben den ältesten verfügbaren Luftbildern vom März 1936, die allerdings nur den südlichen Teil des Untersuchungsgebiets abdecken, auch die aktuellsten Orthophotos aus dem Jahr 2001 ausgewählt, die das gesamte Untersuchungsgebiet zeigen. Weiterhin werden die Luftbilder der Befliegungen von 1951, 1968 und 1990/91 berücksichtigt, um möglichst detailliert die Nutzungsgeschichte der Untersuchungsflächen nachvollziehen zu können. Die historischen Luftbilder müssen vor der Einbindung in ein GIS manuell georeferenziert werden, was mit einer echten Orthorektifizierung wie im Falle der aktuellen Orthofotos nicht gleichzusetzen ist. Die Interpretation der Luftbilder erfolgt innerhalb der einzelnen Zeitschnitte, das Ergebnis ist ein zusammenhängendes Bild für das jeweilige Flugjahr. Auf den Luftbildern von 1951 verdecken Wolken eine circa 20 ha große Fläche östlich des Rinken. Diese Informationslücke wird mithilfe der Topographischen Karte 1:25 000 aus dem Jahr 1957 geschlossen, in welcher die Fläche als Wald verzeichnet ist.

4.1.2 Rekonstruktion der Nutzungsgeschichte

Eine Untersuchung der Nutzungsgeschichte erfordert eine Klassifizierung und Abgrenzung verschiedener Nutzungstypen. Durch einen Vergleich verschiedener Kartenwerke können je nach Alter und Anzahl der Kartenwerke lange Zeitreihen erstellt werden, die Kontinuität oder Veränderungen der Landnutzung dokumentieren.

Mithilfe der aktuellen Orthophotos ist eine lagegenaue und parzellenscharfe Abgrenzung und Identifizierung der gegenwärtigen Landnutzung möglich. Gleiches gilt für die Luftbilder der Jahre 1936, 1951, 1968 und 1990/91, die das jeweilige damalige Nutzungsmosaik widerspiegeln. Die Einteilung der Nutzungstypen wird für die analogen Luftbilder, die digitalen Orthophotos und die Kellersche Karte (1772)

aufgrund des Fehlens von Legenden selbst vorgenommen, orientiert sich aber weitgehend an der Nutzungsklassifikation der Gemarkungspläne 1:10 000 von 1899, die nicht weiter verfeinert werden konnte. Demnach erfolgt eine Unterscheidung der Landnutzung in die Klassen Gebäude & Verkehrsflächen, Ackerland, Weide & Reutfeld, Wiese & Grasland sowie Wald. Auf den Luftbildern aus den Jahren 1951 und 2001 kann nicht zwischen Acker, Weide & Reutfeld und Wiese & Grasland unterschieden werden, was in der Zusammenfassung der verschiedenen Grünlandnutzungen in der Kategorie Grünland oder Schlagfläche beziehungsweise Grünland resultiert.

Die Interpretation und Analyse der Landnutzung des Gebietes wird anhand der oben genannten 7 Momentaufnahmen durchgeführt. Eine flächendeckende Festlegung der Nutzungstypen erfolgt für die Kellersche Karte von 1772 (Maßstab 1:10 000), den Gemarkungsplan von 1899 (Maßstab 1:10 000) sowie die Luftbilder und Orthophotos der Jahrgänge 1951 und 2001.

Die sich aus den selbst vorgenommenen Georeferenzierungen ergebenden Lageungenauigkeiten von Flächen im GIS können durch zusätzlichen Interpretationsaufwand überwunden werden. Die unterschiedliche Detailgenauigkeit der historischen Karten führt bei der Zusammenführung der verschiedenen Zeitpunkte zum Verlust einiger Informationen aus dem Jahr 1772, was jedoch im Hinblick auf die verwendeten Nutzungstypen akzeptabel ist.

4.1.3 Festlegung der Nutzungskategorien

Die gewählte Unterteilung der Nutzungstypen kann nicht feiner sein als die größte Einteilung in einer der verwendeten Grundlagen. Im Rahmen dieser Untersuchung weist der Gemarkungsplan von 1899 die größten Einheiten auf, so dass dessen Nutzungskategorien (Siedlungs- und Verkehrsfläche, Gewässer, Wald, Weid- & Reutfeld, Wiese, Acker) als Grundlage für die Auswertung der weiteren Materialien übernommen wird.

Aufgrund der Annahme, dass der maximale Entwaldungsgrad der Region für das Ende des 18. Jahrhunderts anzusetzen ist (Hausrath 1938, Schmidt 1989, Ludemann 1994a), sind einige Nutzungsänderungen wie beispielsweise der Umbruch von Wald in Ackerland nach 1772 als unwahrscheinlich anzusehen. Bedingt durch die in Hinterzarten praktizierte Wechselfeldwirtschaft, was einen häufigen räumlichen Wechsel von Feldbau und Graslandnutzung bedeutete, werden die dieser Arbeit zugrunde liegenden Landnutzungstypen nicht ausschließlich an der Art der Landnutzung ausgerichtet, sondern zu größeren Kategorien zusammengefasst. So werden die ehemals als Äcker oder Wiesen bewirtschafteten Flächen zu einer Landnutzungskategorie vereinigt, ebenso die als Reutfeld oder Weide genutzten Flächen. Aus der ehemaligen Art der Landnutzung und aus der Bestockungsdauer der heutigen Waldflächen ergeben sich die fünf in Abbildung 4-4 dargestellten Landnutzungskategorien. Die Verteilung dieser Nutzungskategorien im Untersuchungsgebiet ist in Karte 5-5 abgebildet.

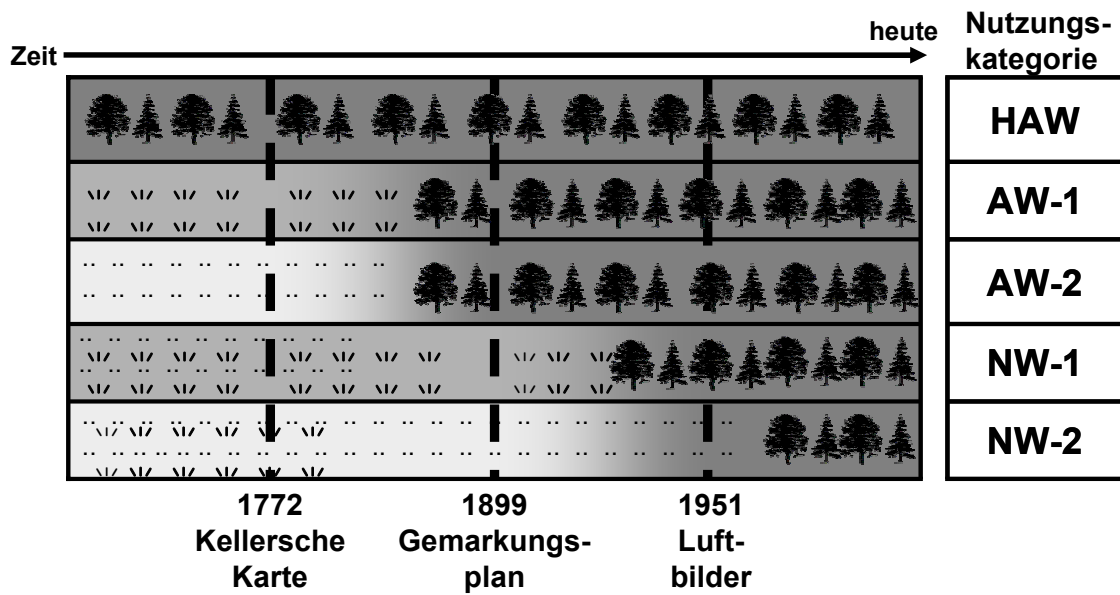


Abbildung 4-4: Landnutzungskategorien basierend auf der Nutzungsgeschichte der heutigen Waldflächen. HAW = historisch alter Wald; AW-1 = alter Wald, ehemals Weide oder Reutfeld; AW-2 = alter Wald, ehemals Acker oder Wiese; NW-1 = neuer Wald, ehemals Weide oder Reutfeld; NW-2 = neuer Wald, ehemals Acker oder Wiese. = Wald, „ = Weide / Reutfeld, .. = Acker / Wiese.

Als historisch alte Wälder (HAW) werden diejenigen Waldflächen bezeichnet, die seit mindestens dem Jahr 1772 (Kellersche Karte) mit Wald bestanden sind. Diese Einteilung übernimmt die in Deutschland verbreitete Definition für historisch alte Wälder von Wulf (1994): „Historisch alte Wälder sind Wälder auf Waldstandorten, die nach Hinweisen aus historischen Karten, Bestandsbeschreibungen oder aufgrund sonstiger Indizien mindestens seit mehreren hundert Jahren kontinuierlich Wald waren.“ Der Begriff wird unabhängig von der Naturnähe oder dem Bewaldungsgrad einer Fläche eingesetzt, es zählt lediglich die kontinuierliche Bestockung, wobei deren Ausmaß nicht exakt festgelegt ist.

Die in dieser Arbeit als alte Wälder (AW) bezeichneten Flächen sind zwischen den Jahren 1772 und 1899 auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen entstanden. Ob es sich dabei um natürliche Wiederbewaldung oder gezielte Aufforstungen handelt, ist nicht relevant. Die Bezeichnung AW-1 beschreibt diejenigen Flächen, die früher als Weiden oder Reutfeld genutzt wurden. Dagegen stellen die Wälder der Kategorie AW-2 die ehemals als Äcker oder Wiesen bewirtschafteten Flächen dar.

Eine dritte Zeitspanne wird durch die Bezeichnung neue Wälder (NW) beschrieben. Hierbei handelt es sich um Waldflächen, die nach dem Jahr 1899 auf zuvor Nicht-Waldflächen entstanden sind. Ehemalige Weiden oder Reutfelder sind in der Kategorie NW-1 zusammengefasst, ehemalige Acker- und Wiesenflächen bilden die Kategorie NW-2. Die Flächen der Nutzungskategorie NW-1 sind seit mindestens 55 Jahren mit Wald bestanden. Für die Nutzungskategorie NW-2 war es nicht möglich, ausreichend Flächen zu finden, die bereits 1951 bewaldet waren, so dass die Kriterien für diese Nutzungskategorie ausgeweitet werden und diese auch nach 1951 entstanden sein können.

4.1.4 Auswahl der Untersuchungsflächen

Die Stratifizierung der heutigen Waldflächen in der Gemarkung von Hinterzarten entsprechend der ermittelten Nutzungskategorien stellt die Grundlage für die Verteilung der Probeflächen zur Ermittlung der Vegetationszusammensetzung innerhalb der gebildeten Nutzungskategorien dar.

Die Erfassung der Vegetation in ihrer Artenzusammensetzung erfolgt auf Plotebene in Untersuchungsflächen, im Gegensatz zur Erfassung der Nutzungstypen, die auf Landschaftsebene durchgeführt wird. Um von Einzelflächen (Plots) gewonnene Erkenntnisse auf eine Fläche übertragen zu können, müssen diese entsprechend verteilt sein. Innerhalb der einzelnen Nutzungskategorien werden die Plots mithilfe eines Skripts in ArcGIS 9 zufällig verteilt. Bei der Prozedur ist es möglich, sowohl die Abstände zwischen den Probepunkten als auch deren Abstand zur Flächengrenze festzulegen. Dies dient der Vermeidung einer unmittelbaren Nachbarschaft zweier Probeflächen und einer Minimierung von Randeinflüssen (Abstand zu Waldwegen, Lichtungen usw. mindestens 20 m). Die Anzahl der Untersuchungsflächen je Nutzungskategorie ist Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Tabelle 4-1: Anzahl der Untersuchungsflächen [n] je Nutzungskategorie.

Nutzungskategorie	Abkürzung	Anzahl der Untersuchungsflächen
historisch alter Wald	HAW	36
alter Wald, vor 1899 Weide oder Reutfeld	AW-1	28
alter Wald, vor 1899 Acker oder Wiese	AW-2	48
neuer Wald, vor 1951 Weide oder Reutfeld	NW-1	25
neuer Wald, vor 2001 Acker oder Wiese	NW-2	24

Die Gauß-Krüger-Koordinaten sowie die Höhenlage der einzelnen Untersuchungsflächen ist Tabelle-A 2 im Anhang zu entnehmen. Die Untersuchungsflächen weisen ein geschachteltes Design auf. Die mittels Zufallsverteilung ausgewählten Koordinaten stellen jeweils den Mittelpunkt einer 12,5 x 12,5 m großen quadratischen Untersuchungsfläche dar. Auf dieser werden die in Kapitel 4.3 aufgeführten Standortparameter und die Baumstruktur erfasst. In der Mitte der Untersuchungsfläche wird auf 10 x 10 m die Vegetation aufgenommen. Die Moosflora wird auf den zentralen 2,5 x 2,5 m erhoben. Die Lage der 161 Untersuchungsflächen ist in Karte 5-5 abgebildet.

4.2 Vegetation

4.2.1 Erfassung der Vegetation

Zwischen Juni 2005 und August 2006 wurden neben der Erhebung ausgewählter Standort- und Strukturparameter vegetationskundliche Erfassungen auf allen Untersuchungsflächen vorgenommen (siehe Tabelle 4-4). Die für pflanzensoziologische Aufnahmen gültigen Auswahlkriterien (Dierschke 1994), beispielsweise eine visuelle und strukturelle Homogenität der Vegetation innerhalb der Fläche, werden soweit möglich berücksichtigt. Die Artmächtigkeit wird für jede vorhandene Art nach der Barkman/Doing/Segal-Methode (Barkman et al. 1964) geschätzt, die eine kombinierte Abundanz-Dominanz-Skala darstellt und bei geringen Deckungswerten (< 5%) überwiegend Individuenzahlen (Abundanz), bei höheren Deckungsgraden (> 5%) die Dominanz bewertet (siehe Tabelle 4-2). Gegenüber der weit verbreiteten Schätzskala nach Braun-Blanquet ist die verwendete Methode wesentlich genauer und kann zudem bei Bedarf ohne Schwierigkeiten in die Braun-Blanquet-Schätzskala umgewandelt werden. Die Transformation der Barkman-Skala innerhalb des zur Vegetationsanalyse verwendeten Programms Turboveg (Version 2.28a, Hennekens & Schaminee 2001) sowie die Kodierung in den Vegetationstabellen Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9 im Anhang ist Tabelle 4-2 zu entnehmen.

Tabelle 4-2: Deckungsgrade (DG) nach Barkman et al. (1964) und vorgenommene Transformationen.

Abundanz/ Dominanz	DG nach Barkman et al.	transformierter Wert in Turboveg	Kodierung in Vegetationstabellen
sporadisch im Gebiet	r	1,0	1
sporadisch	+r	1,0	1
3 - 20 Individuen, DG < 1 %	+p	1,0	1
3 - 20 Individuen, DG 1 - 2 %	+a	1,0	1
3 - 20 Individuen, DG 2 - 5 %	+b	2,0	2
20-100 Individuen, DG < 1 %	1p	1,0	1
20 - 100 Individuen, DG 1 - 2 %	1a	2,0	1
20 - 100 Individuen, DG 2 - 5 %	1b	3,0	2
> 100 Individuen, DG < 5 %	2m	4,0	2
DG 5 - 12,5 %	2a	8,0	3
DG 12,5 - 25 %	2b	18,0	4
DG 25 - 37,5 %	3a	31,0	5
DG 37,5 - 50 %	3b	43,0	6
DG 50 - 62,5 %	4a	56,0	7
DG 62,5 - 75 %	4b	68,0	8
DG 75 - 87,5 %	5a	81,0	9
DG 87,5 - 100 %	5b	93,0	9

Für die Untersuchung der aktuellen Vegetation wird folgende horizontale Schichtung angesetzt:

- **Baumschicht**
Die Baumschicht wird von den verholzten Arten (mit sekundärem Dickenwachstum) über einer Höhe von 3 m gebildet.
- **Strauchschicht**
Die Strauchschicht umfasst nicht nur basitone Wuchsformen, sondern alle verholzten Arten zwischen 1 und 3 m Höhe.
- **Krautschicht**
Gräser und Krautarten sowie Strauch- und Baumarten bis 1 m Höhe formen die Krautschicht.
- **Moosschicht**
Für die Moosschicht werden nur die auf dem Waldboden angesiedelten Moose berücksichtigt, auf Totholz oder Fels wachsende Arten werden nicht kartiert.

Innerhalb der Baum- und Strauchschicht wird keine weitere Differenzierung vorgenommen. Zur Bestimmung der Pflanzen werden Oberdorfer (1994), Jäger & Werner (2000, 2002), Klapp & Opitz von Boberfeld (2004) und Frahm & Frey (2004) verwendet. Die Nomenklatur richtet sich nach der taxonomischen Referenzliste GermanSL für Turboveg.

4.2.1.1 Moose

Die Moosvegetation des Waldbodens wird auf den zentralen 6,25 m² jeder Untersuchungsfläche erhoben. Ein Teil der Moosflora kann im Gelände nicht zweifelsfrei bestimmt werden und wurde daher herbarisiert, um zu einem späteren Zeitpunkt mikroskopisch nachbestimmt zu werden. Dieses kann in einer leichten Ungenauigkeit hinsichtlich der Deckung beziehungsweise Häufigkeit einzelner Moosarten resultieren. Kritische Arten wurden von Dr. P. von Sengbusch bestimmt.

4.2.1.2 Flechten

Im Rahmen ihrer Diplomarbeit untersuchte H. Pfab (2006) die Flechtenvegetation im Mittelstammbereich von insgesamt 156 Rotbuchen (*Fagus sylvatica*) auf 27 Untersuchungsflächen in einem Höhenintervall zwischen 1 000 m und 1 200 m ü. NN. 13 Flächen davon liegen in neuen Wäldern (NW) und tragen in der Regel noch die erste Baumgeneration. Die Nutzungskategorien HAW und AW werden für die Untersuchungen der Flechtenvegetation zusammengefasst und als alter Wald (AW) bezeichnet. Diese Untersuchungsflächen werden seit mindestens 100 Jahren als Wald genutzt. Alle untersuchten Rotbuchen weisen einen Brusthöhenumfang von mindestens 70 cm auf. Untersucht wurde jeweils die am stärksten von Flechten bewachsene Stammseite. Zur quantitativen Erfassung wird ein 20 x 60 cm großes Aufnahmegerät in 1 m Höhe am Baum befestigt. Die systematische Erfassung der Deckung erfolgt nach Londo (1974), die Thallusgröße wird in 4 Größenstufen in Anlehnung an Barkmann (1979) eingeteilt. Die Flechtendiversität der alten und neuen Wälder wird anhand des Shannon-Wiener-Index verglichen (Formel A, Kap. 4.2.7.1).

Für die Überprüfung der Frage, ob bestimmte Flechtenarten ausschließlich oder ganz überwiegend im alten Wald zu finden sind, und somit als Zeigerarten fungieren

können, steht eine von Professor V. Wirth erstellte Liste von 25 Zeigerarten alter Wälder an *Fagus sylvatica* zur Verfügung (Wirth 2005, in Lit.). Neben diesen Arten werden bei der Analyse hinsichtlich möglicher Zeigerarten für alte Wälder weiterhin *Ochrolechia androgyna* und *Pertusaria cf. flavida* berücksichtigt, da sie laut Wirth (2005, in Lit.) zwar nicht die gleiche Bindungsstärke an alte Wälder aufweisen wie Zeigerarten, trotzdem aber eindeutig häufiger im alten Wald sind.

4.2.2 Pflanzensoziologische Auswertung

Die 161 Vegetationsaufnahmen werden in Anlehnung an Oberdorfer (1982b, 1992) und Wilmanns (1993) pflanzensoziologisch sortiert. Neben der Zuordnung zu den pflanzensoziologischen Assoziationen Luzulo-Fagetum und Aceri-Fagetum werden innerhalb dieser standörtliche Varianten bezogen auf Nährstoffhaushalt, Bodenreaktion und Bodenfeuchte ausgewiesen.

4.2.3 ökologische Zeigerwerte

Zur Beurteilung der Standortverhältnisse anhand von ökologischen Zeigerwerten werden lediglich die krautigen Arten und Moose berücksichtigt. Die Zeigerwerte der Arten werden der Liste von Ellenberg et al. (1992) entnommen. Die Humus-Zeigerwerte entstammen den Ökologischen Zeigerwerten zur Schweizer Flora von Landolt (1977).

Der Mittelwert eines Zeigerwertes von allen auf einer Untersuchungsfläche vorkommenden Arten ist aussagekräftiger als der Zeigerwert einer einzelnen Art, da es durch die Überschneidungen von Arten zu einer Einschränkung der ökologischen Amplitude kommt (Diekmann 2003) und ein abweichendes Verhalten einzelner Arten weniger störend wirkt (Ellenberg et al. 1992). In der vorliegenden Studie werden die verschiedenen Nutzungskategorien (siehe Kapitel 4.1.3) anhand gewichteter Zeigerwerte miteinander verglichen, da viele Arten nur (sehr) geringe Stetigkeiten aufweisen. Die Baum- und Strauchschicht werden nicht berücksichtigt, da sie stark anthropogen überformt sind beziehungsweise sein können. Die Gewichtung der Deckungsgrade der einzelnen Arten zur Ermittlung der gewichteten ökologischen Zeigerwerte ist Tabelle 4-3 zu entnehmen.

Tabelle 4-3: Gewichtung der Deckungsgrade zur Errechnung der gewichteten Zeigerwerte. Deckungsgrade entsprechend Barkman-Skala siehe Tabelle 4-2.

Barkman-Skala	r – 2m	2a	2b	3a, 3b	4a, 4b	5a, 5b
Multiplikator	0,05	0,1	0,2	0,38	0,63	0,88

Aus Tabelle 4-3 wird deutlich, dass seltene Arten mit Deckungen unterhalb 5 % trotzdem mit dem Faktor 0,05 in den Analysen berücksichtigt sind, da der Deckungsgrad nicht nur von der Standortgunst, sondern auch von der spezifischen Wuchsweise abhängt. Zudem lassen sich aus dem Vorkommen seltener Arten trotz geringer Deckungsgrade Aussagen über die standörtlichen Gegebenheiten ableiten.

Die Ergebnisse sind getrennt nach den verschiedenen Zeigerwerten für die 5 Nutzungskategorien als Boxplots (auch Box-Whisker-Plot) dargestellt, da sich dadurch Verteilungen und verschiedene Maße der zentralen Tendenz, Symmetrie, Streuung

und Schiefe in einem Diagramm darstellen lassen. Dabei umfasst der lange Strich die ganze Verteilung vom kleinsten bis zum größten Wert. Die Box wird oben und unten von den Quartilen begrenzt (25 % und 75 % Quartil), zwischen denen die mittleren 50 % der Verteilung liegen, die auch als interquartile Reichweite bezeichnet werden. Der Querstrich in der Box markiert den Median. Oberhalb und unterhalb der Box liegt jeweils ein weiteres Viertel der Messwerte. Die Verwendung des Medianwertes anstelle des arithmetischen Mittels hat den Vorteil, dass dieser von weit abweichenden Einzelwerten unberücksichtigt bleibt (Landolt 1977, Kowarik & Seidling 1989, Ellenberg et al. 1992). Neben der Darstellung der mittleren Zeigerwerte in Boxplots sind zusätzlich die Verteilungen verschiedener Zeigerwertgruppen innerhalb der Nutzungskategorien abgebildet, um Unterschiede differenzierter detektieren zu können.

4.2.4 Typische Waldarten

Für alle 159 Arten der Krautschicht wird entsprechend ihres soziologischen Verhaltens nach Ellenberg et al. (1992), der Einteilung nach Schmidt et al. (2003) und eigenen Beobachtungen festgelegt, ob sie im Untersuchungsgebiet als walddtypisch anzusprechen sind oder nicht. Als walddtypische Pflanzen werden alle Arten eingestuft, die bei Ellenberg et al. (1992) soziologisch den Nadelwäldern und verwandten Heiden (Soziologie 7) oder den Laubwäldern und verwandten Gebüsch (Soziologie 8) zugeordnet sind beziehungsweise wenn die entsprechende Art bei der Einteilung von Schmidt et al. (2003) als weitgehend an Wald gebundene Arten (K 1) beschrieben ist. Die daraus resultierende Einteilung wird mit eigenen Beobachtungen verglichen, sowie mit Vegetationstabellen aus dem Feldberggebiet von Oberdorfer (1982b, 1992) abgestimmt. Die nicht als walddtypisch eingestuften Arten werden in Offenlandarten und Arten mit indifferentem Verhalten unterteilt. Die Einteilung der 159 krautigen Arten im Untersuchungsgebiet ist Tabelle-A 10 im Anhang zu entnehmen.

4.2.5 Ausbreitungsbiologie und Ausbreitungspotenziale

Die Angaben zu Bestäubung und Ausbreitung der krautigen Arten werden Floraweb (www.floraweb.de, Stand 15.06.2007) entnommen. Entsprechend Frey & Lösch (2004) werden aus den Ausbreitungsstrategien die Ausbreitungspotenziale abgeleitet, wobei lediglich in Nahausbreitungspotenzial, Fernausbreitungspotenzial sowie die Fähigkeit zu beidem unterschieden wurde. Die Angaben zum Pendeln bleiben unberücksichtigt. Für die Vergleiche zwischen den Nutzungskategorien werden presence / absence Daten herangezogen. Aufgrund der unterschiedlichen Artenzahlen in den verschiedenen Nutzungskategorien werden die Ergebnisse in prozentualen Anteilen dargestellt.

4.2.6 Zeigerarten für historisch alte und neu geschaffene Wälder

In der Literatur finden sich zahlreiche Studien (u. a. Dzwonko 1993, Brunet 1994, Herny 1994, Wulf 1997, Kolb & Diekmann 2004), die sich mit floristischen Unterschieden zwischen historisch alten und neu geschaffenen Wäldern beschäftigen. In diesen wurden verschiedene Arten ermittelt, deren Vorkommensschwerpunkt entweder in historisch alten Wäldern oder in neu geschaffenen Wäldern liegt. Für die vorliegende Untersuchung werden 42 europäische Studien hinsichtlich Strauch- und

Krautschicht sowie Kryptogamen ausgewertet, eine Zusammenstellung der dokumentierten Zeigerarten findet sich in Tabelle-A 3 im Anhang.

Der Abgleich der eigenen Vegetationserfassung mit der aus der Literatur ermittelten Artenliste dient der Überprüfung, inwieweit die in der Literatur aufgeführten Arten auch in den Hochlagen des südlichen Schwarzwaldes ihren Vorkommensschwerpunkt in historisch alten beziehungsweise neuen Wäldern haben. Zusätzlich wird der Datensatz auf weitere Zeigerarten untersucht. Dabei wird eine Pflanzenart dann als Zeigerart bewertet, wenn sie entsprechend Bergmeier et al. (1991) als diagnostische Art für diese Nutzungskategorie angesehen werden kann. Dies bedeutet, dass die Art in den Aufnahmen des betrachteten Syntaxons (hier: Nutzungskategorie) um wenigstens zwei Stetigkeitsklassen höher und mindestens doppelt so häufig auftritt wie in den Aufnahmen der gegenübergestellten Syntaxa. Um als „gute“ diagnostische Art angesehen zu werden, sollte diese mindestens eine Stetigkeit von 20 % aufweisen, ansonsten kann sie zusätzlich zu den „guten“ Arten als „schwache“ diagnostische Art gewertet werden.

4.2.7 Statistische Auswertung

4.2.7.1 Diversitätsberechnungen

Die durchschnittlichen Artenzahlen je Plot werden mittels „Repeated Measurement“ errechnet, da die Anzahl an Probeflächen in den verschiedenen Nutzungskategorien nicht einheitlich ist. Die Nutzungskategorie NW-2 besitzt die geringste Anzahl an Untersuchungsflächen ($n = 24$). Zur Berechnung werden mithilfe des Statistikprogramms R (R Development Core Team 2005) für jede Nutzungskategorie in 200 Wiederholungen die Mittelwerte von 24 zufällig gezogenen Untersuchungsflächen ermittelt, die erneut gemittelt wurden. Es wird ein Verfahren ohne Zurücklegen der bereits gezogenen Untersuchungsflächen gewählt.

Für einen Vergleich der Diversität der Kraut- und Moosschicht in und zwischen den fünf Nutzungskategorien werden der Shannon-Wiener-Index (Formel (A), Hill 1973) und die Eveness (Formel (B), Pielou 1975) berechnet. Der Shannon-Wiener-Index berücksichtigt sowohl den Artenreichtum als auch die Häufigkeitsverteilung der einzelnen Individuen. Eine hohe Diversität bedeutet, dass es schwierig ist vorauszusagen, welchem Organismus man in diesem Ökosystem als nächstes begegnen wird. Demgegenüber ist bei einem kleinen Diversitätsmaß die Wahrscheinlichkeit, eine neue Art anzutreffen, klein. Durch die zusätzliche Betrachtung der Eveness wird versucht, die Interpretation des Diversitätsindex zu erleichtern.

Formel (A)

$$H_s = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i \quad (\text{Hill 1973})$$

In Formel (A) entspricht S der Anzahl der vorhandenen Arten und p_i der Abundanz der i -ten Art. Die Eveness (auch Gleichverteilung oder Äquitabilität) ist ein Maß für die Gleichverteilung der Arten innerhalb eines Standortes. Die Eveness (E_H) wird quantifiziert, indem der Diversitäts-Index (H_S) zur maximal möglichen Diversität ($H_{\max}$) in Beziehung gesetzt wird. Eine Gleichverteilung wäre erreicht, wenn alle

Individuen völlig gleichmäßig vorkommen. Die Eveness kann Werte zwischen 0 bis 1 annehmen, wobei der Wert umso größer ist, je näher die Verteilung der Häufigkeiten der Arten einer Gleichverteilung kommt.

Formel (B)
$$E_H = H_S / H_{\max} = H_S / \ln S \quad (\text{Pielou 1975})$$

4.2.7.2 Test auf Normalverteilung

Die Umweltvariablen werden vor der Überprüfung auf Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien oder Waldtypen in einem ersten Analyseschritt auf Normalverteilung getestet. Die Hypothese, dass die Stichproben aus einer Normalverteilung stammen, wird in SPSS® (Version 15.0.1) anhand des Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests (mit Signifikanzkorrektur nach Lilliefors) überprüft. Das Verfahren prüft, ob die beobachtete empirische Verteilung einer theoretischen (Normal-)Verteilung folgt. Beim Kolmogorov-Smirnovs-Anpassungstest geht die Nullhypothese von einer Normalverteilung aus. Eine Irrtumswahrscheinlichkeit über der Signifikanzschwelle von 0,05 bedeutet, dass die Nullhypothese nicht verworfen werden kann und die Stichproben als normalverteilt angesehen werden können. Die Ergebnisse für die durchgeführten Analysen sind in Tabelle-A 4 im Anhang aufgelistet.

4.2.7.3 Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien und Waldtypen

Aufgrund der überwiegenden Nichtnormalverteilung der Daten werden nicht-parametrische (verteilungsfreie) Analyseverfahren gewählt. Die Datensätze zu den Ellenberg-Zeigerwerten werden nicht auf Normalverteilung getestet, da bei ordinalen Daten generell nichtparametrische Tests angewendet werden (Brosius 2006).

Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien werden mit der Kruskal-Wallis-Rangvarianzanalyse (H-Test), die als nichtparametrische Alternative zum t-Test und zur einfaktoriellen Anova angesehen werden kann (Bortz 2005), mit dem Programm SPSS® (Version 15.0.1) überprüft. Beim H-Test handelt es sich um einen Rangsummentest, der die Nullhypothese bewertet, dass die Stichproben (k, hier: Nutzungskategorien oder dominierende Baumart) aus derselben Grundgesamtheit beziehungsweise aus Verteilungen mit dem gleichen Median stammen. Im ersten Schritt wird aus allen Beobachtungen (hier: Aufnahmen) eine gemeinsame Rangfolge gebildet, wobei jeder Beobachtung ein Rangplatz zugeordnet wird. Danach wird für jede Stichprobe die Rangsumme errechnet. Der H-Test prüft, ob sich die Rangsummen so voneinander unterscheiden, dass es unwahrscheinlich ist, dass die Stichproben aus einer Grundgesamtheit stammen. Als Prüfgröße wird ein sogenannter H-Wert berechnet, der einer Chi²-Verteilung folgt. Ist der errechnete H-Wert größer als der theoretische H-Wert aus der Chi²-Verteilung, wird die Nullhypothese verworfen. Die Freiheitsgrade (df) berechnen sich nach $df = k - 1$. Die Ergebnisse der durchgeführten Kruskal-Wallis-Tests sind in Tabelle-A 5 im Anhang aufgelistet.

Da der H-Test nur überprüft, ob alle k Stichproben einer Grundgesamtheit entstammen, wird bei Unterschieden in der Grundgesamtheit in einem anschließenden paarweisen Vergleich nachgeprüft, zwischen welchen der k Stichproben signifikante Unterschiede bestehen. Dazu wird der verteilungsfreie Mann-Whitney-U-Test in SPSS (Version 15.0.1) verwendet (MWU-Test, Bortz 2005),

der ebenso wie der H-Test auf Rangplatzsummen basiert, im Vergleich dazu aber nur für zwei Gruppen angewendet werden kann. Die Nullhypothese unterstellt, dass beide Stichproben der gleichen Grundgesamtheit entstammen. Da multiple Paarvergleiche zu einer α -Fehler-Kumulierung führen können, wird α der Bonferroni-Korrektur unterzogen (Crawley 2006). Dies bedeutet, dass sich das multiple Gesamtrisiko α aus den Signifikanzniveaus für jeden Einzeltest α' zusammensetzen lässt. Dazu wird α durch die Anzahl der Paarvergleiche geteilt ($\alpha' = m/\alpha$). Die Bonferroni-Methode ist eine sehr grobe Näherung und verhältnismäßig konservativ. Die Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests finden sich in Tabelle-A 6 im Anhang.

4.2.7.4 Multivariate Analysen

Für die multivariaten Analysen werden lediglich die Arten der Kraut- und Moosschicht verwendet. Es werden sowohl diejenigen Arten, die in weniger als 5 % der Aufnahmen (8 Aufnahmen) vorkommen als auch diejenigen Aufnahmen aus dem Datensatz entfernt, die weniger als 5 Arten beinhalten. Damit verbleiben 79 Arten und 155 Aufnahmen für die anschließenden Analysen. Die Nichtberücksichtigung (sehr) seltener Arten soll den Nachteil der χ^2 -Metrik minimieren, dass Arten mit großer Häufigkeit in der Analyse stärker herabgewichtet werden als seltene Arten. Leyer & Wesche (2007) halten dieses Vorgehen für gerechtfertigt, da bei sehr seltenen Arten ohnehin keine Aussagen über deren Ansprüche getroffen werden können. Die Arten werden mit den in den Vegetationstabellen verwendeten transformierten Deckungsgraden (siehe Tabelle 4-2) in den multivariaten Analysen berücksichtigt. Die DCA (Detrended Correspondence Analysis) wird mithilfe des Statistikprogramms R gerechnet. Die Länge des längsten Umweltgradienten im Datensatz dieser Untersuchung beträgt 3,24 SD-Einheiten, weshalb unimodale Modelle zur Analyse des Datensatzes verwendet werden. Die beiden unähnlichsten Untersuchungsflächen dieser Analyse (AW-2 27 und NW-2 17) weisen keine gemeinsamen Arten auf.

Als indirekte Ordinationsmethode wird die Korrespondenzanalyse (CA) gewählt und mit R berechnet. Diese dient dazu, Muster im floristischen Datensatz zu ermitteln, wobei in einem nächsten Schritt mithilfe einer Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA) untersucht wird, welchen Erklärungsansatz die erhobenen Umweltparameter liefern. Bei der CA werden der Art- und der Objektraum überlagert und als Biplot gemeinsam dargestellt, wobei die χ^2 -Distanz die Ähnlichkeit zwischen den Objekten (hier: Aufnahmen im Artraum) und den Variablen (hier: Arten im Aufnahmeraum) beschreibt. Die Positionen der Aufnahmewerte (sample scores) stellen die gewichteten Mittel der Artwerte (species scores) dar. Dabei gibt die χ^2 -Distanz Variablen mit sehr niedrigen Werten (hier: Deckungen) ein hohes Gewicht. Die Achsen der CA sind Eigenvektoren, die ein Maß für die Dispersion, d.h. die Auftrennung der Artwerte entlang der Achse, sind. Die Summe aller Eigenwerte wird als „total inertia“ bezeichnet und ist ein Maß für die Gesamtvariabilität im Datensatz. Der Anteil der einzelnen Achsen ergibt sich aus dem Verhältnis des Eigenwertes der jeweiligen Achse zur Gesamtvariabilität (ter Braak & Smilauer 2002).

Mithilfe kanonischer Ordinationen können Variationen in der Artenzusammensetzung aufgedeckt werden, die in Beziehung zu den gemessenen Umweltbedingungen stehen. Die Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA, ter Braak 1987) basiert auf einer CA, wobei die abgeleiteten Gradienten (Ordinationsachsen) Linearkombinationen der

Umweltvariablen (unabhängige Variablen) darstellen, die in Abhängigkeit der Artenzusammensetzung am besten die Aufnahmewerte (abhängige Variablen) erklären (Leyer & Wesche 2007). Als Ergebnis werden in einem Triplot Aufnahmen, Arten und Umweltfaktoren zusammen dargestellt. Ebenso wie bei der CA sind die Eigenwerte der kanonischen Achsen ein Maß für die maximale Dispersion und für den Anteil der je Achse abgebildeten Varianz an der kanonischen Gesamtvarianz. Von Interesse ist hier der Anteil der „*constrained inertia*“ an der „*total inertia*“. Diese gibt an, welcher Teil der Variabilität durch die Umweltvariablen erklärt werden kann.

Mithilfe eines Generalized Additive Model (GAM, 10 Freiheitsgrade) werden Oberflächen an die Ausprägung ausgewählter Umweltvariablen im Ordinationsplot angepasst, wobei die Oberflächen mithilfe von Isolinien dargestellt werden (Oksanen 2008). Dadurch können auch nicht vollständig lineare Zusammenhänge dargestellt werden. GAMs dienen der Überprüfung, welchen Einfluss die ausgewählte Umweltvariablen auf die Richtung der Achsen im Ordinationsraum haben.

Die Ergebnisse beider Ordinationsverfahren (CA und CCA) werden mithilfe der Prokrustes Rotation (Rotation und Skalierung der 2. Matrix bis die Summe der Abstandsquadrate zur 1. Matrix minimiert ist) verglichen (Oksanen 2008). In der dazugehörigen Grafik wird die Restabweichung zur CA nach der Rotation der CCA für alle Punkte durch die Pfeile dargestellt. Die entsprechenden Punkte der CCA werden sozusagen zu denen der CA verschoben. Je geringer die Restabweichung zweier Punkte ist, desto ähnlicher sind sich die Ergebnisse beider Ordinationsverfahren.

4.2.7.5 Transformation der Expositionswerte

Die Exposition der Untersuchungsflächen wird im Gelände im Gradmaß gemessen. Für eine Übernahme in die verschiedenen Auswertungsverfahren wird die Exposition durch die Anwendung von Sinus und Kosinus in zwei Komponenten, einen Nord-Süd-Anteil und einen Ost-West-Anteil, aufgeteilt. Dabei stellt ein Sinuswert von 1 eine Ostexposition und Wert von -1 eine Westexposition dar. Ein Kosinuswert von 1 charakterisiert eine Nordexposition und ein Wert von -1 eine Südexposition.

4.3 Standort- und Bodenuntersuchungen

Auf allen Untersuchungsflächen werden ausgewählte Standortparameter erhoben, um in der Analyse der Vegetationsdaten deren Einfluss auf die Zusammensetzung der Pflanzengemeinschaft ermitteln zu können. Die erhobenen Standort- und Strukturparameter sind in Tabelle 4-4 aufgelistet.

Die Gauß-Krüger-Koordinaten werden mithilfe eines GPS (Garmin® GPSII Plus) erhoben und die Meereshöhe wird aus den Topographischen Karten 1:25 000 übernommen. Die damit erzielte Genauigkeit ist für die weitere Verwendung in dieser Untersuchung ausreichend. Die Angaben zur Geologie sind den Geologischen Karten 8014 und 8114 entnommen. Um den Einfluss des Reliefs zu differenzieren, werden die Exposition (mit einem Suunto-Kompass mit 360° Einteilung) und die Inklination der Aufnahmeflächen (mit einem Baumhöhenmesser von Suunto mit integrierter Gradskala) ermittelt. Darüber hinaus wird für die Erfassung des Mesoreliefs die Bodenkundliche Kartieranleitung (Sponagel et al. 2005) verwendet.

Bezüglich der Struktur der stehenden Bäume (Brusthöhendurchmesser > 7 cm) werden die Anzahl der Bäume und deren Verteilung auf die verschiedenen Baumarten sowie die Anzahl der stehenden toten Bäume aufgenommen. Von jedem lebenden Baum wird der Brusthöhenumfang (BHU) mithilfe eines Maßbandes gemessen und bei der späteren Analyse in den gebräuchlicheren Brusthöhendurchmesser (BHD) überführt. In der weiteren Analyse werden die Einzelwerte je Baumart gemittelt. Die prozentuale Schätzung der Oberflächenbeschirmung wird redundant zur Lichtmessung aufgenommen und dient der wechselseitigen Überprüfung. Die auf den Waldboden gelangende Lichtmenge wird auf dem Mittelpunkt jeder Fläche mittels eines Skiameters aufgenommen (siehe Kapitel 4.3.1).

Um eine möglicherweise andauernde Beeinflussung und Veränderung des Bodens zu untersuchen, werden der pH-Wert, das C/N-Verhältnis, die Kationenaustauschkapazität und das Isotopenverhältnis von Stickstoff ($\delta^{15}\text{N}$) im Mineralboden analysiert. Diese können durch unterschiedliche Nutzungen sowie verschiedenartige Intensitäten verändert werden.

Tabelle 4-4: Zusammenfassung der untersuchten Variablen und erfassten geografischen Daten (Aufnahmeart: M = eigene Messung beziehungsweise Schätzung, S = Sekundärquelle).

Variablen und geografische Daten	Aufnahmeart
Standort	
Gauß-Krüger-Koordinaten	M
Meereshöhe	S
Mesorelief	M
Mikrorelief	M
Inklination	M
Exposition	M
Geologisches Substrat	S
Oberstandsbeschirmung	M
Humusform	M
Bodennährstoffe im Ah-Horizont	M
pH und $\delta^{15}\text{N}$ im Ah-Horizont	M
Lichtmessung mittels Skiameter	M
Struktur stehende Bäume	
Anzahl Bäume	M
Anzahl Baumarten	M
durchschnittlicher Brusthöhendurchmesser je Baumart	M
durchschnittliche Höhe der Baumschicht	M
Anzahl stehendes Totholz	M
Vegetation	
Gesamtdeckung der Baum-, Strauch-, Kraut-, Moos- und Streuschicht	M
Arten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht	M
Arten epiphytischer Flechten an <i>Fagus sylvatica</i>	S
Abundanz und Deckung der Arten der Baum-, Strauch-, Kraut- und Moosschicht	M
Abundanz und Deckung epiphytischer Flechten an <i>Fagus sylvatica</i>	S
Diaporenbank	
Arten und deren Häufigkeiten in verschiedenen Bodenschichten	M

Auf jeder Untersuchungsfläche werden 6 Einzelproben aus dem Mineralbodenhorizont (Ah-Horizont, 0 – 5 cm Tiefe) genommen und bereits im Gelände zu einer Mischprobe vermengt. Die Bodenproben werden im Kühlschrank bei 4°C gelagert und vor der Aufbereitung für die Laboranalysen drei bis fünf Tage im Trockenschrank bei 40°C getrocknet. Das komplette Bodenmaterial wird manuell homogenisiert und auf < 2 mm ausgesiebt. Das Institut für Bodenkunde und Waldernährungslehre an der Universität Freiburg führte die Messungen des pH-Wertes, der Kationenaustauschkapazität sowie des C/N-Verhältnisses durch. Das Isotopenverhältnis $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ wurde am Forschungszentrum Waldökosysteme / Kompetenzzentrum Stabile Isotope in Göttingen gemessen.

4.3.1 Lichtmessung

Die potenzielle solare Einstrahlung jeder Untersuchungsfläche wird mittels eines Skiameters zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme ermittelt. Das von M. Skiba, C. Baretzsch und H. Unger entwickelte Skiameter ist eine optoelektronische Apparatur zur Erfassung von Horizontüberhöhungen (Abbildung 4-5) und bildet zusammen mit der Analyse-Software S3+ das Verfahren SASKIA.

Für die Lichtmessung wird ein gespiegeltes hemisphärisches Bild auf einer plankonvexen verspiegelten Linse von oben abfotografiert. Die dazugehörige Digitalkamera Minolta Dimage V mit abnehmbarem Objektiv wird an der schwenkbaren Objektivhalterung befestigt. Das Gehäuse mit der Linse wird über ein Stativ auf 1 m über der Bodenoberfläche eingestellt. Mithilfe der S3+-Software (verwendeter Strahlungsatlas: Freiburg_max.sat) werden unter Eingabe ausgewählter Standortparameter (Exposition, Inklination) für jede Untersuchungsfläche jährliche, monatliche, tägliche und stündliche Strahlungssummen mit globalen, direkten und diffusen Strahlungsanteilen mit und ohne Horizonteinschränkung ermittelt (Abbildung 4-6). Für den Vergleich der Untersuchungsflächen untereinander werden die jährlichen globalen Strahlungswerte in Wh/m^2 verwendet.

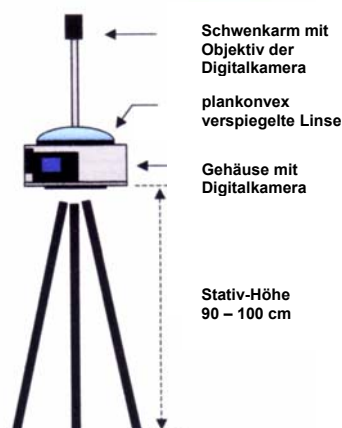


Abbildung 4-5: Aufbau des Skiameters. Verändert nach Schlenker (2001).

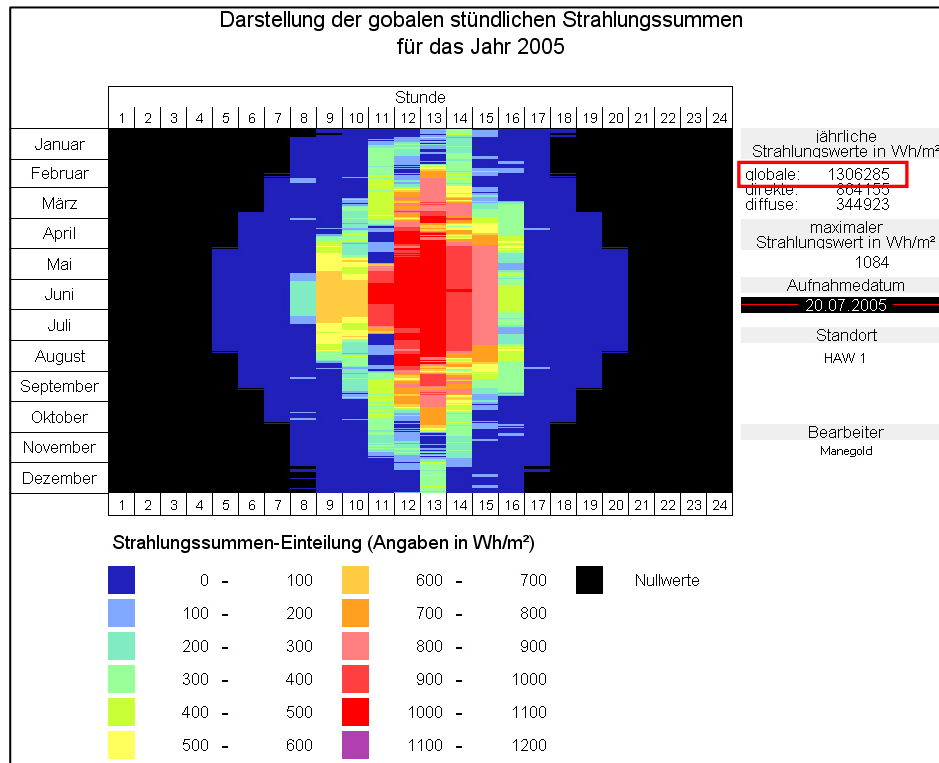


Abbildung 4-6: Vom Analyseprogramm S3+ ausgegebene Grafik der potenziellen solaren Einstrahlung für die Untersuchungsfläche HAW 1. In der roten Markierung findet sich die globale jährliche Strahlungssumme in Wh/m².

4.3.2 pH-Wert (CaCl₂)

Der pH-Wert gibt den negativen dekadischen Logarithmus der wirksamen Wasserstoff-Ionen-Konzentration an und ist eine Maßzahl für die Wasserstoff-Ionen-Konzentration in der Bodenlösung.

Die Bodenreaktion wird gemäß DIN 19 684 Teil 1 ermittelt. Dazu werden zehn Gramm des getrockneten Bodens mit 25 ml 0,01 M CaCl₂-Lösung aufgegossen, homogenisiert, geschüttelt und über Nacht bei Raumtemperatur stehen gelassen. Die Messung des pH-Wertes erfolgt über eine zuvor geeichte Glaselektrode, die in die überstehende Lösung getaucht wird. Die Einstufung der ermittelten pH-Werte ist der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Sponalget et al. 2005) zu entnehmen.

4.3.3 Stickstoff und Kohlenstoff

Aus den gemessenen Gehalten an organischem Kohlenstoff (C) sowie Stickstoff (N) wird das C/N-Verhältnis des Bodens berechnet. Das C/N-Verhältnis im Boden ist ein Zeiger für die biologische Aktivität und ein Indikator für die Humusqualität (Scheffer et al. 2002).

Der organische Kohlenstoff-Gehalt sowie der Stickstoff-Gehalt in der Feinbodenfraktion werden im CNS-Analysator (CNS-Analysator Carlo Erba NA 1500 Series 2) mittels trockener Verbrennung ermittelt. Dazu wird die Festphasenprobe zusammen mit Vanadiumoxid (V₂O₅) in eine Zinnkapsel eingeschlossen und unter kurzzeitiger Sauerstoffzufuhr verbrannt, wobei das V₂O₅ der Maskierung von Halogenen dient. Nach der gaschromatographischen Auftrennung werden die Elemente über einen Wärmeleitfähigkeitsdetektor gemessen.

4.3.4 Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

Das wichtigste Maß für die Charakterisierung der Kationenverfügbarkeit von Böden ist die Kationenaustauschkapazität (KAK) (Schulze et al. 2002). Die KAK kennzeichnet die Anzahl der negativen Bindungsplätze von Kationen-Austauschern im Boden und beschreibt damit die austauschbare Kationenmenge (cmolc) bezogen auf eine bestimmte Bodenmasse (kg Boden). Die KAK wird entsprechend Formel (C) ermittelt. Die Basensättigung (BS), d.h. der Anteil der Alkali- und Erdalkali-Ionen an der gesamten Austauschkapazität, ist ein wichtiger bodenchemischer Indikator zur Beurteilung des Säure-Basenzustands von Waldböden. Die Berechnung der Basensättigung gibt Formel (D) entsprechend Scheffer et al. (2002) wieder.

Formel (C)
$$KAK(\mu\text{molC} / g) = Ca + Mg + Na + K + Fe + Mn + Al + H$$

Formel (D)
$$BS(\%) = \frac{Ca + Mg + Na + K}{KAK} * 100$$

Die Fähigkeit Kationen zu adsorbieren, hängt bei pedogenen Oxiden und der organischen Substanz vom pH-Wert ab, wobei die KAK mit steigendem pH-Wert ansteigt (Scheffer et al. 2002). Der pH-Wert bestimmt die Belegung der Kationenaustauscher, in basischen bis schwach sauren Böden überwiegen die Kationen Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ und Na^+ am Kationenbelag der Austauscher, in stark sauren Böden herrschen H^+ und Al^{3+} vor. Die Beziehung zwischen Basensättigung und dem pH-Wert ist in Tabelle 4-5 angegeben.

Tabelle 4-5: Beziehung zwischen pH-Wert ($CaCl_2$) und Basensättigung entsprechend Sponagel et al. (2005).

Basensättigung (%)	pH ($CaCl_2$)	Bezeichnung
< 5	< 3,3	sehr basenarm
5 – 20	3,3 – 3,8	basenarm
20 – 50	3,8 – 4,8	mittelbasisch
50 – 80	4,8 – 6	basenreich
80 – 100	> 6	sehr basenreich bis basengesättigt

Die austauschbaren Kationen werden nach der NH_4Cl -Extraktionsmethode von Trüby & Aldinger (1989) ermittelt. Die Bestimmung der Kationen erfolgt mittels Ionenpaar-chromatographie (ICP).

4.3.5 $\delta^{15}N$

Die meisten chemischen Elemente weisen unterschiedlich schwere Formen (Isotope) auf. Die beiden natürlichen Isotope des Stickstoffs sind ^{14}N und ^{15}N . Das Isotopenverhältnis von Stickstoff ($^{15}N/^{14}N$) in der Luft beträgt 0,0036765 und gilt als Standard. Die Fraktionierung von Isotopen bei physikalischen, chemischen oder biologischen Prozessen aufgrund der Masseunterschiede wird als Diskriminierung bezeichnet.

Normalerweise wird das leichtere ^{14}N -Isotop stärker und in einer anderen Rate an den entsprechenden Prozessen beteiligt, was zur ^{15}N -Anreicherung im Substrat und ^{15}N -Entleerung im Produkt führt. Das Isotopenverhältnis einer Probe wird als δ -Wert in ‰ angegeben – wobei ein größer δ -Wert eine stärkere Anreicherung des schweren Isotops bedeutet. Der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert gibt die Abweichung der Probe vom Standard in Promille wieder. Das Verhältnis der Isotope $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ wurde anhand eines Massenspektrometers gemessen (Reineking et al. 1993, Werner et al. 1999).

Entsprechend Högberg (1990) weist ein erhöhter $\delta^{15}\text{N}$ -Wert des Bodens auf mögliche Stickstoffverluste im Waldboden hin. Das Verhältnis der Stickstoffisotope ^{14}N und ^{15}N hängt in Waldökosystemen von den Isotopensignaturen des Eintrags und Austrags, der Stickstofftransformation und deren spezifischen Isotopeneffekten sowie der Aufteilung von Stickstoff im System ab. Stickstoffverluste im Boden, verbunden mit einer hohen Nitrifikationsrate und einer anschließenden Auswaschung von Nitrat, erhöhen die relative Häufigkeit von ^{15}N im Boden (Shearer et al. 1974). Laut Körner et al. (1999) weisen bei Waldböden $\delta^{15}\text{N}$ -Werte über 0,5 ‰ auf nutzungsbedingte Veränderungen hin.

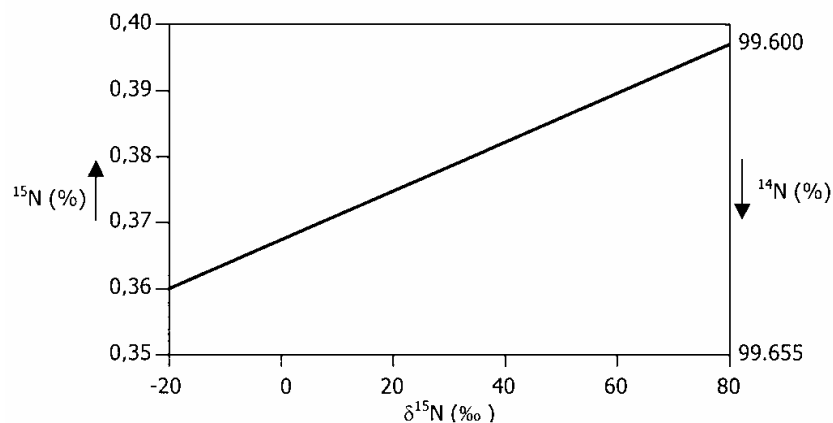


Abbildung 4-7: Beziehung zwischen ^{15}N , ^{14}N und $\delta^{15}\text{N}$ (Peterson & Fry 1987).

4.3.6 Humus

Der Auflagehumus weist im Gegensatz zu den Humushorizonten im Mineralbodenbereich mindestens 30 % organische Substanz auf. Die Humusform beschreibt den Aufbau und die Anordnung der organischen Auflage und wird im Hinblick auf einen möglichen Einfluss auf das Keimvermögen der verschiedenen Pflanzenarten entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Sponagel et al. 2005) bestimmt. Berücksichtigt werden dabei das Vorhandensein, die Abfolge, Ausbildungsform und Mächtigkeit der einzelnen Humushorizonte sowie die Art der Horizontübergänge.

4.4 Samenbank

4.4.1 Einführung

Als Diasporen werden nach Mohr & Schopfer (1992) alle Fortpflanzungs- und Ausbreitungseinheiten einer Pflanze bezeichnet, was neben Samen und Sporen auch

rein vegetative Einheiten wie Brutknospen, Brutknollen und Turionen einbezieht. Während sich die ephemere Diasporenbank (transient seed bank, Thompson & Grime 1979) aus Diasporen zusammensetzt, die lediglich unmittelbar nach der Samenausstreue im Boden nachweisbar sind, können andere Diasporen mehrere Jahre im Boden ruhen und bilden dadurch eine Dauer-Samenbank (persistent seed bank, Thompson & Grime 1979). Thompson et al. (1997) und Bakker et al. (1996) unterteilen diese langlebige Samenbank weiter in eine kurzfristige (Diasporen 1 – 5 Jahre keimfähig) und eine langfristige persistente Samenbank (Diasporen mindestens 5 Jahre keimfähig).

Wesentlich für den Aufbau einer Samenbank im Boden ist das Vorhandensein einer Keimhemmung, was auch als Dormanz bezeichnet wird. Ein guter Überblick über die Ökologie und Regulationsmechanismen von Dormanz findet sich beispielsweise in Baskin & Baskin (1998). In der gemäßigten Zone ist die Keimhemmung von Diasporen unter anderem eine Reaktion auf den Klimarhythmus. Dormanz ist eine Anpassungsstrategie vieler Pflanzen, die einerseits verhindert, dass die Samen unter ungünstigen Bedingungen auskeimen und andererseits den Samen ein Überdauern im Boden ermöglicht. Weiterhin wird dadurch sichergestellt, dass die Samen nicht während der Ausbreitung auskeimen und aufgrund eines Keimungsvermögens über einen längeren Zeitraum wird das Risiko minimiert, dass die Arten aufgrund von Katastrophen aussterben.

Die Keimhemmung lässt sich in primäre und sekundäre Dormanz unterteilen, wobei die primäre Dormanz während der Samenausbreitung als Bestandteil der Samenentwicklung auftritt und sekundäre Dormanz im ausgereiften Samen, beispielsweise durch ungeeignete Keimungsbedingungen, ausgelöst wird (Fenner 2000). Beide Arten der Dormanz können endogenen oder exogenen Ursprungs sein. Endogene Dormanz beruht auf Eigenschaften der lebenden Zellen im Inneren des Samens und tritt häufig ein, wenn der Embryo bei der Trennung von der Mutterpflanze noch nicht vollständig entwickelt ist und nachreifen muss (z. B. bei *Coffea arabica* oder *Apium graveolens*, Fenner 2000). Diese Art der Dormanz ist im Gegensatz zur exogenen Dormanz schwierig mithilfe technischer Verfahren zu beeinflussen. Eine exogene Keimhemmung liegt in Geweben außerhalb des Embryos begründet und lässt sich durch eine Behandlung der Samen oft durchbrechen. Häufig verwendete Methoden sind das Verletzen der Testa durch Anritzen oder Beizen mit Schwefelsäure oder auch das Auswaschen von Hemmstoffen.

Waldböden enthalten besonders im Oberboden eine Vielzahl an keimfähigen Diasporen, die aus der letzten Reproduktionsphase oder davor liegenden Jahren stammen, jedoch aufgrund einer Keimhemmung ruhen und dadurch zum Aufbau einer Bodensamenbank beitragen.

Einen Überblick über verschiedene Möglichkeiten zur Untersuchung von Samenbanken sowie zur Auswertung der Ergebnisse listen Thompson et al. (1997) auf. Durch die bei dieser Untersuchung verwendete Methode der Aufkonzentrierung der Samen können verschiedene Formen der Keimhemmung gebrochen werden. So kann das Sieben zu einer mechanischen Beschädigung der Samenschale führen und dadurch ein Keimen induzieren, da durch eine harte und trockene Samenschale häufig der Stoffwechsel des lebenden Embryos eingeschränkt wird. Durch das regelmäßige Bewässern kann es zu einer Quellung der Samenschale kommen, wodurch eine durch Trocken-

heit induzierte Dormanz gebrochen werden kann. Auch die lichtexponierte Ausbringung der Samen in den Versuchsschalen kann zu einer Brechung der Keimruhe führen, da Dunkelheit für viele Arten einen keimhemmenden Faktor darstellt (Poschlod 1991).

4.4.2 Probenahme

48 Untersuchungsflächen werden hinsichtlich ihrer Samenbank analysiert (siehe Tabelle 4-6), was einem Viertel der vegetationskundlich erfassten Flächen entspricht. Auf den ausgewählten Flächen werden mithilfe eines Wurzelbohrers nach Murach (1984) Bodenproben entnommen, wodurch eine volumenkorrekte Probenahme möglich ist. Damit wurde von 36 Flächen Ende April / Anfang Mai 2005 Bodenmaterial entnommen, von 12 weiteren Mitte Mai 2006, da 2006 die geschlossene Schneedecke im Untersuchungsgebiet länger anhielt als im Jahr davor. Die 20 cm langen Proben werden in drei Tiefenschichten unterteilt (0 – 5 cm, 5 – 15 cm, 15 – 20 cm). Die beiden oberen Bodenschichten werden getrennt weiter bearbeitet, die unteren 5 cm der Bodenproben werden verworfen (siehe Abbildung 4-8). Auf jeder Untersuchungsfläche wird an sechs Stellen Bodenmaterial entnommen, um die Heterogenität der Diasporenverteilung im Boden zu berücksichtigen (Urbanska 1992). Der optimale Zeitpunkt für die Probenahme zur Erfassung der dauerhaften Diasporenbank ist nach der Schneeschmelze im Frühjahr. Zu diesem Zeitpunkt ist die Diasporenmenge im Boden maximal, da der bis in den Herbst anhaltende Diasporenregen vorüber ist und die Fruktifikation der meisten Frühblüher noch nicht eingesetzt hat (Thompson & Grime 1979, Poschlod 1991). Zudem konnte eine Nachreifung der Diasporen erfolgen und die Samen haben im Winter eine Kältephase durchlaufen (Fischer 1987).



Abbildung 4-8: Aufteilung des Bodenmaterials einer Teilprobe für die Diasporenbankanalysen.

Jede Bodenentnahme mit dem Wurzelbohrer ergibt aufgrund des 20 cm langen Zylinders mit einem Durchmesser von 8 cm ein Probenvolumen von 1 Liter ($1\,005\text{ cm}^3$ je Teilprobe). Aufgrund der 6 Teilproben beträgt das Probenvolumen je Untersuchungsfläche 1,5 Liter für die oberen 5 cm Bodentiefe, für die darunter liegenden 10 cm Bodenschicht 3 Liter. Das Bodenmaterial wird bis zur weiteren Bearbeitung bei 4°C im Kühlschrank gelagert. Vor der Weiterverarbeitung werden die Einzelproben

jeder Fläche zu einer Mischprobe vereinigt und größere Steine und Wurzeln entfernt. Die weitere Aufbereitung der Proben lehnt sich an ter Heerdt et al. (1996) an. Das Analysematerial wird in einem ersten Arbeitsschritt manuell homogenisiert und durch ein Sieb mit einer Maschenweite vom 2,0 mm aufkonzentriert, wobei der Grobboden entfernt wird. Anschließend trennt ein weiterer Siebvorgang mit einer Maschenweite vom 200 µm die Tonfraktion ab. Die Quellung des Materials erleichtert dabei das Sieben des Bodens. Der auf dem Sieb verbleibende aufkonzentrierte Feinerde-rückstand wird in möglichst dünnen Lagen (maximal 2 mm) auf ein Kultursubstrat ausgebracht (FLORADUR 70 von Floragard), da mit zunehmender Mächtigkeit der Feinerdedecke die Keimungsrate der darin enthaltenen Diasporen sinkt (Galinato & Van Der Valk 1986). Alle Samen sollen möglichst Kontakt zum Kultursubstrat bekommen und dem Licht ausgesetzt sein, da bei vielen Arten die Belichtung die ausschlaggebende Keimungsstimulation darstellt (Fischer 1987). Die Anzahl an ermittelten Arten erhöht sich dadurch laut Barralis & Chadoeuf (1980) um 20-50 %.

4.4.3 Keimungsversuche

Die Anzahl keimfähiger Diasporen wird mittels der Keimungsmethode ermittelt (Fischer 1987). Ein Teildatensatz wurde dabei im Rahmen der Diplomarbeit von Blum (2006) bearbeitet. Die Temperatur- und Lichtverhältnisse im Gewächshaus werden während der Versuchsphasen Mai - September 2005 und 2006 nicht manipuliert und entsprechen somit Freilandbedingungen. Die Anzahl untersuchter Probeflächen, die Dauer der jeweiligen Keimungsversuche und der Zeitpunkt der jeweiligen Probenahme sind Tabelle 4-6 zu entnehmen.

Tabelle 4-6: Verteilung der Untersuchungsflächen auf die verschiedenen Nutzungskategorien, Anzahl der getrennt untersuchten Bodentiefen, Zeitpunkt der Probenahme und des Versuchstarts sowie Dauer der Keimungsversuche. KW = Kalenderwoche. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungs-kategorie	Anzahl Probeflächen	Anzahl Bodenschichten	Probenahme	Versuchsstart	Versuchsdauer
HAW	12	2	23 KW 06	23 KW 06	21 KW
AW-1	12	2	17./18. KW 05	22. KW 05	21 KW
AW-2	12	2	17./18. KW 05	22. KW 05	21 KW
NW-1	6	2	17./18. KW 05	22. KW 05	21 KW
NW-2	6	2	17./18. KW 05	22. KW 05	21 KW

Die Schalen werden zum Schutz vor einem nachträglichen Sameneintrag mit Pflanzvliesen abgedeckt. Der Versuch wird wöchentlich kontrolliert, vitale Keimlinge werden auf Artniveau bestimmt und aus den Schalen entfernt. Auf ein regelmäßiges Durchmischen der Feinerde wird verzichtet, da dieses zu einer Schädigung der Keimlinge führen kann. Aus Platzgründen können nicht alle Untersuchungen 2005 vorgenommen werden, daher werden die Untersuchungen der historisch alten Wälder 2006 vorgenommen (siehe Abbildung 4-9).



Abbildung 4-9: Keimungsversuch der Bodenproben von historisch alten Waldflächen am 06. September 2006 (Abdeckungen wurden für das Foto entfernt).

Die aufgelaufenen Keimlinge werden mithilfe von Csapody (1968), Oberdorfer (1994), Hanf (1999), Jäger & Werner (2000, 2002) und Klapp & Opitz von Boberfeld (2004) bestimmt.

Für jede Untersuchungsfläche werden folgende Parameter ermittelt:

- Anzahl an Arten,
- Individuenzahl pro Art,
- Verteilung innerhalb der Tiefenschichten und
- Keimlingsdichte pro m².

4.4.4 Vergleich der Nutzungskategorien

Die Nutzungskategorien werden untereinander bezüglich ihrer Diasporenbank verglichen, um den Einfluss der verschiedenen ehemaligen Nutzungen sowie des Zeitpunktes der Nutzungsaufgabe zu untersuchen. Dazu sind in einer Stetigkeitstabelle (Tabelle 5-23) alle Arten aufgelistet, die entweder mindestens 1 % der registrierten Keimlinge stellen oder in ihrer Stetigkeit deutliche Schwerpunkte in einer der Nutzungskategorien aufweisen. Da die Anzahl der untersuchten Bodenproben relativ gering ist und zudem zwischen den Nutzungskategorien variiert, ist die Zuordnung zu den Stetigkeitsklassen in Tabelle 4-7 aufgelistet.

Tabelle 4-7: Einteilung der Diasporenbankergebnisse in Stetigkeitsklassen. NK = Nutzungskategorie.

	24 Bodenproben je NK					12 Bodenproben je NK				
Stetigkeitsklasse	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
% der Bodenproben	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100	1-20	21-40	41-60	61-80	81-100
Anzahl an Bodenproben	1-5	6-10	11-14	15-19	20-24	1-2	3-5	6-7	8-9	10-12

4.4.5 Klassifikation der Diasporenbankergebnisse

Als Cluster-Algorithmus wird in der vorliegenden Klassifizierung das agglomerative Verfahren der „Minimum-Varianz“ oder auch „Methode nach Ward“ verwendet.

Dieses hierarchische Verfahren geht von allen Elementen des Clusters aus und betrachtet die Summe der Abweichungsquadrate innerhalb des Clusters. Dabei wird so fusioniert, dass die Summe der Abweichungsquadrate innerhalb der neuen Cluster möglichst gering bleibt.

Die Berechnung der Entfernung der Mitglieder einer Gruppe voneinander erfolgt anhand eines asymmetrischen quantitativen Ähnlichkeitsmaßes, dem Bray-Curtis-Koeffizienten (Bray & Curtis 1957). Dieser legt beim Vergleich zweier Datensätze ein hohes Gewicht auf das gemeinsame Vorkommen von Arten, berücksichtigt gemeinsames Nichtvorkommen von Arten dagegen aber nicht. Zusätzlich wird die Individuenzahl in die Berechnung einbezogen. Der Bray-Curtis-Koeffizient (Formel (E)) kann Werte zwischen 0 und 1 annehmen und wird wie folgt berechnet:

$$\text{Formel (E)} \quad S_{bc} = \frac{2w}{B + C} \quad (\text{Leyer \& Wesche 2007})$$

Die Summe der Abundanzen aller Arten in Objekt 1 ist B, die Summe aller Abundanzen in Objekt 2 ist C und w ist die Summe der jeweils niedrigsten Abundanzwerte einer Art in beiden Objekten.

In der vorgenommenen Klassifikation werden die Individuen- und Artenzahlen der beiden getrennt betrachteten Tiefenschichten zusammengerechnet. Vor der Analyse werden die Daten einer Transformation unterzogen, da ansonsten Arten mit sehr hohen Individuenzahlen die Ergebnisse zu sehr dominieren. Die Individuenzahlen aller Arten werden zur Basis 10 logarithmiert (Formel (F)). Da der Logarithmus von 0 nicht definiert ist, wird der kleinste Wert des Datensatzes mit 1 addiert.

$$\text{Formel (F)} \quad y^* = \log_{10}(y+1)$$

4.5 Bildvergleiche

4.5.1 Einführung

Eine Folge der Etablierung des Tourismus war die Abbildung der Landschaft auf Ansichtskarten, so dass heute eine Vielzahl von Ansichtskarten aus dem Untersuchungsgebiet aus den letzten 100 Jahren existiert. Die Ansichtskarten aus der Zeit der vorletzten Jahrhundertwende sind gezeichnet, spätere wurden aus echten Fotografien gefertigt. Einige dieser Foto-Ansichtskarten wurden nachträglich koloriert. Da bei kolorierten Ansichtskarten der künstlerischen Freiheit größere Spielräume zur Verfügung standen, wurden bei dem vorgenommenen Bildvergleich ausschließlich nichtkolorierte fotografierte Ansichtskarten verwendet. Die einzige Ausnahme bildet ein Gemälde des Hinterzartener Heimatmalers Hermann Dischler. Die Gemälde von Dischler können gut für vergleichende Betrachtungen herangezogen werden, da Dischler seine Motive stets von Fotografien abzeichnete, um die Landschaft und Objekte möglichst detailgetreu wiederzugeben.

Der ungefähre Aufnahmezeitpunkt einer Ansichtskarte ist mithilfe des Poststempels zu ermitteln. In der vorliegenden Untersuchung wird die Datierung der historischen Ansichtskarten daher mithilfe des Poststempels vorgenommen. Über die Zeitspanne zwischen der Aufnahme des Fotos und dem Versenden der Ansichtskarte lassen sich anhand des Herausgebers und des Motivs Vermutungen anstellen. Die hohen Auflagen großer Verlage führten dazu, dass Ansichtskarten über längere Zeiträume verkauft wurden, wogegen kleine und lokale Postkartenverlage aufgrund geringer Auflagen meist kürzere Aufnahmeintervalle aufwiesen. Weitere wichtige Hinweise liefert das Motiv, da anhand der abgebildeten Gebäude oder der Höhe von Bäumen eine Einordnung innerhalb einer geringen Zeitspanne möglich ist. Des Weiteren können die Ansichtskarten der Firma Metz mithilfe der Seriennummern datiert werden. Der Vergleich des Poststempels mit der Datierung mittels Seriennummer ergibt, dass die gefundenen Abweichungen maximal 4 Jahre betragen. Sofern die Ansichtskarten weder von der Firma Metz sind, noch ein Poststempel vorliegt, wird eine ungefähre zeitliche Einordnung angegeben, die im Text durch den Zusatz „ca.“ vor der entsprechenden Jahreszahl gekennzeichnet ist.

Historische Ansichtskarten können neben Luftbildern und historischen Karten wertvolle Informationen beisteuern, um den Landschaftswandel zu präzisieren. Alte Fotografien sind geeignete Zeitdokumente, da sie, von bewussten Bildmanipulationen abgesehen, die sichtbare Wirklichkeit zum Aufnahmezeitpunkt präzise wiedergeben. Aufgrund der zahlreichen Ansichtskarten von Hinterzarten und dem Feldberggebiet ist die Methode für das Untersuchungsgebiet besonders geeignet. In benachbarten Gemeinden, die nicht in gleichem Maße erschlossen wurden oder landschaftlich weniger reizvoll sind, entwickelte sich der Fremdenverkehr nicht in dem Ausmaß und infolgedessen war der Bedarf an Ansichtskarten geringer. So gibt es vom nahe gelegenen Hotzenwald oder Lenzkirch wesentlich weniger historische Ansichtskarten, während sich von touristisch ähnlich erschlossenen Regionen wie dem Titisee vergleichbare Mengen an Postkarten finden lassen.

Ein Nachteil von Ansichtskarten gegenüber Luftbildern besteht darin, dass aufgrund der Kameraposition am Boden Verzerrungen oder Abschirmungen auftreten können und dadurch Flächenausdehnungen einzelner Landnutzungstypen nicht korrekt zu ermitteln sind (Kull 2005). Zudem können aufkommende Vegetation oder bauliche Neuerungen oder Umgestaltungen den ursprünglichen Blick verändern. Dazu kommt, dass terrestrische Fotografien die Gemarkung nur ausschnittsweise zeigen, wobei einzelne Fotostandorte überrepräsentiert sein können.

Demgegenüber weisen Ansichtskarten eine größere räumliche und zeitliche Auflösung auf als Luftbilder. Ansichtskarten oder terrestrische Fotografien reichen bis ins vorletzte Jahrhundert zurück, während die ersten flächendeckenden Luftbilder der Gemarkung Hinterzarten aus dem Jahr 1951 stammen. Besonders von Blickachsen in der Nähe des Siedlungskernes wie beispielsweise vom Scheibenfelsen in Richtung Norden über den Ortskern hinweg gibt es zahlreiche Ansichten mit einer hohen zeitlichen Auflösung. Dadurch ist es möglich, den aus Karten und Luftbildern ermittelten generellen Verlauf des Landschaftswandels auch in den dazwischen liegenden Zeitperioden zu präzisieren.

Multitemporale Bildvergleiche zur Erfassung von Landschaftsveränderungen werden seit geraumer Zeit herangezogen. Vor mehr als 20 Jahren legten Rogers et al. (1984)

eine umfangreiche Bibliographie vor, mit besonderem Schwerpunkt auf den Südwesten der USA. Hart & Laycock (1996) konzentrierten sich in einer vergleichbaren Zusammenstellung auf die Analyse von Weide- und Waldgebieten im Westen der USA. Das Projekt „Changing Mile“ beschäftigte sich mit der Erfassung von Veränderungen der Wüstenvegetation im südlichen Arizona und dem Sonoragebiet in Mexiko seit dem ausgehenden 18. Jahrhundert (Hastings & Turner 1965, Turner et al. 2003). Eine Waldzunahme an der Westabdachung der Rocky Mountains in Colorado dokumentierte der Bildvergleich von Manier & Laven (2002). Pickard (2002) listete verschiedene Studien auf, in denen mittels Bildvergleichen Landschafts- und Vegetationsveränderungen in Australien rekonstruiert werden.

Innerhalb Europas existieren verschiedene Untersuchungen aus den Alpen, die Landschaftsveränderungen, teilweise beschränkt auf Gletscher, anhand terrestrischer Fotografie erfassen (Zielonkowski et al. 1986, Der Spiegel 1995, 2000, Stützer 2000, Holzhauser 2001, Bodenbender 2002, Hauser 2002, Haeberli & Holzhausen 2003, Greenpeace Deutschland 2004, Hüsler 2005). Für den Südschwarzwald finden sich Fotovergleiche im Katalog zur Ausstellung über das Schaffen Hermann Dischlers Anfang des letzten Jahrhunderts (Hofstätter 1992). Landschaftsanalysen mittels vergleichender Fotografie werden hauptsächlich auf regionalem Maßstab durchgeführt, für eine Betrachtung größerer Landschaftsräume ist die Methode weniger verbreitet (Debussche et al. 1999, Kull 2005, Zier & Baker 2006) oder es müssen zusätzliche Informationen in die Auswertung einbezogen werden (Axelsson et al. 2002).

Eine Anleitung zum Nachfotografieren historischer Ansichten und für eine daran anschließende Strukturanalyse findet sich in Debussche et al. (1999). In Anlehnung daran werden für die vorliegende Arbeit zahlreiche historische Ansichtskarten nachfotografiert und die Entwicklung der abgebildeten Landschaftsausschnitte, wie bei Rudner (2003) beschrieben, mittels visuellen Bildvergleichs interpretiert.

4.5.2 Verwendetes Bildmaterial

Aus Archiven, von privaten Sammlern und Internetauktionen wurden ungefähr 250 historische Ansichtskarten aus Hinterzarten zusammengetragen. Weiterhin wurden Tourismusführer und -prospekte verwendet, von denen eine Vielzahl aus dem Gebiet von Hinterzarten existiert. Aus dem zur Verfügung stehenden Material werden 52 Ansichten für den Bildvergleich ausgewählt und ausgewertet. Tabelle 4-8 listet die Anzahl der verwendeten Ansichtskarten der verschiedenen Verlage und deren Verlagsort beziehungsweise die Privatsammler auf.

Die älteste gesammelte Fotografie stammt aus dem Jahr 1885 (in Mohr & Schröder 1997), die drei ältesten Postkarten aus dem Jahr 1905.

Insgesamt werden 10 Blickachsen um Hinterzarten untersucht, indem den historischen Ansichten aktuelle Vergleichsfotos gegenübergestellt werden. Dabei werden verschiedene Bereiche eines jeden Blickwinkels abschnittsweise besprochen, wobei Landschaftsstrukturen und Charakteristika beschrieben und auf Veränderungen hingewiesen wird. Stellenweise dienen zusätzliche historische Detailansichten der Illustration von beobachteten Entwicklungen. Da bei den besprochenen 10 Bildvergleichen jeweils nur ein Ausschnitt der Landschaft um Hinterzarten analysiert

wird, können die dort erkannten Veränderungen nicht pauschal auf die gesamte Gemarkung übertragen werden.

Tabelle 4-8: Herkunft und Anzahl der ausgewerteten historischen Ansichten.

Name	Ort	Anzahl
Verlag Gebrüder Metz	Tübingen	18
Verlag Chr. Franz	Titisee	7
Verlag E. Burda	Freiburg	4
Verlag K. Albert	Freiburg	3
Verlag K. Velten	Karlsruhe	2
Verlag Werner	Tuttlingen	1
Verlag Schöning & Co.	Lübeck	1
Emil Glatz	Hinterzarten	2
Biehl, Adler-Drogerie	Hinterzarten	1
A. Mauthe	Bahlingen / Württ.	1
P. Kuenz	Freiburg	1
Mayer & Schladerer	Feldbergerhof	1
Hildenbrand	Göppingen	1
Katalog zu Dischlerausstellung	Freiburg	1
J. B.		1
E. H. St.		1
F - S Paulcke		1
Fotosammlung E. Weber		2
Fotosammlung B. Mohr		1
Fotosammlung Ritter		1
Gemälde Dischler		1

5 Ergebnisse

5.1 Nutzungsgeschichte

Die Nutzungsgeschichte des Untersuchungsgebiets kann für die letzten 230 Jahre durch eine Kombination von Luftbildern (mit unterschiedlicher optischer, zeitlicher und räumlicher Auflösung) und historischen graphischen Darstellungen parzellenscharf rekonstruiert werden. Die Verteilung der verschiedenen Landnutzungstypen im Untersuchungsgebiet für die Jahre 1772, 1899, 1951 und 2001 ist Karte 5-1 bis Karte 5-4 zu entnehmen. Die prozentuale Verteilung der Landnutzungstypen in den Jahren 1772, 1899, 1951 und 2001 ist Tabelle 5-1 zu entnehmen. Die verschiedenen Zeitschnitte werden zu einem kohärenten Bild der Nutzungsgeschichte zusammengefügt (Karte 5-5).

Tabelle 5-1: Prozentuale Verteilung der Landnutzungstypen zu den Zeitpunkten 1772, 1899, 1951 und 2001 entsprechend Interpretation der Karten 5-1 bis 5-4.

Landnutzungstyp	Flächenanteil [%]			
	1772	1899	1951	2001
Acker	13,4	8,6	40,8	21,0
Wiese	6,5	10,2		
Weid- und Reutfeld	54,9	25,8		
Wald	22,2	52,4	55,0	71,4
Siedlungs- und Verkehrsfläche	1,5	1,5	2,7	6,1
Gewässer	1,5	1,5	1,5	1,5

Aus Karte 5-1 und Tabelle 5-1 wird deutlich, dass 1772 fast drei Viertel der Gemarkung als Offenland genutzt wurde. Der Anteil an Ackerfläche ist doppelt so hoch wie der Anteil der Wiesen. Die Weid- und Reutberge nehmen über die Hälfte der Gemarkungsfläche ein. Der Anteil der Waldfläche beträgt zu diesem Zeitpunkt gut ein Fünftel und konzentriert sich auf die steileren Lagen der Gemarkung.

Die Lage Hinterzartens im geschlossenen Hofgütergebiet spiegelt sich in der Verteilung der Landnutzung wider. Jeder Hofbesitzer konnte nur auf die ihm zugehörigen Flächen zur Deckung des Eigenbedarfs zurückgreifen, da es in Hinterzarten keine Allmendflächen gab. Daher findet sich auf dem Gelände eines jedes Hofgutes neben Grünland und Ackerflächen auch Wald. Die intensiver bewirtschafteten landwirtschaftlichen Flächen befinden sich in der Nähe des Hofgebäudes und die weniger intensiv bewirtschafteten Flächen eher in der Peripherie des Hofgutes. Auf Karte 5-1 ist deutlich zu erkennen, dass das Hofgebäude in der Regel von Wiesen oder Ackerflächen umgeben ist.

Gut 100 Jahre später ist der Anteil des Offenlandes um fast 30 % zurück gegangen und beträgt um 1899 ungefähr 45 % (Tabelle 5-1). Weiden und Reutfelder nehmen nur noch ein Viertel der Gemarkungsfläche ein. Das Verhältnis zwischen Acker- und Wiesenflächen hat sich umgekehrt, bereits 1899 ist der Anteil der Ackerflächen geringer als der Anteil der Flächen, die als Wiesen bewirtschaftet werden. Ein Verschwinden von Offenland ist besonders im westlichen Teil der Gemarkung zu

beobachten (Karte 5-2). Stattdessen ist in diesen Bereichen eine starke Zunahme der Waldfläche zu verzeichnen. Insgesamt ist der Anteil der Waldfläche auf über 50 % angestiegen. Der absolute Anteil an Siedlungs- und Verkehrsflächen ist zwischen 1772 und 1899 konstant geblieben, allerdings hat sich die Verteilung verändert. Um 1899 ist bereits der Trend erkennbar, das sich dieser Landnutzungstyp auf den Bereich des heutigen Siedlungskernes um die Wallfahrtskirche „Maria in der Zarten“ fokussiert.

1951 stehen erstmals von der gesamten Gemarkungsfläche Luftbilder zur Verfügung. Die Interpretation dieser ermöglicht es nicht, zuverlässig Weiden-, Wiesen- und Ackerflächen zu unterscheiden, so dass diese Bewirtschaftungsformen unter dem Landnutzungstyp „Grünland oder Schlagfläche“ subsummiert wurden. Offenflächen nehmen 1951 gut 40 % der Gemarkungsfläche ein (Karte 5-3). Damit hat sich der Anteil an Offenflächen seit 1899 verhältnismäßig geringfügig vermindert. Ähnliches gilt für den Anteil an Waldfläche, welcher nur leicht angestiegen ist und 1951 ungefähr 55 % beträgt (Tabelle 5-1). Demgegenüber verhältnismäßig stark zugenommen hat die Fläche, die für Siedlung und Verkehr genutzt wird. Auch wenn dieser Nutzungstyp immer noch weniger als 3 % der Gemarkungsfläche beansprucht, hat sich dessen Anteil seit 1899 fast verdoppelt.

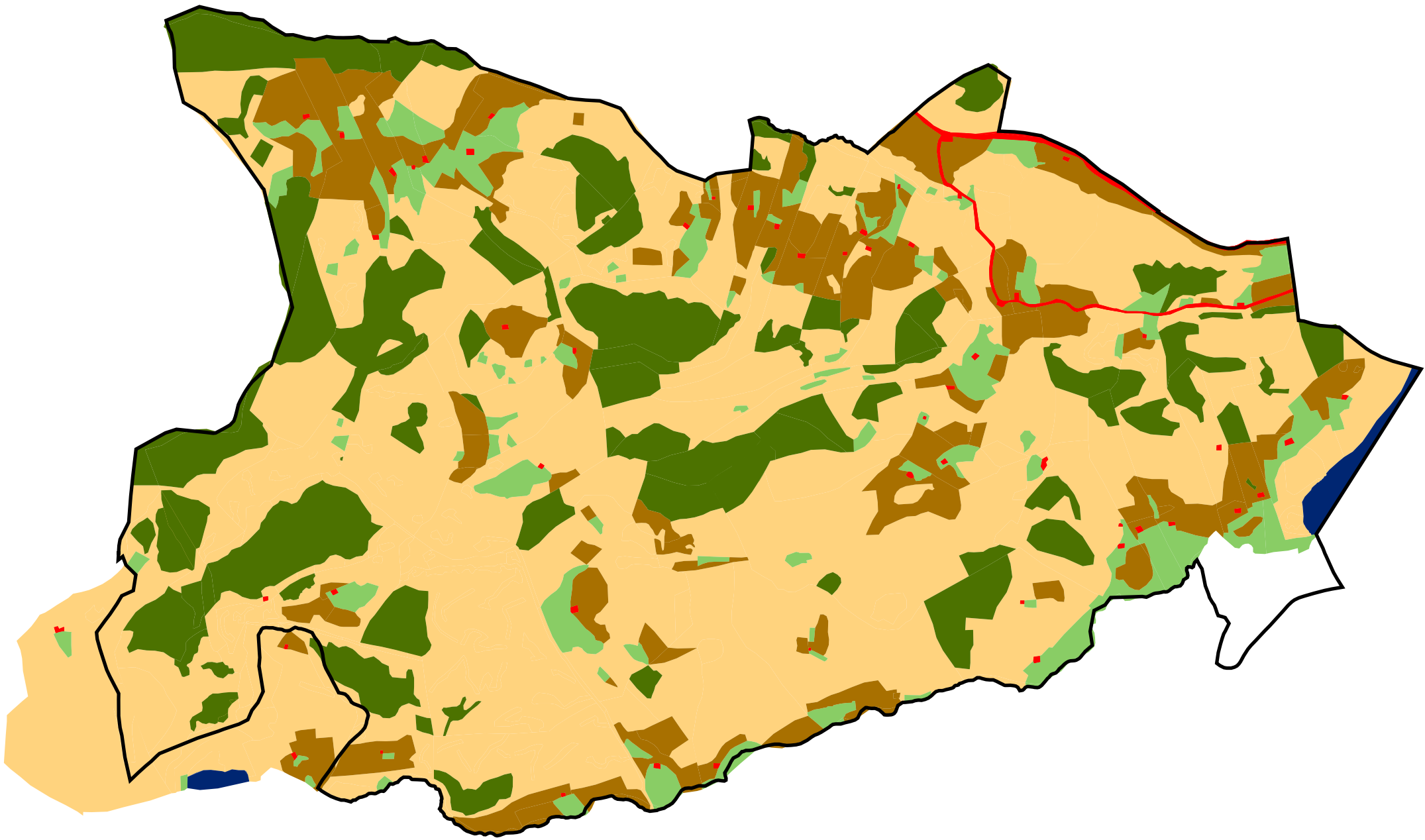
Ein Anhalten dieser Entwicklung ist auch in dem Zeitraum zwischen 1951 und 2001 zu vermerken (Karte 5-4). Dadurch beträgt der Anteil dieses Landnutzungstypes 2001 bereits über 6 % und es ist die Herausbildung eines Siedlungskernes im östlichen Bereich der Gemarkung erkennbar. Der südwestliche Bereich der Gemarkung ist fast vollständig mit Wald bestanden, der fast drei Viertel der Gemarkung einnimmt (Tabelle 5-1). Grünland findet sich im Bereich der Siedlungskernes und um die noch existierenden Hofgüter. Insgesamt hat das Grünland flächenmäßig im Vergleich zu 1951 aber um die Hälfte abgenommen.

Auf Karte 5-5 ist neben der Verteilung der 5 Nutzungskategorien (vgl. Kap. 4.1.3) innerhalb der Gemarkungsfläche auch die Lage der 161 Untersuchungsflächen eingezeichnet. Die Anzahl der Untersuchungsflächen differiert zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien, da es aufgrund der für die Untersuchungsflächen festgelegten Auswahlkriterien nicht möglich war, in jeder Nutzungskategorie (besonders NW-1 und NW-2) die gleiche Anzahl an Untersuchungsflächen zu finden.

Insgesamt wurden 56 % der Gemarkungsfläche einer der 5 Nutzungskategorien zugeordnet. Dabei nehmen Flächen der Nutzungskategorie AW-1 mit 29,6 % die größten Anteile ein. Die Flächen der Nutzungskategorie AW-2 sind dagegen nur auf 3,2 % der Gemarkungsfläche zu finden. Bei den neuen Wäldern findet sich hinsichtlich der ehemaligen Art der Landnutzung eine ähnliche Verteilung. Auch bei den neuen Wäldern nehmen die ehemaligen Weiden / Reutfelder (NW-1 7,7 %) größere Flächenanteile ein als die ehemaligen Äcker / Wiesen (NW-2 2,1 %). Die neuen Wälder finden sich überwiegend im östlichen Gemarkungsbereich. 13,4 % der Gemarkungsfläche sind auf dem ausgewerteten Kartenmaterial durchgängig als Wälder eingestuft und daher der Nutzungskategorie der historisch alten Wälder zugeordnet. Diese Nutzungskategorie weist ihren Schwerpunkt im westlichen Gemarkungsteil auf.

Landnutzungstypen 1772

-  Acker
-  Wiese
-  Weid- und Reutfeld
-  Wald
-  Siedlungs- und Verkehrsfläche
-  Gewässer
-  Gemarkungsgrenze



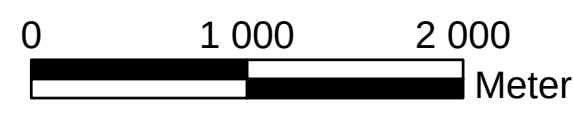
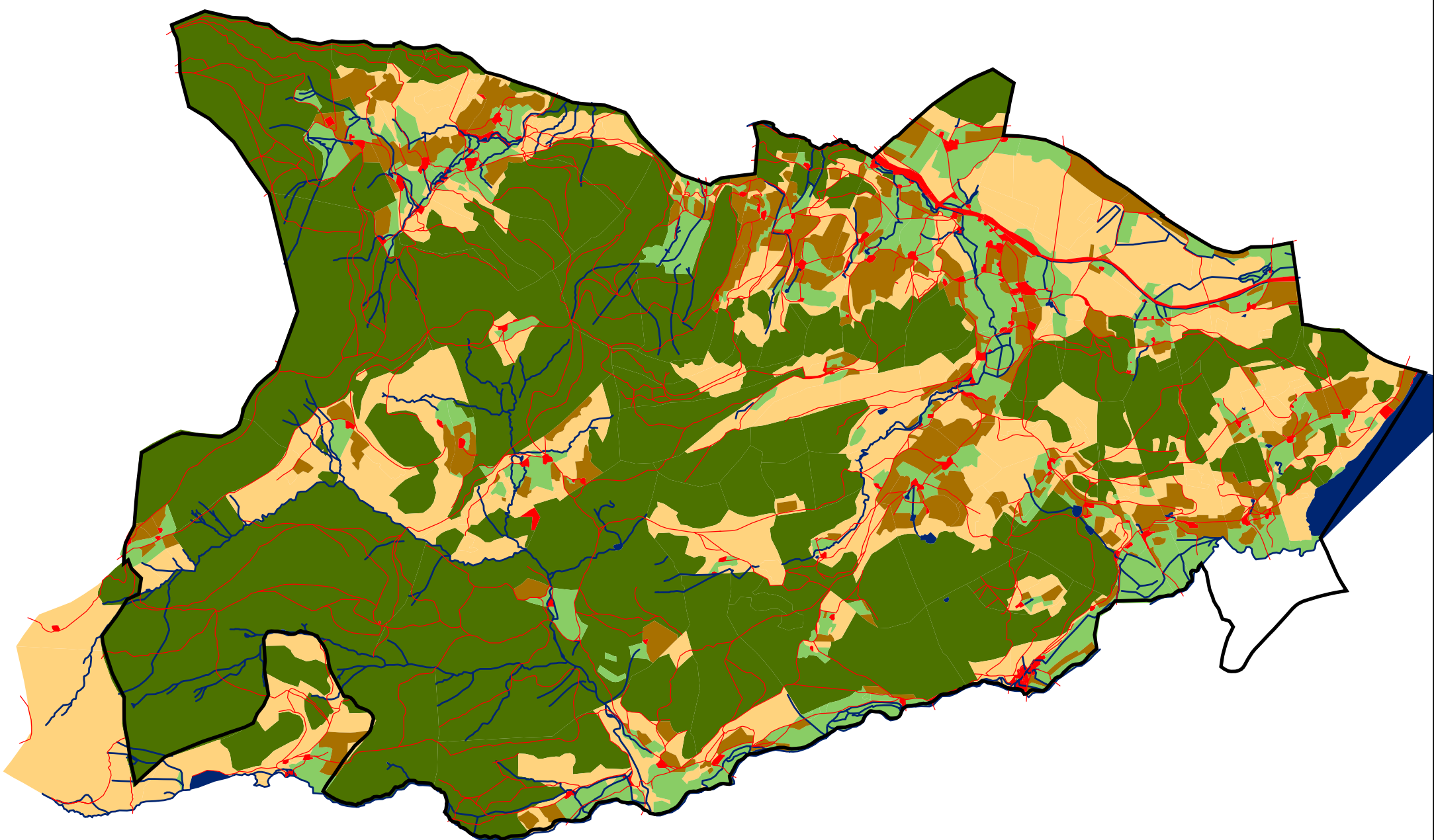
0 1 000 2 000
Meter

Floristische und standörtliche Unterschiede zwischen Wäldern unterschiedlicher Bestockungskontinuität im Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)

Karte 5-1	Verteilung der Landnutzungen im Jahr 1772
Quelle:	Karteninterpretation Melanie Manegold
Erstellt:	19.10.2007 von Melanie Manegold
Maßstab:	1:35 000

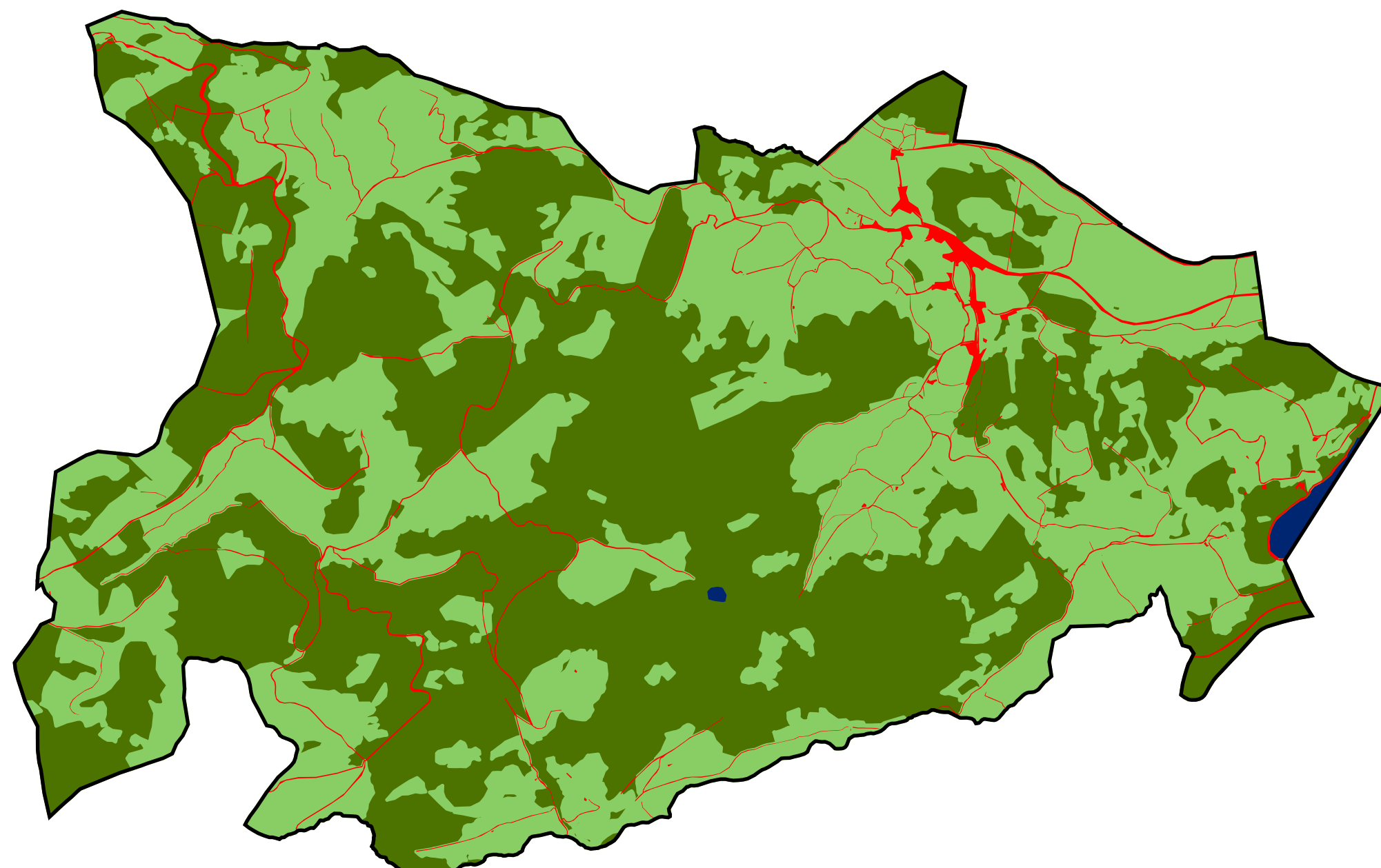
Landnutzungstypen 1899

-  Acker
-  Wiese
-  Weid- und Reutfeld
-  Wald
-  Siedlungs- und Verkehrsfläche
-  Gewässer
-  Gemarkungsgrenze



Floristische und standörtliche Unterschiede zwischen Wäldern unterschiedlicher Bestockungskontinuität im Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)

Karte 5-2	Verteilung der Landnutzungen im Jahr 1899
Quelle:	Karteninterpretation Melanie Manegold
Erstellt:	19.10.2007 von Melanie Manegold
Maßstab:	1:35 000



Landnutzungstypen 1951

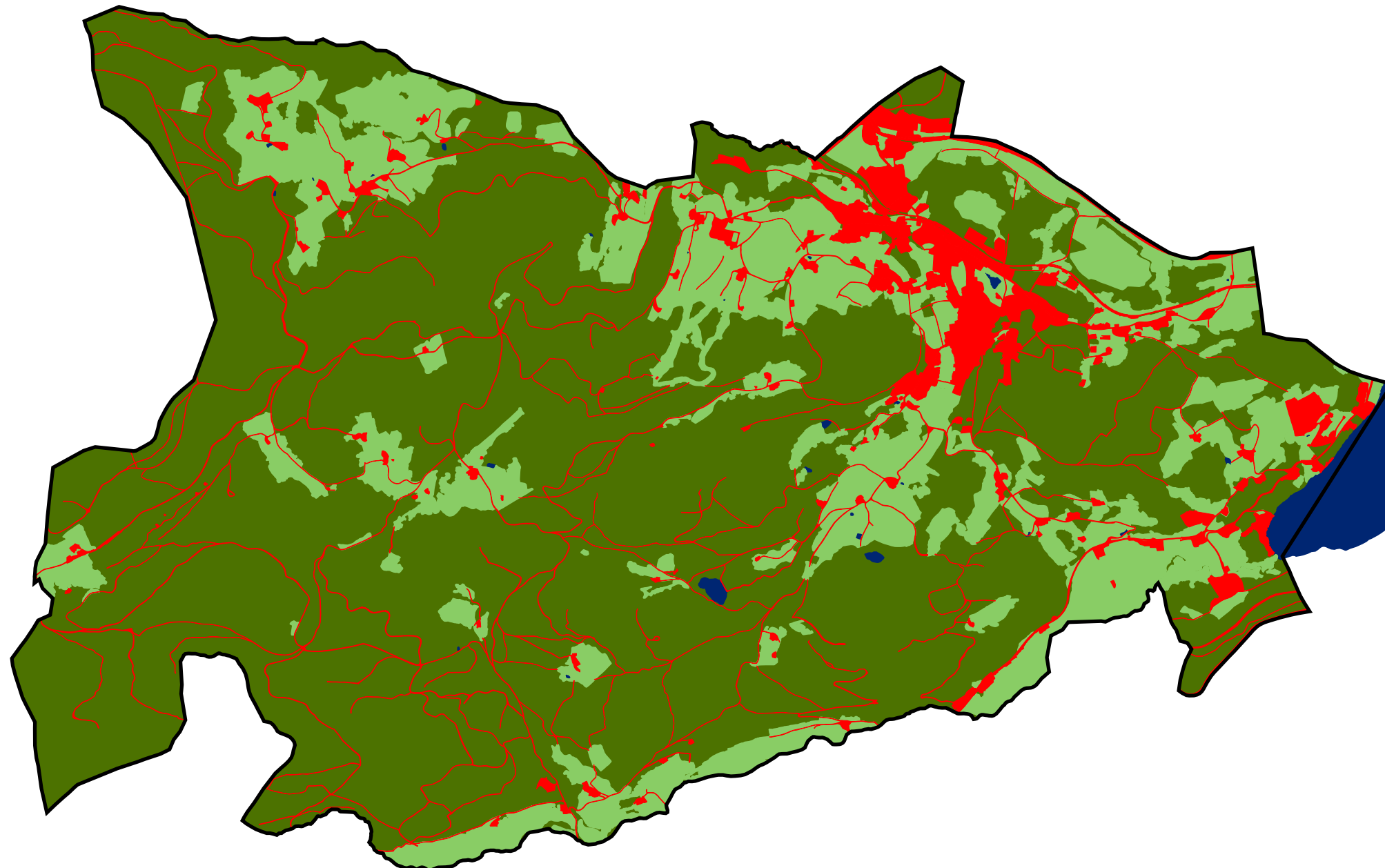
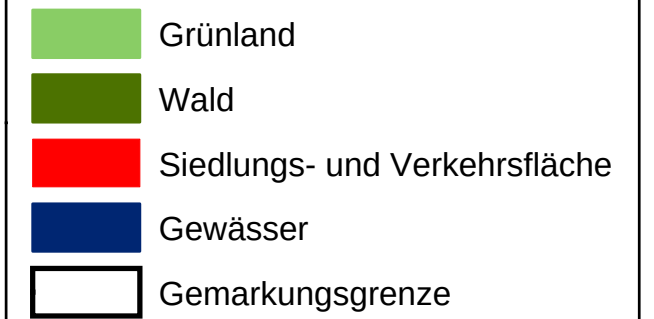
- Grünland oder Schlagfläche
- Wald
- Siedlungs- und Verkehrsfläche
- Gewässer
- Gemarkungsgrenze

0 1 000 2 000
 Meter

Floristische und standörtliche Unterschiede zwischen Wäldern unterschiedlicher Bestockungskontinuität im Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)

Karte 5-3:	Verteilung der Landnutzungen im Jahr 1951
Quelle:	Karteninterpretation Melanie Manegold
Erstellt:	19.10.2007 von Melanie Manegold
Maßstab:	1:35 000

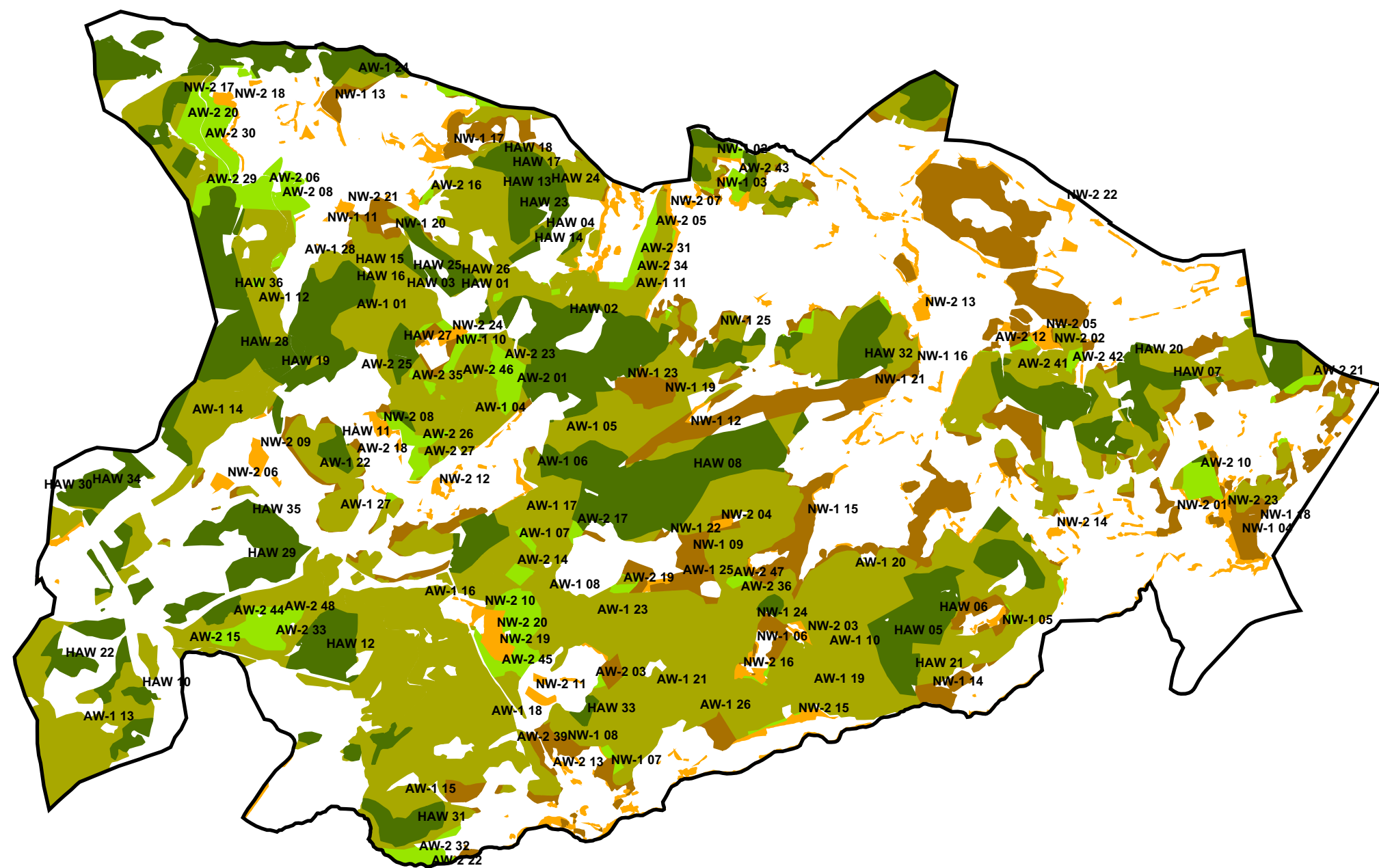
Landnutzungstypen 2001



0 1 000 2 000
Meter

Floristische und standörtliche Unterschiede zwischen
Wäldern unterschiedlicher Bestockungskontinuität im
Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)

Karte 5-4:	Verteilung der Landnutzungen im Jahr 2001
Quelle:	Karteninterpretation Melanie Manegold
Erstellt:	19.10.2007 von Melanie Manegold
Maßstab:	1:35 000



Nutzungskategorien

Untersuchungsflächen

Historisch alter Wald (HAW)



Alter Wald (AW)



ehemals Weide / Reutfeld (AW-1)



ehemals Acker / Wiese (AW-2)

Neuer Wald (NW)



ehemals Weide / Reutfeld (NW-1)



ehemals Acker / Wiese (NW-2)

 Gemarkungsgrenze

Floristische und standörtliche Unterschiede zwischen Wäldern unterschiedlicher Bestockungskontinuität im Südschwarzwald (Gemarkung Hinterzarten)

Karte 5-5:	Verteilung der Nutzungskategorien und Probeflächen
Quelle:	Samplingdesign Melanie Manegold
Erstellt:	19.10.2007 von Melanie Manegold
Maßstab:	1:35 000

5.2 Vegetation

5.2.1 Vegetationszusammensetzung

5.2.1.1 Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien

Durch die Vegetationsaufnahmen können 245 Pflanzenarten (Gefäßpflanzen und Moose) nachgewiesen werden. Getrennt nach den verschiedenen Aufnahmeschichten werden 18 Baumarten, 10 Straucharten, 159 krautige Arten und 58 Moosarten kartiert. Die Artenzahl in einer Aufnahme­fläche schwankt zwischen 3 und 51 Arten. Die Aufteilung der Artenzahlen in die verschiedenen Aufnahmeschichten ist für die verschiedenen Nutzungskategorien in Tabelle 5-2 dargestellt. Tabelle 5-2 sind ebenfalls die durchschnittlichen Deckungen der verschiedenen Aufnahmeschichten zu entnehmen. In der Deckung der Krautschicht gibt es keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien. In der Strauchschicht zeigt die Nutzungskategorie AW-2 eine signifikant höhere Deckung als die historisch alten Wälder.

Tabelle 5-2: Gesamtartenzahl [n], durchschnittliche Artenzahl] je Plot [n, durchschnittliche Artenzahl je Aufnahmeschicht [n] und durchschnittliche Deckungen je Aufnahmeschicht [%] in den 5 Nutzungskategorien. Definition der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Definition der Aufnahmeschichten siehe Kap. 4.2.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Gesamtartenzahl	100	83	155	150	140
durchschnittliche Artenzahl je Plot	18,6	17,0	22,8	27,0	21,3
Anzahl Arten in der Baumschicht	6	5	8	10	7
Anzahl Arten in der Strauchschicht	5	7	13	11	10
Anzahl Arten in der Krautschicht	79	65	114	112	109
Anzahl Arten in der Moosschicht	20	17	37	32	27
Deckung Baumschicht	74,3	66,6	65,9	70	73,8
Deckung Strauchschicht	4,1	8,6	20,7	16,1	10,6
Deckung Krautschicht	48,9	50	64	54,2	47
Deckung Moosschicht	28,6	37	46,7	36,1	23,5

Die 4 Lebermoosarten *Lophocolea bidentata*, *L. cuspidata*, *L. heterophylla* und *Metzgeria temperata* werden in den Analysen nicht weiter berücksichtigt. Es handelt sich dabei um Arten, die vorwiegend auf Rinde/Holz oder zwischen anderen Moosen vorkommen. Aufgrund der verwendeten Aufnahmemethode kann nicht sichergestellt werden, dass diese Arten auf allen von ihnen besiedelten Untersuchungsflächen erfasst wurden.

Die Boxplots in der Abbildung 5-1 geben einen Überblick über die Verteilung der Gesamtartenzahlen innerhalb der einzelnen Nutzungskategorien.

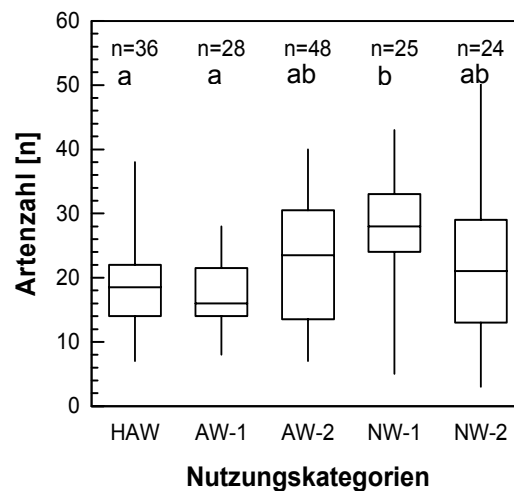


Abbildung 5-1: Verteilung der Gesamtartenzahl je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in der Artenzahl je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Sowohl in Tabelle 5-2 als auch in Abbildung 5-1 handelt es sich um presence / absence-Daten ohne Berücksichtigung der jeweiligen Artmächtigkeiten (Individuenzahl). Tabelle 5-2 ist zu entnehmen, dass in den Nutzungskategorien der historisch alten Wälder (HAW) und den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wäldern (AW-1) sowohl die Gesamtkollektive als auch die durchschnittlichen Artenzahlen je Plot geringer sind. Bei den alten Wäldern mit einer ehemaligen Nutzung als Acker / Wiese (AW-2) werden mehr Arten angetroffen als bei den ehemaligen Weiden / Reutfeldern. Bei den neuen Wäldern ist es umgekehrt, hier finden sich in den ehemals als Acker / Wiese genutzten Wäldern (NW-2) weniger Arten als in den ehemaligen Weiden / Reutfeldern (NW-1). Bei der Gesamtartenzahl sind es in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 rund 150 Arten und damit deutlich mehr als in den HAW und AW-1. Neben der Gesamtartenzahl sind auch die durchschnittlichen Artenzahlen der einzelnen Untersuchungsflächen in den Wäldern der Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 deutlich höher. Diese Unterschiede zeichnen sich in allen Aufnahmeschichten ab, die Artenzahlen je Aufnahmeschicht sind in den HAW und den AW-1 stets geringer als in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2. Abgesehen von der Strauchschicht sind die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder durchgängig die artenärmste Nutzungskategorie. Nur die HAW sind in der Strauchschicht noch artenärmer, wobei die Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 mindestens 100 % mehr Straucharten aufweisen.

Abbildung 5-1 verdeutlicht die Verteilung der Artenzahlen je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien. Darin finden sich auch die Ergebnisse der Tabelle 5-2

wieder. Die Nutzungskategorien HAW und AW-1 weisen wesentlich weniger Arten auf als die übrigen. Die Kategorien HAW und AW-1 unterscheiden sich hinsichtlich der Artenzahl je Untersuchungsfläche signifikant allerdings nur von den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten neuen Wäldern (NW-1), nicht von den Nutzungskategorien AW-2 und NW-2. Die Wälder der NW-1 haben zwar nicht absolut, aber pro Untersuchungsfläche die höchsten Artenzahlen, was sich im Shannon-Wiener-Index widerspiegelt (Abbildung 5-4). Die Wälder der Nutzungskategorien AW-2 und NW-2 unterscheiden sich signifikant hinsichtlich der Artenzahl weder von den artenärmeren Nutzungskategorien HAW und AW-1 noch von denen der Nutzungskategorie NW-1.

Die Nutzungskategorie AW-1 besitzt die geringste intrakategoriale Spannweite, während die neuen Wälder auf ehemaligen Acker- beziehungsweise Wiesenstandorten die größten Schwankungen hinsichtlich der Artenzahl je Untersuchungsfläche zeigen. Sowohl bei den alten Wäldern als auch bei den neuen Wäldern weisen die Wälder auf ehemaligen Acker- beziehungsweise Wiesenstandorten größere Schwankungsbereiche hinsichtlich der Artenzahl auf als die Wälder auf ehemaligen Weiden / Reutfeldern. Die Artenzahlen der ehemals als Weide / Reutfeld genutzten Wälder liegen in einem kleineren Schwankungsbereich, d. h., sie sind sich innerhalb der jeweiligen Nutzungskategorie (AW-1, NW-1) ähnlicher als bei den als Acker / Wiese genutzten Wäldern (AW-2, NW-2). Die geringste Spanne bei den Artenzahlen findet sich in der Nutzungskategorie AW-1, in welcher die Gesamtartenzahl je Untersuchungsfläche zwischen 8 und 28 schwankt. Die Nutzungskategorie HAW ist geringfügig artenreicher als die Nutzungskategorie AW-1, zudem weisen einige Aufnahmen vergleichsweise hohe Artenzahlen auf.

5.2.1.2 Baum- und Strauchschicht

Die Anzahl der Baumindividuen je Untersuchungsfläche schwankt zwischen 3 und 144, wobei maximal 5 Baumarten auf einer Fläche gefunden wurden. Von den 18 kartierten Baumarten kommen 14 in der Baumschicht vor. *Thuja orientalis*, *Quercus robur*, *Hedera helix* und *Sorbus aria* werden nur in der Strauch- beziehungsweise Krautschicht registriert. Weiterhin können 10 Straucharten dokumentiert werden, innerhalb einer Untersuchungsfläche wachsen maximal 6 Arten vor. *Daphne mezereum*, *Rosa pendulina* und *Ribes spec.* werden nur in der Krautschicht und nicht in der Strauchschicht vorgefunden.

Abbildung 5-2 ist zu entnehmen, welche Baumarten in den verschiedenen Nutzungskategorien die einzelnen Untersuchungsflächen dominieren. Knapp die Hälfte der untersuchten Wälder im Untersuchungsgebiet besteht aus Fichtenreinbeständen. In den Mischbeständen dominiert in ungefähr zwei Dritteln ebenfalls *Picea abies*, doch sind in variierenden Bestandteilen *Fagus sylvatica* und andere Baumarten beigemischt. *Fagus sylvatica* bildet in 13 % der Mischbestände die dominierende Baumart, wobei die Buche besonders in der Strauchschicht und in der Krautschicht in fast allen Untersuchungsflächen in höheren Stetigkeiten zu finden ist. In allen Nutzungskategorien wird der Großteil der Untersuchungsflächen von Fichten (*Picea abies*, Pic_abi in Abbildung 5-2) beherrscht, was hauptsächlich auf die Nutzungsgeschichte zurückzuführen ist. In den HAW und AW-1 finden sich deutlich mehr Mischbestände mit Buche (*Fagus sylvatica*, Fag_syl in Abbildung 5-2) oder Tanne (*Abies alba*, Abi_alb in Abbildung 5-2), wobei die Buche im HAW auf 6 und im AW-1 auf 3

sowie die Tanne im HAW auf 1 und im AW-1 auf 4 Untersuchungsflächen die dominante Baumart ist.

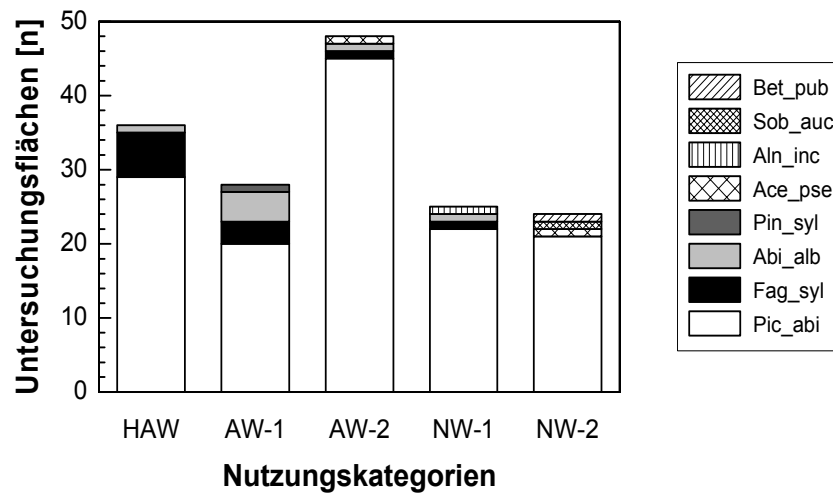


Abbildung 5-2: Verteilung der Untersuchungsflächen mit unterschiedlicher Baumartendominanz in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Abkürzungen der Baumarten siehe Kap. 5.2.1.2.

Im AW-1 findet sich eine Untersuchungsfläche, auf denen angepflanzte Wald-Kiefern (*Pinus sylvestris*, Pin_syl in Abbildung 5-2) den Baumbestand dominieren. In den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 finden sich vereinzelt feuchtere Standorte, auf denen entweder die Moor-Birke (*Betula pubescens*, Bet_pub in Abbildung 5-2), die Grau-Erle (*Alnus incana*, Aln_inc in Abbildung 5-2), die Gewöhnliche Eberesche (*Sorbus aucuparia*, Sor_auc in Abbildung 5-2) oder der Berg-Ahorn (*Acer pseudoplatanus*, Ace_pse in Abbildung 5-2) vorherrschen. Die mittlere Anzahl an Bäumen pro Untersuchungsfläche ist stärker durch die forstwirtschaftliche Nutzung als durch die standörtlichen Gegebenheiten oder die Nutzungsgeschichte bedingt. In Abbildung 5-3 sind neben der Anzahl der Bäume je Untersuchungsfläche innerhalb der jeweiligen Nutzungskategorien die zugehörigen Brusthöhendurchmesser (BHD) aufgeführt. Dabei ist zu erkennen, dass in den Nutzungskategorien HAW und NW-2 die meisten Bäumen je Untersuchungsfläche bei gleichzeitig geringsten Stammdicken zu finden sind.

Hinsichtlich der Anzahl an Bäumen je Untersuchungsfläche unterscheidet sich die Nutzungskategorie NW-2 signifikant von den Nutzungskategorien AW-1, AW-2 und NW-1, nicht aber von den Wäldern der Nutzungskategorie HAW (Abbildung 5-3 (a)). Letztgenannte unterscheiden sich eindeutig von den Nutzungskategorien AW-1 und AW-2. Bei den gemessenen BHD finden sich diese Unterschiede nicht wieder, da im Fall der BHD nur die Wälder der Nutzungskategorie NW-2 signifikant von den Wäldern der HAW, AW-1 und AW-2 verschieden sind (Abbildung 5-3 (b)).

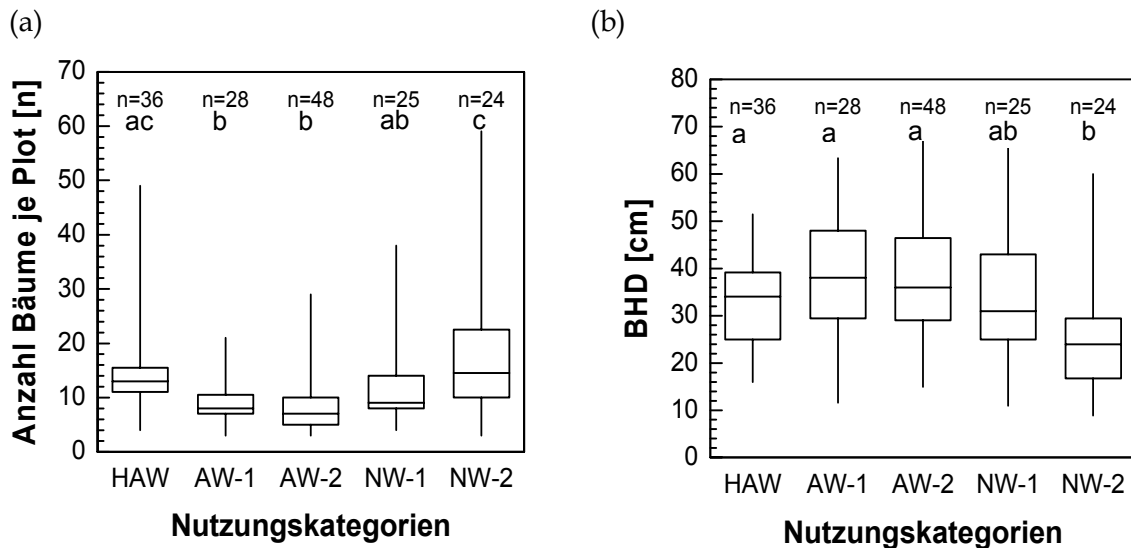


Abbildung 5-3: Anzahl der Bäume je Untersuchungsfläche (a) sowie deren Brusthöhendurchmesser (BHD) (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in der Anzahl an Bäumen je Untersuchungsfläche und dem mittleren BHD je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

5.2.1.3 Kraut- und Moosschicht

Ebenso wie in der Baum- und Strauchschicht sind die Untersuchungsflächen der historisch alten Wälder und der ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder auch in der Kraut- und Moosschicht artenärmer als die Untersuchungsflächen in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 (siehe Tabelle 5-2).

Insgesamt ist zu beobachten, dass eine Vielzahl der krautigen Arten und Moose nur geringe Stetigkeiten aufweist. Lediglich 19 % der Arten in der Kraut- und Moosschicht (28 Krautarten und 13 Moosarten) kommen in mindestens 10 % der Aufnahmen vor. 68 % der Arten (146 Arten) kommen in weniger als 5 % aller Aufnahmen vor, 43,8 % dieser Arten (95 Arten) sind sogar in weniger als 3 Untersuchungsflächen zu finden.

Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4 zeigen, dass die Zunahme der mittleren Artenzahlen in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 unter anderem darauf zurückzuführen ist, dass zu den walddtypischen Arten Relikte der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung hinzukommen. Dies sind zum größeren Teil Arten des intensiv genutzten Wirtschaftsgrünlandes (z. B. *Holcus lanatus*, *Ranunculus repens*), gefolgt von Arten der bodensauren Magerrasen (Borstgrasrasen, z. B. *Nardus stricta*, *Genista sagittalis*) und sehr selten von Ackerunkräutern (z. B. *Fallopia convolvulus*, *Stellaria media*).

Den Vergleich der einzelnen Nutzungskategorien anhand des Shannon-Wiener-Diversitätsindex und anhand der Evenness zeigt Abbildung 5-4.

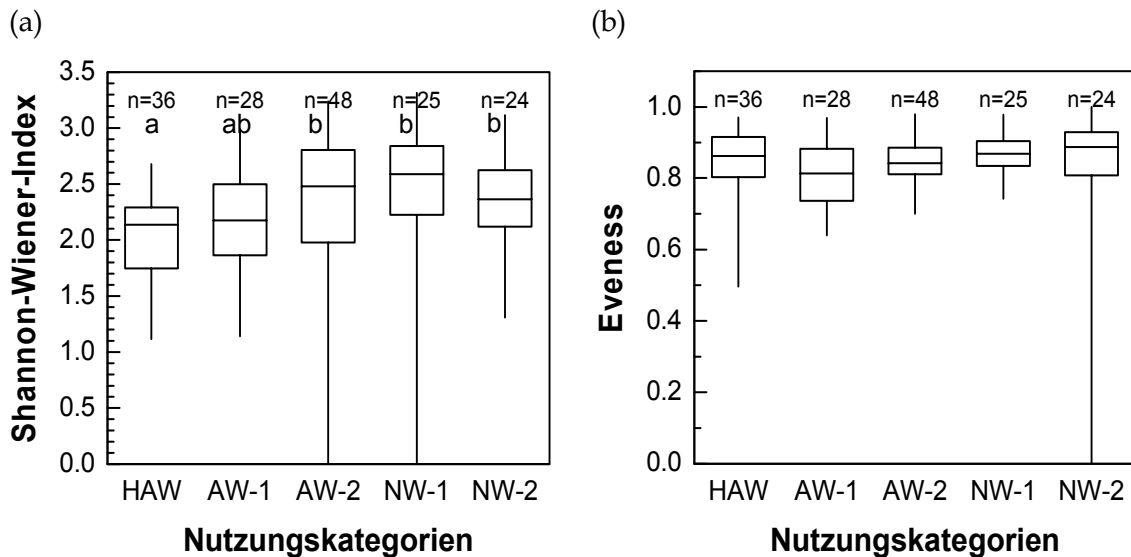


Abbildung 5-4: Shannon-Wiener-Index (a) und Eveness (b) der einzelnen Untersuchungsflächen in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede des Shannon-Wiener-Index je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden. Die Eveness je Untersuchungsfläche unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den 5 Nutzungskategorien.

Der Shannon-Wiener-Index weist eine höhere Diversität in den ehemals landwirtschaftlich genutzten Wäldern als in den historisch alten auf. Dabei lassen sich aber keine Trends zwischen den verschiedenen Nutzungsformen Weide / Reutfeld und Acker / Wiese erkennen. Signifikante Unterschiede im Shannon-Wiener-Index liegen nur zwischen der Nutzungskategorie HAW im Vergleich zu den Wäldern der AW-2, NW-1 und NW-2 vor. Die Eveness unterscheidet sich nicht eindeutig zwischen den fünf Nutzungskategorien.

Da der Shannon-Wiener-Index sowohl von der Artenzahl als auch der Häufigkeitsverteilung der Arten abhängt, ist zusätzlich die Eveness aufgeführt. Der Median der Eveness schwankt zwischen 0,81 und 0,89 und zeigt damit an, dass die Dominanzstruktur der Arten der Kraut- und Moosschicht in allen Nutzungskategorien von mehreren Taxa geprägt wird und nicht einzelne Arten sehr dominant auftreten. In der Nutzungskategorie NW-2 ist die Spannbreite der Eveness maximal (von 0 bis 1). Die Untersuchungsflächen NW-2 8 und NW-2 10 weisen eine Eveness von 0 auf, was auf jeweils lediglich eine Art im Unterwuchs zurückzuführen ist (NW-2 8: *Equisetum sylvaticum*, NW-2 10: *Brachythecium rutabulum*). Die Untersuchungsfläche NW-2 10 weist dagegen eine Eveness von 1 auf, was sich aus den gleichen Deckungen der in dieser Fläche vorkommenden Arten, in diesem Fall der vier Moosarten *Polytrichum formosum*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Hylocomium splendens* und *Mnium hornum* begründet. Die Spannbreite der Eveness in der Nutzungskategorie HAW reicht von 0,5 bis 0,97. Die Untersuchungsfläche HAW 28 ist im Unterwuchs sehr stark von *Calamagrostis arundinaceae* dominiert, was sich in einer vergleichsweise niedrigen Eveness von 0,5 widerspiegelt.

Die Eveness ist zwischen den 5 Nutzungskategorien nicht signifikant verschieden. Trotzdem lässt sich aus dem relativ hohen Median der Eveness in den verschiedenen Nutzungskategorien hinsichtlich der Interpretation des Shannon-Wiener-Index ableiten, dass der höhere Wert in den ehemals landwirtschaftlich genutzten Wäldern auf eine Zunahme an Arten in diesen Nutzungskategorien zurückgeführt werden kann (Tabelle 5-2).

5.2.2 Vegetationsgliederung der Waldtypen

Die in Hinterzarten untersuchten Wälder gehören innerhalb der Klasse der Quercus-Fagetalia sylvaticae der Ordnung der Fagetalia sylvaticae und dem Verband der Fagion sylvaticae an. Dabei lassen sich die Untersuchungsflächen entweder der Assoziation Luzulo-Fagetum (Meusel 1937, Hainsimsen-(Tannen-Fichten)Buchenwald) oder der Assoziation Aceri-Fagetum (Rübel 30 ex J. et M. Bartsch 40, Bergahorn-(Tannen-Fichten)Buchenwald) zuordnen. Im Anhang zeigt die Tabelle-A 8 die dem Luzulo-Fagetum zugeordneten Vegetationsaufnahmen, Tabelle-A 9 beinhaltet diejenigen des Aceri-Fagetums. Insgesamt 72 Aufnahmen (45 %) werden als Luzulo-Fagetum eingestuft, die verbleibenden 89 Aufnahmen (55 %) als Aceri-Fagetum. Die Vegetationstabellen sind syntaxonomisch aufgebaut, im Tabellenkopf sind zusätzliche standörtliche Kenngrößen angegeben. Innerhalb der drei Nutzungskategorien HAW, AW-1 und AW-2 teilen sich die Aufnahmeflächen annähernd gleichmäßig auf beide Assoziationen auf. Bei den beiden Nutzungskategorien innerhalb der neuen Wälder werden jeweils ein Drittel der Aufnahmen dem Luzulo-Fagetum und zwei Drittel dem Aceri-Fagetum zugerechnet. Die durchschnittliche Artenzahl je Untersuchungsfläche beläuft sich im Luzulo-Fagetum auf 15,5. In den Aufnahmeflächen des Aceri-Fagetums finden sich im Mittel 25,5 Arten.

Die artenärmeren Luzulo-Fageten stocken eher auf den nährstoff- und basenärmeren sowie saureren Böden. Dabei sind die Luzulo-Fageten aufgrund der Höhenlage überwiegend der hochmontanen (orealen) Form zuzurechnen (Oberdorfer 1992). Die Buche ist von Natur aus die Hauptbaumart, vereinzelt sind auch Fichten und Tannen beigemischt. Im Untersuchungsgebiet ist allerdings der Großteil dieser Bestände in Nadelholzforste umgewandelt worden, in denen die Fichte klar dominiert (siehe Tabelle-A 8 im Anhang).

Ähnliches gilt für die Aceri-Fageten, die im Untersuchungsgebiet die nährstoff- und basenreicheren Standorte, die oft auch durch einen günstigen Wasserhaushalt gekennzeichnet sind, einnehmen. Die Assoziation ist gekennzeichnet durch einen auffälligen Reichtum an Hochstauden, wie beispielsweise *Senecio ovatus*, *Adenostyles alliariae* und *Cicerbita alpina*. Diese grenzen das Aceri-Fagetum deutlich gegenüber anderen Buchenwäldern ab, auch wenn es sich bei diesen Arten nicht um eindeutige Kennarten handelt. Ebenso wie das Luzulo-Fagetum ist diese Assoziation der orealen Form zuzurechnen und wird von der Buche dominiert, wenngleich sich diese nicht mehr an allen Standorten in ihrem Optimum befindet. Typisch ist vielerorts ein durch die hohe Luftfeuchte bedingter üppig ausgebildeter Epiphytenüberwuchs an den Baumstämmen.

Beide Assoziationen werden anhand ausgewählter Arten der Kraut- und Moosschicht standörtlich in eine saure Variante (A in Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9 im Anhang), eine nährstoffreiche (B) und eine feuchte (C) Ausprägung untergliedert. Bei der Betrachtung der Vegetationstabellen im Anhang ist zu berücksichtigen, dass die dort

ausgewiesenen Varianten teilweise nur aus wenigen Aufnahmen bestehen. Diese ergeben sich aus der Auftrennung der Aufnahmen entsprechend ihrer Nutzungsgeschichte (siehe Kap. 4.1.3) und der Unterteilung in nach Assoziationen geordneten Tabellen. Werden alle Vegetationsaufnahmen lediglich hinsichtlich der standörtlichen Varianten sortiert, ergibt sich ein optisch wesentlich eindrücklicheres Bild.

Die Unterscheidung in standörtliche Varianten zeigt, dass innerhalb der Luzulo-Fageten neben der typischen Ausprägung die saure Variante einen Großteil der Aufnahmen charakterisiert (Gruppen 2, 5, 7 und 10 in Tabelle 5-3). 42 % der Untersuchungsflächen im Luzulo-Fagetum deuten durch ihre Artenkombination mit beispielsweise *Pleurozium schreberi* oder *Vaccinium vitis-idaea* auf saure Standorte hin, bei den Aceri-Fageten sind dies nur 25 % der Aufnahmen (Gruppen 2, 5, 7, 11 und 15 in Tabelle 5-4). Den zur Abgrenzung dieser Variante ausgewählten Arten *Carex pilulifera*, *Melampyrum sylvaticum*, *Vaccinium vitis-idaea*, *Pleurozium schreberi* und *Blechnum spicant* sind sehr niedrige Reaktionszahlen gemeinsam, alle sind hinsichtlich der Bodenreaktion mindestens als Säurezeiger eingestuft (Ellenberg et al. 1992). Weiterhin kommt in diesen Aufnahmen *Deschampsia flexuosa* in deutlich höherer Stetigkeit vor. *Vaccinium myrtillus* ist in den neuen Wäldern seltener als in den historisch alten und grenzt zumindest in den neuen Wäldern die bodensauren Standorte deutlich gegenüber den anderen Standorten ab. *Maianthemum bifolium*, *Calluna vulgaris* und *Scapania nemorea* sind innerhalb des Untersuchungsgebiets nur mit geringen Stetigkeiten vorhanden, finden sich aber von zwei Ausnahmen abgesehen, nur in der sauren Variante.

Bei der Verteilung der nährstoffreichen und feuchten Standorte finden sich deutliche Unterschiede zwischen den beiden Assoziationen. Bei den Luzulo-Fageten weisen nur wenige Untersuchungsflächen aufgrund ihres Arteninventars auf nährstoffreiche (3 %) oder feuchte (7 %) Verhältnisse hin. Lediglich 2 Aufnahmen zeigen durch das Vorkommen von Hochstauden (*Senecio ovatus*, *S. hercynicus*) einen Übergang beziehungsweise die Nähe zum Aceri-Fagetum an. In diesem sind die nährstoffreiche beziehungsweise die feuchte Variante dagegen stark vertreten. Mehr als ein Drittel der Untersuchungsflächen im Aceri-Fagetum sind der nährstoffreichen Variante zugeordnet und 18 % deuten auf feuchte Bodenverhältnisse hin. Die nährstoffreichen Standorte (Gruppe 3 in Tabelle 5-3 und Gruppen 3, 8, 12 und 16 in Tabelle 5-4) sind geprägt von Hochstauden wie *Senecio ovatus*, *S. hercynicus*, *Adenostyles alliariae* und *Silene dioica*, kombiniert mit *Sambucus racemosa*. Diese Arten sind bei den Zeigerwerten von Ellenberg et al. (1992) hinsichtlich ihrer Nährstoffzahl alle als ausgesprochene Stickstoffzeiger eingestuft. Dazu treten weitere Arten mit geringeren Stetigkeiten wie beispielsweise *Actaea spicata*, *Athyrium distentifolium* oder *Gnaphalium sylvaticum*, die auf eine gute Nährstoffversorgung hindeuten und ihren Schwerpunkt in den nährstoffreichen Ausprägungen aufweisen.

In einer weiteren Variante werden die Aufnahmen gruppiert, deren Arteninventar auf feuchte Standorte schließen lässt (Gruppen 8 und 11 in Tabelle 5-3 und Gruppen 9 und 13 in Tabelle 5-4). Insgesamt beinhaltet diese Variante nur 13 % aller untersuchten Flächen, was den Anteil an nassen Standorten im gesamten Untersuchungsgebiet nicht repräsentativ widerspiegelt und darauf zurückzuführen ist, dass bei der Auswahl der Untersuchungsflächen die in den ausgewerteten Karten erkennbaren vermoorten Bereiche bereits im Vorfeld ausgeschlossen wurden. Die erfassten feuchten Standorte

sind durch Feuchtezeiger (nach Ellenberg et al. 1992 mindestens Feuchtezahl 7) gekennzeichnet, wozu unter anderem *Crepis paludosa*, *Viola palustris*, *Juncus effusus* oder *Filipendula ulmaria* zählen. Einige diese Arten weisen auch höhere Stetigkeiten in der nährstoffreichen Variante auf, da sie sowohl im Hinblick auf den Nährstoff- als auch auf den Wasserhaushalt besser versorgte Standorte bevorzugen. Dies ist besonders im Luzulo-Fagetum zu beobachten, wo die insgesamt eher spärlich vorkommenden Hochstauden wie *Adenostyles alliariae*, *Cicerbita alpina* oder *Ranunculus aconitifolius* ihren Schwerpunkt in der feuchten Variante aufweisen. In geringeren Stetigkeiten, aber mit eindeutigen Schwerpunkt, gesellen sich *Plagiomnium undulatum*, *Stellaria nemorum* oder *Phegopteris connectilis* dazu. Das Vorkommen besonders feuchter und nährstoffreicher Ausbildungen konzentriert sich auf die Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2, während die entsprechenden Arten in den historisch alten Wäldern und in den ehemals als Weide oder Reutfeld genutzten alten Wäldern nur vereinzelt vorkommen. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die besser wasser- und nährstoffversorgten Standorte in der Vergangenheit bevorzugt landwirtschaftlich genutzt wurden.

Hinsichtlich der floristischen „Grundausstattung“ der Wälder sind keine erheblichen Unterschiede zwischen den fünf Nutzungskategorien festzustellen. Die Ähnlichkeit des floristischen Inventars überwiegt.

Tabelle 5-3: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Luzulo-Fagetums (diagnostisch wichtige Arten sind grau hinterlegt). Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Die vollständige Vegetationstabelle des Luzulo-Fagetums findet sich in Tabelle-A 8 im Anhang.

Gruppe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aufnahmeanzahl	7	8	2	7	8	9	11	3	4	3	2	8
Nutzungskategorie	HAW			AW-1		AW-2			NW-1			NW-2
K, O, V, A-Kennarten												
Fagus sylvatica	II	V	III	III	III	II	II	.	II	IV	III	I
Prenanthes purpurea	III	II	III	IV	II	II	III	IV	.	II	III	I
Acer pseudoplatanus	II	IV	III	III	II	II	II	IV	III	IV	III	II
Dryopteris filix-mas	.	I	.	II	.	.	I	II	.	II	III	.
Polygonatum verticillatum	.	.	.	.	II	.	I	II	.	.	.	.
Gymnocarpium dryopteris	.	I	III	I	.	.	.	IV	.	.	III	.
Luzula luzuloides	.	II	III	.	II	I	I	.	.	.	.	.
Kennarten der standörtlichen Varianten												
Impatiens noli-tangere	.	I	.	.	I	.	.	V	II	.	III	.
Equisetum sylvaticum	.	.	.	.	.	.	I	II	.	.	.	I
Crepis paludosa	.	.	.	.	.	.	I	V	.	.	.	.
Viola palustris	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	V	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	.	IV	.	.	.	.
Senecio ovatus	.	.	III	.	II	.	.	.	II	.	.	.
Senecio hercynicus	I	I	III	.	I	.	II	II	.	II	V	.
Sambucus racemosa	.	.	V	.	.	.	I	.	.	.	.	.
Silene dioica	.	.	III	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pilulifera	II	V	.	II	IV	I	IV	IV	IV	IV	III	II
Melampyrum sylvaticum	.	I	.	I	III	.	I	.	.	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	.	.	.	.	II	I	III	.	.	.	.	I
Pleurozium schreberi	.	I	.	.	I	I	III	.	.	II	.	I
Blechnum spicant	.	II	III	III	I	.	III	II	.	II	.	.
weitere diagnostische Arten												
Deschampsia flexuosa	III	V	III	III	V	III	V	IV	III	V	III	II
Vaccinium myrtillus	V	V	V	IV	V	IV	V	V	III	V	III	III
Maianthemum bifolium	.	.	.	.	.	.	I	.	.	II	.	.
Calluna vulgaris	.	.	.	.	I	.	I	.	.	.	.	.
Milium effusum	.	.	III	.	I	.	.	.	.	.	.	.
Carex ovalis	.	.	III	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Athyrium distentifolium	.	.	III	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Gnaphalium sylvaticum	.	.	III	.	.	.	I	.	.	.	.	.
Agrostis stolonifera	.	.	III	.	.	.	.	II	.	.	.	.
Calamagrostis arundinacea	.	.	III	I	.	.	I	II	.	.	.	.

Gruppe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aufnahmeanzahl	7	8	2	7	8	9	11	3	4	3	2	8
Nutzungskategorie	HAW			AW-1		AW-2			NW-1			NW-2
Thuidium tamariscinum	I	.	.	.	.	II	II	V	III	.	V	I
Ajuga reptans	I	II	.	I	II	.	I	V	II	.	V	.
Plagiomnium undulatum	.	.	.	.	.	.	.	IV	.	.	III	I
Anemone nemorosa	.	.	.	.	.	.	.	IV	.	.	.	.
Adenostyles alliariae	.	.	.	I	.	.	.	IV	.	.	.	.
Myosotis nemorosa	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	.
Stellaria nemorum	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	.
Ranunculus aconitifolius	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	.
Phegopteris connectilis	.	I	.	I	.	.	.	II	.	.	III	.
Plagiothecium denticulatum	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.
Dactylorhiza maculata	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.
Cicerbita alpina	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	III	.
Festuca altissima	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III	.
Grünlandarten												
Galeopsis tetrahit	.	.	.	.	.	.	.	.	.	IV	III	I
Lathyrus pratensis	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.
Ranunculus acris	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.
Holcus lanatus	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	I

Tabelle 5-4: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Aceri-Fagetums (diagnostisch wichtige Arten sind grau hinterlegt). Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Die vollständige Vegetationstabelle des Aceri-Fagetums findet sich in Tabelle-A 9 im Anhang.

Gruppe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Aufnahmeanzahl	8	3	8	6	7	1	4	9	11	1	5	5	5	5	3	8
Nutzungskategorie	HAW			AW-1		AW-2				NW-1				NW-2		
K, O, V, A-Kennarten																
Fagus sylvatica	IV	II	IV	III	III	.	II	II	I	.	IV	I	III	III	IV	.
Prenanthes purpurea	V	II	V	I	III	.	III	V	IV	.	V	III	IV	III	II	II
Acer pseudoplatanus	V	II	IV	IV	III	.	III	III	III	.	V	III	IV	V	II	III
Galium rotundifolium	II	V	.	II	III	.	V	II	II	V	III	III	II	II	IV	IV
Dryopteris filix-mas	I	.	II	I	.	.	.	III	I	.	.	.	.	II	.	III
Luzula luzuloides	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	I	.	.	I	.	.
Festuca altissima	I	.	I	.	.	.	.	III	II	.	.	.	.	.	.	.
Lamium galeobdolon	I	.	II	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	I	.	I
Polygonatum verticillatum	II	.	II	I	II	.	.	III	II	.	III	.	IV	III	.	II
Gymnocarpium dryopteris	II	.	II	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.
Carex sylvatica	II	.	.	I	.	.	.	II	I	.	.	I	.	.	.	I
Cicerbita alpina	.	.	III	.	.	.	.	II	.	.	.	I	.	.	.	II
Athyrium distentifolium	.	II	.	I	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.
Kennarten der standörtlichen Varianten																
Stellaria nemorum	.	.	I	.	.	.	.	.	III	.	.	.	II	.	II	I
Impatiens noli-tangere	I	.	.	.	.	.	.	II	III	.	.	.	I	I	.	II
Equisetum sylvaticum	.	.	I	.	.	.	II	.	III	.	.	.	I	.	.	I
Crepis paludosa	I	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	IV	.	.	II
Viola palustris	.	.	.	.	.	.	.	I	II	.	II	I	II	I	.	I
Caltha palustris	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	II	.	.	.
Juncus effusus	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	I
Chaerophyllum hirsutum	.	.	.	.	.	.	.	I	II	.	.	.	I	.	.	I
Glyceria fluitans	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	I	.	.	.
Filipendula ulmaria	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	III	.	.	II
Senecio ovatus	IV	II	V	V	IV	V	II	IV	IV	.	II	IV	IV	IV	II	V
Adenostyles alliariae	I	.	II	.	.	.	II	III	III	.	.	I	I	.	.	.
Senecio hercynicus	.	.	II	I	II	.	.	II	.	.	II	III	I	.	II	IV
Sambucus racemosa	.	.	II	.	.	.	.	II	.	.	.	.	.	I	II	III
Silene dioica	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	I	.	II	.	III
Carex pilulifera	II	IV	I	II	V	.	II	II	II	.	IV	III	I	.	II	I
Melampyrum sylvaticum	.	II	.	.	I	.	III	II	.	.	III	.	.	.	II	I
Pleurozium schreberi	.	II	I	I	I	.	II	.	I	.	I	.	.	.	V	I
Blechnum spicant	I	.	II	.	II	.	III	I	I	.	I	.	.	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	I	.	.	.	.	.
weitere diagnostische Arten																
Vaccinium myrtillus	V	V	IV	V	V	V	V	III	III	.	V	IV	III	II	V	I
Deschampsia flexuosa	II	V	II	IV	IV	V	V	II	III	.	IV	IV	II	I	IV	II
Calluna vulgaris	.	II	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Maianthemum bifolium	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	I	.	.	.	.	.
Scapania nemorea	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Galeopsis tetrahit	I	.	II	.	.	.	.	III	.	.	I	III	II	III	.	III
Milium effusum	I	.	II	.	.	.	.	III	I	.	.	I	I	.	.	I

Gruppe	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
Aufnahmeanzahl	8	3	8	6	7	1	4	9	11	1	5	5	5	5	3	8
Nutzungskategorie	HAW			AW-1		AW-2				NW-1				NW-2		
<i>Rumex arifolius</i>	I	.	I	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Actaea spicata</i>	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Ranunculus aconitifolius</i>	.	.	.	.	.	.	.	I	I	.	.	.	I	.	.	.
<i>Sphagnum palustre</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	I	.	.	.
<i>Lysimachia nemorum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	I	.	.	.
<i>Alnus incana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II	.	.	.
<i>Alnus glutinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.
Grünland- bzw. Ackerarten																
<i>Stellaria graminea</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Vicia cracca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Leucanthemum vulgare</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Rumex acetosella</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	II
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Fallopia convolvulus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Galium mollugo</i> agg.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Alchemilla vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Leontodon hispidus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Stellaria media</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Trifolium repens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Campanula patula</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Bistorta officinalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Trifolium pratense</i>	.	.	.	.	.	.	.	I	.	.	.	.	I	.	.	I

(a)



(b)



Abbildung 5-5: Fotos der Untersuchungsflächen HAW 33 (a) und NW-2 16 (b). HAW 33 ist der sauren Variante des Luzulo-Fagetums und NW-2 16 der nährstoffreichen Variante des Aceri-Fagetums zugeordnet.

5.2.3 Einfluss der Baumarten

Der hohe Anteil fichtendominierter Wälder im Untersuchungsgebiet ist auf forstwirtschaftliche Maßnahmen in der Vergangenheit zurückzuführen. Derzeit wird mittels gezielter Waldumbaus versucht, den Anteil an Mischbeständen zu erhöhen und die

Buche in Zukunft stärker am Aufbau der Kronenschicht zu beteiligen. Aufgrund der Nutzungsgeschichte haben sich in den historisch alten Wäldern eher Mischbestände mit naturnäherer Baumartenzusammensetzung aus Buche, Tanne und Fichte erhalten. Die ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen sind dagegen fast ausschließlich mit Fichte aufgeforstet worden (vgl. Abbildung 5-2).

Die Verteilung der dominanten Baumarten auf die 161 Untersuchungsflächen zeigt Abbildung 5-6.

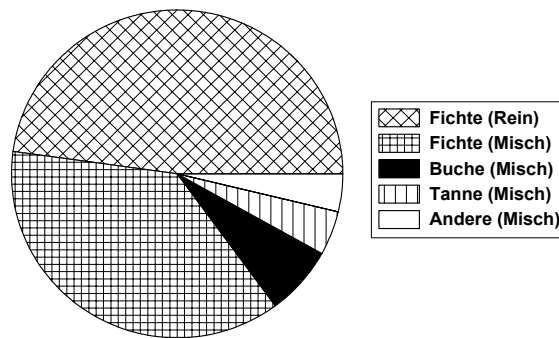


Abbildung 5-6: Verteilung der dominanten Baumarten pro Untersuchungsflächen (n = 161). Rein = Reinbestand, Misch = Mischbestand.

Von den 161 Untersuchungsflächen sind 77 mit Fichtenreinbeständen bestanden. Von den verbleibenden 84 Mischbeständen werden 60 Flächen von Fichten dominiert, 11 von Buchen, 7 von Tannen und die verbleibenden 6 Flächen von anderen Baumarten.

Ob die vorherrschenden Baumarten einen Einfluss auf die Zusammensetzung der Moos- oder Krautschicht ausüben, wird anhand der Stetigkeiten der Moose und der als typische Waldarten eingestuftten Arten überprüft (Tabelle 5-5). Dabei werden nur die Flächen berücksichtigt, auf denen Fichten, Buchen oder Tannen dominieren.

Tabelle 5-5: Stetigkeitstabellen der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Moosarten (a) und typischen Waldarten (b) in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. (Diagnostisch wichtige Arten sind grau hinterlegt). Rein = Reinbestand, Misch = Mischbestand

(a)

	Fichte Rein	Fichte Misch	Buche Misch	Tanne Misch
Anzahl Aufnahmen	77	60	11	7
<i>Atrichum undulatum</i>	II	I	I	.
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	I	.	.	.
<i>Bazzania trilobata</i>	I	I	.	.
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	I	.	.	.
<i>Brachythecium rivulare</i>	I	I	.	.
<i>Brachythecium rutabulum</i>	I	II	I	I
<i>Brachythecium salebrosum</i>	I	.	.	.
<i>Brachythecium starkei</i>	I	.	.	.
<i>Calypogeia muelleriana</i>	.	I	.	.
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	.	I	.	.
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	I	I	.	.
<i>Climacium dendroides</i>	.	I	.	.
<i>Dicranella heteromalla</i>	I	I	.	.
<i>Dicranum montanum</i>	I	.	.	.
<i>Dicranum scoparium</i>	IV	V	IV	III
<i>Diplophyllum albicans</i>	I	I	.	.
<i>Eurhynchium angustirete</i>	I	I	.	.

(b)

	Fichte Rein	Fichte Misch	Buche Misch	Tanne Misch
Anzahl Aufnahmen	77	60	11	7
<i>Aconitum napellus</i>	.	I	.	.
<i>Actaea spicata</i>	I	I	.	.
<i>Adenostyles alliariae</i>	I	I	I	.
<i>Anemone nemorosa</i>	I	I	.	.
<i>Aruncus dioicus</i>	.	I	.	.
<i>Athyrium distentifolium</i>	I	I	I	.
<i>Athyrium filix-femina</i>	III	II	IV	III
<i>Blechnum spicant</i>	I	II	II	.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	I	I	I	.
<i>Carex brizoides</i>	I	.	.	.
<i>Carex sylvatica</i>	I	I	.	.
<i>Cicerbita alpina</i>	I	I	I	.
<i>Circaea alpina</i>	I	I	.	.
<i>Digitalis purpurea</i>	I	I	.	.
<i>Dryopteris carthusiana</i>	I	I	.	I
<i>Dryopteris dilatata</i>	III	III	V	IV
<i>Dryopteris filix-mas</i>	I	I	I	I
<i>Epilobium montanum</i>	II	I	.	.

	Fichte Rein	Fichte Misch	Buche Misch	Tanne Misch
Anzahl Aufnahmen	77	60	11	7
<i>Eurhynchium praelongum</i>	I	.	.	.
<i>Eurhynchium striatum</i>	I	I	.	.
<i>Hylocomium splendens</i>	II	II	III	I
<i>Hypnum cupressiforme</i>	II	III	V	III
<i>Hypnum mamillatum</i>	I	.	.	.
<i>Lepidozia reptans</i>	I	.	.	.
<i>Leucobryum glaucum</i>	I	.	.	.
<i>Mnium hornum</i>	.	I	.	.
<i>Physcomitrella patens</i>	I	.	.	.
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	.	I	.	.
<i>Plagiochila asplenoides</i>	I	I	.	.
<i>Plagiochila porelloides</i>	.	I	I	.
<i>Plagiomnium affine</i>	II	I	.	II
<i>Plagiomnium undulatum</i>	I	I	.	.
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	I	.	.	.
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	I	.	.	.
<i>Plagiothecium laetum</i>	I	I	.	.
<i>Plagiothecium species</i>	.	I	.	.
<i>Plagiothecium undulatum</i>	I	I	.	.
<i>Pleurozium schreberi</i>	I	I	I	.
<i>Pogonatum aloides</i>	I	.	.	.
<i>Polytrichum formosum</i>	IV	IV	IV	III
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	.	I	.	.
<i>Rhizomnium punctatum</i>	II	II	I	.
<i>Rhytidadelphus loreus</i>	IV	IV	IV	III
<i>Rhytidadelphus squarrosus</i>	I	I	.	.
<i>Rhytidadelphus triquetrus</i>	I	I	.	.
<i>Scapania nemorea</i>	I	.	I	.
<i>Scleropodium purum</i>	I	.	I	.
<i>Sphagnum capillifolium</i>	I	I	.	.
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	I	I	.	.
<i>Sphagnum magellanicum</i>	.	I	.	.
<i>Sphagnum palustre</i>	I	I	.	.
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	.	I	.	.
<i>Sphagnum species</i>	.	I	.	.
<i>Thuidium tamariscinum</i>	II	II	.	.

	Fichte Rein	Fichte Misch	Buche Misch	Tanne Misch
Anzahl Aufnahmen	77	60	11	7
<i>Epipactis helleborine</i>	.	I	.	.
<i>Equisetum sylvaticum</i>	I	I	.	.
<i>Festuca altissima</i>	I	I	.	I
<i>Galeopsis tetrahit</i>	II	I	I	.
<i>Galium odoratum</i>	.	I	.	.
<i>Galium rotundifolium</i>	II	I	I	I
<i>Geum urbanum</i>	I	I	.	.
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	I	I	I	.
<i>Holcus mollis</i>	I	.	.	.
<i>Huperzia selago</i>	I	I	.	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	I	.	I
<i>Lamium galeobdolon</i>	I	I	.	.
<i>Listera cordata</i>	.	I	.	.
<i>Luzula luzuloides</i>	I	I	.	III
<i>Luzula sylvatica</i>	.	I	.	.
<i>Lycopodium annotinum</i>	I	.	.	.
<i>Lysimachia nemorum</i>	I	I	.	.
<i>Maianthemum bifolium</i>	I	I	.	.
<i>Mercurialis perennis</i>	I	I	.	.
<i>Milium effusum</i>	I	I	I	.
<i>Moehringia trinervia</i>	I	I	.	I
<i>Moneses uniflora</i>	I	.	.	.
<i>Oxalis acetosella</i>	IV	III	IV	V
<i>Paris quadrifolia</i>	I	I	.	I
<i>Petasites albus</i>	I	I	.	.
<i>Phalaris arundinacea</i>	I	.	.	.
<i>Phegopteris connectilis</i>	I	I	I	.
<i>Sphagnum capillifolium</i>	I	I	.	.
<i>Prenanthes purpurea</i>	III	III	IV	III
<i>Ranunculus aconitifolius</i>	I	.	.	.
<i>Sanicula europaea</i>	I	.	.	.
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	I	.	.
<i>Senecio hercynicus</i>	I	II	I	II
<i>Senecio ovatus</i>	III	II	I	I
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	I	.	.
<i>Stachys sylvatica</i>	.	I	.	.
<i>Stellaria nemorum</i>	I	I	.	I
<i>Viola reichenbachiana</i>	I	I	.	I

Hinsichtlich der Moose (Tabelle 5-5 (a)) wird auf den ersten Blick deutlich, dass die fichtendominierten Bestände wesentlich diverser in der Mooschicht sind als die laubbaumdominierten Bestände oder die Wälder, in denen die Tanne vorherrscht. Die Fichtenreinbestände weisen mit 42 Moosarten etwas mehr Arten auf als die Fichtenmischbestände mit 38 Arten.

Es sind keine Moosarten festzustellen, die nur in den buchendominierten Wäldern vorkommen. Einige der typischen Fichtenzeiger wie beispielsweise *Bazzania trilobata*, *Thuidium tamariscinum*, *Plagiochila asplenoides*, *Plagiothecium undulatum*, *Eurhynchium angustirete* oder *Plagiomnium undulatum* kommen nur in den Fichtenbeständen vor, in den Buchen- oder Tannenbeständen sind diese Arten nicht zu finden. Gleiches gilt für die Torfmoose (*Sphagnum spec.*). Andere Arten fallen in den Buchenwäldern nicht ganz aus, reagieren aber mit abnehmenden Stetigkeiten auf einen zunehmenden Laubstreuanteil. Dazu gehören beispielsweise *Rhizomnium punctatum*, *Pleurozium schreberi*, *Rhytidelphus loreus*, *Atrichum undulatum* oder *Polytrichum formosum*, auch wenn dies teilweise nicht aus der Stetigkeitstabelle hervorgeht, sondern nur in den Rohdaten erkenntlich ist (siehe Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9 im Anhang).

Bei *Plagiomnium affine* ist eine deutliche Reaktion auf Laubstreu zu erkennen. Die Art zeigt bereits in den fichtendominierten Mischbeständen abnehmende Stetigkeiten gegenüber den Fichtenreinbeständen. In den buchendominierten Beständen fällt die Art komplett aus, während sie in den Tannenbeständen ähnliche Stetigkeiten aufweist wie in den Fichtenreinbeständen. Einen gegensätzlichen Trend zeigt die Art *Hylocomium splendens*, welche in ihrer Stetigkeit mit zunehmendem Anteil an Laubstreu leicht zunimmt (Fichtenreinbestand 34 %, Fichtenmischbestand 38 %, Buchenmischbestand 45 %). Sehr deutlich ist dieser Trend auch bei *Hypnum cupressiforme* zu erkennen. Die Art kommt in 40 % der untersuchten Fichtenreinbestände vor, in den Fichtenmischbeständen bereits in 48 % der Aufnahmen und in 90 % der Buchenmischbestände.

Hinsichtlich der typischen Waldarten (Tabelle 5-5 (b)) lassen sich je nach dominierender Baumart floristische Unterschiede finden. Doch ebenso wie in der Moosschicht lässt sich keine Art finden, die ausschließlich in den Buchenmischwäldern wächst. Nur wenige Arten wachsen ausschließlich in den Fichtenreinbeständen, diese weisen zudem, abgesehen von *Lycopodium annotinum*, geringste Stetigkeiten auf. Bei einer Reihe von typischen Waldarten ist eine Abnahme in der Stetigkeit mit zunehmendem Laubstreuanteil erkennbar, einige Arten fallen in den Buchenmischbeständen komplett aus. Zu den Arten mit abnehmenden Stetigkeiten zählen *Dryopteris filix-mas*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium rotundifolium*, *Epilobium montanum*, *Circaea alpina*, *Huperzia selago*, *Petasites albus* und *Senecio ovatus*. Bei der letztgenannten Art ist die Reaktion besonders deutlich ausgebildet. Neun Arten, darunter *Paris quadrifolia*, *Viola reichenbachiana* und *Moehringia trinervia* fallen in den buchendominierten Mischwäldern des Untersuchungsgebiets vollständig aus. Alle diese Arten sind in der Literatur mindestens in 2 Quellen (siehe Tabelle-A 3 im Anhang) als Zeigerarten für historisch alte Wälder (Misch- beziehungsweise Laubwälder) angegeben.

Andere Arten scheinen dagegen durch einen höheren Anteil an Laubstreu gefördert zu werden, da sie in den reinen Fichtenbeständen geringere Stetigkeiten aufweisen als in den Buchenmischbeständen. Dies ist beispielsweise bei *Athyrium distentifolium*, *Blechnum spicant*, *Cicerbita alpina*, *Gymnocarpium dryopteris* und *Phegopteris connectilis* zu beobachten, die Tendenzen sind teilweise allerdings nur in Tabellen-A 8 und 9 im Anhang erkennbar. Bei *Dryopteris dilatata* wird die Präferenz: Buche > Tanne > Fichte besonders deutlich. Auffällig ist zudem, dass weder *Gymnocarpium dryopteris* noch *Phegopteris connectilis* in den tannendominierten Beständen zu finden ist. In diesen sind demgegenüber *Oxalis acetosella* und *Luzula luzuloides* in höchsten Stetigkeiten zu vermerken.

Die durchschnittliche Moosdeckung je Untersuchungsfläche in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart ist Abbildung 5-7 zu entnehmen.

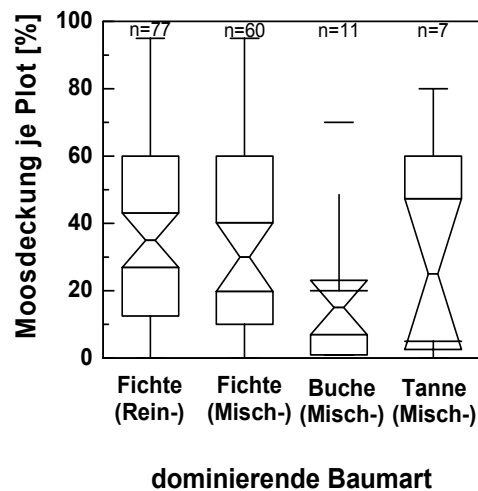


Abbildung 5-7: Moosdeckung in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². (Rein-) = Reinbestand, (Misch-) = Mischbestand. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang. Die Moosdeckung je Untersuchungsfläche unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den verschiedenen Waldtypen.

Die Fichtenbestände weisen die höchsten Deckungsgrade der Mooschicht auf, unabhängig davon, ob es sich um Rein- oder Mischbestände handelt. Die buchen-dominierten Waldbestände haben geringe Moosdeckungen, im Durchschnitt sind in diesen lediglich 18 % der Untersuchungsflächen von Moosen bewachsen. Die Tannenflächen vermitteln zwischen den Fichten- und Buchenbeständen.

5.2.4 Ökologische Zeigerwerte

Bei der Berechnung der ökologischen Zeigerwerte je Nutzungskategorie werden die jeweiligen Artmächtigkeiten berücksichtigt (Gewichtung der Deckungen siehe Tabelle 4-3). Die Boxplots in Abbildung 5-8 bis Abbildung 5-12 verdeutlichen die Spannbreiten der ökologischen Zeigerwerte je Nutzungskategorie, wobei die weitere Aufteilung in verschiedene Zeigerwertegruppen (ohne Berücksichtigung der Deckungen) mögliche Unterschiede noch betont. Dabei wurde zugunsten einer besseren Lesbarkeit der Graphiken auf eine Vereinheitlichung der Ordinaten verzichtet.

Abbildung 5-8 (a) gibt die mittleren gewichteten Lichtzahlen (LZ) je Nutzungskategorie wieder. Auf den einzelnen Untersuchungsflächen schwanken diese zwischen 3,5 und 6,5, was auf schattige bis halbschattige Verhältnisse deutet. Die mittleren Lichtwerte zwischen den Kategorien sind sich sehr ähnlich, signifikante Unterschiede sind lediglich zwischen den Nutzungskategorien AW-1 in Bezug auf AW-2, NW-1 und NW-2 zu verzeichnen. Die Auftrennung in Lichtzahlengruppen zeigt detaillierte Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien auf (Abbildung 5-8 (b)). Während der Anteil an ausgesprochenen Schatten- beziehungsweise Tiefschattenpflanzen (LZ 1 und 2, z. B. *Oxalis acetosella*, *Phegopteris connectilis*) in allen Kategorien sehr gering ist, zeigen sich bei der Gruppe der Schattenpflanzen (LZ 3 und 4, z. B. *Blechnum spicant*, *Athyrium filix-femina*) deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien. In den historisch alten und alten Wäldern ist der Anteil an Schattenpflanzen deutlich höher als in den neuen Wäldern (AW-1: 39,4 %, NW-2: 25,2 %).

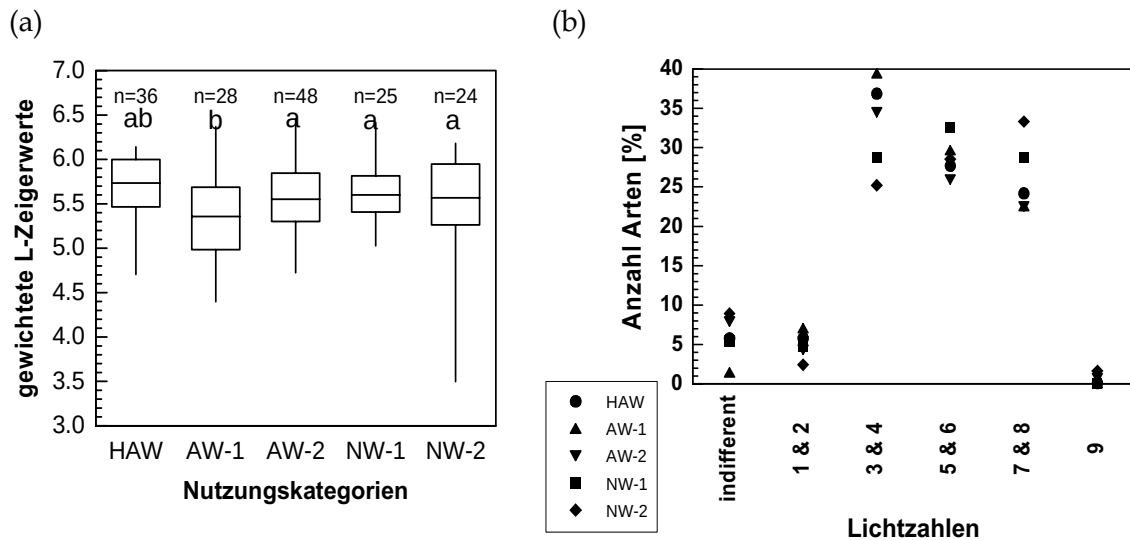


Abbildung 5-8: Verteilung der gewichteten Lichtzahlen (a) sowie verschiedener Lichtzahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in den mittleren gewichteten L-Zeigerwerten je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Dem entgegengesetzt finden sich mehr Halblicht- beziehungsweise Lichtpflanzen wie *Epilobium angustifolium* und *Agrostis capillaris* (Lichtzahlen 7 und 8, AW-1 und AW-2: 22,5 %, NW-2: 33,3 %) in den neuen Wäldern. Doch während die gewichteten L-Zeigerwerte zumindest zwischen einigen Nutzungskategorien statistisch gesicherte Unterschiede aufweisen, zeigt die gemessene potenzielle jährliche Einstrahlung keine Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien (vgl. Abbildung 5-23).

Die mittleren gewichteten Feuchtezahlen (FZ) zeigt Abbildung 5-9 (a). Alle Nutzungskategorien weisen anhand der mittleren FZ zwischen 5 und 5,5 auf durchweg frische Böden hin. Eindeutige Unterschiede in den mittleren gewichteten FZ zwischen den Nutzungskategorien treten nicht auf. Die Auftrennung in Feuchtezahlgruppen spiegelt das bei der Vegetationsgliederung gewonnene Bild nicht wider. Während sich dort besonders in den Nutzungskategorien AW-2 und NW-1 die Kennarten der standörtlich feuchten Variante finden, lässt sich bei der Untergliederung in Feuchtezahlgruppen keine Konzentration von Feuchtezeigern in diesen Nutzungskategorien erkennen (Abbildung 5-9 (b)). Demgegenüber weisen alle Untersuchungsflächen einen sehr hohen Anteil an Frischezeigern (FZ 5 und 6, z. B. *Hieracium sylvaticum*, *Prenanthes purpurea*) auf. Trotzdem verdeutlicht die Auftrennung in Feuchtezahlgruppen als schwachen Trend ein vergleichsweise geringes Vorkommen von feuchteliebenden Arten wie beispielsweise *Impatiens noli-tangere* und *Cirsium palustre* (FZ 7 und 8) in den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wäldern. Gleichzeitig kommt es zu einer Häufung von Arten mit geringen Feuchtezahlen (FZ 5 und 6), was darauf schließen lässt, dass diese Nutzungskategorie etwas trockener ist als die übrigen.

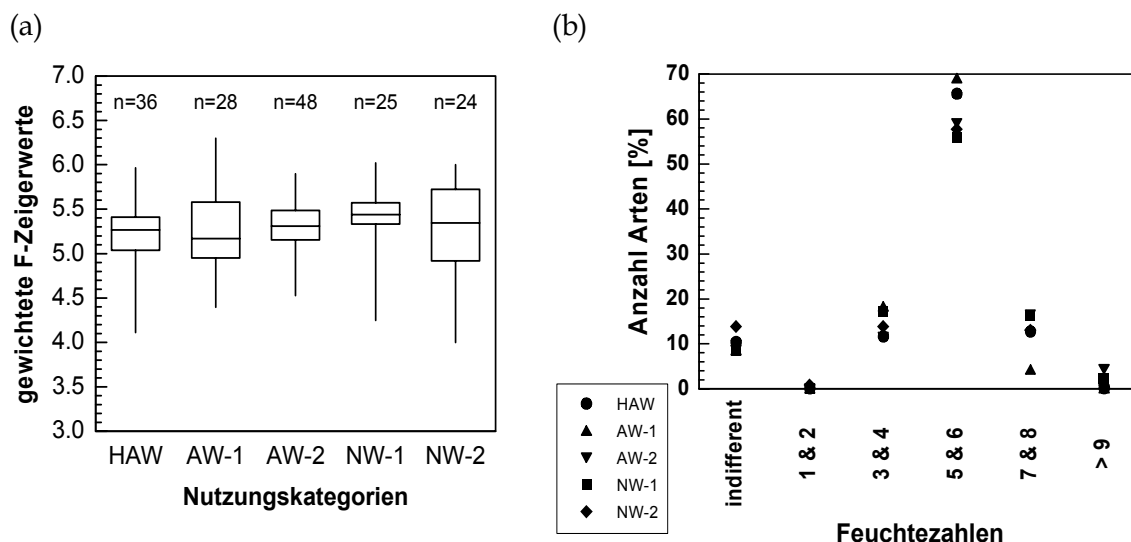


Abbildung 5-9: Verteilung der gewichteten Feuchtezahlen (a) sowie verschiedener Feuchtezahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang. Die mittleren gewichteten F-Zeigerwerte je Untersuchungsfläche unterscheiden sich nicht signifikant zwischen den 5 Nutzungskategorien.

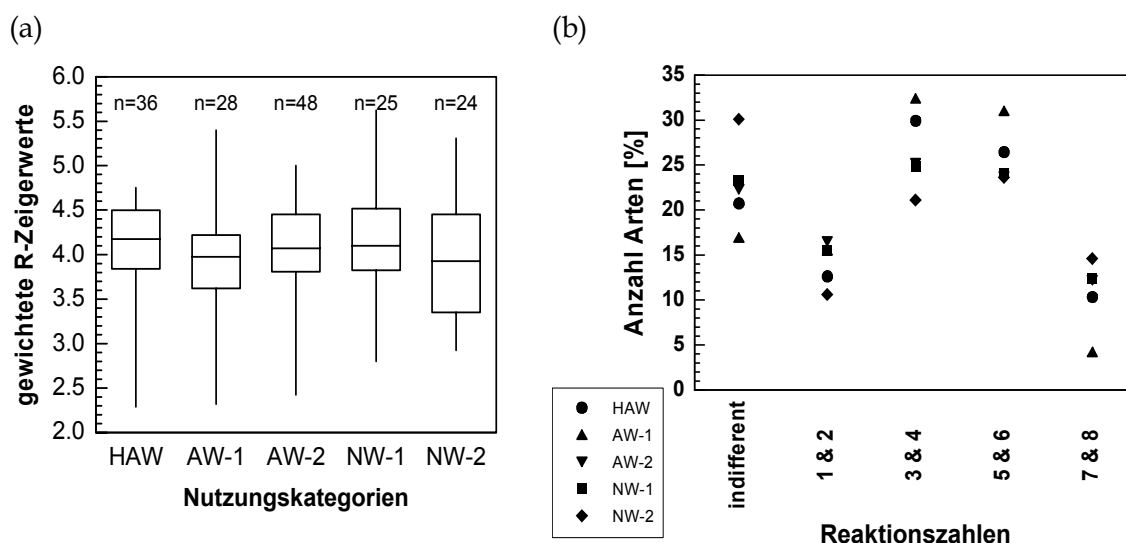


Abbildung 5-10: Verteilung der gewichteten Reaktionszahlen (a) sowie verschiedener Reaktionszahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang. Die mittleren gewichteten R-Zeigerwerte je Untersuchungsfläche unterscheiden sich nicht signifikant zwischen den 5 Nutzungskategorien.

Die Bodenreaktion im Untersuchungsgebiet ist durchweg sauer, was sich an den mittleren gewichteten Reaktionszahlen (RZ) in Abbildung 5-10 (a) ablesen lässt. In keiner Nutzungskategorie finden sich Pflanzenarten, die nur auf kalkreichen Böden vorkommen (RZ 9), wogegen der Anteil an ausgesprochenen Säurezeigern (RZ 1 und 2, z. B. *Calluna vulgaris*, *Vaccinium myrtillus*) in allen Kategorien mindestens 10 %

beträgt (Abbildung 5-10 (b)). Alle Nutzungskategorien weisen niedrige mittlere RZ um 4 auf, was bedeutet, dass der Großteil der Arten der Kraut- und Moosschicht als Säure- bis Mäßigsäurezeiger eingestuft ist. Während bei den FZ eine starke Konzentration auf Arten mit FZ 5 und 6 zu verzeichnen ist, findet sich bei den RZ eine gleichmäßigere Aufteilung über die Reaktionszahlengruppen. Ähnlich wie bei den FZ lässt sich aber in der Nutzungskategorie AW-1 eine Dominanz einzelner beziehungsweise weniger Zeigerartgruppen hinsichtlich der Bodenreaktion erkennen, während in den übrigen Nutzungskategorien eine gleichmäßigere Verteilung erkennbar ist. Insgesamt finden sich in den Nutzungskategorien HAW und AW-1 mehr Arten, die saure Bodenverhältnisse anzeigen (RZ 3 bis 6), wogegen die neuen Wälder mit beispielsweise *Aegopodium podagraria* und *Geranium pratense* mehr Arten mit RZ 7 und 8 beinhalten, die auf besser basenversorgte Standorte hinweisen. In den Wäldern des AW-1 sind über 60 % der Arten zumindestens als Mäßigsäurezeiger eingestuft, weniger als 5 % der Arten kommen vorwiegend auf Kalk vor. In den neuen Wäldern ist dieser Anteil mindestens doppelt so hoch. Allerdings findet sich im Untersuchungsgebiet kein linearer Zusammenhang zwischen der Basensättigung und gewichteten R-Zeigerwerten ($R^2 = 0,0016$) und ebenfalls kein Zusammenhang zwischen dem Ca^{2+} -Gehalt und den gewichteten R-Zeigerwerten ($R^2 = 0,0057$).

Die mittleren gewichteten Stickstoffzahlen (SZ) sowie deren Aufteilung in Stickstoffzahlengruppen sind in Abbildung 5-11 abgebildet.

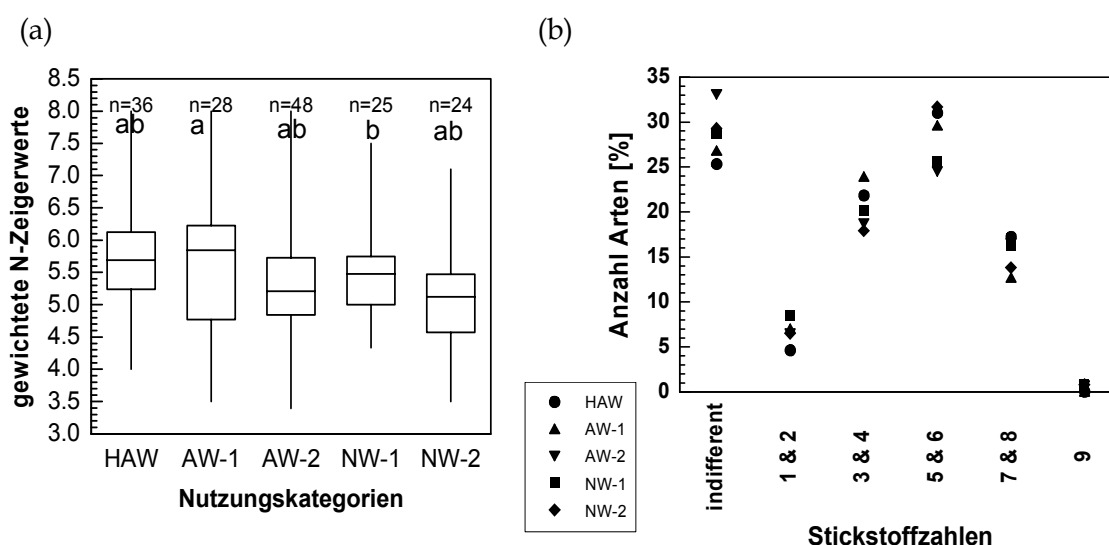


Abbildung 5-11: Verteilung der gewichteten Stickstoffzahlen (a) sowie verschiedener Stickstoffzahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in den mittleren gewichteten N-Zeigerwerten je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Ähnlich den anderen ökologischen Zeigerwerten sind die Unterschiede bei den mittleren gewichteten Zeigerwerten zwischen den Nutzungskategorien relativ gering (Abbildung 5-11 (a)), lediglich die Wälder der Nutzungskategorie NW-1 unterscheiden

sich signifikant von den Wäldern der HAW und AW-1. Alle Standorte sind durch mäßig gut stickstoffversorgte Böden gekennzeichnet. Auch eine Auftrennung in verschiedene Zeigerwertgruppen ergibt hinsichtlich der Stickstoffzahlen keine Tendenzen zwischen den Nutzungskategorien (Abbildung 5-11 (b)), woraus sich anhand der Vegetationszusammensetzung schlussfolgern lässt, dass eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung zumindest im Untersuchungsgebiet keinen bis heute andauernden Einfluss auf die Stickstoffversorgung der Böden ausübt. Diese Einschätzung spiegelt sich ebenfalls bei den gemessenen Stickstoffwerten wider (vgl. Kap. 5.3.4).

In Abbildung 5-12 wird die Ähnlichkeit der mittleren gewichteten Humuszahlen (HZ) zwischen den Nutzungskategorien, sowie deren Verteilung deutlich. Entsprechend den Humuszahlen finden sich auf den Untersuchungsflächen überwiegend Arten, die humusreiche Böden bevorzugen (Abbildung 5-12 (a)). Im Hinblick auf die mittleren gewichteten HZ unterscheiden sich lediglich die Wälder der Nutzungskategorien AW-2 und NW-1 signifikant voneinander. In der Kategorie AW-1 finden sich einige Torf- oder Moorbödenzeiger (HZ 2), dies ist mit wenigen sehr feuchten Untersuchungsflächen in dieser Nutzungskategorie zu erklären (Abbildung 5-12 (b)). In den NW-2 finden sich geringfügig mehr Arten, die vorwiegend auf Mullböden wachsen (HZ 3, z. B. *Vicia cracca* und *Trifolium repens*), was vermutlich auf die ehemalige Nutzung als Acker / Wiese zurückzuführen ist. Die neuen Wälder zeigen einen größeren Anteil günstigerer Humusformen (vgl. Abbildung 5-29 und Abbildung 5-30).

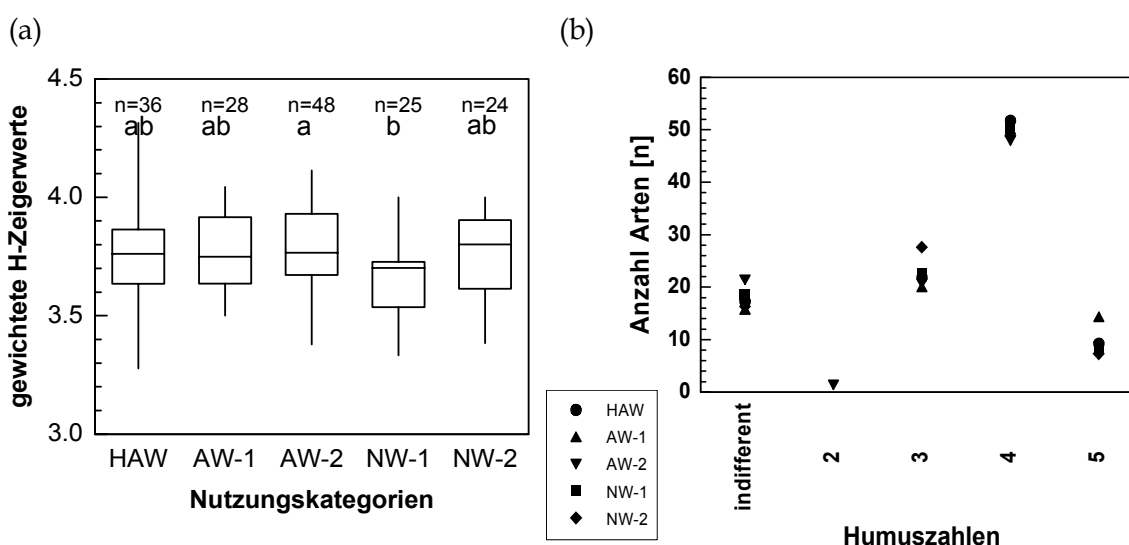


Abbildung 5-12: Verteilung der gewichteten Humuszahlen (a) sowie verschiedener Humuszahlengruppen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in den mittleren gewichteten H-Zeigerwerten je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Insgesamt weisen alle dargestellten ökologischen Zeigerwerte keine deutlichen Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien auf. Das Arteninventar aller Untersuchungsflächen reagiert in seinem ökologischen Verhalten sehr ähnlich. Anhand der Zeigerwerte der krautigen Arten und Moose sind die untersuchten Waldbereiche als eher saure, frische und mäßig stickstoffversorgte Standorte mit schattigen bis halbschattigen Verhältnissen zu charakterisieren. Die historisch alten Wälder sind entsprechend der ermittelten Zeigerwerte als etwas weniger saurer und geringfügig lichter einzustufen als die übrigen Wälder.

In Tabelle 5-6 sind die Beziehungen zwischen ausgewählten Boden- und Standortparametern und den ökologischen Zeigerwerten aufgeführt. Tabelle 5-6 ist zu entnehmen, dass zwischen den gemessenen Boden- und Standortfaktoren und den ermittelten Zeigerwerten keine engen Zusammenhänge bestehen. Daraus ergibt sich, dass im Untersuchungsgebiet die vorherrschenden Boden- und Standorteigenschaften nicht verlässlich anhand der ermittelten Zeigerwerte eingeschätzt werden können.

Tabelle 5-6: Beziehungen zwischen ausgewählten Boden- und Standortparametern und ökologischen Zeigerwerten im Untersuchungsgebiet. N = Stickstoff-Gehalt, KAK = Kationenaustauschkapazität, Abkürzungen der ökologischen Zeigerwerte siehe Kap. 5.2.3, Gewichtungsfaktoren der Zeigerwerte siehe Kap. 4.1.3.

	R ²	Irrtumswahrscheinlichkeit [%]
N [mg/g] und mittlere gewichtete N-Zahl	0,01	36,37
nur HAW	0,04	22,39
nur NW	0,02	35,88
pH-Wert und mittlere gewichtete R-Zahl	0,08	29,53
nur HAW	0,02	47,00
nur NW	0,02	36,63
Dicke Humusschicht [cm] und H-Zahl	0,03	3,43
nur HAW	0,04	23,58
nur NW	0,04	19,43
KAK [μmol C/g] und mittlere gewichtete N-Zahl	0,03	66,84
nur HAW	0,05	74,18
nur NW	0,04	78,66
C/N-Verhältnis und mittlere gewichtete N-Zahl	0,01	12,37
nur HAW	0,04	27,38
nur NW	0,02	36,53
jährlicher globaler Strahlungswert [Wh/m ²] und mittlere gewichtete L-Zahl	0,07	37,10
nur HAW	0,00	78,80
nur NW	0,00	74,41

5.2.5 Typische Waldarten

Ellenberg et al. (1992) bewerteten insgesamt 2 726 Gefäßpflanzen-Sippen der mitteleuropäischen Flora hinsichtlich ihres ökologischen Verhaltens und ihrer Soziologie, wovon 578 als Charakterarten der Wälder und walddahen Staudenfluren und Gebüsch eingestuft sind. Die Einteilung der im Untersuchungsgebiet festgestellten krautigen Arten entsprechend der soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992) ist Tabelle 5-7 zu entnehmen.

Tabelle 5-7: Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets entsprechend der soziologischen Gruppen nach Ellenberg et al. (1992).

Soziologische Gruppe	Artenzahl
Arten der anthropo-zoogenen Heiden und Rasen (Klasse 5)	40
Arten der Laubwälder und verwandter Gebüsche (Klasse 8)	38
Arten der krautigen Vegetation oft gestörter Plätze (Klasse 3)	15
Arten der waldnahen Staudenfluren und Gebüsche (Klasse 6)	15
Arten der Nadelwälder und verwandter Heiden (Klasse 7)	7
Arten der Süßwasser- und Moorvegetation (Klasse 1)	7
Arten mit indifferentem Verhalten bzw. keiner Zuordnung	37

Von Schmidt et al. (2003) wurden insgesamt 1 213 Taxa getrennt nach ihrer Wuchsform und geografischen Großregionen hinsichtlich ihres Bindungsgrades an den Wald eingestuft. Die Einteilung der krautigen Arten des Untersuchungsgebiets entsprechend Schmidt et al. (2003) ist in Tabelle 5-8 aufgelistet.

Tabelle 5-8: Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets entsprechend ihres Bindungsgrades an den Wald nach Schmidt et al. (2003).

Zuordnung der Arten in der geografischen Großregion: Hügel- und Bergland	Artenzahl
weitgehend an Wald gebunden, vorwiegend im geschlossenen Wald (K 1.1)	30
weitgehend an Wald gebunden, vorw. an Waldrändern und -verlichtungen (K 1.2)	4
im Wald wie im Offenland (K 2.1)	79
auch im Wald, aber Schwerpunkt im Offenland (K 2.2)	31
Indifferentes Verhalten bzw. keine Zuordnung	15

Auf dieser Grundlage wird eine Einteilung der im Untersuchungsgebiet dokumentierten krautigen Arten in typische Waldarten, Offenlandarten beziehungsweise Arten mit indifferentem Verhalten generiert, die als Diskussionsgrundlage verstanden wird. Die Zuordnungen werden mit eigenen Beobachtungen sowie mit Vegetationstabellen aus dem Feldberggebiet von Oberdorfer (1982b, 1992) abgeglichen und auf das Untersuchungsgebiet abgestimmt. Insgesamt werden 59 Arten als walddtypisch und 38 als typisch für das Offenland eingestuft; bei 58 Arten wird keine eindeutige Präferenz angenommen (siehe Tabelle 5-9). Dabei werden 9 Arten (*Adenostyles alliariae*, *Athyrium distentifolium*, *Athyrium filix-femina*, *Calamagrostis arundinacea*, *Carex brizoides*, *Cicerbita alpina*, *Dryopteris carthusiana*, *Dryopteris dilatata*, *Galeopsis tetrahit*) abweichend von der Einteilung bei Ellenberg et al. (1992) oder Schmidt et al. (2003) als walddtypisch eingeschätzt. Für die Pflanzen, die nicht bis auf Artniveau bestimmt werden konnten (*Cirsium spec.*, *Ribes spec.*, *Sonchus spec.*, *Viola spec.*) wird keine Einteilung vorgenommen.

Die Zuordnung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets Hinterzarten ist Tabelle-A 10 im Anhang zu entnehmen. Tabelle 5-9 zeigt die prozentuale Verteilung der krautigen typischen Waldarten, Offenlandarten und von Arten mit indifferentem Verhalten in den verschiedenen Nutzungskategorien. Dabei wird deutlich, dass im Untersuchungsgebiet der Anteil an typischen Waldarten mit abnehmender Bestockungsdauer kontinuierlich abnimmt. In den historisch alten Wäldern finden sich prozentual fast doppelt so viele Waldarten (z. B. *Circaea alpina*, *Phegopteris connectilis*, *Athyrium distentifolium*) wie in den ehemals als Acker / Wiese genutzten neuen Wäldern. Gleichzeitig treten im Gegensatz dazu im HAW fast keine typischen Offen-

landarten wie beispielsweise *Dactylis glomerata*, *Pteridium aquilinum* oder *Holcus lanatus* auf, die wiederum in den Wäldern der Nutzungskategorie NW-2 mehr als ein Viertel der krautigen Arten stellen. Der Anteil an Arten mit indifferentem Verhalten beträgt in allen Nutzungskategorien zwischen 35 % und 41 %.

Tabelle 5-9: Prozentuale Aufteilung der 159 krautigen Arten des Untersuchungsgebiets hinsichtlich ihres Bindungsgrades an Wald oder Offenland innerhalb der 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Angaben in Klammern entsprechen der mittleren Artenzahl je Untersuchungsfläche. Inkonsistenzen von Summen und Einzelwerten beruhen auf Rundungsfehlern.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Waldarten	59,1 (5,8)	56,6 (6,9)	49,5 (6,9)	43,3 (7,0)	33,7 (5,4)
Offenlandarten	6,1 (0,1)	3,8 (0,1)	9,9 (0,3)	16,5 (1,0)	26,3 (1,6)
Arten mit indifferentem Verhalten	34,9 (3,5)	39,6 (4,5)	40,6 (4,9)	40,2 (6,6)	40,0 (5,0)

Die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder sind hinsichtlich ihrer floristischen Ausstattung mit typischen Waldarten den HAW sehr ähnlich. Es finden sich kaum Offenlandarten, dafür besteht der überwiegende Teil der krautigen Flora aus typischen Waldarten. Hinsichtlich der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung lässt sich sowohl bei den alten als auch bei den neuen Wäldern der gleiche Trend finden. Die ehemals als Acker / Wiese genutzten Flächen beherbergen deutlich weniger Waldarten bei gleichzeitig 10 Prozentpunkten mehr Offenlandarten als die in der Vergangenheit als Weide / Reutfeld genutzten Wälder.

Neben der Tatsache, ob eine heutige Waldfläche in der Vergangenheit landwirtschaftlich genutzt wurde, ist zusätzlich ein Einfluss der ehemaligen Nutzungsart zu erkennen, wie Tabelle 5-10 zeigt. Einige anspruchsvollere Arten, die nach Ellenberg et al. (1992) hohe Feuchte- und / oder Stickstoffzahlen haben wie z. B. *Adenostyles alliariae*, *Silene dioica* oder *Impatiens noli-tangere*, sind heute in den Wäldern häufiger, die früher als Äcker oder Wiesen genutzt wurden. Dagegen finden sich Arten mit geringen Reaktions- und Stickstoffzahlen wie *Deschampsia flexuosa* oder *Carex pilulifera* vorwiegend in den Wäldern, die in der Vergangenheit Weiden oder Reutberge waren.

Tabelle 5-10: Prozentuale Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der ehemaligen Art der Nutzung. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1, NW-1	AW-2, NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	53	72
<i>Athyrium filix-femina</i>	61	40	54
<i>Plagiomnium affine</i>	3	11	28
<i>Dryopteris filix-mas</i>	11	9	21
<i>Pleurozium schreberi</i>	8	9	21
<i>Impatiens noli-tangere</i>	6	8	21
<i>Adenostyles alliariae</i>	11	6	21
<i>Equisetum sylvaticum</i>	3	2	17
<i>Silene dioica</i>	3	2	12
<i>Festuca altissima</i>	6	2	11
<i>Deschampsia flexuosa</i>	56	68	53
<i>Hypnum cupressiforme</i>	50	57	36
<i>Carex pilulifera</i>	39	57	32
<i>Veronica officinalis</i>	31	38	18

5.2.6 Ausbreitungspotenziale und Bestäubungsmodi

Floraweb (www.floraweb.de, Stand 15.06.2007) stellt für fast 90 % der krautigen Arten des Untersuchungsgebiets Angaben zum Ausbreitungsmodus zur Verfügung. Die daraus abgeleiteten Ausbreitungspotenziale ergeben, dass 69 krautige Arten das Potenzial zur Fernausbreitung, 33 das Potenzial zur Nahausbreitung und 41 das Potenzial zur Nah- und Fernausbreitung besitzen. Die Verteilung der unterschiedlichen Potenziale innerhalb der fünf Nutzungskategorien ist Abbildung 5-13 (a) zu entnehmen. Das Verteilungsmuster ähnelt sich in allen Kategorien, lediglich in den NW-2 gibt es etwas weniger Arten mit ausschließlichen Nahausbreitungsmechanismen.

Für 129 krautige Arten können Floraweb (www.floraweb.de, Stand 15.06.2007) Angaben zum Bestäubungsmodus entnommen werden. Für 25 Arten liegen keine Angaben vor. In Abbildung 5-13 (b) sind die prozentualen Anteile der Arten dargestellt, die durch Wind (Anemogamie) oder Insekten (Zoogamie) bestäubt werden. Viele der Arten betreiben ebenfalls zusätzlich Selbstbestäubung (Autogamie), einige auch Selbstbestäubung in der Knospe (Kleistogamie). Für *Hieracium murorum* wird Samenbildung ohne Bestäubung (Apomixie) angegeben. *Bistorta officinalis*, *Fallopia convolvulus*, *F. dumetorum* und *F. japonica* werden in der Gegenüberstellung nicht berücksichtigt, da für diese Arten Anemogamie und Zoogamie aufgelistet sind, ebenso *Moehringia trinervia*, für welche nur Autogamie angeführt wird. Der Vergleich zeigt, dass insektenbestäubte krautige Arten in allen Nutzungskategorien deutlich überwiegen und diese Bestäubungsform bei mindestens 65 % der Arten vorherrscht. Von den historisch alten zu den neuen Wäldern steigt der Anteil der insektenbestäubten krautigen Arten noch an und beträgt im NW-2 etwa 10 Prozentpunkte mehr Arten als im historisch alten Wald.

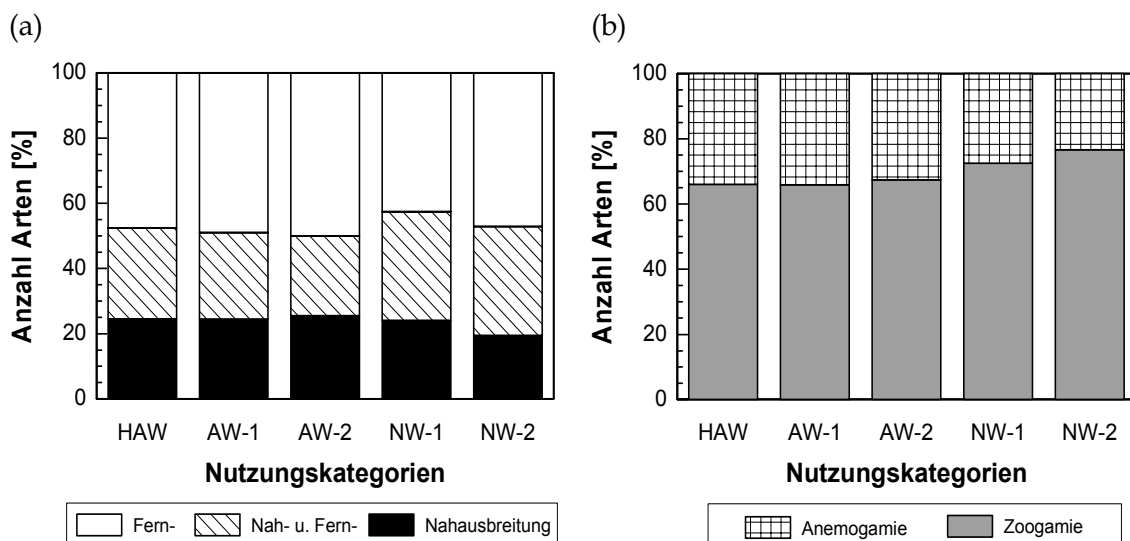


Abbildung 5-13: Ausbreitungspotenziale (a) und Bestäubungsmodi (b) der krautigen Arten innerhalb der 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Einteilung der Ausbreitungspotenziale siehe Kap. 4.2.5.

Bei der Betrachtung lediglich der als typische Waldarten eingestuftten krautigen Arten, von denen 33 Arten Fernausbreitungspotenzial, 13 Arten Nahausbreitungspotenzial und 8 Arten beides aufweisen, spiegelt sich ein ähnliches Bild wider (Abbildung 5-14).

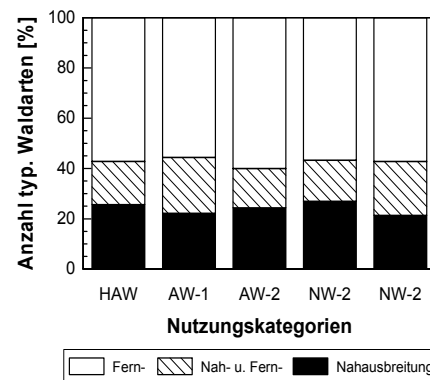


Abbildung 5-14: Ausbreitungspotenziale entsprechend Frey & Lösch (2004) der typischen Waldarten innerhalb der 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe 4.1.3. Einteilung der Ausbreitungspotenziale siehe Kap. 4.2.5.

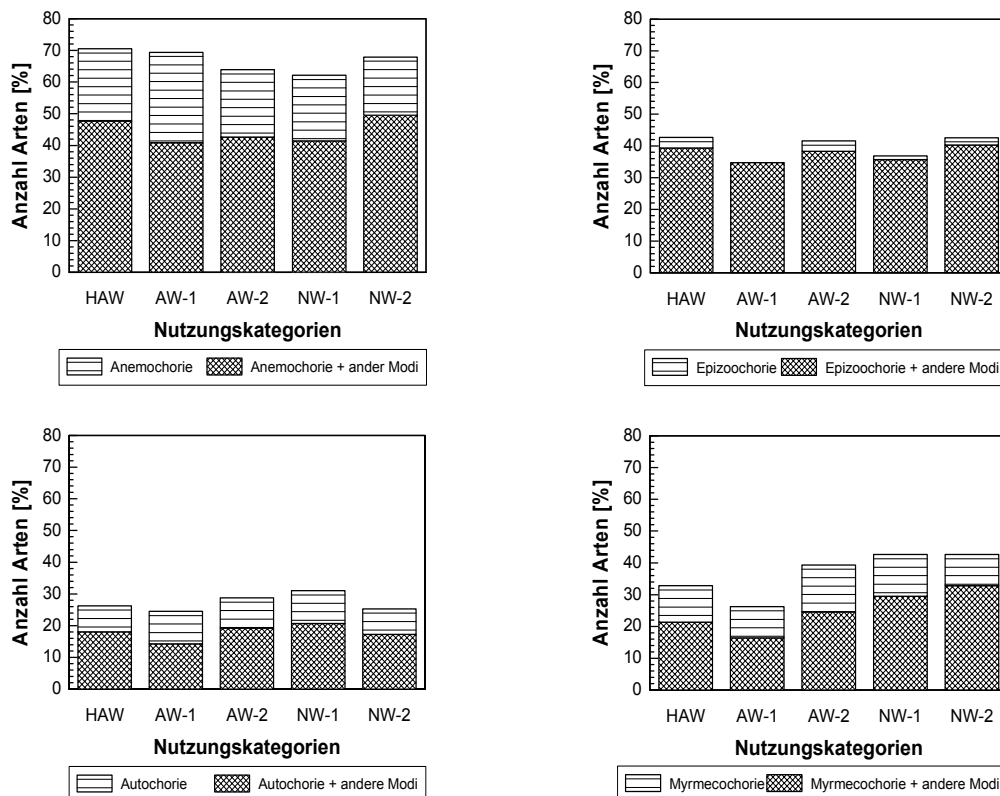


Abbildung 5-15: Durchschnittliche prozentuale Verteilung verschiedener Ausbreitungsmodi innerhalb der 5 Nutzungskategorien im Untersuchungsgebiet Hinterzarten. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Einteilung der Ausbreitungsmodi siehe Kap. 4.2.5.

Eine relativ gleichmäßige Verteilung verschiedener Ausbreitungsmodi in den verschiedenen Nutzungskategorien im Untersuchungsgebiet zeigt Abbildung 5-15. Die Nutzungskategorie AW-1 weist bei den epizoochoren und myrmecochoren Arten etwas geringere Anteile auf, ist aber auch generell die artenärmste Nutzungskategorie. Der Anteil an krautigen Arten, die ihre Diasporen entweder ausschließlich oder teilweise anemochor ausbreiten, ist in allen Nutzungskategorien sehr hoch.

5.2.7 Zeigerarten für die Nutzungskategorien

Die Auswertung von 42 europäischen Studien (siehe Tabelle-A 3 im Anhang) ergibt insgesamt 239 Artnamen für Zeigerarten historisch alter sowie 114 Zeigerarten für neu geschaffene Wälder. 46 Arten finden sich in beiden Zeigerartenkategorien. Abhängig vom Untersuchungsgebiet können diese Arten ihren Schwerpunkt sowohl in historisch alten als auch in neu geschaffenen Wäldern besitzen. Von den in der Literatur genannten Zeigerarten finden sich in der Kraut- und Moosschicht der Untersuchungsflächen in Hinterzarten 72 Arten für historisch alte und 50 Arten für neue Wälder, zumeist aber mit nur geringen Stetigkeiten. Bei einem Vergleich der Habitatpräferenzen dieser Arten mit den aus der Literatur ermittelten Angaben lassen sich keine oder kaum Übereinstimmungen finden (siehe Tabelle 5-11). Zu berücksichtigen ist hierbei, dass in den Stetigkeitstabellen lediglich presence / absence-Daten aufgelistet sind.

Tabelle 5-11 (a) zeigt eine Auflistung der im Untersuchungsgebiet dokumentierten Arten, die in der Literatur als Zeigerarten für historisch alte Wälder beschrieben werden. Es zeigt sich, dass keine der genannten Arten ausschließlich oder ganz überwiegend in den historisch alten Wäldern des Untersuchungsgebiets vorkommt. Über 40 % (29 Arten) kommen überhaupt nicht im HAW vor und 12,5 % der Arten sind nur in den NW zu finden. Zu Arten, die ausschließlich im neuen Wald vorkommen, zählen unter anderem *Hedera helix*, *Pteridium aquilinum* und *Sanicula europaea*. Die beiden erstgenannten Arten werden in 8 der 42 ausgewerteten Studien und Sanikel sogar in 16 Studien als Zeigerart für HAW eingestuft. Trotzdem kann im Gegenzug bei diesen drei Arten nicht geschlussfolgert werden, dass sie im Untersuchungsgebiet als Zeigerarten für NW angesehen werden können, da sie dafür zu geringe Stetigkeiten aufweisen.

Tabelle 5-11 (b) listet die Arten des Untersuchungsgebiets auf, die in der Literatur als Zeigerarten für neu geschaffene Wälder genannt werden. Auch davon lassen sich im Untersuchungsgebiet keine Arten mit ausreichender Stetigkeit bei gleichzeitig ausgeprägter Bindung an neue Wälder erkennen, um diese als Zeigerarten für neue Wälder einstufen zu können. 7 Arten kommen im Untersuchungsgebiet gar nicht im neuen Wald vor (z. B. *Anthoxanthum odoratum*, *Lysimachia nummularia*), *Fallopia dumetorum* ist sogar ausschließlich im HAW zu finden. 12 der insgesamt 50 aus der Literatur ermittelten Zeigerarten kommen im Untersuchungsgebiet ausschließlich in den neuen Wäldern vor, allerdings mit durchgängig sehr geringen Stetigkeiten. Von diesen Arten werden *Hedera helix*, *Pteridium aquilinum*, *Sambucus nigra* und *Teucrium scorodonia* in der Literatur sowohl als Zeigerarten für HAW als auch für NW genannt. Die übrigen 8 Arten wie beispielsweise *Glechoma hederacea*, *Ranunculus repens* oder *Stellaria media* werden nur als Zeigerarten für neue Wälder genannt. Weiterhin zählen *Campanula rotundifolia* und *Holcus lanatus* dazu, die beide sowohl in den ehemals als

Weide / Reutfeld als auch in den als Acker / Wiese genutzten neuen Wäldern vorkommen. Erstgenannte Art kommt in 20 % der neuen Wälder vor.

In Übereinstimmung mit der ausgewerteten Literatur kommen *Ranunculus repens*, *Holcus lanatus* und *Campanula rotundifolia* ausschließlich in den NW des Untersuchungsgebiets vor, weisen jedoch insgesamt zu geringe Stetigkeiten auf (Stetigkeitsklasse I), um als Zeigerarten für NW eingestuft werden zu können. Ausschließlich in den NW des Untersuchungsgebiets sind außerdem noch *Cerastium holosteoides* und *Danthonia decumbens* zu finden, die allerdings in der Literatur nicht als Zeigerarten aufgeführt werden.

Weitere 11 Arten in Tabelle 5-11 kommen weder in den historisch alten noch in den neuen Wäldern vor; sie sind ausschließlich in den alten Wäldern zu finden. Einige dieser Arten sind in der Literatur sowohl als Zeigerarten historisch alter als auch neu geschaffener Wälder beschrieben. Dazu zählen *Galium odoratum* (für HAW 16 Angaben, für NW 1 Angabe), *Galium saxatile* (für HAW 1 Angabe, für NW 3 Angaben), *Heracleum sphondylium* (für HAW 1 Angabe, für NW 3 Angaben), *Scrophularia nodosa* (für HAW 4 Angaben, für NW 1 Angabe) sowie *Stachys sylvatica* (für HAW 13 Angaben, für NW 2 Angaben).

Tabelle 5-11: Stetigkeitstabellen der im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten, die in der Literatur als Zeigerarten für historisch alte (a) oder neue Wälder (b) genannt werden. (Diagnostisch wichtige oder auffällige Arten sind grau hinterlegt). Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

(a)

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
<i>Actaea spicata</i>	.	.	I	.	I
<i>Ajuga reptans</i>	II	II	II	III	II
<i>Anemone nemorosa</i>	.	.	I	I	II
<i>Athyrium filix-femina</i>	IV	III	III	II	III
<i>Blechnum spicant</i>	I	II	II	I	.
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	I	I	I	.	I
<i>Calluna vulgaris</i>	I	I	I	.	I
<i>Carex brizoides</i>	.	.	I	.	.
<i>Carex digitata</i> var. <i>pallens</i>	I	.	I	I	.
<i>Carex pilulifera</i>	II	III	II	III	I
<i>Carex sylvatica</i>	I	I	I	I	I
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	.	.	I	I	I
<i>Circaea alpina</i>	I	.	I	.	.
<i>Corylus avellana</i>	I	.	.	II	.
<i>Crepis paludosa</i>	I	.	I	I	I
<i>Dactylorhiza maculata</i>	.	I	I	I	.
<i>Deschampsia cespitosa</i>	I	.	I	I	.
<i>Deschampsia flexuosa</i>	III	IV	III	IV	II
<i>Digitalis purpurea</i>	I	.	I	I	I
<i>Dryopteris carthusiana</i>	I	I	I	II	I
<i>Dryopteris filix-mas</i>	I	I	I	I	II
<i>Epilobium montanum</i>	I	I	II	II	II
<i>Epipactis helleborine</i>	.	.	.	I	.
<i>Equisetum sylvaticum</i>	I	.	II	I	I
<i>Eupatorium cannabinum</i>	.	.	.	.	I
<i>Festuca altissima</i>	I	.	I	I	.
<i>Fragaria vesca</i>	.	I	I	II	II
<i>Galium odoratum</i>	.	I	.	.	.
<i>Galium saxatile</i>	.	I	.	.	.
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	I	I	I	I	I
<i>Hedera helix</i>	.	.	.	I	.

(b)

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
<i>Aegopodium podagraria</i>	.	.	.	I	.
<i>Agrostis capillaris</i>	I	I	I	II	II
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	.	.	I	.	.
<i>Blechnum spicant</i>	I	II	II	I	.
<i>Calluna vulgaris</i>	I	I	I	.	I
<i>Caltha palustris</i>	.	.	I	I	.
<i>Campanula rotundifolia</i>	.	.	.	I	I
<i>Cardamine pratensis</i>	.	.	I	.	I
<i>Dactylis glomerata</i>	.	.	I	.	I
<i>Deschampsia flexuosa</i>	III	IV	III	IV	II
<i>Dicranum scoparium</i>	V	V	V	IV	III
<i>Dryopteris dilatata</i>	V	III	III	III	II
<i>Epilobium angustifolium</i>	I	I	I	I	I
<i>Fallopia dumetorum</i>	I	.	.	.	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	I	.	I	II	II
<i>Galium odoratum</i>	.	I	.	.	.
<i>Galium saxatile</i>	.	I	.	.	.
<i>Geranium robertianum</i>	.	.	I	I	I
<i>Geum urbanum</i>	.	.	I	.	I
<i>Glechoma hederacea</i>	.	.	.	.	I
<i>Hedera helix</i>	.	.	.	I	.
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	I	.	.
<i>Holcus lanatus</i>	.	.	.	I	I
<i>Hypericum maculatum</i>	.	.	.	I	.
<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	I	II	I	I
<i>Leucobryum glaucum</i>	.	.	.	I	.
<i>Lysimachia nemorum</i>	.	.	I	I	.
<i>Lysimachia nummularia</i>	.	I	I	.	.
<i>Melampyrum pratense</i>	.	.	I	I	.
<i>Milium effusum</i>	I	I	I	I	I
<i>Moehringia trinervia</i>	I	I	I	I	.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
<i>Heracleum sphondylium</i>	.	.	I	.	.
<i>Hieracium murorum</i>	II	III	II	II	II
<i>Holcus mollis</i>	.	.	.	I	.
<i>Hypericum perforatum</i>	.	I	.	I	I
<i>Impatiens noli-tangere</i>	I	I	II	I	I
<i>Juncus effusus</i>	.	.	I	.	I
<i>Lamium galeobdolon</i>	I	.	I	I	I
<i>Luzula luzuloides</i>	I	I	I	I	I
<i>Luzula multiflorum</i>	I	I	I	I	I
<i>Luzula sylvatica</i>	I	I	I	.	.
<i>Lysimachia nemorum</i>	.	.	I	I	.
<i>Maianthemum bifolium</i>	.	.	I	I	.
<i>Melampyrum pratense</i>	.	.	I	I	.
<i>Mercurialis perennis</i>	I	.	I	I	.
<i>Milium effusum</i>	I	I	I	I	I
<i>Moehringia trinervia</i>	I	I	I	I	.
<i>Mycelis muralis</i>	I	I	I	II	II
<i>Oreopteris limbosperma</i>	.	I	.	.	I
<i>Oxalis acetosella</i>	III	III	IV	IV	III
<i>Paris quadrifolia</i>	I	.	I	I	I
<i>Phegopteris connectilis</i>	I	I	I	I	.
<i>Phyteuma spicatum</i>	I	.	I	.	I
<i>Platanthera chlorantha</i>	.	.	I	.	.
<i>Poa nemoralis</i>	.	.	I	.	.
<i>Polygonatum verticillatum</i>	I	I	I	II	II
<i>Pteridium aquilinum</i>	.	.	.	I	.
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	I	.
<i>Sanicula europaea</i>	.	.	.	I	.
<i>Scrophularia nodosa</i>	.	.	I	.	.
<i>Senecio ovatus</i>	II	III	II	III	III
<i>Senecio sylvaticus</i>	.	I	.	.	.
<i>Silene dioica</i>	I	.	I	I	II
<i>Solidago virgaurea</i>	I	I	II	II	I
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	I	.	.
<i>Stellaria nemorum</i>	I	.	I	I	I
<i>Teucrium scorodonia</i>	.	.	.	I	.
<i>Thuidium tamariscinum</i>	I	.	II	III	I
<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	V	IV	IV	III
<i>Veronica officinalis</i>	II	II	I	II	II
<i>Viola reichenbachiana</i>	I	I	I	II	I
<i>Viola riviniana</i>	.	.	.	I	.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
<i>Myosotis scorpioides</i>	.	.	I	I	.
<i>Plagiomnium undulatum</i>	.	.	I	I	I
<i>Potentilla erecta</i>	.	.	I	I	I
<i>Pteridium aquilinum</i>	.	.	.	I	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	I	I
<i>Rhizomnium punctatum</i>	I	I	II	II	II
<i>Rubus fruticosus ag.</i>	I	I	I	II	II
<i>Rubus idaeus</i>	III	III	IV	III	III
<i>Rumex acetosella</i>	I	.	.	I	I
<i>Sambucus nigra</i>	.	.	.	I	.
<i>Silene dioica</i>	I	.	I	I	II
<i>Solidago virgaurea</i>	I	I	II	II	I
<i>Stachys sylvatica</i>	.	.	I	.	.
<i>Stellaria media</i>	.	.	.	.	I
<i>Teucrium scorodonia</i>	.	.	.	I	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	I	I	I
<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	V	IV	IV	III
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	.	I	I	I	I
<i>Veronica officinalis</i>	II	II	I	II	II

Auch die Betrachtung größerer Kategorien, bei der im Untersuchungsgebiet lediglich in historisch alte, alte und neue Wälder unterschieden wird, ergibt keine Zeigerarten für die verschiedenen Waldkategorien (siehe

Tabelle 5-12). Weder *Vaccinium myrtillus* noch *Rhytidiadelphus loreus* oder *Dryopteris dilatata* erfüllen das Kriterium für diagnostische Arten (siehe Kap. 4.2.6), wonach sie neben 2 Stetigkeitsklassen höher zudem doppelt so häufig in der entsprechenden Gruppe auftreten müssen, um diese zu charakterisieren. Allerdings können entsprechend der Definition einer Zeigerart *Fragaria vesca* und *Anemone nemorosa* als Zeigerarten für die neuen Wälder im Untersuchungsgebiet gegenüber historisch alten Wäldern angesehen werden, nicht aber gegenüber alten Wäldern. *Fragaria vesca* und *Anemone nemorosa* treten bei der Betrachtung größerer Nutzungskategorien (HAW, AW und NW) in den neuen Wäldern jeweils mit Stetigkeitsklasse II auf, während beide Arten in den historisch alten Wäldern nicht vorkommen.

Tabelle 5-12: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten in Abhängigkeit von der Bestockungsdauer. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungskategorie	HAW	AW	NW
Anzahl Aufnahmen [n]	36	76	49
<i>Vaccinium myrtillus</i>	V	IV	III
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	V	IV	III
<i>Dryopteris dilatata</i>	V	III	III
<i>Fragaria vesca</i>	.	I	II
<i>Anemone nemorosa</i>	.	I	II

Vaccinium myrtillus und *Dryopteris dilatata* sind lediglich im HAW deutlich häufiger als im NW-2 (Abbildung 5-16) und können im Bezug auf diese beiden Nutzungskategorien entsprechend Bergmeier et al. (1992) als diagnostische Art angesprochen werden, wobei *Dryopteris dilatata* für England von Peterken (1974) als Zeigerart für neue Wälder eingestuft wurde. Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Deckungen (Abbildung 5-16) wird der Unterschied noch deutlicher.

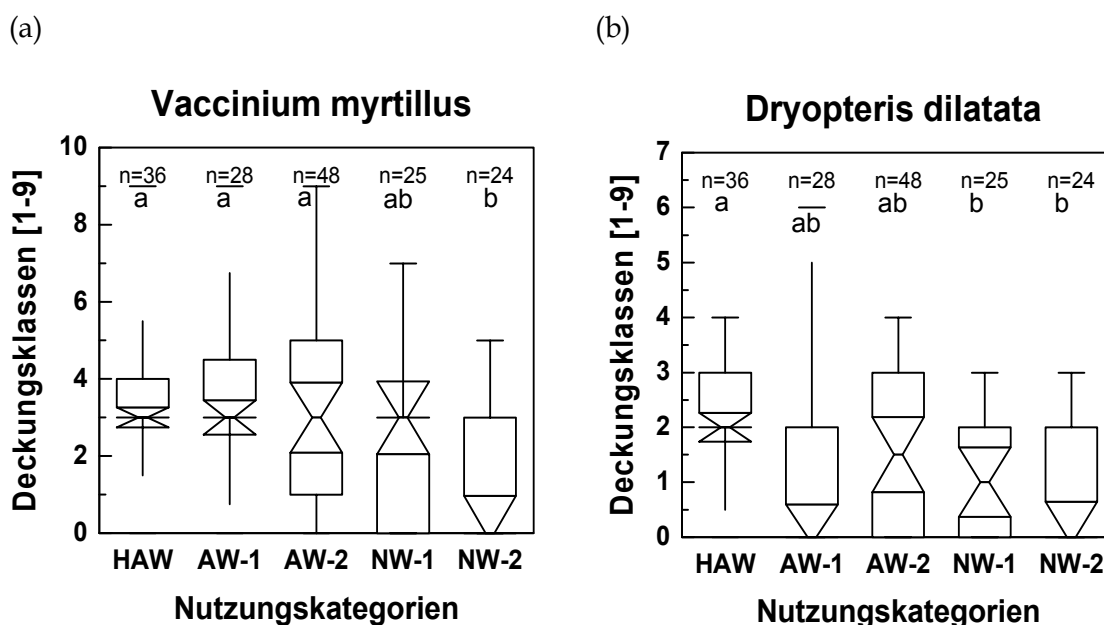


Abbildung 5-16: Häufigkeitsverteilung von *Vaccinium myrtillus* (a) und *Dryopteris dilatata* (b) in den 5 Nutzungskategorien unter Berücksichtigung der jeweiligen Deckungen. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Abkürzungen der Deckungsklassen siehe Tabelle 4.2. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in den Deckungen von *Vaccinium myrtillus* und *Dryopteris dilatata* je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Trotzdem ist das Vorkommen von *Vaccinium myrtillus* lediglich in der Nutzungskategorie NW-2 im Vergleich zu den Nutzungskategorien HAW, AW-1 und AW-2 signifikant geringer (Abbildung 5-16 (a)). Bei Berücksichtigung der Deckungen unterscheidet sich das Vorkommen von *Dryopteris dilatata* im historisch alten Wald

eindeutig von den Vorkommen in den Nutzungskategorien NW-1 und NW-2 (Abbildung 5-16 (b)). Trotzdem ist das Vorkommen beider Arten auch unter Berücksichtigung der Deckungen im HAW nicht signifikant verschieden von allen anderen Nutzungskategorien, so dass auch diese beiden Arten nicht als Zeigerarten für HAW im Untersuchungsgebiet angesehen werden können.

Im Ganzen ist der Einfluss früherer landwirtschaftlicher Nutzungen in der aktuellen Vegetation floristisch nur sehr schwach abzulesen. Arten, die als gute Zeigerarten für eine der 5 Nutzungskategorien angesehen werden können, sind nicht vorhanden. Auch die Arten der Landwirtschaftsflächen erzielen mit Ausnahme von *Carex pilulifera* nur geringste Stetigkeiten und sind somit als Zeigerarten für eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung kaum geeignet. Die Arten, die ausschließlich oder ganz überwiegend in nur einer Nutzungskategorie vorkommen, weisen in der Regel nur geringe Stetigkeiten auf. Dazu zählen unter anderem *Moneses uniflora*, *Fallopia dumetorum* und *Aconitum napellus*, die ausschließlich in der Kategorie der HAW zu finden sind, dabei aber jeweils nur in einer Untersuchungsfläche vorkommen und somit keine Aussagen über die Bindungsstärke der Art an HAW zulassen.

5.2.8 Kryptogamen

5.2.8.1 Moose

Insgesamt werden 54 Moosarten (ohne *Lophocolea bidentata*, *L. cuspidata*, *L. heterophylla*, *Metzgeria temperata*) auf den Untersuchungsflächen verzeichnet, wobei die Artenzahl je Untersuchungsfläche zwischen 0 und 14 Arten schwankt. 65 % der Moosarten sind bei Ahrens et al. (2000, 2001) als typische Waldmoose eingestuft, 40 % der Arten im Untersuchungsgebiet bevorzugen Fichtenwälder beziehungsweise -forste.

In zwei Untersuchungsflächen werden keine Moose vorgefunden. In weiteren 4 Flächen wächst jeweils nur 1 Moosart, wobei es sich in zwei Fällen um die Moosart *Dicranum scoparium* handelt und auf den beiden anderen Flächen um entweder *Hypnum cupressiforme* oder *Brachythecium rutabulum*. Insgesamt 10 Untersuchungsflächen weisen mehr als 10 Moosarten auf, die maximale Anzahl an Moosen ist auf der Untersuchungsfläche NW-2 14 mit 14 Arten zu finden. Die Verteilung der Moosarten je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien zeigt Abbildung 5-17 (a).

Die etwas höheren mittleren Artenzahlen in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 gehen nicht automatisch mit höheren Deckungswerten in diesen Kategorien einher (Abbildung 5-17 (b)). Die Mediane der Artenzahlen in den 5 Nutzungskategorien schwanken zwischen 4 im HAW und AW-1 und 6 im AW-2 und NW-1. In den Wäldern der Kategorien AW-2, NW-1 und NW-2 kommen Moosarten dazu, die in den HAW und AW-1 nicht vorkommen, was auch an einem höheren Shannon-Wiener-Index in diesen Kategorien abzulesen ist (Abbildung 5-18 (a)). Die vergleichsweise hohe Evenness in allen Nutzungskategorien weist darauf hin, dass der höhere Shannon-Wiener-Index in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 auf höhere Artenzahlen in diesen Kategorien und nicht auf einzelne sehr dominante Arten zurückzuführen ist (Abbildung 5-18 (b)). Teilweise weisen die Moosarten allerdings sehr geringe Stetigkeiten und Deckungen auf.

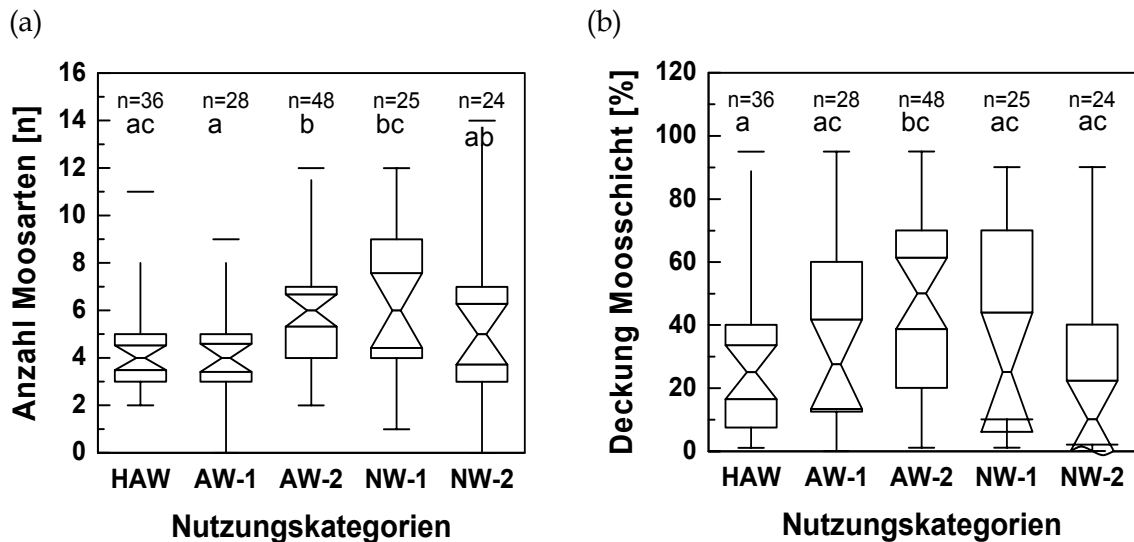


Abbildung 5-17: Verteilung der Moosarten (a) und Moosdeckungen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in der Anzahl der Moosarten und den Moosdeckungen je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

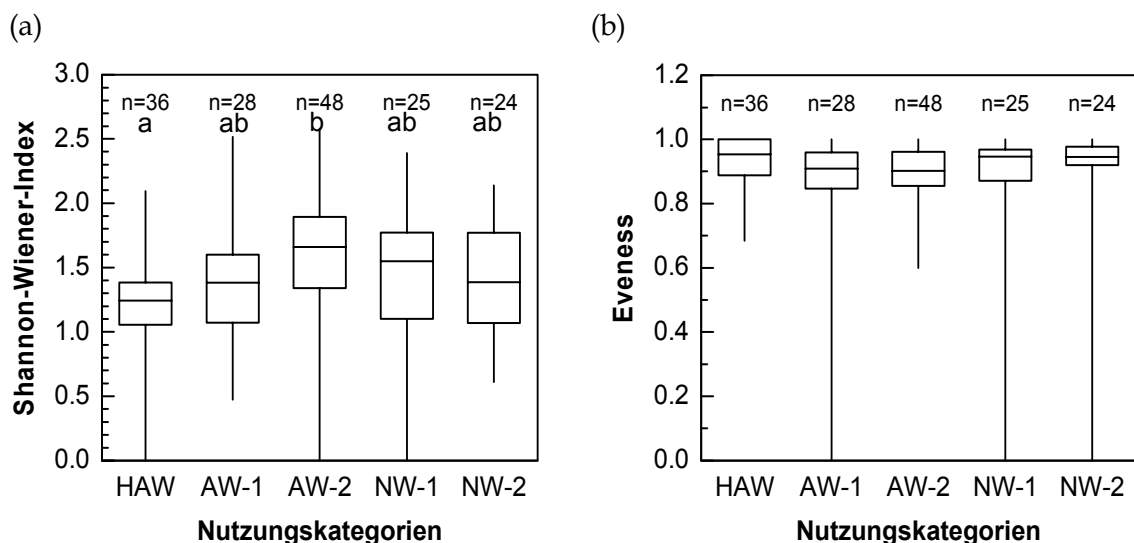


Abbildung 5-18: Shannon-Wiener-Index (a) und Evenness (b) der Moose der einzelnen Untersuchungsflächen in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede des Shannon-Wiener-Index je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden. Die Evenness je Untersuchungsfläche unterscheidet sich nicht signifikant zwischen den 5 Nutzungskategorien.

Auf den Untersuchungsflächen der Nutzungskategorien HAW und AW-1 werden die wenigsten Moosarten gefunden (20 beziehungsweise 17 Arten), die meisten in den AW-2 (37 Arten). Davon treten 30 % in jeweils nur einer Untersuchungsfläche auf. Dies erklärt, warum sich die im Gegensatz zu den HAW und AW-1 fast doppelt so hohe Gesamtartenzahl (siehe Tabelle 5-2) kaum in der geringeren durchschnittlichen Artenzahl je Untersuchungsfläche von 6,0 widerspiegelt. In den neuen Wäldern wachsen 38 verschiedene Moosarten (NW-1: 32, NW-2: 31), und auch von diesen Arten kann fast die Hälfte nur in einer Aufnahme registriert werden.

Die Stetigkeiten der 54 Moosarten in den 5 Nutzungskategorien sind Tabelle 5-13 zu entnehmen. 20 % der Moosarten kommen in allen Nutzungskategorien vor, wenn auch mit unterschiedlichen Stetigkeiten.

Tabelle 5-13: Stetigkeitstabelle der Moosarten in den 5 Nutzungskategorien. Abkürzung der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungskategorien	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
Dicranum scoparium	V	V	V	IV	III
Rhytiadelphus loreus	V	IV	V	III	III
Polytrichum formosum	IV	IV	IV	IV	III
Hypnum cupressiforme	III	III	II	III	III
Hylocomium splendens	II	III	II	II	II
Thuidium tamariscinum	I	.	II	III	I
Rhizomnium punctatum	I	I	II	II	II
Brachythecium rutabulum	I	.	II	II	II
Atrichum undulatum	I	.	II	II	I
Plagiomnium affine	I	.	II	II	II
Pleurozium schreberi	I	I	II	I	II
Plagiochila asplenioides	I	I	I	I	I
Dicranella heteromalla	I	I	I	I	I
Plagiomnium undulatum	.	.	I	I	I
Rhytiadelphus triquetrus	I	I	I	I	I
Plagiothecium undulatum	I	.	I	I	.
Eurhynchium striatum	I	I	I	I	I
Sphagnum girgensohnii	.	.	I	.	.
Sphagnum palustre	.	.	I	I	.
Cirriphyllum piliferum	I	.	.	I	I
Rhytiadelphus squarrosus	.	.	I	I	I
Brachythecium rivulare	.	.	I	.	.
Scleropodium purum	.	I	.	I	I
Eurhynchium angustirete	.	.	I	I	I
Mnium hornum	.	.	.	I	I
Sphagnum capillifolium	.	.	I	I	.
Brachythecium starkei	.	.	I	I	.
Dicranum montanum	I	.	.	.	I
Sphagnum species	I	.	.	.	I
Scapania nemorea	.	I	I	.	.
Plagiochila porelloides	.	I	.	.	I
Bazzania trilobata	.	.	I	.	.
Diplophyllum albicans	.	.	I	.	.
Sphagnum magellanicum	.	.	I	.	I
Brachythecium salebrosum	.	.	I	I	.
Paraleucobryum longifolium	.	.	I	I	.
Plagiothecium laetum	.	.	.	.	I
Plagiothecium species	I	.	.	.	.
Calypogeia muelleriana	.	I	.	.	.
Sphagnum quinquefarium	.	I	.	.	.
Climacium dendroides	.	I	.	.	.
Ptilium crista-castrensis	.	.	I	.	.
Lepidozia reptans	.	.	I	.	.
Hypnum mammillatum	.	.	I	.	.
Barbilophozia lycopodioides	.	.	I	.	.
Blepharostoma trichophyllum	.	.	I	.	.
Physcomitrella patens	.	.	I	.	.

Nutzungskategorien	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Anzahl Aufnahmen	36	28	48	25	24
<i>Chiloscyphus polyanthos</i>	.	.	I	.	.
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	.	.	.	I	.
<i>Leucobryum glaucum</i>	.	.	.	I	.
<i>Plagiothecium curvifolium</i>	.	.	.	I	.
<i>Pogonatum aloides</i>	.	.	.	I	.
<i>Thuidium delicatulum</i>	.	.	.	I	.
<i>Eurhynchium praelongum</i>	.	.	.	.	I

Zu den steten Arten mit großen Artmächtigkeiten zählen *Dicranum scoparium*, *Rhytidiadelphus loreus* oder *Polytrichum formosum*, die in jeder Nutzungskategorie in mindestens der Hälfte aller Aufnahmen vertreten sind. *Plagiochila asplenoides* und *Dicranella heteromalla* dagegen treten ebenfalls in allen Nutzungskategorien auf, sind aber nie in mehr als einem Fünftel der Aufnahmen je Nutzungskategorie zu finden. Nur *Plagiothecium spec.* ist ausschließlich in den historisch alten Wäldern gefunden worden. 14 Moosarten wuchsen ausschließlich in den alten Wäldern und weitere 8 Arten nur in den neuen. Dabei konnte sowohl für die alten als auch für die neuen Wälder jeweils nur 1 Art in beiden Nutzungskategorien (AW und NW) nachgewiesen werden. Bei den alten Wäldern handelt es sich um *Scapania nemorea*, im Fall der neuen Wälder um *Mnium hornum*. Beide Arten sind weit verbreitet und besiedeln eher saure Standorte. Es ist davon auszugehen, dass sie in den anderen Nutzungskategorien auch vorkommen, aufgrund des Untersuchungsdesigns aber nicht erfasst wurden. Keine Moosart kann für die historisch alten, die alten oder die neuen Wälder als diagnostische Art und somit als Zeigerart eingestuft werden.

5.2.8.2 Flechten

Die Untersuchungen zu epiphytischen Flechten an *Fagus sylvatica* wurden im Rahmen dieser Studie in der Diplomarbeit von Pfab (2006) untersucht. Insgesamt wurden 88 Flechtenarten bestimmt, weitere 17 Flechtengruppen konnten aufgrund unsicherer Bestimmung nur bis auf Gattungsniveau unterschieden werden. Die komplette Artenliste ist der Arbeit von Pfab (2006) zu entnehmen. Die Verteilung der Artenzahlen je Rotbuche schwankt zwischen 2 und 18 Arten und ist Abbildung 5-19 zu entnehmen.

Der Shannon-Wiener-Index als Diversitätsmaß zeigt keine statistisch abgesicherten Unterschiede zwischen alten und neuen Wäldern. Die Gesamtartenzahl an Flechten zwischen alten und neuen Wäldern ist nicht signifikant verschieden, im Mittel finden sich im alten Wald 8,5 und im neuen Wald 8,0 Arten auf jeder untersuchten Rotbuche. Deutliche Unterschiede zeigen sich erst bei der Auftrennung in die drei Wuchsformen Strauch-, Laub- und Krustenflechten. Eine Signifikanz nur für die Strauchflechten allein ist sehr deutlich. Diese sind allgemein relativ selten, im Untersuchungsgebiet an den Buchen der alten Wälder allerdings mehr als dreimal so häufig wie im neuen Wald. Während bei der Betrachtung der Artenzahlen von Laub- und Krustenflechten keine auffälligen Unterschiede zwischen alten und neuen Wäldern festzustellen sind, finden sich die großen Exemplare (Größenklasse 5-10 cm und 10-20 cm) überwiegend im alten Wald. Dieses Ergebnis ist sowohl für die Krustenflechten an sich als auch für die Zusammenfassung aller Wuchsformen eindeutig.

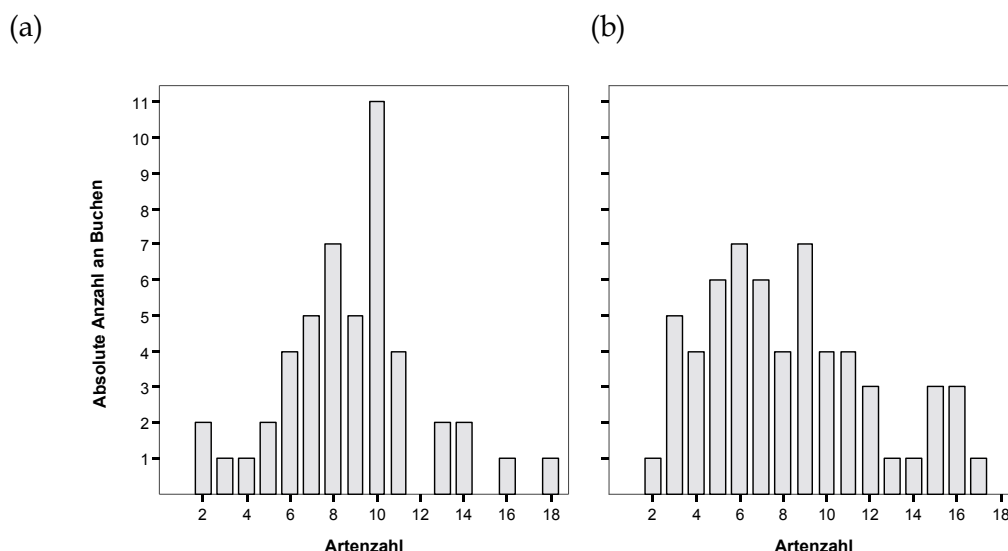


Abbildung 5-19: Häufigkeiten an Buchen (y-Achse) mit der jeweiligen Flechtenanzahl (x-Achse) im neuen Wald (a) und alten Wald (b). Aus Pfab (2006).

Neben der Anzahl der Flechtenthalli sind ebenfalls deren Deckungswerte von Interesse. Die Gesamtdeckung an Flechten je Untersuchungsfläche unterscheidet sich signifikant zwischen alten (67 %) und neuen (56 %) Wäldern. Diese errechnen sich aus der Multiplikation der Kreisfläche (errechnet anhand des Mittelwerts für jede Größenklasse) und der Individuenzahl, eine annähernd kreisförmigen Gestalt der Flechtenthalli einmal vorausgesetzt. Im Fall von Strauchflechten ist die Annahme einer kreisförmigen Gestalt sicherlich nur bedingt richtig, auf Grund der geringen Gesamthäufigkeit dieser Gruppe dürfte dies das Gesamtergebnis allerdings nur wenig beeinflussen. Ein Vergleich der errechneten (AW = 74,8% und NW = 58,6%) und der direkten Schätzwerte (AW = 67% und NW = 56%) der Gesamtdeckung zeigt nur geringe Abweichungen, was das gewählte Rechenverfahren rechtfertigt. Tabelle 5-14 zeigt die höhere Flechtendeckung (alle Wuchsformen) im alten Wald, was sich auf ein Überwiegen der beiden oberen Größenklassen (Größenklasse 5-10 cm und 10-20 cm) in diesem zurückführen lässt, während kleine Flechten tendenziell häufiger im neuen Wald auftreten.

Tabelle 5-14: Durchschnittliche Deckung der Flechten im Rasterfeld (1200 cm²), differenziert nach Wuchsformen und Größenklassen. Inkonsistenzen von Summen und Einzelwerten beruhen auf Rundungsfehlern. Werte in den grau hinterlegten Feldern unterscheiden sich signifikant ($p \leq 0,05$). Abkürzung der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Wuchsform	Nutzungs-kategorie	Deckung Flechtenthalli [cm ²]				Σ Deckung [cm ²] () = Prozent [%]
		0-1 cm	2-5 cm	5-10 cm	10-20 cm	
Strauchflechten	NW	0,01	1,61	4,02	0,00	5,63 (0,47)
	AW	0,01	3,44	27,61	14,73	45,79 (3,82)
Laubflechten	NW	0,18	25,17	105,76	168,68	299,79 (19,14)
	AW	0,14	20,81	133,76	186,53	341,25 (24,98)
Krustenflechten	NW	0,27	32,34	124,50	240,97	398,10 (33,17)
	AW	0,29	28,08	153,40	328,89	510,65 (45,55)
Alle Wuchsformen	NW	0,46	59,12	234,28	409,66	703,51 (58,63)
	AW	0,44	52,33	314,77	530,14	897,69 (74,81)

Von den 25 von Wirth (in Lit.) genannten Zeigerarten alter Wälder auf Rotbuche konnten lediglich 5 Arten (*Lobaria pulmonaria*, *Mycoblastus sanguinarius*, *Sphaerophorus globosus*, *Thelotrema lepadinum* und *Usnea filipendula*) auf den untersuchten Baumindividuen nachgewiesen werden. Bei zusätzlicher Berücksichtigung von *Ochrolechia androgyna* und *Pertusaria cf. flavida* fanden sich auf 12 der 72 untersuchten Buchen im alten Wald solche Zeigerarten, im neuen Wald war dies lediglich bei 2 untersuchten Exemplaren der Fall. Da die Stetigkeit der Flechten weit hinter der von Gefäßpflanzen zurückbleibt, wurden die Kriterien für eine Zeigerart bezüglich epiphytischer Flechten modifiziert. Eine Art wird dann als diagnostisch für eine Gruppe angesehen, wenn sie in jeder Untergruppe in mindestens 17 % der Aufnahmen und in einer Einheit in mindestens 32 % der Aufnahmen vorkommt (Pfab 2006). Insgesamt kommen die genannten Zeigerarten auf unseren Untersuchungsflächen aber so selten vor, dass eine statistisch gesicherte Aussage über einen Zeigerwert der entsprechenden Arten nicht möglich ist. Trotzdem finden sich einige dieser Arten entweder nur (*Lobaria pulmonaria*, *Pertusaria cf. flavida*, *Sphaerophorus globosus*, *Thelotrema lepadinum* und *Ochrolechia androgyna*) oder ganz überwiegend (*Usnea filipendula*) in alten Wäldern und könnten sich bei einer entsprechenden Ausweitung des Stichprobenumfangs tatsächlich als Zeigerarten erweisen. *Mycoblastus sanguinarius* konnte nur auf 2 Bäumen nachgewiesen werden, wovon jeweils eine Rotbuche im alten und eine im neuen Wald wächst.

Andere Arten konnten von Pfab (2006) ausschließlich oder ganz überwiegend auf Buchen im neuen Wald nachgewiesen werden, wozu z. B. seltene Arten wie *Ochrolechia cf. subviridis*, *Buellia disciformis* und *Pertusaria cf. hemisphaerica* zählen.

5.3 Standort- und Bodenuntersuchungen

Da sich die vorliegende Untersuchung vorrangig mit der Reaktion des Unterwuchses auf potenzielle Veränderungen der Standortbedingungen beschäftigt, konzentrieren sich die chemisch-physikalischen Analysen auf den Oberboden und nicht auf das gesamte Bodenprofil.

5.3.1 Einfluss der verschiedenen Baumarten

Der Einfluss der dominierenden Baumart auf den pH-Wert der Untersuchungsflächen, ist Abbildung 5-20 zu entnehmen.

Aus den Ergebnissen ist abzulesen, dass die dominierende Baumart keinen signifikanten Einfluss auf den pH-Wert des Oberbodens ausübt. Die Fichtenreinbestände und die von Fichten dominierten Mischbestände weisen mit einem Median von 3,8 ebenso hohe pH-Werte auf wie die von Buchen dominierten Mischbestände. Die pH-Werte in den tannendominierten Mischbeständen sind etwas geringer (pH 3,6). Die Fichtenreinbestände weisen die höchste Schwankungsbreite mit 3,36 pH-Einheiten auf, während die Spanne in den tannendominierten Mischbeständen nur 0,67 pH-Einheiten beträgt, wobei in dieser Kategorie die geringe Anzahl an Untersuchungsflächen zu beachten ist.

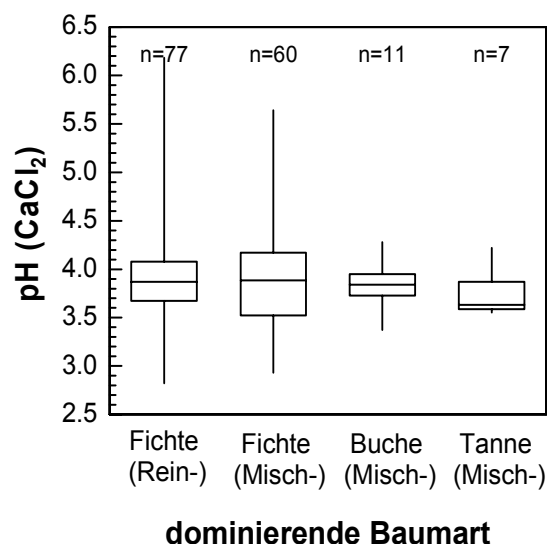


Abbildung 5-20: Verteilung der pH-Werte (CaCl_2) des Oberbodens in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. Größe der Untersuchungsflächen = 100 m². (Rein-) = Reinbestand, (Misch-) = Mischbestand. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, ergibt keine signifikanten Unterschiede im pH-Wert (CaCl_2) des Oberbodens zwischen den verschiedenen Waldtypen. Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang.

In Abbildung 5-21 (a) sind die C/N-Verhältnisse in den verschiedenen Waldtypen aufgezeigt.

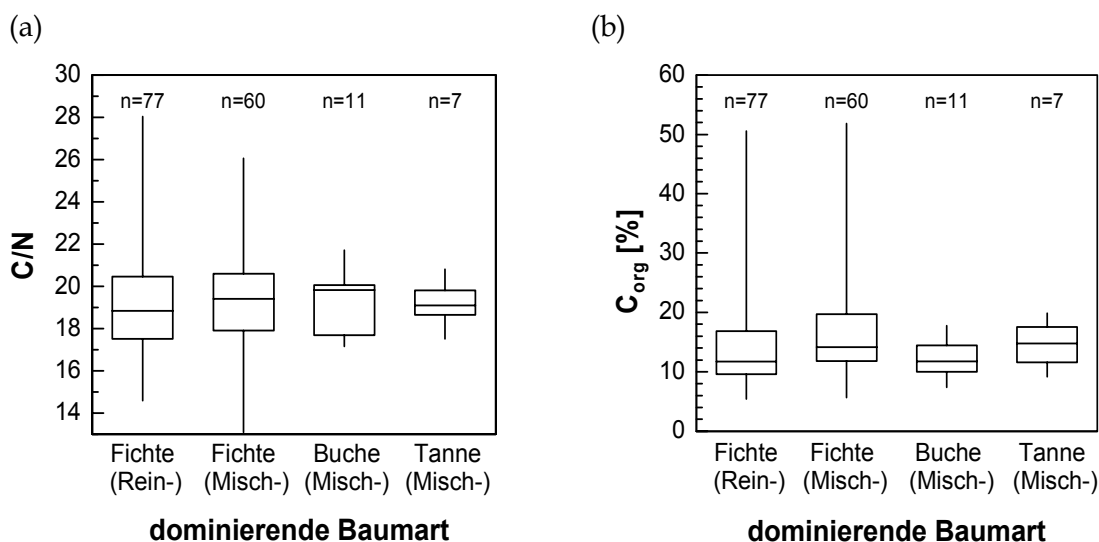


Abbildung 5-21: Verteilung der C/N-Verhältnisse (a) und der C_{org} -Gehalte [%] (b) in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. Größe der Untersuchungsflächen = 100 m². (Rein-) = Reinbestand, (Misch-) = Mischbestand. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, ergibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen. Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang.

Es lassen sich keine signifikanten Unterschiede im C/N-Verhältnis in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart finden. Die Mediane schwanken zwischen 18,8 und 19,8, wobei die reinen Fichtenbestände das engste C/N-Verhältnis und die

buchendominierten Mischbestände das weiteste C/N-Verhältnis aufweisen. Ebenso ist kein signifikanter Einfluss der dominierenden Baumart auf den C_{org} -Gehalt des Ah-Horizontes erkennbar (Abbildung 5-21 (b)). Die Tannenmischbestände haben den höchsten C_{org} -Gehalt (14,8 %) und die Fichtenrein- und Buchenmischbestände vergleichbare Werte mit 11,7 beziehungsweise 11,8 %. Allerdings zeigen sowohl das C/N-Verhältnis als auch der C_{org} -Gehalt in den Fichtenbeständen relativ große Streuungen, wobei diese beiden Kategorien deutlich mehr Untersuchungsflächen aufweisen als die anderen beiden Kategorien.

Im Untersuchungsgebiet zeigen sich weder in der KAK, in der BS, im Na^+ -Gehalt, K^+ -Gehalt, Mg^{2+} -Gehalt, Fe^{3+} -Gehalt, Mn^{2+} -Gehalt noch im H^+ -Gehalt signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart (Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang). Ein Vergleich der $\delta^{15}N$ -Werte der Fichtenreinbestände mit den Mischbeständen (Mann-Whitney-U-Test, $p = 0,112$) beziehungsweise der Fichtenreinbestände mit den buchendominierten Beständen (Mann-Whitney-U-Test, $p = 0,278$) zeigt ebenfalls keine signifikanten Unterschiede. Dagegen unterscheiden sich die Ca^{2+} -Gehalte zwischen den verschiedenen Waldtypen. Die statistische Überprüfung durch den Kruskal-Wallis-Test ergab bei $p > 0,05$ signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten, aufgrund des korrigierten α -Fehlers ($p' > 0,00834$) für den anschließenden paarweisen Mann-Whitney-U-Test erwiesen sich diese Unterschiede allerdings als nicht signifikant. Neben den Ca-Gehalten zeigt von den analysierten Elementen der KAK außerdem der Al^{3+} -Gehalt signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. Dabei unterscheiden sich die Fichtenreinbestände signifikant von den Tannenmischbeständen, nicht jedoch von den Fichtenmisch- oder Buchenmischbeständen.

Abbildung 5-22 zeigt die jährlichen globalen Strahlungswerte am Waldboden in den verschiedenen Waldtypen im Untersuchungsgebiet.

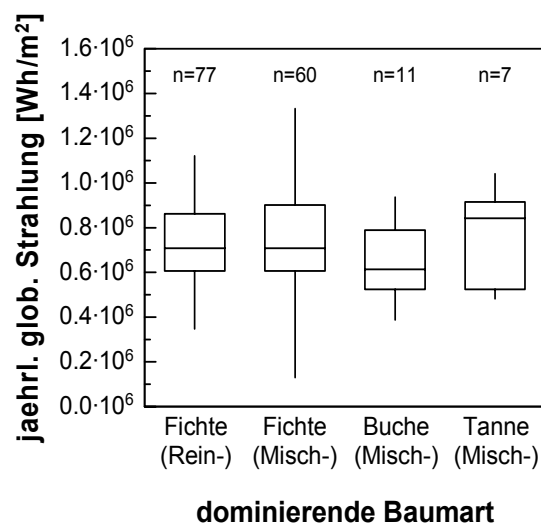


Abbildung 5-22: Verteilung der jährlichen globalen Strahlung [Wh/m^2] am Waldboden in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. (Rein-) = Reinbestand, (Misch-) = Mischbestand. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, ergibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen. Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang.

Die von *Fagus sylvatica* dominierten Bestände sind etwas dunkler als die von Nadelbäumen dominierten Flächen, die Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen sind allerdings nicht signifikant. Die Lichtverhältnisse zwischen Fichtenrein- und Fichtenmischbeständen unterscheiden sich minimal. Die tannendominierten Wälder sind geringfügig lichter als die anderen Waldtypen.

5.3.2 Licht

Die mittels Skiameter im Gelände gemessenen und mithilfe der Analysesoftware S3+ ermittelten jährlichen globalen Strahlungswerte [Wh/m^2] in den jeweiligen Nutzungskategorien sind in Abbildung 5-23 dargestellt. Die statistische Analyse ergab signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien. Aufgrund des korrigierten α -Fehlers für den anschließenden paarweisen Mann-Whitney-U-Test erwiesen sich diese Unterschiede allerdings als nicht signifikant.

Abbildung 5-23 zeigt, dass die auf den Waldboden gelangene Strahlungsmenge in den historisch alten Wäldern und den ehemals als Acker / Wiese genutzten neuen Wäldern geringer ist als in den übrigen Nutzungskategorien, auch wenn die Unterschiede nicht signifikant sind. Die Wälder der Nutzungskategorie AW-2 sind etwas lichter als die übrigen. Dieses liegt in der Anzahl an Bäumen je Plot begründet, die in den Nutzungskategorien HAW und NW-2 am höchsten und in der Nutzungskategorie AW-2 am geringsten ist (siehe Abbildung 5-3). Trotz dieser Unterschiede findet sich zwischen der Anzahl an Bäumen je Untersuchungsfläche und der jährlichen globalen Strahlungsmenge kein linearer Zusammenhang ($R^2 = 0,05$, $p = 0,328$, $df = 159$).

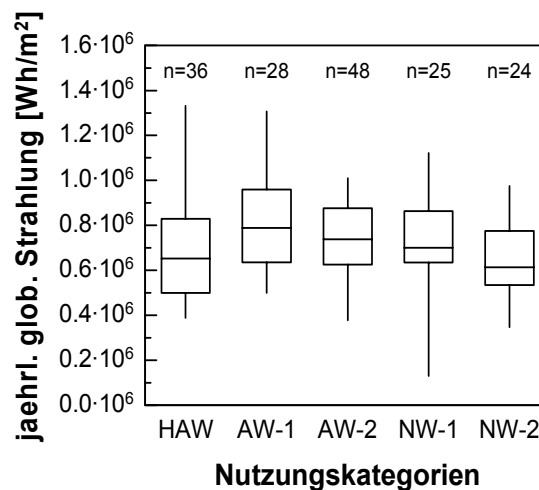


Abbildung 5-23: Verteilung der jährlichen globalen Strahlung am Waldboden [Wh/m^2] in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m^2 . Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p < 0,05$; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Der jährliche globale Strahlungswert [Wh/m^2] ist zwischen den 5 Nutzungskategorien nicht signifikant verschieden.

Ebenso ist kein linearer Zusammenhang zwischen der auf den Boden gelangenden Strahlungsmenge und den Deckungen der Baum-, Kraut- oder Moosschicht erkennbar, wie aus Tabelle 5-15 zu erkennen ist.

Tabelle 5-15: Lineare Zusammenhänge zwischen der jährlichen globalen Strahlung [Wh/m²] und den Deckungen der Baum-, Kraut- und Moosschicht beziehungsweise den Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht. Deckungen und Artenzahlen siehe Tabelle 5-2.

Zusammenhang zwischen jährlicher globaler Strahlung [Wh/m ²] und der	Korrelationskoeffizient R ²	Irrtumswahrscheinlichkeit p
Deckung der Baumschicht	0,0697	0,107 %
Deckung der Krautschicht	0,0091	22,73 %
Deckung der Moosschicht	0,0004	79,18 %
Artenzahl der Krautschicht	0	74,59 %
Artenzahl der Moosschicht	0	87,501 %

Dies bedeutet, dass die Deckung der Baumschicht nicht direkt die auf den Waldboden gelangende Lichtmenge bestimmt, und der Faktor Licht keinen direkten Einfluss auf die Deckungsgrade der Kraut- und der Moosschicht ausübt. Ebenso ist Tabelle 5-15 zu entnehmen, dass der Lichteinfall keinerlei Einfluss auf die Artenzahlen der Kraut- und Moosschicht ausübt.

5.3.3 pH-Wert (CaCl₂)

Die Interquartilbereiche der pH-Werte aller Nutzungskategorien liegen im stark sauren bis sehr stark sauren Bereich. Die Mediane der pH-Werte (CaCl₂) der verschiedenen Nutzungskategorien bewegen sich in einem Bereich zwischen 3,8 und 4,0 (Abbildung 5-24) und damit im Pufferbereich von Aluminium (Scheffer et al. 2002). Die mittleren pH-Werte weisen in der Gesamtbetrachtung relativ geringe Schwankungen um wenige 0,1 pH-Einheiten auf, wobei die Nutzungskategorie NW-2 mit 4,0 den höchsten mittleren pH-Wert und die Nutzungskategorien HAW, AW-1 und NW-1 mit 3,8 die niedrigsten mittleren pH-Werte aufweisen.

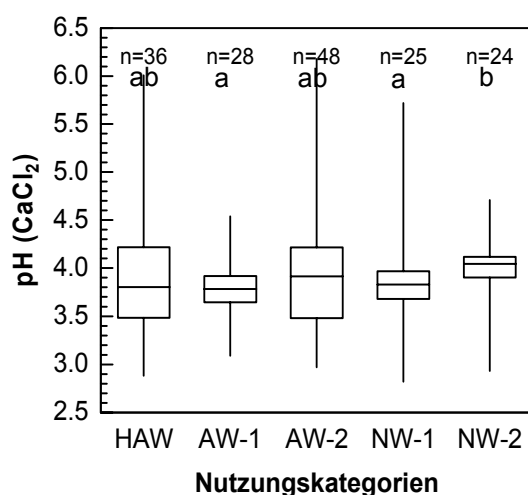


Abbildung 5-24: Verteilung der pH-Werte (CaCl₂) des Oberbodens je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im pH-Wert (CaCl₂) zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Die pH-Werte der Nutzungskategorie NW-2 unterscheiden sich signifikant von den pH-Werten der Nutzungskategorien AW-1 und NW-1. Den niedrigsten pH-Wert weist die Untersuchungsfläche NW-1 15 mit 2,8 und den höchsten die Untersuchungsfläche AW-2 33 mit 6,2 auf. Die geringsten Schwankungen verzeichnet die Nutzungskategorie AW-1 mit 1,5 pH-Einheiten, die größten Schwankungen sind in der Nutzungskategorie AW-2 mit 3,2 pH-Einheiten zu finden. Dabei ist zu beachten, dass es sich bei diesen beiden Kategorien um die Nutzungskategorien mit der geringsten beziehungsweise höchsten Anzahl an Untersuchungsflächen handelt, was einen Teil der unterschiedlichen Schwankungsbereiche erklären kann.

5.3.4 Stickstoff und Kohlenstoff

Die C/N-Verhältnisse und die organischen Kohlenstoff-Gehalte (C_{org} -Gehalte) der Böden stehen in enger Verbindung und sind ein Maß für die mikrobiologische Aktivität im Boden. Durch ehemalige landwirtschaftliche Nutzungen, wie beispielsweise Düngemaßnahmen oder Beweidung, können sich insbesondere die Nährstoffzusammensetzung und der Stickstoffkreislauf der Böden verändern.

Die Kohlenstoff- und Stickstoff-Gehalte in den verschiedenen Nutzungskategorien sind Abbildung 5-25 zu entnehmen. Die C-Gehalte (a) in den Nutzungskategorien AW-1 und NW-2 unterscheiden sich signifikant voneinander, wobei in den Wäldern der NW-2 die geringsten C-Gehalte gemessen wurden. Die N-Gehalte (b) unterscheiden sich zwischen den 5 Nutzungskategorien nicht signifikant voneinander.

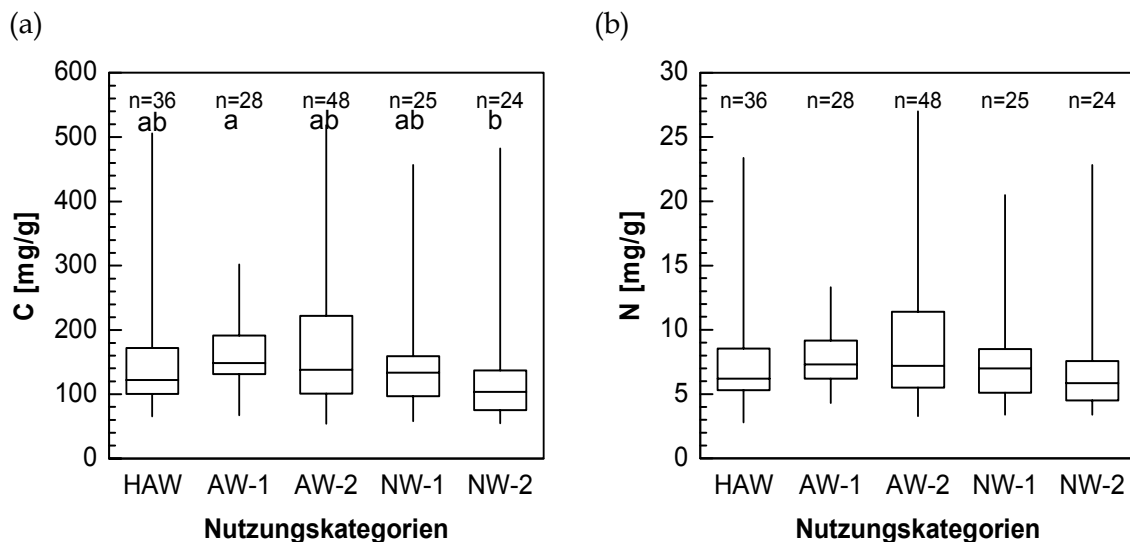


Abbildung 5-25: Verteilung der Kohlenstoff-Gehalte [mg/g] (a) und Stickstoff-Gehalte [mg/g] (b) des Oberbodens in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im Kohlenstoff-Gehalt zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden. Der Stickstoff-Gehalt ist zwischen den 5 Nutzungskategorien nicht signifikant verschieden.

Abbildung 5-26 gibt die Verteilungen der C/N-Verhältnisse (a) und der C_{org} -Gehalte (b) in den verschiedenen Nutzungskategorien wieder. Die historisch alten und die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder weisen weitere C/N-Verhältnisse auf (19,9 und 20,3) als die Wälder in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 (18,9, 18,5 und 17,2). Dies lässt in den Böden der HAW und AW-1 auf eine langsamere Dekomposition und Mineralisierung und in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 auf einen schnelleren mikrobiellen Umsatz schließen. Signifikante Unterschiede im C/N-Verhältnis lassen sich allerdings lediglich zwischen den Nutzungskategorien HAW und NW-2 und bei den Wäldern der Nutzungskategorie AW-1 im Vergleich zu den Wäldern der Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 finden.

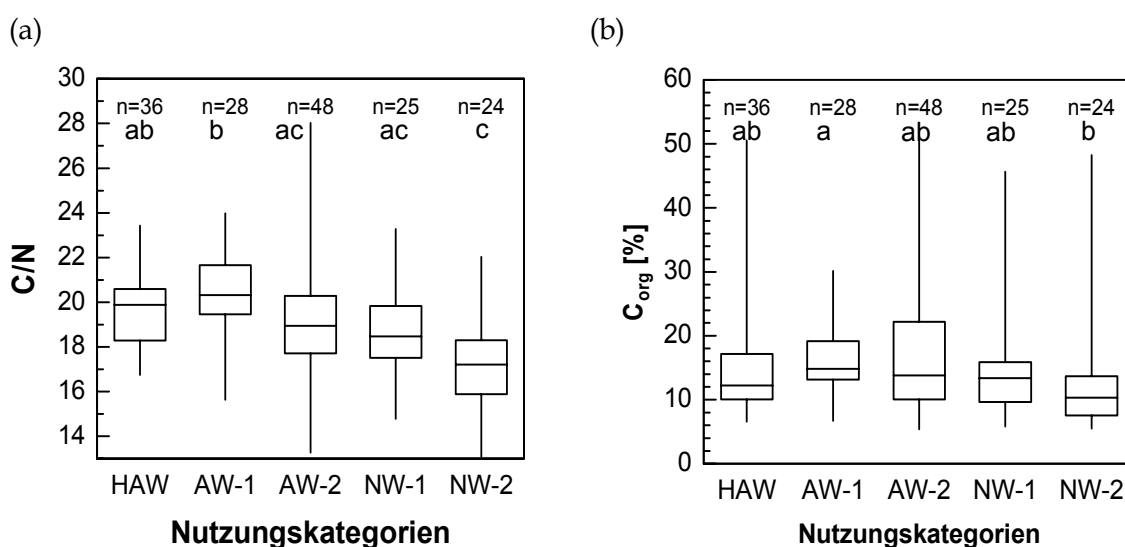


Abbildung 5-26: Verteilung der C/N-Verhältnisse (a) und der C_{org} -Gehalte [%] (b) im Oberboden in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im C/N-Verhältnis und im C_{org} -Gehalt zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Die Zugabe von organischen Substanzen als Düngemittel fördert die Nitrifikationsrate im Boden, wodurch es zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses kommt. Innerhalb der Nutzungskategorien AW und NW weisen die ehemaligen Weiden / Reutfelder (AW-1, NW-1) weitere C/N-Verhältnisse auf als die ehemaligen Äcker / Wiesen (AW-2, NW-2), was auf eine vergleichsweise stärkere Düngung in den letztgenannten Nutzungskategorien hinweist. Diese Vermutung wird durch die ermittelten Ca^{2+} -Gehalte unterstützt (Kap. 5.3.5). Aufgrund der Art der ehemaligen Nutzung führt dies bis heute zu günstigeren bodenchemischen Bedingungen in den ehemaligen Äckern und Wiesen. Die Unterschiede sind allerdings nur in den alten Wäldern, nicht aber in den neuen Wäldern signifikant.

Die ermittelten C_{org} -Mediane der ehemals als Weide / Reutfeld genutzten Wälder sind sowohl in den alten als auch in den neuen Wäldern höher als in den ehemaligen Äckern und Wiesen (AW: 14,8 zu 13,8, NW: 13,4 zu 10,3), auch wenn die Unterschiede nicht signifikant sind. Die historisch alten Wälder weisen einen Median von 12,2 auf und vermitteln damit zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien. Signifikant unterschiedlich sind die C_{org} -Gehalte zwischen den Wäldern der Nutzungskategorien AW-1 und NW-2.

5.3.5 Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

Der Median der Kationenaustauschkapazität (KAK) ist in den historisch alten Wäldern mit 170 $\mu\text{mol C/g}$ am höchsten und nimmt mit abnehmender Bestockungsdauer ab. In den Wäldern der Nutzungskategorie NW-2 liegt der Median der Kationenaustauschkapazität mit 92,3 $\mu\text{mol C/g}$ deutlich niedriger. In den AW-1 beträgt die KAK 134,9 $\mu\text{mol C/g}$, im AW-2 142,6 $\mu\text{mol C/g}$ und in den NW-1 123,7 $\mu\text{mol C/g}$. Die Schwankungsbereiche in den Nutzungskategorien HAW und NW-2 sind deutlich größer als in den übrigen Nutzungskategorien.

Tabelle 5-16 zeigt die Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Tests für die unterschiedlichen Kationenaustauschkapazitäten in Abhängigkeit von den Nutzungskategorien. Die Böden in den historisch alten Wäldern unterscheiden sich hinsichtlich der KAK signifikant von den Böden der Wälder in den Nutzungskategorien NW-1 und NW-2, ebenso eindeutig sind die Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien AW-2 und NW-2.

Tabelle 5-16: Ergebnisse des Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test für die Kationenaustauschkapazität [$\mu\text{mol C/g}$] des Oberbodens je Untersuchungsfläche zwischen den 5 Nutzungskategorien. $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur. Ergebnisse des Kruskal-Wallis-Tests siehe Tabelle-A 5 im Anhang. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Signifikante Unterschiede ab $p' < 0,005$ sind grau hinterlegt.

	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,011	-			
AW-2	0,031	0,667	-		
NW-1	0,003	0,423	0,243	-	
NW-2	0,000	0,011	0,002	0,039	-

Die Basensättigung (BS) kennzeichnet den Nährstoff-Gehalt des Bodens. Abbildung 5-27 (a) zeigt deutlich, dass die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder mit einem Median von 18,6 % deutlich basenärmer sind als die anderen Nutzungskategorien und als basenarm einzustufen sind. Die Böden der anderen Nutzungskategorien sind als mittelbasisch einzustufen. Die ehemals als Acker / Wiese genutzten alten Wälder weisen mit einem Median von 46,7 % die am besten mit Basen versorgten Standorte auf. Insgesamt sind in allen Kategorien große Schwankungen zu beobachten. Innerhalb der alten beziehungsweise neuen Wälder weisen jeweils die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten Wälder deutliche geringere Basen-

versorgungen auf als die als Acker / Wiese bewirtschafteten Flächen (AW: 18,6 % zu 46,7 %, NW: 28,9 % zu 43 %). Zwischen den Standorten, die ehemals als Acker / Wiese genutzt wurden und den der historisch alten Wälder sind keine signifikanten Unterschiede in der BS zu erkennen. Die Böden der HAW sind besser basenversorgt als die ehemaligen Weiden / Reutfelder.

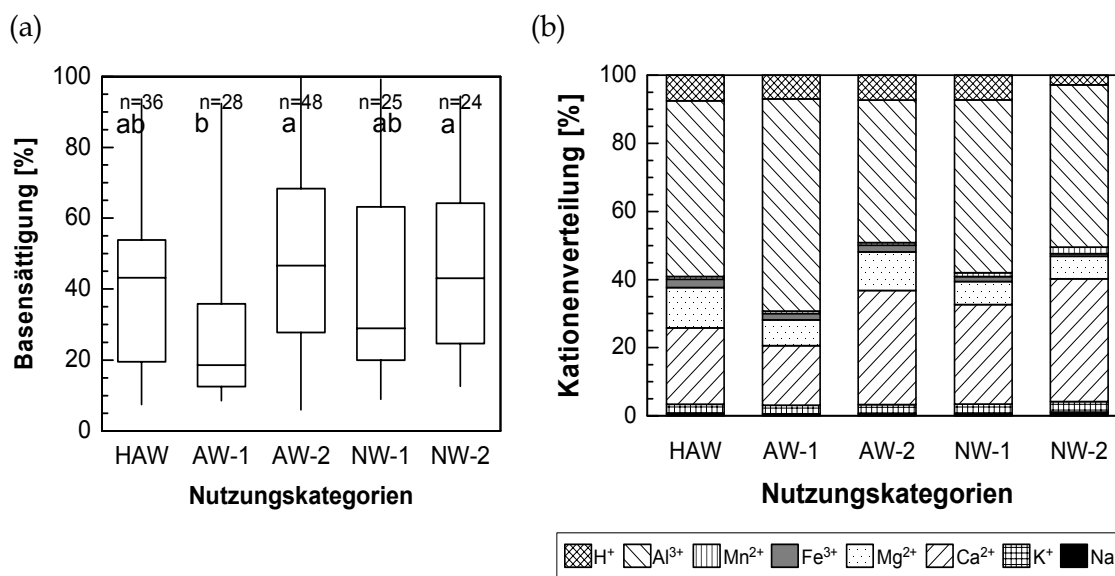


Abbildung 5-27: Verteilung der Basensättigung [%] (a) und der einzelnen Kationen [%] (b) im Oberboden in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur. Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in der Basensättigung zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Die prozentuale Verteilung der einzelnen Kationen in den 5 Nutzungskategorien zeigt Abbildung 5-27 (b). Eine Aufstellung der signifikanten Unterschiede der einzelnen Kationen zwischen den 5 Nutzungskategorien findet sich in Tabelle-A 6 im Anhang. Bei der Verteilung der H⁺-Ionen fällt auf, dass diese in den Wäldern der Nutzungskategorie NW-2 die geringsten Werte aufweisen. Signifikante Unterschiede finden sich allerdings nur zwischen den Nutzungskategorien NW-2 zu HAW und AW-2, wobei sich die beiden letztgenannten Kategorien wiederum nicht signifikant voneinander unterscheiden. Dieses Ergebnis spiegelt sich im relativ hohen pH-Wert wider (vgl. Kap. 4.3.2), der zusammen mit den vergleichsweise geringen Al³⁺-Gehalten in der Nutzungskategorie NW-2 auf verhältnismäßig günstige bodenchemische Verhältnisse hinweist. Die Gehalte der für das Bodenmilieu relevanten Kationen H⁺ und Al³⁺ weisen zwischen den übrigen Nutzungskategorien kaum signifikante Unterschiede auf, was sich auch in den ähnlichen pH-Werten widerspiegelt.

Die Flächen im NW-2 weisen im Vergleich zu den übrigen Nutzungskategorien die höchsten Gehalte an Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mn²⁺ und die geringsten Gehalte an Mg²⁺ und Fe³⁺ auf. Hinsichtlich des Na⁺-, Fe³⁺- und Mn²⁺-Gehaltes unterscheiden sich die Wälder der

Nutzungskategorie NW-2 signifikant von denen der Nutzungskategorien HAW, AW-1 und AW-2, nicht jedoch von denen der Nutzungskategorie NW-1. Die Flächen der AW-2 weisen im Mittel ebenfalls vergleichsweise geringe Al^{3+} -Gehalte auf, was auf günstigere bodenchemische Verhältnisse im Vergleich zu den Wäldern der Nutzungskategorie AW-1 schließen lässt. Innerhalb der alten und neuen Wälder weisen die ehemaligen Weiden / Reutfelder im Mittel geringere Na^{+} -, K^{+} -, Ca^{2+} - und höhere Al^{3+} -Gehalte auf als die ehemaligen Äcker / Wiesen. Die Unterschiede sind allerdings nur bei den alten Wäldern für die Ca^{2+} - und Al^{3+} -Gehalte signifikant.

Die mittleren Ca-, Mg- und K-Gehalte in den 5 Nutzungskategorien ist Tabelle 5-17 zu entnehmen. Signifikant unterschiedliche Ca-Gehalt sind lediglich zwischen den Nutzungskategorien AW-1 und AW-2 und hinsichtlich des Mg-Gehaltes zwischen den Nutzungskategorien AW-2 und NW-2 zu finden. Es besteht kein Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und dem Ca-Gehalt des Ah-Horizontes der Untersuchungsflächen. Die prozentualen Mg-Gehalte schwanken zwischen 6 - 11 %, wobei die neuen Wälder deutlich niedrigere Anteile aufweisen. Zwischen dem pH-Wert und den Mg-Gehalten kann ein schwacher positiver Zusammenhang ermittelt werden ($R^2 = 0,309$, $p \leq 0,001$, $df = 159$). Die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder haben insgesamt sehr geringe Ca- und Mg-Gehalte, während die als Acker / Wiese genutzten alten Wälder nährstoffreicher sind.

Tabelle 5-17: Mittlere Calcium-, Magnesium- und Kalium-Gehalte [$\mu\text{molC/g}$] des Ah-Horizontes in den 5 Nutzungskategorien. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungskategorie	Mittelwert Ca-Gehalt [$\mu\text{molC/g}$]	Mittelwert Mg-Gehalt [$\mu\text{molC/g}$]	Mittelwert K-Gehalt [$\mu\text{molC/g}$]
HAW	34,21	19,90	3,78
AW-1	25,80	11,65	3,26
AW-2	57,01	20,02	3,92
NW-1	41,53	9,45	3,63
NW-2	50,96	8,96	3,10

5.3.6 $\delta^{15}\text{N}$

Abbildung 5-28 zeigt die Verteilung der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in den Böden der Untersuchungsflächen. Die Böden der Nutzungskategorien HAW und AW-1 weisen signifikant geringere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte auf als die Böden der übrigen Nutzungskategorien. Die Ergebnisse der $\delta^{15}\text{N}$ -Messungen im Untersuchungsgebiet zeigen einen Anstieg des ^{15}N -Gehaltes in der Reihenfolge historisch alter Wald < ehemals als Weide / Reutfeld genutzter alter Wald < ehemals als Acker / Wiese genutzter alter Wald < ehemals als Weide / Reutfeld genutzter neuer Wald < ehemals als Acker / Wiese genutzter neuer Wald. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Flächen der HAW beziehungsweise der Nutzungskategorie AW-1 schwanken zwischen -2,4 ‰ und 2,7 ‰ beziehungsweise -3,0 ‰ und 1,3 ‰. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der AW-2 und NW-1 unterscheiden sich nicht signifikant voneinander, auch wenn der Median im NW-1 (1,4) etwas höher liegt als im AW-2 (0,95). Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in der Nutzungskategorie NW-2 unterscheiden sich signifikant von allen anderen und liegen in einem Bereich zwischen -0,7 ‰ und 4,8 ‰. Den höchsten $\delta^{15}\text{N}$ -Gehalt weist die Untersuchungsfläche AW-2 43 mit 5,5 ‰ auf, der geringste Wert mit -3,0 ‰ findet sich in der Untersuchungsfläche AW-1 20.

Die Ergebnisse der $\delta^{15}\text{N}$ -Messungen kennzeichnen im Untersuchungsgebiet am deutlichsten Unterschiede zwischen verschiedenen historischen Nutzungen; besonders deutlich werden die Unterschiede zwischen den ungestörten Waldböden der historisch alten Wälder und den ehemals als Acker / Wiese genutzten neuen Wäldern. Dennoch gibt es keinen signifikanten Zusammenhang zwischen dem N-Gehalt [mg/g] und dem $\delta^{15}\text{N}$ -Wert des Oberbodens ($R^2 = 0,04$, $p = 1,084\%$, $df = 159$). Dies bedeutet, dass anhand des Isotopenverhältnisses keine Aussagen über die Mengen ehemaliger Stickstoffzugaben getroffen werden können, sondern dass mithilfe von $\delta^{15}\text{N}$ nur generell auf Zugaben von Stickstoff und dadurch veränderte Intensitäten bestimmter chemischer und mikrobiologischer Prozesse im Boden geschlossen werden kann.

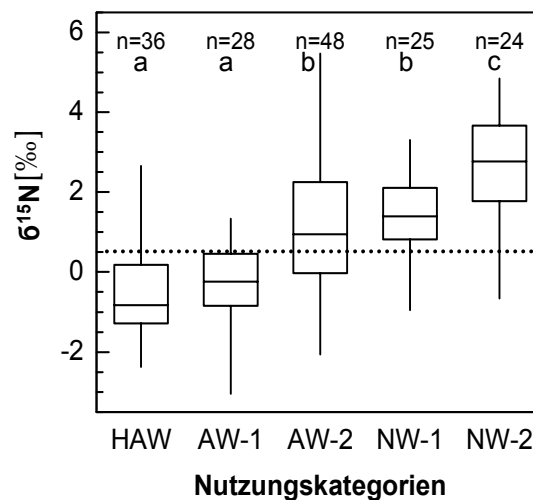


Abbildung 5-28: $\delta^{15}\text{N}$ -Werte [‰] des Oberbodens in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Werte oberhalb der gepunkteten Linie zeigen entsprechend Körner et al. (1999) eine nutzungsbedingte Veränderung an. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ -Wert zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Zwischen der Nutzungsgeschichte und dem $\delta^{15}\text{N}$ -Wert des Oberbodens besteht eine enge Beziehung ($R^2 = 0,43$, $df = 159$, $p \leq 0,001$), was verdeutlicht, dass die ehemalige Nutzung einen großen Einfluss auf das Verhältnis der Stickstoffisotope in den heutigen Waldböden ausübt.

5.3.7 Humus

Die Dicke des Auflagehumus variiert in den Untersuchungsflächen zwischen 0,75 cm und mindestens 40 cm. Ab dieser Tiefe wurde nicht weiter gegraben. Der Mittelwert aller Untersuchungsflächen beträgt 5,7 cm.

Die Mächtigkeit des Auflagehumus ist in allen Nutzungskategorien ähnlich, die Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien sind nicht signifikant (Abbildung 5-29). Der Median der Mächtigkeit des Auflagehumus in der Nutzungskategorie AW-1 weist mit 5,25 cm den höchsten Wert auf, der Median in der

Nutzungskategorie NW-2 ist mit 3,75 cm am niedrigsten. Die Nutzungskategorien AW-1 und NW-1 weisen die geringsten Schwankungsbereiche auf, in den AW-2 ist der Interquartilbereich am größten.

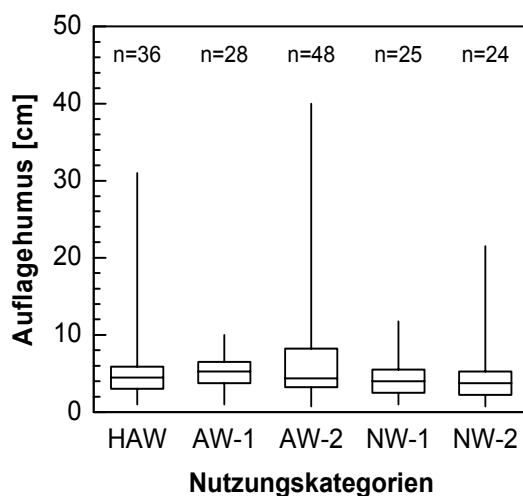


Abbildung 5-29: Dicke des Auflagehumus [cm] in den 5 Nutzungskategorien. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, (Tabelle-A 5 im Anhang) ergibt keine signifikanten Unterschiede zwischen den 5 Nutzungskategorien.

Auch wenn die Mediane der 5 Nutzungskategorien keine signifikanten Unterschiede aufzeigen, ergibt eine detailliertere Betrachtung Hinweise auf das Verteilungsmuster der Humusmächtigkeiten im Untersuchungsgebiet (Tabelle 5-18). In den Untersuchungsflächen der historisch alten Wälder finden sich durchschnittlich dickere Humusaufgaben als in denen der neuen Wälder. Während über die Hälfte aller Untersuchungsflächen im HAW Humusaufgaben von > 6 cm aufweist, sind dies in den neuen Wäldern nur 16 % (NW-1) beziehungsweise 12,5 % (NW-2). In 85 % der Untersuchungsflächen in den neuen Wäldern ist die Schicht des Auflagehumus dünner als 6 cm. Eine Abnahme der Mächtigkeit des Auflagehumus ist in folgender Reihenfolge zu beobachten: HAW > AW-2 > AW-1 > NW-1 > NW-2.

Tabelle 5-18: Prozentuale Verteilung der Mächtigkeiten des Auflagehumus [cm] in den 5 Nutzungskategorien. Inkonsistenzen von Summen beruhen auf Rundungsfehlern. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Auflagehumus [cm]	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
0 – 3,0	27,8	27,6	20,8	36	45,
3,1 – 6,0	19,4	43,4	43,9	48	41,7
> 6,0	52,8	29,1	35,4	16	12,5

Die Auflistung der einzelnen Humusformen entsprechend der Bodenkundlichen Kartieranleitung (Sponagel et al. 2005) in den verschiedenen Nutzungskategorien zeigt Abbildung 5-30. Feinhumusreicher Rohhumus (ROR) kommt in den neuen Wäldern nicht vor und ist in den Nutzungskategorien HAW, AW-1 und AW-2 nur auf wenigen Flächen zu finden. Feinhumusarmer Rohhumus (ROA) tritt in den historisch alten

Wäldern nicht auf, in den Wäldern der Nutzungskategorie AW-2 ist dieser Humustyp dagegen auf rund einem Fünftel der Untersuchungsflächen anzutreffen.

Der feinhumusarme rohhumusartige Moder (MRA) ist ebenso wie der feinhumusreiche rohhumusartige Moder (MRR) in der Nutzungskategorie HAW am häufigsten anzutreffen und nimmt über die alten Wälder zu den neuen Wäldern hin ab. Moder zeigt wie Rohhumus alle Auflagehorizonte, allerdings in geringerer Mächtigkeit und mit unschärferen Horizontübergängen.

Moder ist im Untersuchungsgebiet in allen Nutzungskategorien der häufigste Humustyp. In den neuen Wäldern dominiert diese Humusform drei Viertel der Untersuchungsflächen. Beim Moder wird eine feinhumusarme Einheit (MOA) mit einem relativ großen Anteil an Streurückständen und eine feinhumusreiche Fraktion (MOR) unterschieden. MOA ist der häufigste Humustyp in den neuen Wäldern, in den alten Wäldern dagegen ist dieser Humustyp nur auf rund einem Viertel der Untersuchungsflächen zu finden. Die historisch alten Wälder vermitteln zwischen den alten und neuen Wäldern. MOR ist demgegenüber in den alten Wäldern am häufigsten und nimmt in den historisch alten und neuen Wäldern annähernd gleiche Anteile ein.

Mullmoder (MOM) vermittelt zwischen den Humustypen Mull und Moder und tritt besonders dort auf, wo die Mischung der Humushorizonte durch Bodentiere intensiver wird. MOM kommt in der Nutzungskategorie NW-1 nicht vor und weist auch in den anderen Nutzungskategorien nur geringe Anteile auf. Mull weist ein enges C/N-Verhältnis auf, was auf eine schnelle Zersetzung hindeutet und hinsichtlich der Nährstoffverfügbarkeit für die meisten Pflanzenarten die günstigste Humusform ist.

Mull bildet sich bevorzugt unter krautreichen Laubwäldern. F-Mull (MUO) ist durch einen dünnen Of-Horizont gekennzeichnet, der ganzjährig zu beobachten ist (Scheffer et al. 2002). MUO ist in den neuen Wäldern nicht zu finden, wogegen der Anteil dieser Humusform über $HAW < AW-1 < AW-2$ zunimmt ($2,8 \% < 3,6 \% < 12,5 \%$).

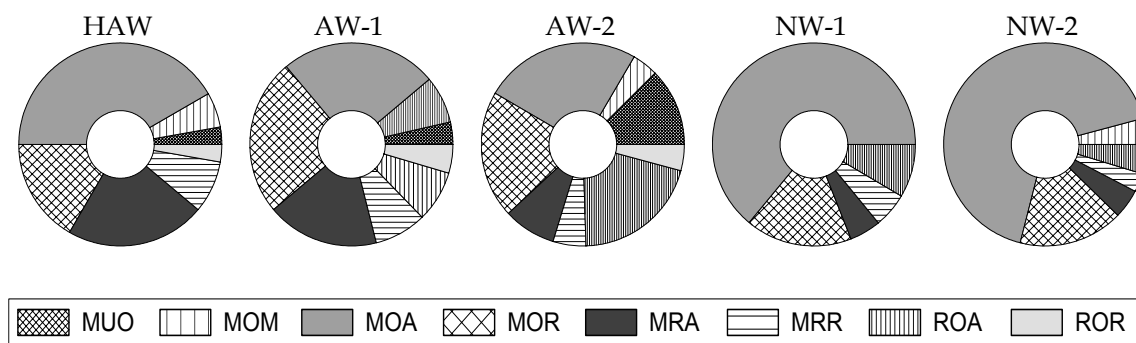


Abbildung 5-30: Verteilung der Humusformen in den 5 Nutzungskategorien entsprechend Bodenkundlicher Kartieranleitung (Sponagel et al. 2005). Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Abkürzungen der Humusformen siehe Kap. 5.3.7.

Das Verhältnis zwischen der Dicke des Auflagehumus und der Gesamtartenzahl (a) sowie der Anzahl typischer Waldarten (b) ist Abbildung 5-31 zu entnehmen. Im Untersuchungsgebiet ist weder im Hinblick auf die Gesamtartenzahl der Kraut- und Mooschicht noch in Bezug auf die Anzahl typischer Waldarten ein enger Zusammenhang zur Mächtigkeit des Auflagehumus erkennbar. Demnach übt dieser Faktor keinen beziehungsweise nur einen sehr geringen Einfluss auf das Arteninventar der Kraut- und Mooschicht aus.

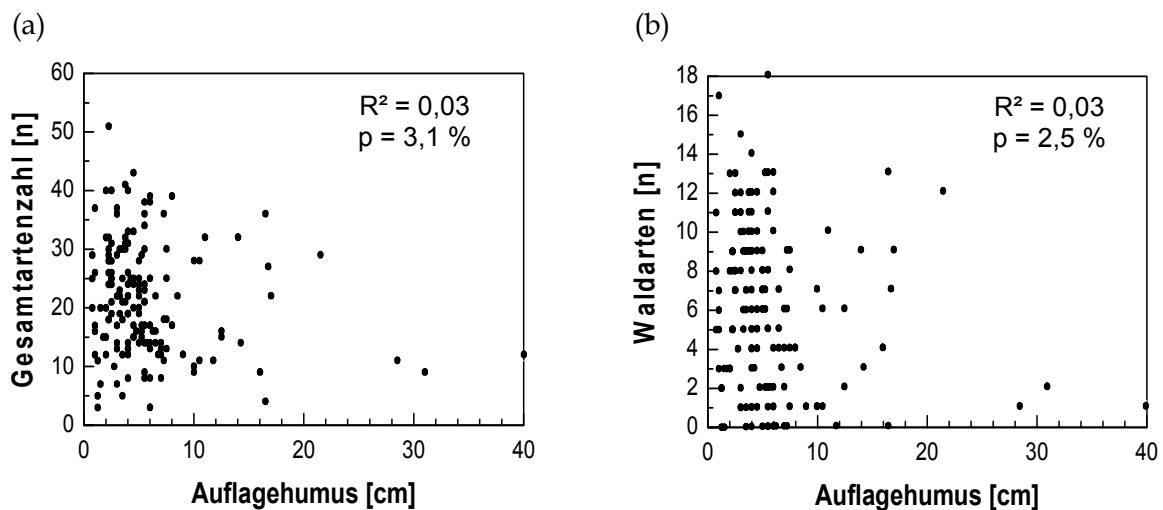


Abbildung 5-31: Zusammenhang zwischen Mächtigkeit des Auflagehumus [cm] und Gesamtartenzahl der Kraut- und Mooschicht [n] (a) sowie Anzahl typischer Waldarten [n] (b) je Untersuchungsfläche. Größe der Untersuchungsflächen 100 m². Definition der typischen Waldarten siehe Kap. 4.2.4.

Unabhängig von der Gesamtartenzahl oder von der Verteilung der typischen Waldarten zeigen einzelne Arten eine Reaktion auf verschiedene Mächtigkeiten des Auflagehumus (Tabelle 5-19). Die in der Literatur benannten Pflanzenarten, die mächtige Humusaufgaben tolerieren können, sind im Untersuchungsgebiet insgesamt mit nur geringen Stetigkeiten vertreten, so dass diese Angaben anhand des untersuchten Datensatzes nicht verifiziert werden können. Anhand der eigenen Vegetationsaufnahmen ist zu erkennen, dass *Vaccinium myrtillus*, *Deschampsia flexuosa*, *Blechnum spicant* und *Hylocomium splendens* dickere Humusaufgaben tolerieren und mit zunehmender Humusakkumulation höhere Stetigkeiten zeigen. Andere Arten wie *Senecio ovatus*, *S. hercynicus*, *Veronica officinalis* oder *Dryopteris filix-mas* reagieren dagegen auf zunehmende Humusaufgaben mit abnehmenden Stetigkeiten. Dabei finden sich unter den Arten, die mit geringeren Stetigkeiten auf zunehmende Humusmächtigkeiten reagieren, sowohl typische Waldarten wie beispielsweise *Adenostyles alliariae* oder *Galeopsis tetrahit* als auch Arten mit indifferentem Verhalten wie *Mycelis muralis*. Bei den von Ellenberg (1996) als typische Mullbodenpflanzen eingestuften Arten *Athyrium filix-femina*, *Carex sylvatica*, *Dryopteris filix-mas*, *Galium odoratum*, *Lamium galeobdolon*, *Lysimachia nemorum*, *Phyteuma spicatum* oder *Viola reichenbachiana* sind im Untersuchungsgebiet keine einheitlichen Reaktionen erkennbar, jedoch reagiert keine dieser Arten mit einer Stetigkeitszunahme auf zunehmende Mächtig-

keiten des Auflagehumus. Da viele Arten nur geringe Stetigkeiten aufweisen, können potenzielle Reaktionen dadurch verdeckt sein.

Tabelle 5-19: Prozentuale Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten des Untersuchungsgebiets bei verschiedenen Mächtigkeiten des Auflagehumus.

Mächtigkeit des Auflagehumus [cm]	0 – 3,0	3,1 – 6,0	> 6,0
Anzahl Aufnahmen	46	75	40
<i>Vaccinium myrtillus</i>	63	73	88
<i>Deschampsia flexuosa</i>	52	59	65
<i>Hylocomium splendens</i>	20	40	43
<i>Blechnum spicant</i>	11	13	28
<i>Senecio ovatus</i>	50	41	25
<i>Veronica officinalis</i>	37	32	8
<i>Epilobium montanum</i>	35	23	18
<i>Senecio hercynicus</i>	30	19	10
<i>Atrichum undulatum</i>	26	20	5
<i>Mycelis muralis</i>	28	15	5
<i>Galeopsis tetrahit</i>	24	17	3
<i>Adenostyles alliariae</i>	22	13	5
<i>Athyrium filix-femina</i>	54	57	35
<i>Dryopteris filix-mas</i>	20	17	5
<i>Carex sylvatica</i>	9	8	.
<i>Viola reichenbachiana</i>	17	9	5
<i>Galium odoratum</i>	2	.	.
<i>Lamium galeobdolon</i>	2	8	3
<i>Lysimachia nemorum</i>	.	4	.
<i>Phyteuma spicatum</i>	4	5	3

5.3.8 Zusammenfassung

5.3.8.1 Standort- und Bodenuntersuchungen

Die Mediane aller ermittelten Kenngrößen zur Charakterisierung der Bodeneigenschaften sowie die Ergebnisse der Lichtmessungen sind in Tabelle 5-20 aufgelistet.

Tabelle 5-20: Mediane verschiedener Parameter des Ah-Horizontes, der Humusschicht und der Lichtmessung. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Abkürzungen der Humusformen siehe Kap. 5.3.7.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
pH-Wert	3,8	3,8	3,9	3,8	4,0
C-Gehalt [mg/g]	122,1	148,5	138,0	133,7	103,5
N-Gehalt [mg/g]	6,2	7,3	7,2	7,0	5,9
C/N-Verhältnis	19,9	20,3	18,9	18,5	17,2
C _{org} [%]	12,2	14,8	13,8	13,4	10,3
KAK [μmol C/g]	170,0	134,9	142,6	123,7	92,3
BS [%]	43,2	18,6	46,7	28,9	43,0
Na [μmol C/g]	0,87	0,81	0,84	0,72	0,58
K [μmol C/g]	3,71	3,26	3,76	3,56	2,23
Ca [μmol C/g]	22,28	12,86	43,34	29,02	24,92
Mg [μmol C/g]	8,92	6,43	12,50	7,11	4,91
Fe [μmol C/g]	2,76	1,75	1,94	1,25	0,45
Mn [μmol C/g]	0,71	0,62	0,83	0,96	1,55
Al [μmol C/g]	72,68	80,68	48,17	63,97	40,45
H [μmol C/g]	9,51	10,78	9,43	11,74	0,00
δ ¹⁵ N [‰]	-0,8	-0,2	0,9	1,4	2,8

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
Humusdicke [cm]	4,5	5,3	4,4	4,0	3,8
dominierender Humustyp [%]	MOA: 41,7	MOR: 28,6	MOA: 25,0	MOA: 64,0	MOA: 66,7
jährliche globale Strahlung [Wh/m ²]	651 591	788 523	736 844	699 901	612 448

Tabelle 5-20 ist zu entnehmen, dass die Böden in den historisch alten Wäldern insgesamt ebenso gut basenversorgt sind wie in den ehemals als Acker / Wiese genutzten Wäldern. Auf eine gute Nährstoffversorgung in diesen Wäldern deutet ebenfalls die hohe KAK hin, die in den historisch alten Wäldern den höchsten Median aufweist. Auch die Calcium-Gehalte sind in den historisch alten Wäldern ähnlich hoch wie in den neuen Wäldern. Die pH-Werte schwanken im HAW um 3,8, woraus sich die relativ hohen Gehalte an H⁺-Ionen erklären. Weiterhin weisen die Böden in den HAW vergleichsweise hohe Fe³⁺-Gehalte auf.

Die in der Vergangenheit als Weide oder Reutfeld bewirtschafteten Flächen sind im Gegensatz zu einer früheren Acker- oder Wiesennutzung durch weitere C/N-Verhältnisse, niedrigere pH-Werte und geringere Basensättigungen (BS) gekennzeichnet. Dies lässt auf vergleichsweise ungünstige Bodenbedingung für die meisten Arten der Strauch- und Krautschicht schließen. Statistisch abgesichert sind die Unterschiede allerdings nur in den alten, nicht in den neuen Wäldern. Es besteht ein schwacher Zusammenhang zwischen der BS und dem pH-Wert ($R^2 = 0,21$, $p \leq 0,001$, $df = 159$), je höher der Anteil der basischen Kationen, desto weniger sauer ist der pH-Wert. In den ehemaligen Weiden finden sich weiterhin höhere C-Gehalte und N-Gehalte und mächtigere Humusaufgaben. Der permanente direkte und indirekte Stoffentzug auf ehemaligen Weiden ohne eine entsprechende Kompensation in Form von Düngungen lässt sich auch nach 120 Jahren noch in der Nährstoffsituation der Böden ablesen. Noch heute ist die Basenversorgung in den ehemals beweideten Flächen im Vergleich zu ackerbaulich oder als Wiesen genutzten Wäldern durchschnittlich um 50 % geringer. Besonders deutlich sind die Unterschiede an den Ca²⁺-Gehalten ablesbar. In den alten Wäldern weisen die ehemaligen Ackerflächen mehr als drei Mal so hohe Ca²⁺-Gehalte auf wie die ehemaligen Weiden. Die höheren Calciumwerte in den Nutzungskategorien AW-2 und NW-2 können in einer ehemaligen Nährstoffzufuhr und damit verbundenen Anreicherung dieser Kationen begründet liegen. Demgegenüber können die niedrigeren Gehalte in den als Weiden / Reutfeldern bewirtschafteten Wäldern durch einen permanenten Biomasseentzug verursacht sein. Der durchschnittlich dickere Auflagehumus der ehemaligen Weiden deutet auf geringere turnover-Raten hin, was anzeigt, dass die Mineralisationsraten geringer sind, wodurch die Rückführung der Nährstoffe langsamer abläuft als in den ehemaligen Äckern und Wiesen.

Die Nutzungskategorie AW-1 ist durch besonders ungünstige Bodenbedingungen geprägt. Es ist zu vermuten, dass weniger produktive Standorte in der Vergangenheit bevorzugt für Weiden genutzt wurden und Äcker oder Wiesen auf produktiveren Standorten angelegt wurden. Daher ist ein gewisser Einfluss der Ausgangsbedingungen anzunehmen. Dem steht gegenüber, dass das Untersuchungsgebiet im Einzelhofgebiet liegt und die Auswahl potenzieller Acker- und Wiesenflächen beschränkt war. Äcker und Wiesen wurden bevorzugt in der Nähe des Wohnhauses

angelegt. Wahrscheinlich bedingt eine Kombination beider Aspekte die ungünstigen Bodenbedingungen in dieser Nutzungskategorie. Neben dem weitesten C/N-Verhältnis und dem mächtigsten Auflagehumus weist diese Kategorie mit Abstand die geringste Basensättigung und die höchsten H^+ -Gehalte auf. Bei den AW-1 ist als einzige Nutzungskategorie feinhumusreicher Moder (MOR) der dominierende Humustyp. Dieser zeigt die geringeren Mineralisationsraten an als der in den anderen Nutzungskategorien vorherrschende feinhumusarme Moder (MOA).

Eine ehemalige Acker- oder Wiesennutzung ging mit einer (Teil-)Rückführung von Nährstoffen einher, obgleich auch der Stoffentzug von diesen Flächen relativ hoch war. Dennoch scheint der Eintrag von Nährstoffen den Stoffentzug zumindest teilweise kompensiert zu haben, da diese Flächen heute insgesamt engere C/N-Verhältnisse und höhere Basensättigungen aufweisen als die ehemaligen Weiden. Weiterhin zeigen die ehemaligen Äcker und Wiesen leicht höhere pH-Werte als die ehemaligen Weiden. Hinsichtlich der einzelnen Kationen sind die Trends zwischen alten und neuen Wäldern verschieden. Während in den alten Wäldern die einstigen Äcker und Wiesen höhere Na^+ -, K^+ -, Ca^{2+} -, und Mg^{2+} -Gehalte aufweisen, ist bei den neuen Wäldern das Gegenteil der Fall. Lediglich hinsichtlich des Al^{3+} - und H^+ -Gehaltes werden in den alten und in den neuen Wäldern niedrigere Werte in den Äckern / Wiesen ermittelt. Bei den C_{org} -Gehalten finden sich niedrigere Werte in den ehemals als Acker / Wiese genutzten Flächen, was auf den Biomasseentzug in der Vergangenheit hinweist. Der positive Zusammenhang zwischen dem C_{org} -Gehalt und der KAK ($R^2 = 0,37$, $p \leq 0,001$, $df = 159$) zeigt an, dass die organische Substanz im Boden als Austauschmittel fungiert; je höher der Gehalt an C_{org} , desto mehr Kationen können gebunden werden, was zu einer höheren KAK führt.

Insgesamt zeigen sich bei den untersuchten Bodenparametern nur geringe Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien, so dass nicht auf eine starke nachhaltige Beeinflussung der Böden durch die frühere Nutzung geschlossen werden kann. Tendenziell weisen die neuen Wälder engere C/N-Verhältnisse, geringere C_{org} -Gehalte, geringere Mächtigkeiten des Auflagehumus sowie günstigere Humusverhältnisse auf als dieses in den alten Wäldern der Fall ist. Lediglich die Basensättigung und die $\delta^{15}N$ -Werte geben Hinweise darauf, dass die frühere landwirtschaftliche Nutzung zu einer nachhaltigen Veränderung des Stickstoffkreislaufes und des Basenhaushaltes geführt hat. Allerdings schwächen sich diese Veränderungen im Laufe der Zeit ab. Trotzdem ist eine Beeinflussung des Stickstoffkreislaufes durch eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung auch nach 120 Jahren noch zu erkennen. Wie lange diese Veränderungen anhalten, kann anhand der vorliegenden Daten nicht eingeschätzt werden.

Von den analysierten Bodenparametern bietet trotz der detektierten Unterschiede nur $\delta^{15}N$ verlässliche Informationen darüber, ob rezente Wälder in der Vergangenheit landwirtschaftlich genutzt wurden, da die historische Nutzung anscheinend bis heute eine Bedeutung für den Stickstoffkreislauf in Waldböden besitzt. Die Parameter pH-Wert, C_{org} -Gehalt, Basensättigung, Kationenaustauschkapazität und C/N-Verhältnis zeigen keine signifikanten Beziehungen zu den verschiedenen Nutzungskategorien.

5.3.8.2 Korrespondenzanalyse

Die Gesamtvariabilität (*total inertia*) des floristischen Datensatzes in der Korrespondenzanalyse (CA) beträgt 3,18 (Abbildung 5-32). Die ersten drei Ordinationsachsen der CA bilden 18,5 % der Variabilität des Gesamtdatensatzes ab, wobei bereits fast die Hälfte davon (9,1 %) durch die erste Achse erklärt wird.

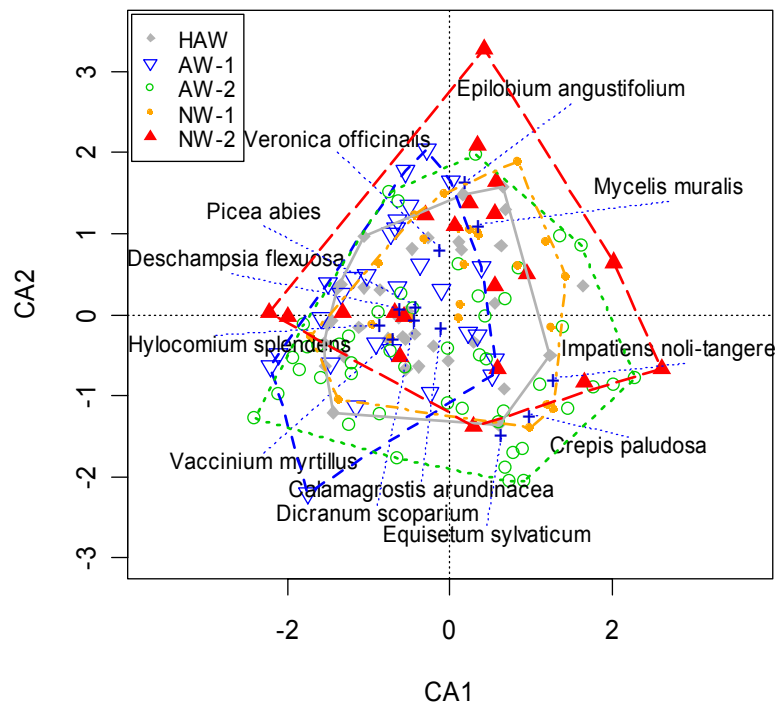
Die Anordnung der verschiedenen Nutzungskategorien im Ordinationsdiagramm wird durch die von den verschiedenfarbigen Linien aufgespannten Räume dargestellt, in welchem die Untersuchungsflächen der jeweiligen Nutzungskategorie liegen. Die 5 Nutzungskategorien trennen sich in der Korrespondenzanalyse nicht sehr deutlich auf, allerdings sind graduelle Unterschiede zu erkennen. Die Nutzungskategorie NW-2 (rote Linie) ist entlang der zweiten Ordinationsachse im positiven Bereich angeordnet, während die Nutzungskategorien der alten Wälder (blaue und grüne Linie) weiter im negativen Bereich der Achse abgebildet werden. Deutlicher werden die Unterschiede hinsichtlich der Verteilung der Nutzungskategorien entlang der dritten Ordinationsachse. Hier reichen die HAW (graue Linie) und AW-2 (grüne Linie) vergleichsweise weit in den positiven Achsenbereich hinein. Die Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie NW-1 (gelbe Linie) kommen dagegen überwiegend im negativen Achsenabschnitt zu liegen.

Die erste Ordinationsachse repräsentiert Unterschiede im Stickstoffkreislauf, und spannt einen Gradienten der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Oberbodens auf. Dies lässt sich ableiten aus den zunehmenden $\delta^{15}\text{N}$ -Werten der Untersuchungsflächen entlang der Ordinationsachse. In den beiden linken Quadranten des Plots der ersten beiden Achsen kommen die Untersuchungsflächen mit niedrigen $\delta^{15}\text{N}$ -Werten zu liegen und in den rechten die mit hohen $\delta^{15}\text{N}$ -Werten. Die zweite Ordinationsachse trennt Untersuchungsflächen lichterer Standorte von dunkleren ab. Zu erkennen ist dies an der Lage der Arten im Ordinationsdiagramm. *Impatiens noli-tangere*, *Equisetum sylvaticum*, *Crepis paludosa* und *Dicranum scoparium* charakterisieren Standorte im Waldinnenraum mit eher feuchten und dunkleren Bedingungen, während *Epilobium angustifolium*, *Veronica officinalis* und *Mycelis muralis* die lichten Waldschläge kennzeichnen. Die dritte Achse trennt die Untersuchungsflächen entsprechend ihrer Höhenlage auf, was durch die Anordnung der Art *Calamagrostis arundinacea* deutlich wird.

Zudem zeichnen sich in der CA Unterschiede in der Bodenfeuchte und der Bodenreaktion ab. Im linken unteren Quadranten der CA finden sich viele säuretolerante Arten der Kraut- und Moosschicht wie beispielsweise *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa*, während im oberen rechten Quadranten nährstoffliebende Arten wie *Mycelis muralis* und *Epilobium angustifolium* vorherrschen. Dort kommen vermehrt die Wälder der Nutzungskategorie NW-2 zu liegen, die leicht erhöhte pH-Werte aufweisen (Abbildung 5-24). Die Arten selbst zeigen eine deutliche Reaktion auf den pH-Wert (Abbildung 5-34), wohingegen die Nutzungskategorien diesen Gradienten nicht so deutlich widerspiegeln.

Der Einfluss der Nutzungsgeschichte auf die Lage der Arten und Aufnahmen im CA Ordinationsplot ist im Gegensatz zum Einfluss verschiedener Boden- oder Standortparameter gering. Die verschiedenen Nutzungskategorien grenzen sich nicht sehr deutlich voneinander ab, trotzdem sind Tendenzen erkennbar.

(a)



(b)

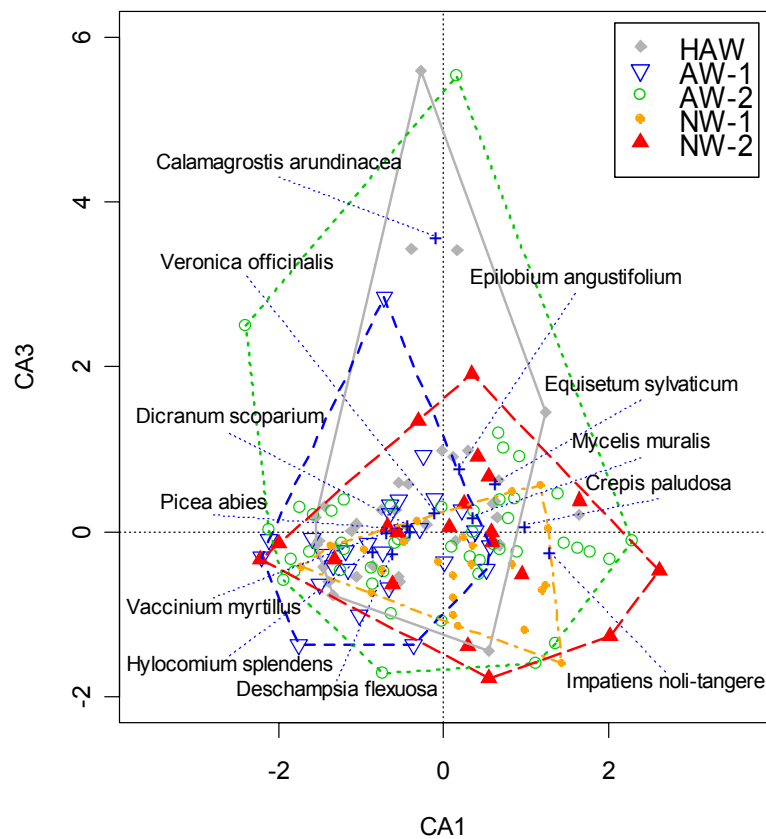


Abbildung 5-32: Ordinationsdiagramme (CA, Arten der Kraut- und Moosschicht) mit den Aufnahmeflächen mit mindestens fünf Arten sowie den Arten, die in mindestens 5 % der Probestellen vorkommen. 18,5 % der Gesamtvariabilität wird auf den ersten drei Achsen abgebildet. Dargestellt sind die 1. und die 2. Ordinationsachse (a) und die 1. und 3. Ordinationsachse (b). Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

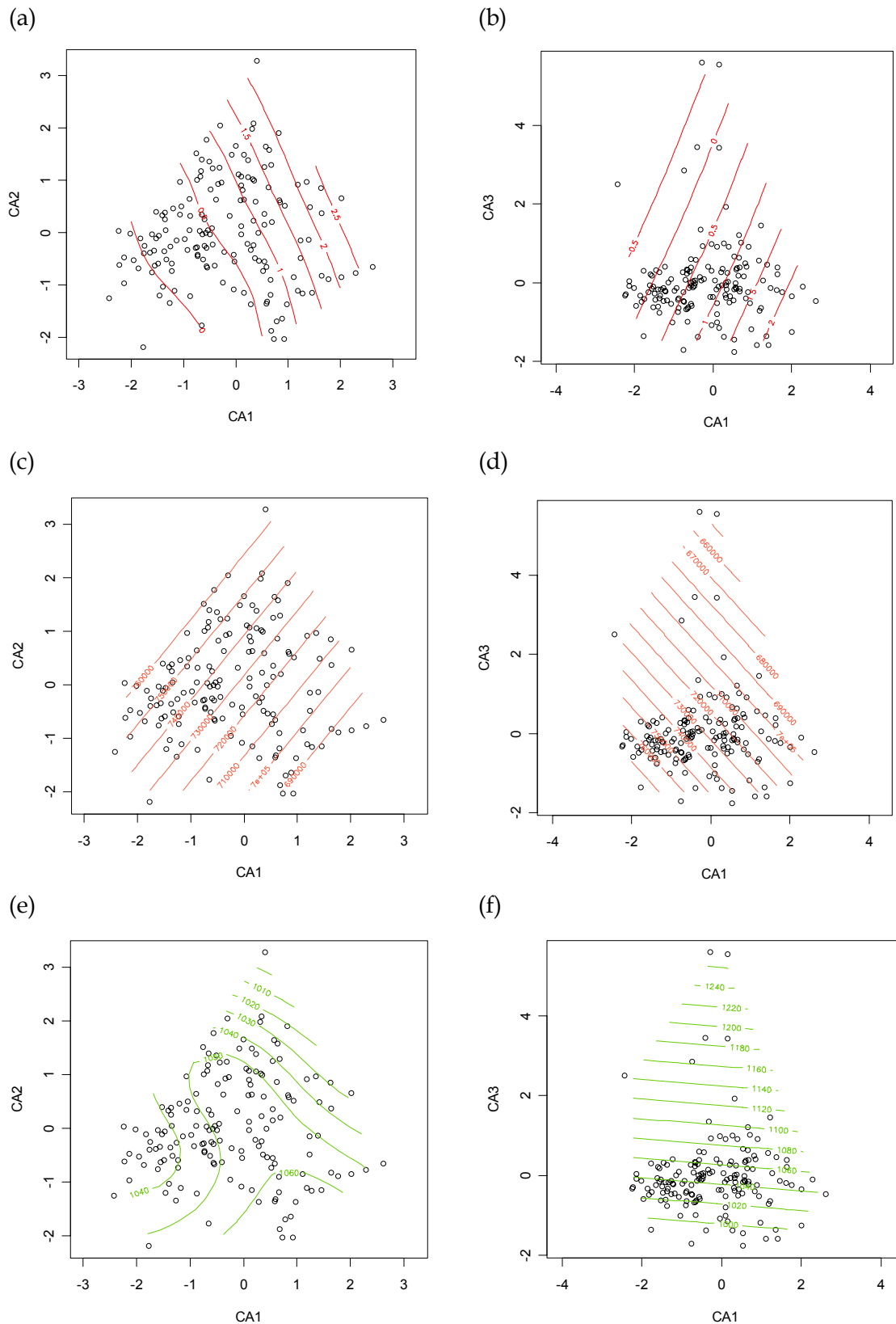


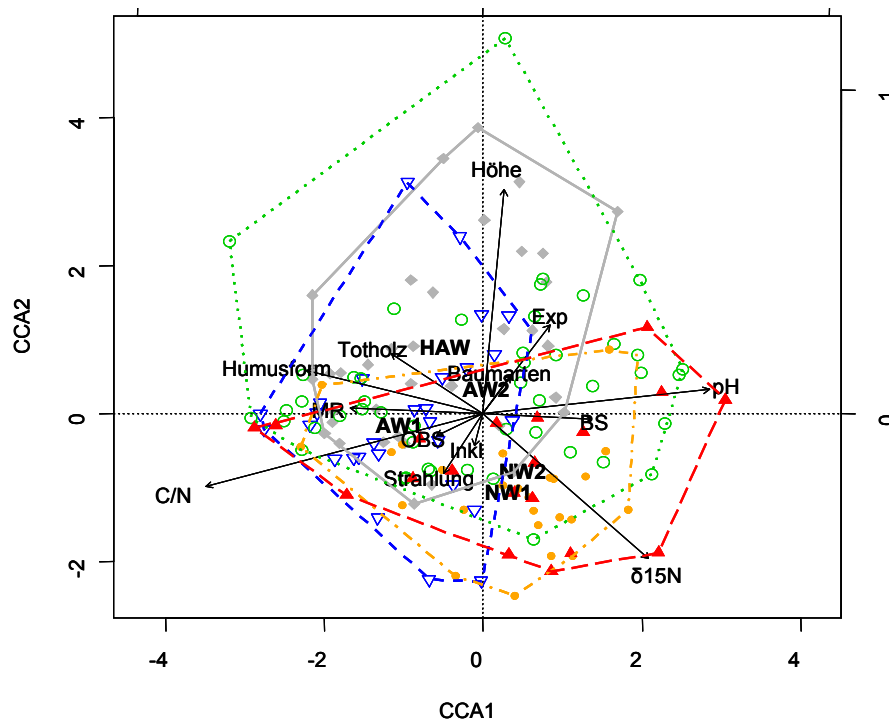
Abbildung 5-33: Anpassung des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes (a) und (b), der potenziellen jährlichen Strahlungsmenge (c) und (d) sowie der Höhenlage (e) und (f) an die ersten drei Achsen der Ordination (CA) mittels verallgemeinernder additiver Modelle (GAM, 10 Freiheitsgrade).

Die Anpassung ausgewählter Umweltvariablen im Ordinationsplot zeigt Abbildung 5-33. Die Überprüfung des Einflusses der ausgewählten Umweltvariablen auf die Richtung der Achsen im Ordinationsraum zeigt, dass die erste und zweite Achse in ähnlichem Maße von den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten und der potenziellen jährlichen Strahlungsmenge bestimmt werden. Der Einfluss der beiden Umweltvariablen ist dabei allerdings gegenläufig (Abbildung 5-33 a – d). Die dritte Ordinationsachse bildet die Höhenlage ab (Abbildung 5-33 e – f).

5.3.8.3 Kanonische Korrespondenzanalyse

Um Strukturen im floristischen Datensatz aufzudecken, die direkt durch Linearkombinationen von Umweltvariablen erklärt werden können, wird eine Kanonische Korrespondenzanalyse (CCA) gewählt. Das Gesamtmodell beinhaltet 13 unabhängige Variablen, welche neben einem nutzungsgeschichtlichen Faktor (Nutzungskategorien) ebenso standörtliche (Höhe ü. NN, Exposition, Inklinaton, Mikrorelief, Humusform, jährliche potenzielle Einstrahlung), strukturbezogene (Anzahl an Baumarten, Anzahl stehendes Totholz) und bodenchemische Variablen (C/N-Verhältnis, pH-Wert, Basensättigung und $\delta^{15}\text{N}$) umfassen (Abbildung 5-34). Die gewählten Parameter sind nicht stark miteinander korreliert, wie Tabelle-A 7 im Anhang zu entnehmen ist. Die Signifikanz des Gesamtmodells wird anhand eines Permutationstests überprüft ($df = 16$, $\text{Chi}^2 = 0,5934$, $p < 0,005$). Das Gesamtmodell erklärt 11,8 % der Gesamtvariabilität (*total inertia*; 0,61 von 3,18). Die ersten drei Achsen der CCA erklären 11,8 % der *constrained inertia*. Mithilfe der ersten Achse, auf der die Untersuchungsflächen entsprechend ihres C/N-Verhältnisses zu liegen kommen, wird etwas mehr als die Hälfte der erklärten Variabilität abgebildet. Entlang der zweiten Achse werden die untersuchten Wälder durch einen Höhengradienten differenziert, mit positiven Werten für höhere Lagen. Auf der dritten Achse kommt es zu einer Aufteilung der Untersuchungsflächen nach deren Hangneigung, wobei starke Neigungen zu positiven Werten und nur schwach geneigte Flächen zu negativen Werten führen.

(a)



(b)

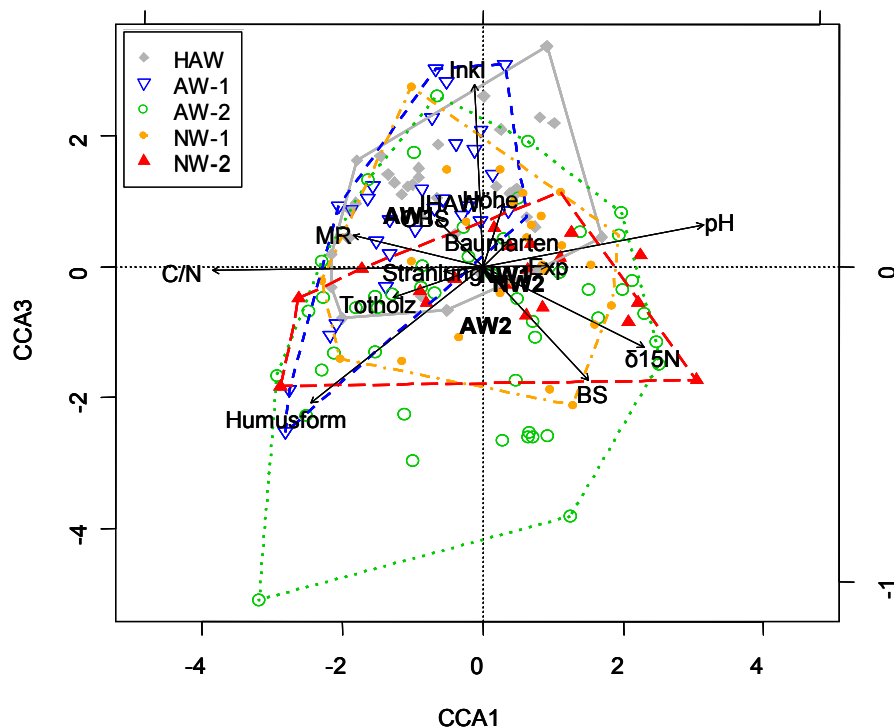


Abbildung 5-34: Ordinationsdiagramme (CCA) mit den Aufnahme­flächen mit mindestens fünf Arten und den Arten der Kraut- und Moos­schicht, von denen 30 % der Dimensionswerte der Arten auf den ersten drei Achsen abgebildet sind. Die CCA erklärt 11,8 % der Gesamtvariabilität. Dargestellt sind die 1. und die 2. Ordinationsachse (a) und die 1. und 3. Ordinationsachse (b). Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap.4.1.3. Exp = Exposition, Inkl = Inklination, BS = Basensättigung, pH = pH-Wert, C/N = C/N-Verhältnis, MR = Mikrorelief, OBS = Oberstandsbeschilderung.

Der Prokrustes Test zum Vergleich beider Ordinationsmethoden (Abbildung 5-35) und ein anschließender Permutationstest ergeben dass die beiden Ordinationsmethoden miteinander stark korreliert sind ($R^2 = 0.77$, $p < 0.001$). Die Restabstände einiger Punkte unterscheiden sich jedoch sowohl hinsichtlich der Länge als auch in Bezug auf die Richtung sehr stark von der Mehrzahl der Punkte, woraus abzulesen ist, dass verschiedene Parameter auf die jeweiligen Punkte in unterschiedlichen Intensitäten einwirken. Die weitgehend ähnliche Anordnung der Aufnahmepunkte (einige Punkte sind kaum verschoben, z. B. AW-1 22 und NW-2 2) bedeutet, dass ein großer Teil der floristischen Ähnlichkeit der Aufnahmeflächen durch die Umweltvariablen im CCA-Modell abgebildet wird. Andere Punkte wie beispielsweise die Untersuchungsflächen NW-2 01 oder AW-1 26 sind weit verschoben. Die starken Verschiebungen erfolgen entlang der 2. Achse, welche in der CA Unterschiede in der potenziellen Einstrahlung der Flächen abbildet, während in der CCA die Höhenlage sehr stark mit dieser Achse korreliert ist.

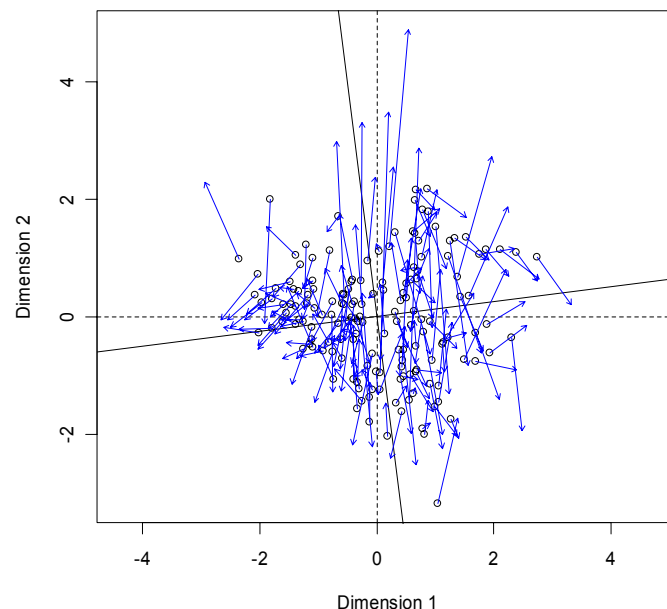


Abbildung 5-35: Prokrustes Tests der CA und der CCA.

5.4 Diasporenbank

5.4.1 Individuenzahlen und Arten

Im Diasporenbankversuch werden 11 427 Keimlinge von 78 verschiedenen Arten identifiziert. Die Anzahl aufgelaufener Keimlinge in den verschiedenen Bodentiefen der fünf Nutzungskategorien ist Tabelle-A 11 im Anhang zu entnehmen. Die Keimlinge der Gattungen *Spergularia* und *Cirsium* werden nicht bis auf Artniveau bestimmt. Die Keimlinge der Arten *Epilobium lanceolatum*, *E. montanum*, *E. nutans*, *E. palustre* und *E. roseum* werden aufgrund der teilweise unsicheren Determinierung der Keimlinge zu *Epilobium* spec. zusammengefasst, da eine zweifelsfreie Bestimmung auf Artniveau erst bei blühenden Pflanzen möglich ist.

Zur Überprüfung auf Sameneintrag im Gewächshaus oder Verunreinigungen des Substrates werden Kontrollschalen aufgestellt, die ausschließlich das Kultursubstrat enthalten. Die in diesen Kontrollschalen gekeimten Individuen sind in Tabelle 5-21 aufgelistet. Mit Ausnahme von *Rumex acetosella* und *Epilobium spec.* werden alle in Tabelle 5-21 aufgelisteten Arten von den weiteren Analysen ausgeschlossen. *Rumex acetosella* ist in der aktuellen Vegetation, in der Diasporenbank und in den Kontrollschalen zu finden, so dass ein Teil der Keimlinge dieser Art einer Kontamination des Kultursubstrates entstammen kann. Dennoch tritt die Art in der Nutzungskategorie NW-2 mit insgesamt 25 Individuen in 11 der 12 Bodenproben auf. Dies deutet darauf hin, dass die Art nicht komplett als Kontamination angesehen werden kann. Gleiches gilt für *Epilobium spec.* Diese Art ist ebenfalls in der aktuellen Vegetation, mit 74 Individuen in den Diasporenbankproben und zusätzlich in den Kontrollschalen zu finden. Nach dem Entfernen der Arten, die vermutlich auf eine Kontamination zurückzuführen sind, verbleiben 11 361 Individuen von 73 Arten für die anschließenden Analysen.

Tabelle 5-21: Arten, Individuenzahlen und vermutliche Herkunft der Keimlinge in den Kontrollschalen.

Art	Individuenzahl	vermutliche Herkunft
<i>Betula pendula</i>	2	Gewächshausumgebung
<i>Betula pubescens</i>	3	Gewächshausumgebung
<i>Epilobium spec.</i>	1	Gewächshausumgebung
<i>Erika tetralix</i>	1	verunreinigtes Substrat
<i>Rumex acetosella</i>	2	verunreinigtes Substrat
<i>Oxalis corniculatus</i>	1	Gewächshausumgebung
<i>Salix caprea</i>	4	Gewächshausumgebung

Die Anzahl an durchschnittlichen Keimlingszahlen in den einzelnen Nutzungskategorien ist Abbildung 5-36 zu entnehmen. Die geringste Anzahl an Keimlingen findet sich in der Untersuchungsfläche AW-1 1. In der oberen Bodenschicht (0 – 5 cm) werden vier Keimlinge von *Luzula luzuloides* und einer von *Veronica officinalis* und in der unteren Tiefenschicht (5 – 15 cm) lediglich 1 Keimling von *V. officinalis* registriert. Die meisten Keimlinge weist die Untersuchungsfläche AW-2 28 mit 1 502 Individuen in der oberen Bodenschicht und 1 986 Individuen in der unteren Bodenschicht auf, wobei insgesamt 71,3 % aller Keimlinge der Art *Juncus effusus* zuzurechnen sind. Die durchschnittliche Anzahl an Keimlingen je Untersuchungsfläche nimmt von den historisch alten Wäldern über die Nutzungskategorien AW-1 < AW-2 < NW-1 zu. In den NW-2 finden sich deutlich weniger Individuen. Die Nutzungskategorien HAW und AW-1 zeigen mit insgesamt 589 beziehungsweise 900 Keimlingen wesentlich geringere Individuenzahlen als die übrigen Nutzungskategorien. In der Nutzungskategorie AW-2 werden mit insgesamt 5 207 Keimlingen 45,8 % aller gezählten Individuen vermerkt.

Die Verteilung der Keimlinge auf die beiden getrennt analysierten Tiefenschichten zeigt vergleichbare Individuenzahlen in beiden Tiefenschichten mit geringfügig höheren Individuenzahlen in der tieferen Bodenschicht (Abbildung 5-36). Aufgrund des doppelten Probenvolumens der tieferen Bodenschicht bedeutet dies, dass die Diasporendichte in den oberen 5 cm des Oberbodens wesentlich höher ist als in den

darunter liegenden 10 cm des Bodens. Die Nutzungskategorie HAW weist als einzige Kategorie etwas höhere Individuenzahlen in der oberen Bodenschicht auf (383 zu 320 Keimlingen).

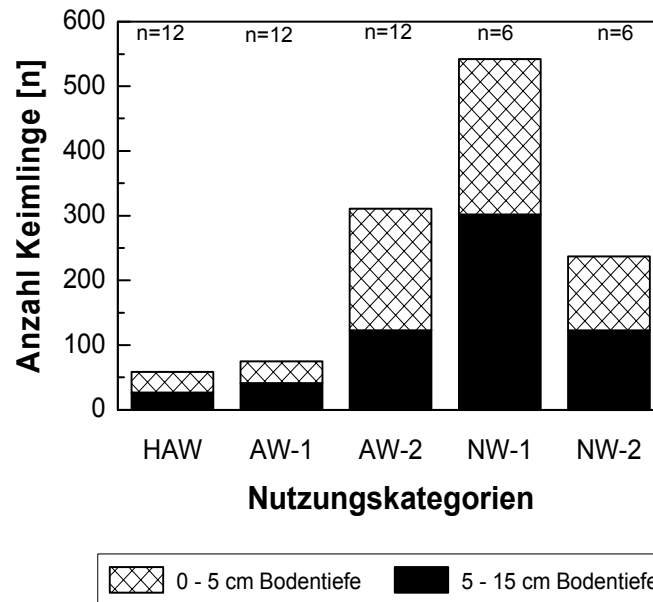


Abbildung 5-36: Durchschnittliche Anzahl an Keimlingen je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien in den verschiedenen Bodentiefen. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap.4.1.3.

Die Anzahl registrierter Arten je Untersuchungsfläche schwankt zwischen 2 (AW-1 1) und 19 (AW-2 28). Die Gesamtzahl gekeimter Arten in den fünf Nutzungskategorien ist Abbildung 5-37 (a) zu entnehmen. Bei einem Vergleich der Nutzungskategorien weist die Nutzungskategorie AW-1 die wenigsten Arten (21) auf, in den Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie AW-2 finden sich demgegenüber mit 45 Arten mehr als doppelt so viele. In der Nutzungskategorie der historisch alten Wälder wachsen mit insgesamt 31 Arten etwas mehr Arten als in den neuen Wäldern (NW-1: 26 Arten, NW-2: 30 Arten). Im Durchschnitt weisen die einzelnen Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie NW-2 die meisten gekeimten Arten (10,5) und die der Nutzungskategorie AW-1 die wenigsten Arten (4,5) auf. In den Proben der historisch alten Wälder keimen durchschnittlich 5,8 Arten und in den Nutzungskategorien AW-2 und NW-1 jeweils 9,8. In allen Nutzungskategorien können in der unteren Bodenschicht durchschnittlich mehr Arten registriert werden als in der oberen Bodenschicht (Mediane). Die Anzahl der in den verschiedenen Bodentiefen registrierten Arten ist Abbildung 5-37 (b) zu entnehmen.

Die Verteilung der Artenzahlen in den Untersuchungsflächen in den verschiedenen Tiefenschichten zeigt Abbildung 5-38. Die obere Bodenschicht von 0 – 5 cm gibt Abbildung 5-38 (a) wieder, die Ergebnisse der darunter liegenden 10 cm finden sich in Abbildung 5-38 (b). In den Nutzungskategorien HAW und AW-1 sind sowohl in der oberen als auch in der unteren Bodenschicht weniger Arten gekeimt als in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2. Bei den meisten Vergleichen sind diese Unterschiede signifikant. In den alten Wäldern zeigen sich bezüglich der Artenzahlen

Unterschiede zwischen der ehemaligen Art der Landnutzung, wobei die Unterschiede nur in den oberen 5 cm des Bodens signifikant sind. In den neuen Wäldern zeigt die Art der ehemaligen Landnutzung keine Beeinflussung der Anzahl an gekeimten Arten.

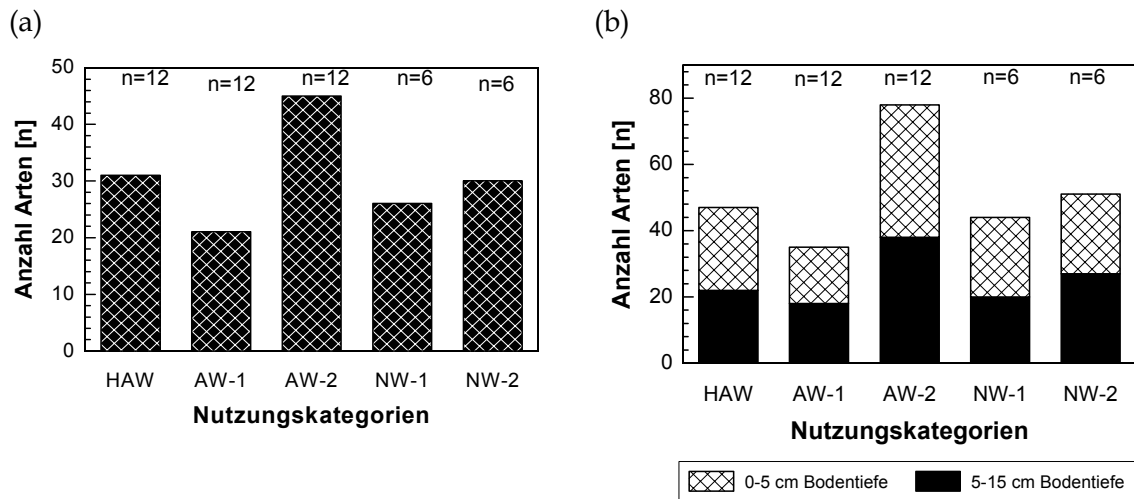


Abbildung 5-37: Anzahl der gekeimten Arten insgesamt (a) und unterteilt in verschiedene Bodentiefen (b) in den 5 Nutzungskategorien. Arten, die in beiden Bodentiefen aufgelaufen sind, werden in beiden Schichten aufgeführt. Zugunsten einer besseren Lesbarkeit der Graphiken wird auf eine Vereinheitlichung der Ordinaten verzichtet. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

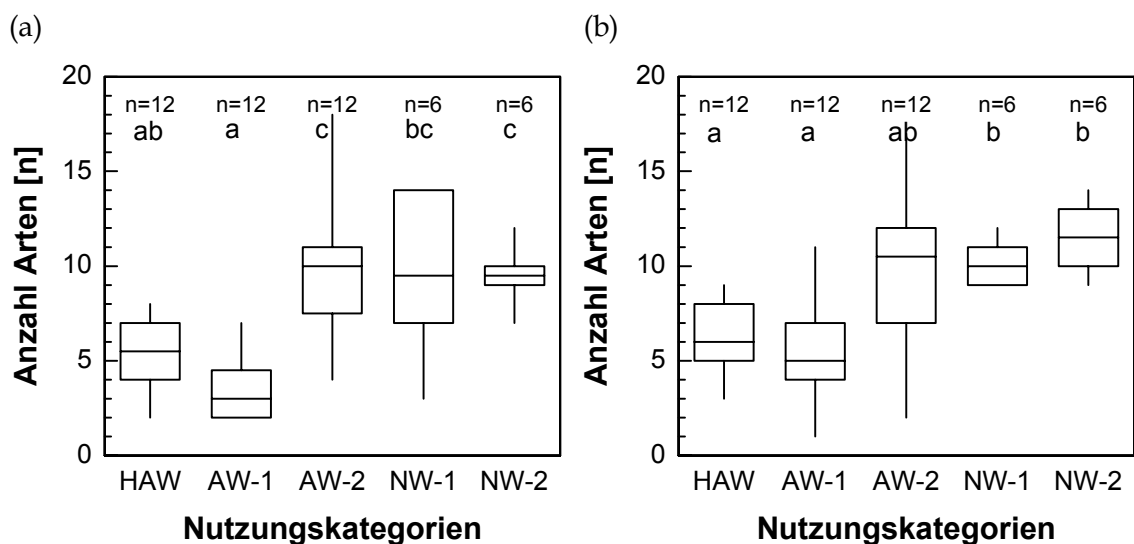


Abbildung 5-38: Verteilung der mittels Keimungsmethode registrierten Arten in 0-5 cm Bodentiefe (a) und 5-15 cm Bodentiefe (b) je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

Die Anzahl der einzelnen in der Diasporenbank nachgewiesenen Arten variiert stark. Von 56,6 % der insgesamt 76 Arten werden 10 oder weniger Keimlinge registriert, wogegen 19,7 % der Arten mit mehr als 100 Keimlingen vertreten sind. Die sieben am häufigsten gekeimten Arten, die zusammen 78 % aller Keimlinge stellen, sind Tabelle 5-22 zu entnehmen.

Tabelle 5-22: Die sieben häufigsten Arten in der Diasporenbank sowie deren Verteilung auf die 5 Nutzungskategorien. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Art	Anzahl Keimlinge [n]	Nutzungskategorien				
		HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
<i>Juncus effusus</i>	3979	0	48	2842	1007	82
<i>Agrostis capillaris</i>	1141	0	40	184	302	615
<i>Carex pilulifera</i>	1061	5	270	258	331	197
<i>Juncus articulatus</i>	734	0	0	99	622	13
<i>Calluna vulgaris</i>	720	41	308	196	93	82
<i>Rubus idaeus</i>	622	324	72	155	34	37
<i>Festuca rubra</i>	617	0	0	47	570	0

Abgesehen von *Rubus idaeus* treten die in Tabelle 5-22 aufgelisteten Arten in den historisch alten Wäldern nicht oder nur mit geringen Individuenzahlen auf. *Juncus effusus* ist besonders zahlreich in den ehemals als Acker / Wiese genutzten alten und in den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten neuen Wäldern zu finden. Lediglich in einer Untersuchungsfläche der Nutzungskategorie AW-2 liefen keine Keimlinge von *J. effusus* auf, in den neuen Wäldern ist die Art in allen Untersuchungsflächen vertreten. *Agrostis capillaris*, *Juncus articulatus* und *Festuca rubra* haben ihren Schwerpunkt in den neuen Wäldern, in den historisch alten Wäldern sind diese Arten nicht zu finden. *Rubus idaeus*, *Calluna vulgaris* und *Carex pilulifera* keimen in allen Nutzungskategorien, wobei die Arten aber unterschiedliche Vorkommensschwerpunkte zeigen.

5.4.2 Keimlingsdichten

Die Keimlingsdichten pro m² variieren deutlich zwischen den einzelnen Untersuchungsflächen und Nutzungskategorien, wie Abbildung 5-39 zeigt. Die durchschnittliche Keimlingsdichte aller Untersuchungsflächen beträgt 7 856 Keimlinge pro m², die Dichten in den einzelnen Untersuchungsflächen schwanken dabei zwischen 199 und 115 655 Keimlingen pro m².

In den historisch alten Wäldern zeigt die Untersuchungsfläche HAW 1 mit 4 344 Keimlingen pro m² deutlich mehr Individuen als der Median in dieser Nutzungskategorie, der bei 1 343 Keimlingen pro m² liegt. Die Untersuchungsflächen HAW 6 und HAW 11 sind mit 497 beziehungsweise 564 Keimlingen pro m² dagegen relativ individuenarm. Die Nutzungskategorie AW-1 besitzt mit 2 570 Keimlingen pro m² (Median) ebenfalls eine relativ individuenarme Diasporenbank. In dieser Nutzungskategorie findet sich die Untersuchungsfläche AW-1 1, in welcher mit 199 Keimlingen pro m² die geringste Individuendichte aller Untersuchungsflächen auftritt. Die Untersuchungsfläche AW-1 9 ist mit 14 788 Keimlingen vergleichsweise individuenreich. Die Keimlingsdichte pro m² ist in den Nutzungskategorien HAW und AW-1 signifikant geringer als in den neuen Wäldern. In der Nutzungskategorie AW-2 weist die Keimlingsdichte einen Median von 5 355 Jungpflanzen pro m² auf,

wobei die Untersuchungsflächen AW-2 4 und AW-2 10 mit 115 655 beziehungsweise 15 186 Individuen pro m² weit über dem Durchschnitt dieser Nutzungskategorie liegen. Die Flächen im NW-1 weisen durchschnittlich die höchsten Keimlingsdichten auf, der Median dieser Kategorie beträgt 18 386. In den Untersuchungsflächen NW-1 1 und NW-1 4 werden 6 267 und 4 841 Keimlinge pro m² registriert, in den anderen Flächen dieser Kategorie finden sich Dichten von über 10 000 Keimlingen pro m². Die Nutzungskategorie NW-2 besitzt mit durchschnittlich 7 792 Keimlingen pro m² weniger als die Hälfte der Individuen der NW-1. Die Dichten pro m² in dieser Nutzungskategorie schwanken zwischen 3 216 (NW-2 2) und 14 291 (NW-2 3) Keimlingen.

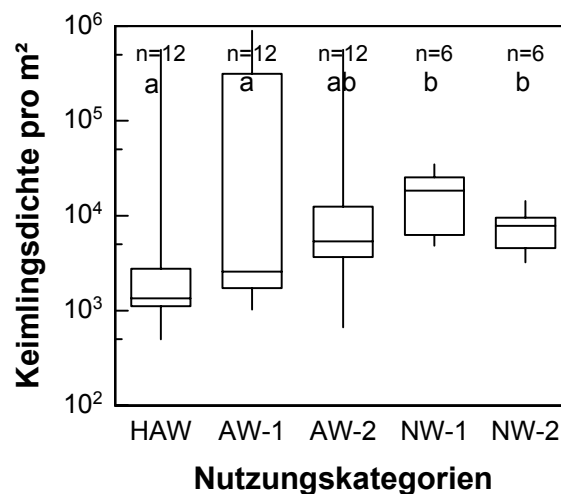


Abbildung 5-39: Verteilung der Keimlingsdichten pro m² je Untersuchungsfläche in den 5 Nutzungskategorien. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3. Statistik nach Mann-Whitney-U-Test als paarweisen Vergleich im Anschluss an Kruskal-Wallis-Test, $p = 0,05$, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur; Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 und Tabelle-A 6 im Anhang. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede in der Keimlingsdichte pro m² in der Samenbank zwischen den 5 Nutzungskategorien, Nutzungskategorien mit gemeinsamen Buchstaben sind nicht signifikant verschieden.

5.4.3 Einfluss ehemaliger Nutzungen

Im Untersuchungsgebiet finden sich nur wenige Arten in der Diasporenbank, die ausschließlich oder überwiegend in den historisch alten Wäldern vorkommen. Lediglich *Juncus tenuis* und *Carex sylvatica* kommen mit ausreichender Individuenzahl in den HAW vor, um deren Diasporenbank zu charakterisieren (Tabelle 5-23). Daneben keimen weiterhin *Rubus idaeus* und *Epilobium spec.* deutlich häufiger in der Nutzungskategorie HAW. Zu den Arten, die ausschließlich in der Diasporenbank der historisch alten Wälder vorkommen, aufgrund ihrer niedrigen Individuenzahlen aber nur geringe Aussagekraft besitzen, zählen *Agrostis stolonifera*, *Cardamine pratensis*, *Deschampsia cespitosa*, *Dactylis glomerata*, *Erigeron annuus*, *Leucanthemum vulgare*, *Silene dioica*, *Polygonum aviculare*, *Sonchus asper*, *Spergularia spec.*, *Stellaria nemorum* und *Taraxacum officinale*.

Agrostis capillaris, *Juncus bulbosus*, *J. effusus* und *Hypericum humifusum* kommen in der Diasporenbank aller Nutzungskategorien außer in den historisch alten Wäldern vor.

Von *Agrostis capillaris* und *Hypericum humifusum* finden sich sowohl in den alten als auch in den neuen Wäldern mehr Individuen in den ehemals als Acker / Wiese genutzten Wäldern als in den als Weide / Reutfeld bewirtschafteten Flächen, auch wenn dies nicht aus der Stetigkeitstabelle, sondern nur aus den Rohdaten (Tabelle-A 11 im Anhang) ersichtlich ist. Zudem ist ein Anstieg in der Individuenzahl der *Agrostis capillaris* Keimlinge zu verzeichnen, je weniger Zeit seit der Nutzungsaufgabe vergangen ist (Tabelle 5-23). Bei den Binsen ist keine Beeinflussung durch die Art der ehemaligen Landnutzung erkennbar. Bei *Juncus bulbosus* ist allerdings eine Reaktion auf die Zeitspanne seit der Nutzungsaufgabe erkennbar, da in den alten Wäldern deutlich weniger Individuen als in den neuen Wäldern keimen.

Keine Art in der erfassten Diasporenbank ist mit ausreichender Individuenzahl ausschließlich oder mit dem Schwerpunkt in der Nutzungskategorie AW-1 zu finden, um diese zu charakterisieren. Lediglich *Mycelis muralis* und *Scrophularia nodosa* finden sich mit jeweils einem Individuum ausschließlich in dieser Nutzungskategorie. Etwas höhere Stetigkeiten weisen die beiden Arten *Moehringia trinervia* und *Veronica officinalis* auf, jedoch sind die Unterschiede nicht deutlich genug, um diese Arten als charakteristische Arten für diese Nutzungskategorie zu bezeichnen. *Moehringia trinervia* ist ausschließlich in der Diasporenbank der alten Wälder gekeimt. Daneben ist auffällig, dass *Calluna vulgaris*, die in allen Nutzungskategorien auftritt, in der Diasporenbank der AW-1 vergleichsweise geringe Stetigkeiten aufweist.

Tabelle 5-23: Stetigkeitstabelle ausgewählter Arten der Diasporenbank. Aufgelistet sind neben Arten mit eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in bestimmten Nutzungskategorien alle Arten, die mindestens 1 % der Keimlinge stellen. Einteilung der Stetigkeitsklassen siehe Tabelle 4-7. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Nutzungskategorie	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2	Individuenzahl
Anzahl Probeflächen [n]	12	12	12	6	6	
<i>Agrostis canina</i>	I	.	I	I	.	133
<i>Agrostis capillaris</i>	.	I	III	V	V	1141
<i>Calluna vulgaris</i>	III	I	II	II	II	720
<i>Cardamine flexuosa</i>	.	.	II	.	.	11
<i>Carex pilulifera</i>	I	IV	V	V	IV	1061
<i>Carex sylvatica</i>	II	.	.	.	.	49
<i>Deschampsia flexuosa</i>	.	.	.	II	.	39
<i>Epilobium spec.</i>	IV	.	II	.	.	74
<i>Festuca rubra</i>	.	.	II	III	.	617
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	I	I	I	II	II	48
<i>Hypericum humifusum</i>	.	I	II	II	V	320
<i>Juncus articulatus</i>	.	.	II	IV	II	734
<i>Juncus bulbosus</i>	.	I	I	IV	II	474
<i>Juncus effusus</i>	.	II	V	V	IV	3979
<i>Juncus tenuis</i>	V	.	.	.	.	64
<i>Luzula luzuloides</i>	I	III	III	II	II	117
<i>Moehringia trinervia</i>	.	II	I	.	.	34
<i>Potentilla erecta</i>	I	I	II	V	II	137
<i>Rubus idaeus</i>	V	III	IV	IV	II	622
<i>Rumex acetosella</i>	I	I	I	.	V	42
<i>Sambucus racemosa</i>	I	I	III	.	I	52
<i>Stellaria media</i>	I	I	II	.	I	243
<i>Stellaria uliginosa</i>	.	.	I	.	.	127
<i>Veronica officinalis</i>	III	IV	III	III	III	181
<i>Veronica persica</i>	.	.	.	I	III	50

Sowohl in der Diasporenbank der alten als auch in jener der neuen Wälder sind mehr Keimlinge auf den ehemaligen Äckern / Wiesen zu finden als auf den ehemaligen

Weiden / Reutfeldern. *Cardamine flexuosa* und *Stellaria uliginosa* treten nur in der Nutzungskategorie AW-2 auf, wobei erstgenannte Art mit insgesamt 11 Individuen in der Diasporenbank von vier Flächen und *Stellaria uliginosa* mit 127 Individuen in der Diasporenbank von 2 Untersuchungsflächen vertreten ist. Ebenfalls ausschließlich oder überwiegend in dieser Nutzungskategorie gekeimt sind die Arten *Carex flava*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cirsium spec.*, *Galium palustre*, *G. rotundifolium*, *Knautia dipsacifolia*, *Poa nemoralis*, *P. remota*, *Scirpus sylvaticus*, *Stellaria media*, *Sambucus racemosa* und *Urtica dioica*, wobei diese Arten mit Ausnahme von *Sambucus racemosa* und *Stellaria media* nur sehr geringe Individuenzahlen aufweisen.

Ausschließlich in der Diasporenbank der ehemals als Weide / Reutfeld genutzten neuen Wälder kommen die Arten *Deschampsia flexuosa* und *Rubus fruticosus* vor. Daneben haben *Festuca rubra*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus* und *Potentilla erecta* ihren Schwerpunkt in dieser Nutzungskategorie.

Auch in der Diasporenbank der NW-2 sind einige Arten anzutreffen, die ausschließlich in dieser Kategorie vorkommen. Dennoch weisen alle diese Arten nur sehr geringe Individuenzahlen auf. Dazu zählen *Alchemilla vulgaris*, *Chrysanthemum leucanthemum*, *Galeopsis tetrahit*, *Genista sagittalis*, *Gnaphalium uliginosum*, *Hypericum perforatum*, *Nasturtium officinale*, *Poa trivialis* und *Viola arvensis*. Daneben finden sich zusätzliche Arten, die einen deutlichen Vorkommensschwerpunkt in den Diasporenbanken dieser Wälder zeigen, wozu neben *Hypericum humifusum* und *Rumex acetosella* auch *Veronica persica* zählt.

5.4.4 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation

Im Untersuchungsgebiet lassen sich vergleichsweise enge Zusammenhänge zwischen der Nutzungsgeschichte und der Artenzahl beziehungsweise Keimlingsdichte in der Samenbank finden. Zwischen der Keimlingsdichte und der Nutzungsgeschichte findet sich ein linearer Zusammenhang, wobei sich 27 % der gefundenen Keimlingsdichten mit der Nutzungsgeschichte erklären lassen ($R^2 = 0,27$, $p = 0,033$ %, $df = 45$). Zwischen den Artenzahlen und der Nutzungsgeschichte ist der Zusammenhang noch enger, wie Abbildung 5-40 zu entnehmen ist.

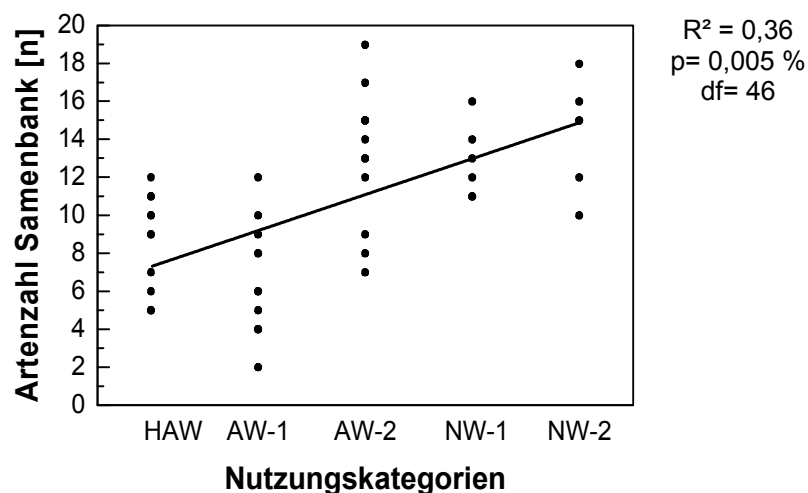


Abbildung 5-40: Zusammenhang zwischen der Nutzungsgeschichte und den Artenzahlen [n] in der Samenbank in den 5 Nutzungskategorien. Abkürzung der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Von den insgesamt 73 in der Diasporenbank detektierten Arten sind etwa 60 % (45 Arten) auch in der aktuellen Vegetation der Untersuchungsflächen vertreten. Fast 82 % der Anzahl an Keimlingen stammt von Arten der aktuellen Vegetation. Aus diesem Verhältnis wird deutlich, dass die Arten der aktuellen Vegetation mit einem höheren Anteil an Keimlingen in der Samenbank vertreten sind als die Arten, die nicht (mehr) in der aktuellen Vegetation zu finden sind. Eine Übersicht über die Zahl der Untersuchungsflächen mit einer gemeinsamen Anzahl an Arten in der Diasporenbank und der aktuellen Vegetation findet sich in Tabelle 5-24.

Tabelle 5-24: Anzahl an Untersuchungsflächen mit deren Anzahl an gemeinsamen Arten in der Diasporenbank und in der aktuellen Vegetation.

Anzahl an Untersuchungsflächen [n]	Anzahl gemeinsamer Arten [n]
10	0
11	1
12	2
6	3
5	4
4	5

Die häufigste Übereinstimmung findet sich bei *Rubus idaeus*, welche in mehr als der Hälfte aller untersuchten Flächen (25) sowohl in der Diasporenbank als auch in der aktuellen Vegetation vorkommt, woran sich *Veronica officinalis* und *Carex pilulifera* mit jeweils 16 Übereinstimmungen anschließen.

Ein flächengenaue Vergleich der in der Diasporenbank vertretenen Arten und der aktuellen Vegetation der Strauch- und Krautschicht ist in Tabelle 5-25 aufgeführt, wobei jeweils nur die gemeinsamen Arten aufgelistet sind.

Tabelle 5-25: Artenzahlen der Samenbank und der aktuellen Vegetation sowie gemeinsame Arten der Samenbank und der aktuellen Vegetation der Strauch- und Krautschicht in den jeweiligen Untersuchungsflächen. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Untersuchungsfläche	gemeinsame Arten [n]	Artenzahl Samenbank [n]	Artenzahl aktuelle Vegetation [n]
HAW 22	<i>Rubus idaeus</i>	12	23
HAW 23	-	7	8
HAW 24	<i>Rubus idaeus</i> <i>Sambucus racemosa</i>	10	16
HAW 25	<i>Rubus idaeus</i>	5	16
HAW 26	<i>Epilobium spec.</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Sambucus racemosa</i> <i>Veronica officinalis</i>	10	22
HAW 27	<i>Rubus idaeus</i>	5	16
HAW 28	<i>Epilobium spec.</i> <i>Veronica officinalis</i>	11	18
HAW 29	<i>Rubus idaeus</i>	11	30
HAW 30	<i>Epilobium spec.</i> <i>Gnaphalium sylvaticum</i> <i>Rubus idaeus</i> <i>Veronica officinalis</i>	9	26
HAW 31	<i>Carex pilulifera</i>	9	10

Untersuchungsfläche	gemeinsame Arten	Artenzahl Samenbank	Artenzahl aktuelle Vegetation
HAW 32	Rubus idaeus Sambucus racemosa	5	18
HAW 33	-	6	10
AW-1 1	Veronica officinalis	2	11
AW-1 2	Carex pilulifera Rubus idaeus Veronica officinalis	6	13
AW-1 3	-	7	11
AW-1 4	Carex pilulifera	4	8
AW-1 5	Carex pilulifera Mycelis muralis Rubus idaeus Veronica officinalis	8	22
AW-1 6	Carex pilulifera Rubus idaeus	5	11
AW-1 7	Carex pilulifera Veronica officinalis	4	12
AW-1 8	Carex pilulifera Veronica officinalis	4	10
AW-1 9	-	12	10
AW-1 10	Carex pilulifera Luzula luzuloides Moehringia trinervia Rubus idaeus Veronica officinalis	10	12
AW-1 11	-	8	8
AW-1 12	-	9	11
AW-2 1	Rubus idaeus	13	25
AW-2 2	Galium rotundifolium Rubus idaeus Veronica officinalis	15	26
AW-2 3	Carex pilulifera	15	2
AW-2 4	Epilobium spec. Rubus idaeus Veronica officinalis	15	23
AW-2 5	-	8	11
AW-2 6	Rubus idaeus Sambucus racemosa	14	17
AW-2 25	Carex pilulifera Juncus effusus Rubus idaeus Solidago virgaurea	12	31
AW-2 26	-	9	6
AW-2 27	-	7	4
AW-2 28	Potentilla erecta Rubus idaeus Viola palustris	19	25
AW-2 29	Digitalis purpurea Rubus idaeus	17	16
AW-2 30	Rubus idaeus Sambucus racemosa	13	13

Untersuchungsfläche	gemeinsame Arten	Artenzahl Samenbank	Artenzahl aktuelle Vegetation
NW-1 1	Carex pilulifera Gnaphalium sylvaticum Potentilla erecta Ranunculus repens Veronica officinalis	13	31
NW-1 13	Deschampsia flexuosa Rubus idaeus	14	17
NW-1 19	Carex pilulifera	11	3
NW-1 20	Carex pilulifera Rubus idaeus Veronica officinalis	11	16
NW-1 22	-	16	2
NW-1 23	Carex pilulifera Deschampsia flexuosa Festuca rubra Potentilla erecta Veronica officinalis	12	20
NW-2 1	Hypericum perforatum Ranunculus repens Rumex acetosella Stellaria media Trifolium repens	16	35
NW-2 2	Rubus idaeus Rumex acetosella	10	26
NW-2 3	Carex pilulifera Rumex acetosella	12	10
NW-2 4	Rubus idaeus Sambucus racemosa Veronica officinalis	18	17
NW-2 5	Galeopsis tetrahit	15	11
NW-2 6	Carex pilulifera Potentilla erecta Rubus idaeus Veronica officinalis	15	16

Einige Arten in der Diasporenbank weisen sehr geringe Individuenzahlen auf, *Mycelis muralis* beispielsweise ist nur mit einem Individuum in der Diasporenbank der Fläche AW-1 5 vertreten. Da *Mycelis muralis* lediglich eine kurzfristige Samenbank ausbildet und in dieser Fläche in der aktuellen Vegetation vorkommt ist es wahrscheinlich, dass es sich bei dem einen Keimling nicht um eine Kontamination handelt, sondern dass der Samen aus der aktuellen Vegetation in die Samenbank eingetragen wurde. Gleiches ist für den einzigen Keimling von *Galium rotundifolium* in Untersuchungsfläche AW-2 2 anzunehmen, die Art ist in dieser Fläche ebenfalls in der aktuellen Vegetation vertreten. Von *Hypericum perforatum* finden sich alle registrierten 19 Keimlinge in der Diasporenbank der Fläche NW-2 1, auf welcher die Art ebenfalls in der aktuellen Vegetation vorkommt.

Demgegenüber finden sich in der Diasporenbank Arten mit hohen Individuenzahlen, die in der aktuellen Vegetation nur selten oder gar nicht vertreten sind. Eine dieser Arten ist *Juncus effusus*, die in der Diasporenbank mit 3 979 Keimlingen vertreten ist, dabei aber in den Vegetationsaufnahmen im Untersuchungsgebiet lediglich auf vier

Flächen verzeichnet wurde. Ähnliches gilt für *Agrostis canina*, *Calluna vulgaris*, *Festuca rubra*, *Hypericum humifusum*, *Juncus articulatus*, *J. bulbosus*, *J. tenuis*, *Potentilla erecta*, *Stellaria media* und *S. uliginosa*.

Inwieweit die Zusammensetzung der Samenbank von ausgewählten Standortparametern abhängt, listet Tabelle 5-26 auf. Auch wenn sich für den Gesamtdatensatz keine signifikanten Unterschiede im jährlichen globalen Strahlungswert [Wh/m²] ergeben haben, wird der Lichteinfall bei den Untersuchungen berücksichtigt, da für die Samenbankuntersuchungen nur ein Teildatensatz betrachtet wird. In den durchgeführten Analysen können keine Zusammenhänge zwischen der Zusammensetzung der Samenbank und ausgewählten standörtlichen und vegetationskundlichen Merkmalen gefunden werden. In Tabelle 5-26 lässt sich erkennen, dass weder die Artenzahl noch die Keimlingsdichte pro m² in der Samenbank durch die Deckung oder Artenzusammensetzung der Krautschicht, die jährliche globale Strahlung, die Mächtigkeit des Auflagehumus oder durch den pH-Wert beeinflusst werden.

Tabelle 5-26: Beziehungen zwischen der Zusammensetzung der Samenbank und verschiedenen Standort- und Vegetationsparametern. R² = Korrelationskoeffizient.

	R ²	Irrtumswahrscheinlichkeit [%]
Deckung Krautschicht [%] und Keimlingsdichte pro m ²	0,02	38,76
Artenzahl Krautschicht [n] und Artenzahl Samenbank [n]	0,06	10,43
Jährlicher globaler Strahlungswert [Wh/m ²] und Artenzahl Samenbank [n]	0,01	51,09
Jährlicher globaler Strahlungswert [Wh/m ²] und Keimlingsdichte pro m ²	0,09	3,87
Mächtigkeit Auflagehumus [cm] und Keimlingsdichte pro m ²	0,00	91,41
Artenzahl typische Waldarten [n] und Artenzahl Samenbank [n]	0,06	7,97
pH-Wert und Artenzahl Samenbank [n]	0,06	7,75
pH-Wert und Keimlingsdichte pro m ²	0,00	75,42

5.4.5 Klassifikation der Diasporenbankergebnisse

Die Ergebnisse der Clusteranalyse der Diasporenbankuntersuchung sind als Dendrogramm in Abbildung 5-41 abgebildet.

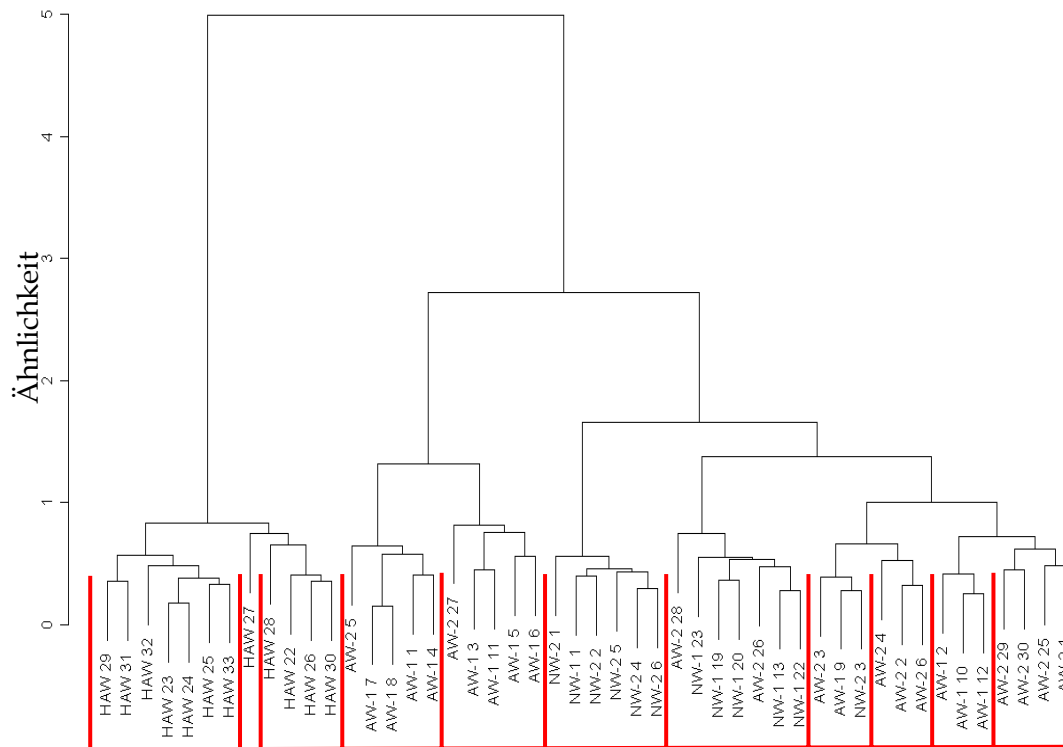


Abbildung 5-41: Dendrogramm der Klassifikation („Minimum-Varianz“) der Diasporenbank. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Das Dendrogramm lässt Unterschiede in der Samenbank der untersuchten Waldbestände erkennen. Auf oberster Ebene werden alle historisch alten Wälder von den alten und neuen Wäldern abgetrennt. Die historisch alten Wälder zerfallen erst auf einem relativ niedrigen Niveau in zwei Untergruppen. Die Samenbanken dieser Bestände sind sich relativ ähnlich. Eine dieser Untergruppen (HAW 27, HAW 28, HAW 22, HAW 26, HAW 30) ist gekennzeichnet durch vergleichsweise hohe Individuenzahlen der Arten *Juncus tenuis*, *Carex sylvatica* und *Veronica officinalis*. Diese Gruppe wird später weiter aufgebrochen, Untersuchungsfläche HAW 27 wird aufgrund einer vergleichsweise geringen Artenzahl und des Vorkommens von *Cardamine pratensis* von den übrigen Untersuchungsflächen dieser Untergruppe abgetrennt.

Auf der zweiten Ebene werden die ehemals landwirtschaftlich genutzten Wälder gruppiert. Dabei bildet sich eine Gruppe, die überwiegend aus Flächen der Nutzungskategorie AW-1 besteht (AW-1 7, AW-1 8, AW-1 1, AW-1 4, AW-1 3, AW-1 11, AW-1 5, AW-1 6). Diese Gruppe ist durch vergleichsweise niedrige Arten- und Individuenzahlen je Untersuchungsfläche gekennzeichnet. Lediglich zwei Flächen der Nutzungskategorie AW-2 (AW-2 5, AW-2 27) finden sich in dieser Gruppe wieder, wobei es sich bei diesen Flächen um diejenigen mit den geringsten Artenzahlen innerhalb der Nutzungskategorie AW-2 handelt. Diese Gruppe wird auf niedrigerem Niveau in eine Untergruppe mit weniger als 4 Arten (AW-1 1, AW-1 4, AW-1 7, AW-1 8 und AW-2 5 mit 8 Arten) sowie in eine Gruppe, in welcher die Unter-

suchungsflächen der Nutzungskategorie AW-1 zwischen 5–8 Arten aufweisen, aufgespalten. Dieser Gruppe wird auch die Untersuchungsfläche AW-2 27 zugeteilt.

Eine weitere große Gruppe beinhaltet alle Untersuchungsflächen der neuen Wälder, abgesehen von zwei Untersuchungsflächen alle Flächen der Nutzungskategorie AW-2 sowie die arten- und individuenreichen Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie AW-1 (AW-1 2, AW-1 9, AW-1 10, AW-1 12). Dabei werden für die Bildung einer ersten Untergruppe mit Ausnahme von NW-2 3 alle Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie NW-2 sowie die Untersuchungsfläche NW-1 1 abgespalten. Diesen Untersuchungsflächen ist das Vorkommen von *Veronica persica* gemeinsam, die ansonsten in keiner weiteren Untersuchungsfläche vorkommt. Eine weitere Gruppe setzt sich mit Ausnahme von NW-1 1 aus den Untersuchungsflächen der Nutzungskategorie NW-1 zusammen. Dazu kommen noch die Flächen AW-2 28 und AW-2 26, in denen ebenso wie in den anderen Flächen dieser Gruppe *Juncus bulbosus* Keimlinge auftreten. Eine weitere Gruppe setzt sich aus den Aufnahmen AW-2 3, AW-1 9, NW-2 3, AW-2 4, AW-2 2 und AW-2 6 zusammen. Diese wird auf niedrigerem Niveau in die Aufnahmen mit 12 Arten (AW-2 3, AW-1 9, NW-2 3) und die mit 14 beziehungsweise 15 Arten (AW-2 4, AW-2 2, AW-2 6) unterteilt. Daneben findet sich eine weitere Gruppe, welche die Flächen der alten Wälder beinhaltet (AW-1 2, AW-1 10, AW-1 12, AW-2 29, AW-2 30, AW-2 25, AW-2 1), die auf niedrigerem Level in die artenärmeren Flächen der Nutzungskategorie AW-1 und die artenreicheren Flächen der Nutzungskategorie AW-2 unterteilt wird.

5.5 Bildvergleiche

5.5.1 Blickrichtungen

Im folgenden Kapitel werden historische Ansichtskarten von Hinterzarten aktuellen Fotos gegenübergestellt, die den historischen Ansichten in Ausschnitt und Blickwinkel weitestgehend entsprechen. Durch den direkten Vergleich derselben Motive zu unterschiedlichen Aufnahmezeitpunkten werden Veränderungen des Landschaftsbildes herausgearbeitet. Dabei lassen sich sowohl verschiedene Tendenzen als auch unterschiedliche Geschwindigkeiten dieser Veränderungen erkennen.

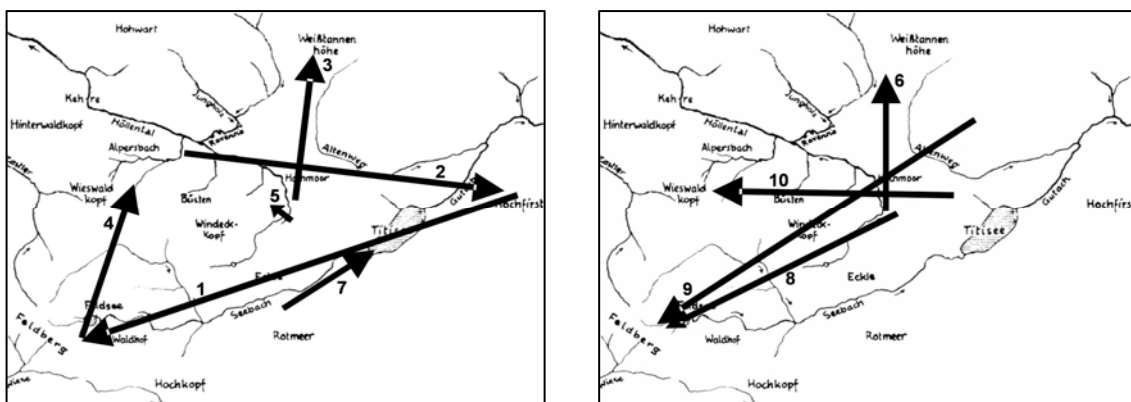


Abbildung 5-42: Blickrichtungen des Ansichtskartenvergleichs.

Die in Abbildung 5-42 eingezeichneten Pfeile zeigen die in der Auswertung besprochenen Blickwinkel, wobei die Basis der Pfeile den ungefähren Fotostandpunkt markiert und die Pfeilspitze den Bildausschnitt begrenzt. Die nachfolgende Tabelle 5-27 ordnet die Nummern der Pfeile in der Abbildung 5-42 den entsprechenden Bildvergleichen im Text zu.

Tabelle 5-27: Zuordnung der Pfeilnummern in Abbildung 5-42 zu den entsprechenden Bildvergleichen in Kap. 5.5.2.

Nummer des Pfeils in Abbildung 5-42	Nummer des Bild- vergleichs in Kap. 5.5.2
1	Abbildung 5-43
2	Abbildung 5-44
3	Abbildung 5-45
4	Abbildung 5-46
5	Abbildung 5-47
6	Abbildung 5-48
7	Abbildung 5-49
8	Abbildung 5-50
9	Abbildung 5-51
10	Abbildung 5-52

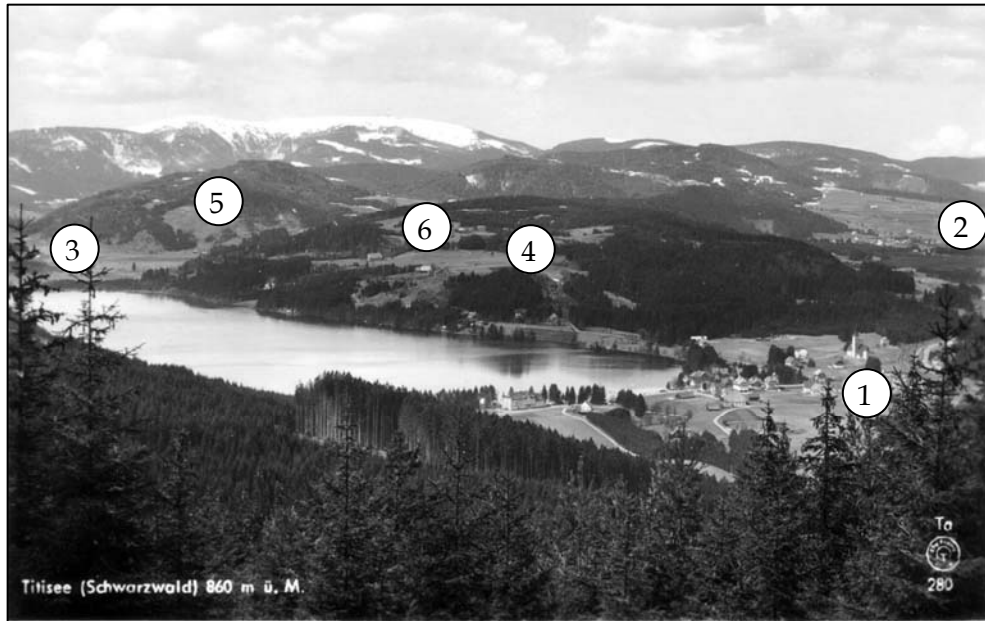
5.5.2 Auswertung des Bildmaterials

In Abbildung 5-43 ist der Ausblick auf den südlichen Gemarkungsteil von Hinterzarten vom Hochfirst über den Titisee und die Bruderhalde auf den Feldberg abgebildet. Die Ansichtskarte von 1950 in Abbildung 5-43 (a) lässt erkennen, dass der gesamte Bildausschnitt bereits zu dieser Zeit von Wald dominiert ist. Die aktuelle Ansicht von 2006 zeigt Abbildung 5-43 (e). Größere und bis heute relativ konstant erhaltene Offenlandbereiche finden sich im Bereich des Siedlungskerns von Titisee (siehe ①) und etwas oberhalb davon auf der Spriegelsbacher Höhe (siehe ②). Daneben ist der Grund des Seebachtals, in den Abbildungen 5-43 (a) und (e) links hinter dem Titisee, auch heute noch von Wiesen und Weiden geprägt (siehe ③).

Die Bruderhalde, die sich hinter dem Titisee befindet, weist um 1950 ein Mosaik aus Offenland und Wald auf, das sich bis auf die Höhe hinaufzieht (siehe ④). Das Grünland ist von kleineren Waldflächen unterbrochen, lediglich der rechte Teil der Bruderhalde ist mit einer zusammenhängenden Waldfläche bestanden. Auf der sich links hinter der Bruderhalde anschließenden Dornecker Höhe sind am Unterhang größere Offenlandbereiche sichtbar, die mit dem Grünland des Seebachtals verbunden sind (siehe ⑤). Nur 50 Jahre später hat sich das Landschaftsbild besonders im mittleren Bildteil verändert. In Abbildung 5-43 (e) von 2006 wird deutlich, dass das Grünland der Dornecker Höhe fast vollständig verschwunden ist. Die Aufnahme von 1953 (Abbildung 5-43 (c)) lässt anhand der dunkleren Färbung bereits das stellenweise Aufkommen von Zwergsträuchern erkennen. In den 1970er Jahren hat das ehemalige Offenland bereits sein charakteristisches Erscheinungsbild verloren, die aufgewachsenen Gehölze dominieren die Fläche (Abbildung 5-43 (d)).

Ebenso wie das Offenland ist auch der Baumbestand Veränderungen unterworfen. Im Bereich der Bruderhalde ist sowohl in Abbildung 5-43 (a) als auch in Abbildung 5-43 (b) ein inselartiger Gehölzbestand zu erkennen (rechts von ⑥). Seit Mitte der 1950er

Jahre fehlt dieser (Abbildungen 5-43 (c) und (d)). An anderer Stelle hat der Baumbestand dagegen zugenommen. So ist die Offenfläche um die ehemalige Waldinsel durch ein Vordringen von Bäumen von den Seiten her kleiner geworden.



(a) 1950



(b) zu ⑤ und ⑥, 1939



(c) zu ⑤, 1953



(d) zu ⑤, ca. 1970



(e) 2006

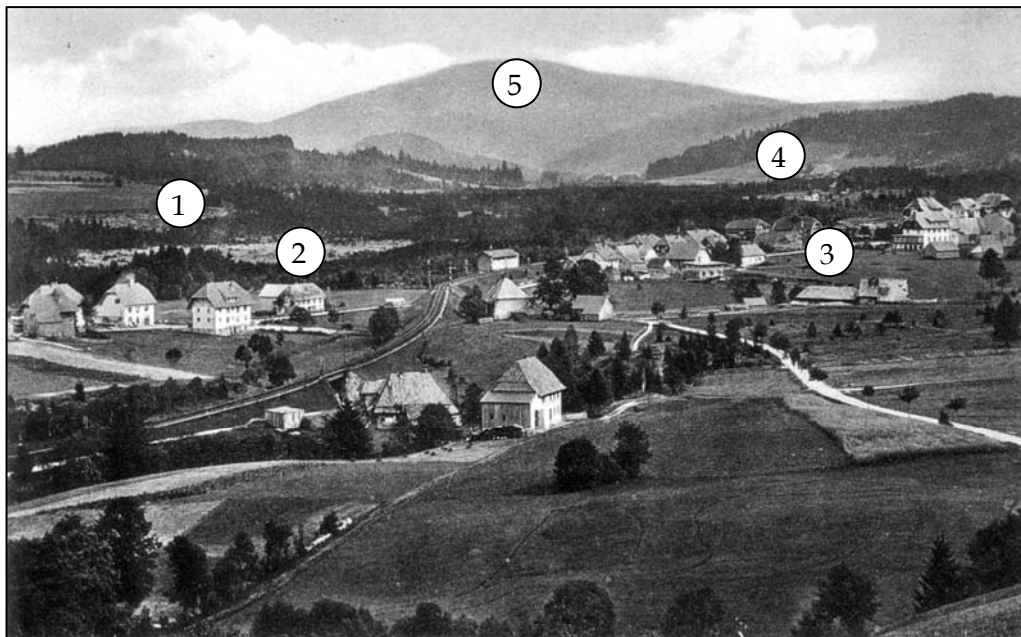
Abbildung 5-43: Ansichtskartenvergleich Dornecker Höhe und Bruderhalde.

Gleichzeitig sind heute besonders in den oberen Lagen der Bruderhalde große Teile der ehemaligen Offenfläche vom Wald eingenommen. Vergleichbare Tendenzen sind auch im nördlichen Teil der Gemarkung zu verzeichnen. In Abbildung 5-44 ist der Blick von der Windeck über den Siedlungskern von Hinterzarten bis zum Hochfirst abgebildet. Der Hochfirst zählt bereits zur Gemarkung Titisee-Neustadt. Ebenso gehören Bereiche im oberen linken Bildteil der Abbildungen 5-44 (a) und (e) nicht mehr zur Gemarkung Hinterzarten, sondern sind der Gemarkung Breitnau zugeordnet. Eine zunehmende Bewaldung in den vergangenen 100 Jahren ist am Hang des Grafenwäldle (siehe ①) im mittleren linken Bildteil zu erkennen; dieses ist heute (Abbildung 5-44 (e)) wesentlich stärker bewaldet als 1915 (Abbildung 5-44 (a)). Gleiches gilt für das Hinterzartener Hochmoor (siehe ②), auf welches ausführlicher in Abbildung 5-45 eingegangen wird. Die Sicht auf die Bahnschienen ist heute durch aufgewachsene Bäume verdeckt. Die im rechten mittleren Bildteil von 1915 als Wiesen genutzten Flächen (siehe ③) sind jetzt größtenteils bebaut. Der Siedlungskern von Hinterzarten unterlag in den vergangenen 100 Jahren einer merklichen Siedlungsverdichtung.

Oben rechts in den Abbildungen 5-44 (a) und (e) ist die Winterhalde mit den zum Jockeleshof gehörenden Offenlandflächen zu sehen (siehe ④). Die landwirtschaftliche Nutzfläche des Hofes hat seit 1934 dem allgemeinen Trend folgend abgenommen. Der Hochfirst (siehe ⑤) ist entsprechend Abbildung 5-44 seit mindestens 100 Jahren kontinuierlich überwiegend bewaldet. Erkennbar ist in den Abbildungen 5-44 (b) bis (d), dass es immer wieder zu einzelnen Kahlschlägen gekommen ist. Auch heute sind in den oberen Bereichen kleinere Freiflächen erkennbar, auf der Kuppe des Hochfirsts befindet sich derzeit ein Aussichtspunkt mit Gasthaus.

Den Blick vom Scheibenfelsen (1 017 m ü. NN) in Richtung Norden über den Siedlungskern von Hinterzarten zur Weißtannenhöhe zeigt Abbildung 5-45. Der Scheibenfelsen in Hinterzarten ist ein beliebtes Ausflugsziel, so dass eine Vielzahl historischer Aufnahmen von diesem aus existiert. Mithilfe des Ansichtskartenvergleichs ist zu erkennen, dass es neben einer Zunahme der Waldfläche außerhalb des Siedlungskernes auch innerhalb der Ortslage zu einer verstärkten Ausbreitung von Gehölzen gekommen ist. Der landschaftlich offene Charakter von Hinterzarten, im Besonderen des im vorderen Bildbereich zu sehenden Siedlungskernes, nimmt durch die Zunahme von Einzelgehölzen und kleineren Baumgruppen und die Vergrößerung der bebauten Fläche seit Anfang des letzten Jahrhunderts zunehmend ab (siehe ①).

In Abbildung 5-45 (a) prägen Wiesenflächen das Ortsbild (siehe ②) und Einzelbäume wachsen vorwiegend entlang von Wegen (siehe ③). Nur wenige Gehölze finden sich in der direkten Umgebung der Häuser. Die Wiesen und Weiden, die in Abbildung 5-45 (a) den linken vorderen Bildausschnitt prägen, sind heute verschwunden. Von den einstigen Grünlandflächen im vorderen Bildteil ist heute lediglich die Pfarrwiese (siehe ④) erhalten geblieben. Das Grünland rechts vor der Kirche (siehe ⑤) besitzt heute ein geringeres Ausmaß als um die vorletzte Jahrhundertwende, zudem ist die Sicht vom Scheibenfelsen auf diesen Bereich derzeit durch aufgewachsene Bäume verhindert. Die unterschiedlichen Grautöne der Grünlandflächen in den Abbildungen 5-45 (b) und (c) sind auf unterschiedliche Mahdzeitpunkte zurückzuführen.



(a) 1915



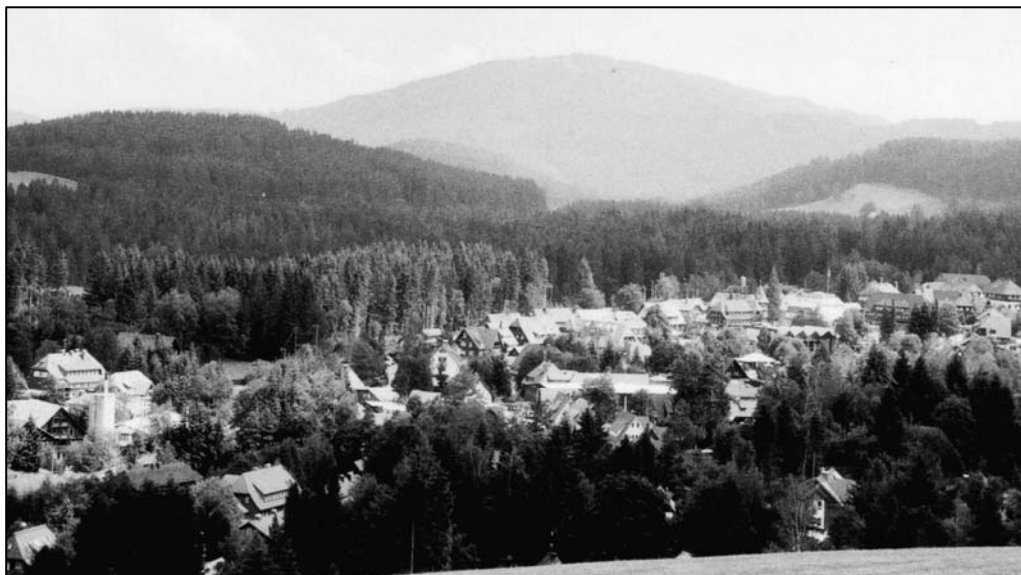
(b) zu ⑤, 1919



(c) zu ⑤, 1934



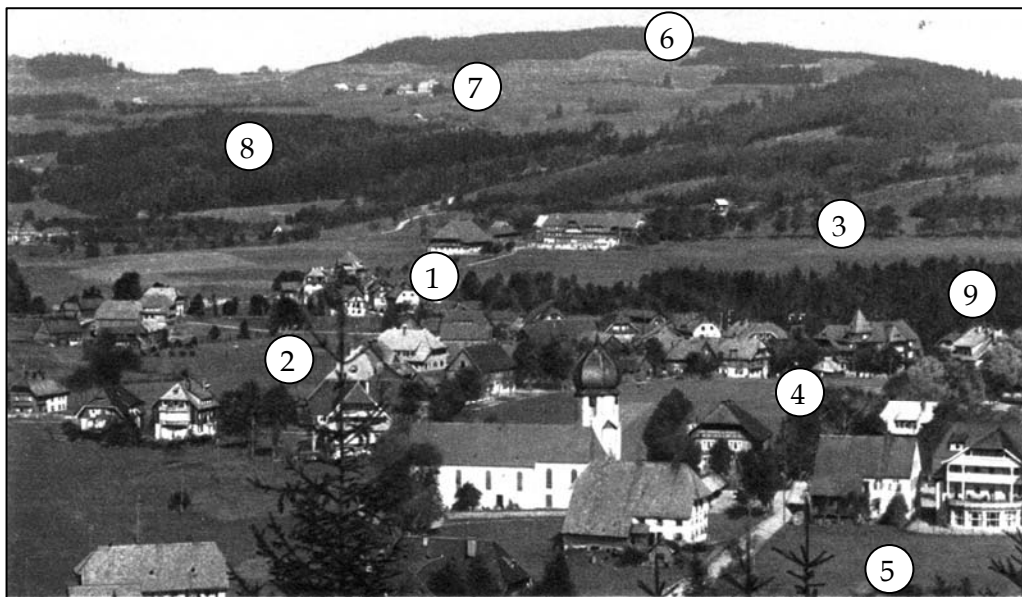
(d) zu ⑤, 2006



e) 2005

Abbildung 5-44: Ansichtskartenvergleich Siedlungskern von Hinterzarten und Hochfirst.

Die Weißtannenhöhe (siehe ⑥) gehört nicht zur Gemarkung Hinterzarten, sondern zur benachbarten Gemarkung Breitnau, soll aber an dieser Stelle mitbesprochen werden, da der Ausblick auf die Weißtannenhöhe zum Ortsbild von Hinterzarten gehört. In den Abbildungen 5-45 (e) bis (g) wird eine kleinflächige kahlschlagweise Nutzung der Waldbestände deutlich. Die drei Ansichten zeigen anschaulich, dass der Wald nach 1909 abschnittsweise geschlagen wurde. In den 1950er Jahren ist bereits wieder ein geschlossener Bestand vorhanden, was die Vermutung nahe legt, dass die Flächen bald nach der Abholzung wieder aufgeforstet wurden. Auf dem nach Hinterzarten gewandten Südhang der Weißtannenhöhe sind derzeit verschiedene kleinere Gehölzinseln inmitten der noch existierenden Grünlandbereiche erkennbar. Die Anzahl dieser Gehölzgruppen hat in den vergangenen 100 Jahren zugenommen. Während der Gehölzbestand auf halber Hanghöhe (siehe ⑦) bereits seit mindestens 1909 besteht, haben sich andere erst in der Zwischenzeit etabliert. Dieses passierte aus der Fläche heraus und nicht vom Rand der Freifläche her. Auf Abbildung 5-45 (g) sind bereits Gehölze zu sehen, die vermutlich die initialen Kerne der heutigen Baumgruppen darstellen. Der Bestand oberhalb der ehemaligen Offenflächen in der linken Bildhälfte (siehe ⑧) hat sich dagegen durch Sukzession und ein Vorrücken des Waldrandes ausgedehnt. Eine Ausbreitung der Gehölze ist bereits in den 1950er Jahren deutlich erkennbar (Abbildung 5-45 (a)) und hat auch danach angehalten. Heute dominiert Wald diesen Landschaftsausschnitt.



(a) ca. 1950



(b) zu ④ und ⑤, 1927



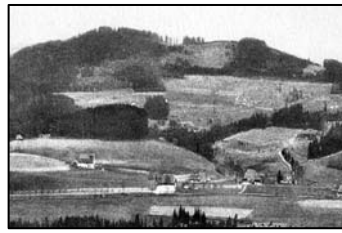
(c) zu ④ und ⑤, ca. 1945



(d) zu ④ und ⑤, 1961



(e) zu ⑥, 1909



(f) zu ⑥, 1916



(g) zu ⑥, 1931



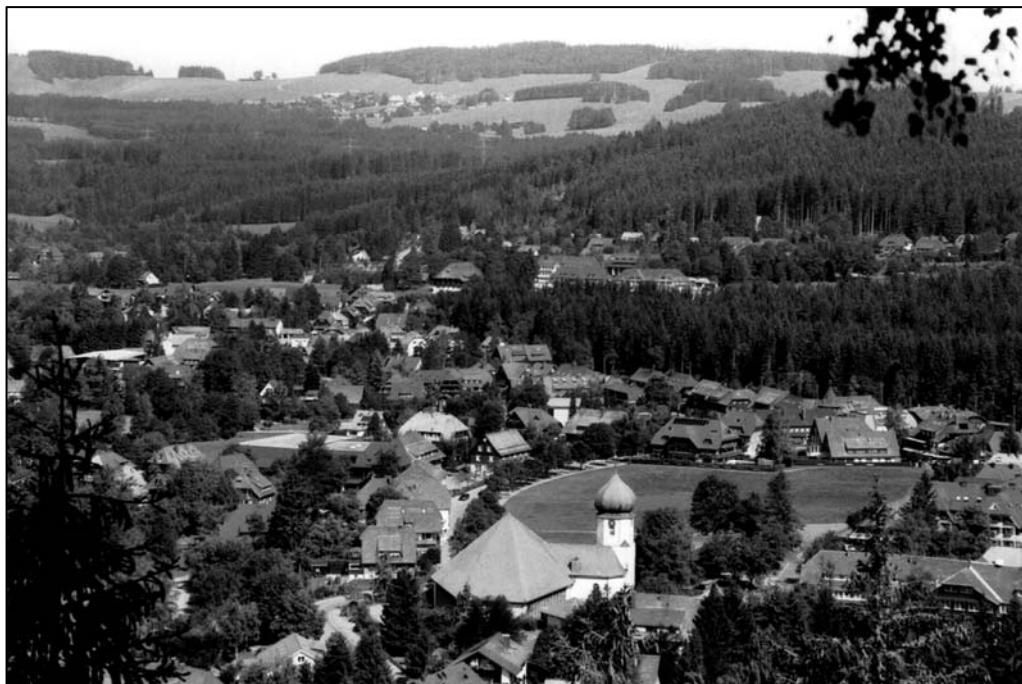
(h) zu ⑧, 1929



(i) zu ⑧, 1942



(j) zu ⑧, 1961



(k) 2006

Abbildung 5-45: Ansichtskartenvergleich Siedlungskern von Hinterzarten und Weißtannenhöhe.

Abbildungen 5-45 (h) bis (j) zeigen in der rechten Bildhälfte das Naturschutzgebiet des Hinterzartener Moores (siehe ⑥), das heute eine Ausdehnung von knapp 100 ha aufweist (Meineke 1998). Das in den Randbereichen typischerweise von Spirken bestandene Hochmoor mit dem offenen nassen Zentralbereich unterliegt seit geraumer Zeit nachhaltigen menschlichen Eingriffen, überwiegend mit dem Ziel der Entwässerung. Resultat ist eine zunehmende Bewaldung des Moores, in den ausgetrockneten Randbereichen können sich verstärkt Fichten etablieren. In Abbildung 5-45 (h) von 1929 ist der offene Zentralbereich des Hochmoores noch deutlich erkennbar. Gut 15 Jahre später ist dieser schon merklich kleiner geworden (Abbildung 5-45 (i)) und 1961 sind größere baumfreie Gebiete im linken Moorbereich komplett verschwunden (Abbildung 5-45 (j)). Lediglich am rechten mittleren Bildrand findet sich noch ein kleinerer offener Bereich.

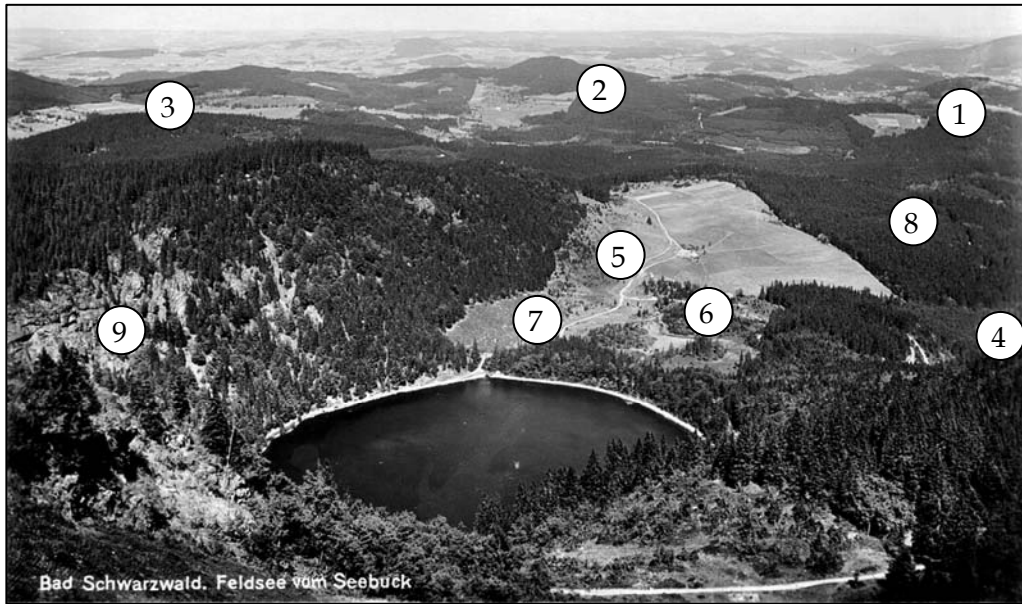
Die Aussicht vom Seebuck am Feldberg in Abbildung 5-46 eröffnet den Blick nach Norden über den Feldsee auf den Raimartihof. Dieses Motiv wurde in den vergangenen 100 Jahren immer wieder auf Ansichtskarten abgebildet, so dass die Flächennutzung des seit 1710 existierenden Raimartihofes (Liehl 1997) zu verschiedenen Zeitpunkten nachvollzogen werden kann. Obwohl der Raimartihof seit 1939 zur Gemarkung Feldberg zählt, wird er in den Vergleich aufgenommen, da er lange zu Hinterzarten gehört hat und die im Hintergrund abgebildeten Flächen in der Gemarkungsfläche liegen.

In Abbildung 5-46 ist zu erkennen, dass der Raimartihof selbst inmitten einer Offenfläche liegt, die heute ausschließlich als Dauergrünland bewirtschaftet wird. Die Ausdehnung der Grünflächen des Raimartihofes hat in den letzten 100 Jahren durch ein Vordringen der Waldgrenze etwas abgenommen (siehe ⑤). Dabei ist auf verschiedenen Ansichten in Abbildung 5-46 zu erkennen, dass ein Ausbreiten der Gehölze aus dem Weidfeld passierte. Eine einsetzende „Verhurstung“ des Weidfeldes ist bereits um 1920 (Abbildung 5-46 (c)) zu erkennen, was einen nachlassenden Weidedruck auf diese Flächen bereits vor circa 90 Jahren vermuten lässt. Der Wald zwischen dem Feldsee und den Offenflächen war bis in die 1920er Jahre deutlich lückiger und demnach stärker genutzt als heute (siehe ⑥). Auf den ehemals vernässten Flächen stocken heute größtenteils dichte Fichtenbestände, lediglich die zentralen und besonders nassen Bereiche des Feldseemoores sind nach wie vor lückiger bestanden.

Zwischen dem Feldsee und dem ehemaligen Weidfeld ist bis 1950 eine kleinere Kahlschlagfläche zu sehen (siehe ⑦), wobei auf Abbildung 5-46 (b) die frisch gefälltten und noch auf der Fläche liegenden Bäume erkennbar sind. Dieser Kahlschlag stammt aus dem Jahr 1909, da Oskar Andris nach der Hofübernahme 1909 größere Zahlungen vornehmen musste. Zur Beschaffung der notwendigen finanziellen Mittel wurde unter anderem dieser Waldbereich abgehauen (mdl. Mitt. Andris (Hofbesitzer), 2006). In Abbildung 5-46 (f) aus den 1950er Jahren ist ein größerer Kahlschlag rechts der Grünlandflächen des Raimartihofes zu erkennen (siehe ⑧). Die staatlichen Forstflächen sind dem Forstamt Titisee-Neustadt zugeordnet und wurden im Zuge der Reparationszahlung an den französischen Staat nach dem 2. Weltkrieg kahlgeschlagen. Zwischen 1950 und 1954 wurde die Fläche wieder mit Fichten aufgeforstet.

Die waldfreien Standorte der Feldseewand im linken vorderen Bildteil der Abbildungen 5-46 (a) und (h) sind konstant geblieben (siehe ⑨). Die steile Karwand lässt keinen flächenhaften Baumwuchs zu, so dass es an diesem Standort zu einer natürlich-standörtlich bedingten Waldfreiheit kommt.

In der Bildmitte der Abbildungen 5-46 (a) und (h) sind die dauerhaften Offenflächen der Hofgüter Ramselegut (siehe ①), Am Feldberg (siehe ②) und Urbershütte (siehe ③) zu erkennen. Die am rechten Bildrand erkennbare Waldhofwiese besteht, wenn auch etwas kleiner, noch heute (siehe ④).



(a) ca. 1920



(b) zu ⑤, ⑥ und ⑦, 1910



(c) zu ⑤, ⑥ und ⑦, 1920



(d) zu ⑤, ⑥ und ⑦, ca. 1930



(e) zu ⑤, ⑥ und ⑦, ca. 1940



(f) zu ⑤, ⑥, ⑦ und ⑧, 1950

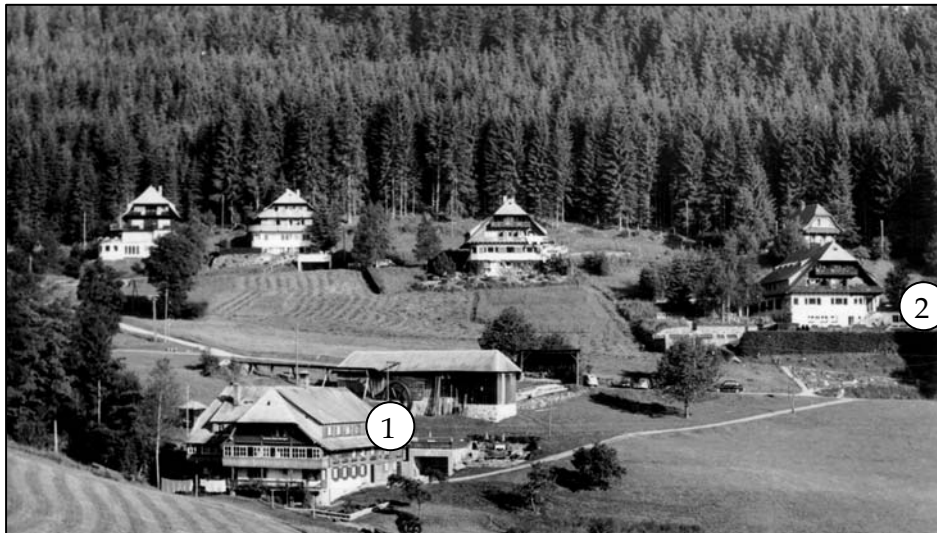


(g) zu ⑤, ⑥, ⑦ und ⑧, 1996



(h) 2006

Abbildung 5-46: Ansichtskartenvergleich Feldsee und Raimartihof.



(a) ca. 1955



(b) 2006



(c) 1915



(d) 1992



(e) 2005

Abbildung 5-47: Ansichtskartenvergleich Kesslerhof und Kesslerberg.

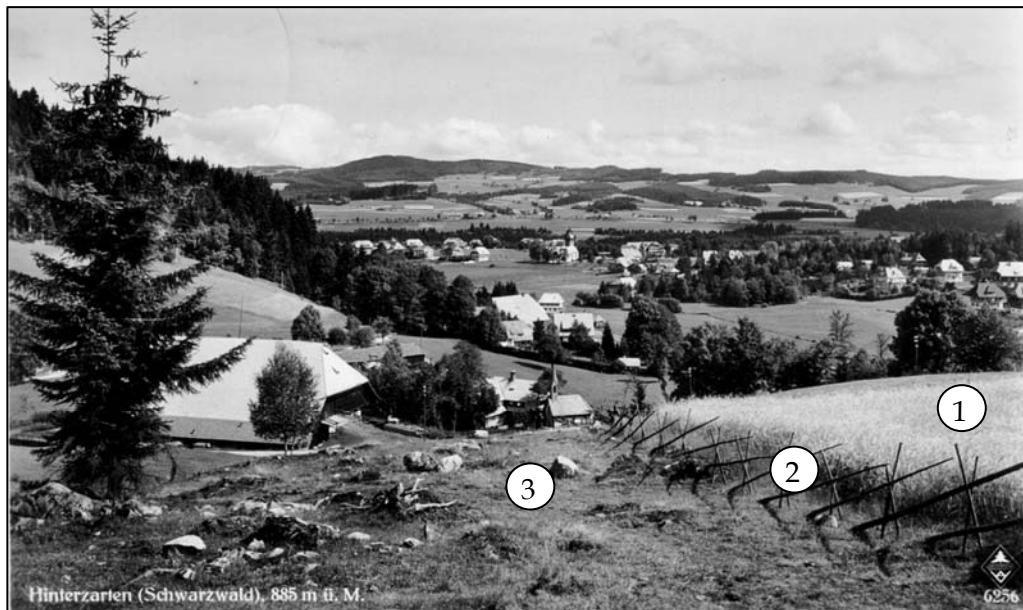
In Abbildung 5-47 ist der Kesslerberg mit dem Kesslerhof abgebildet. Der Kesslerberg gehörte ursprünglich zum Hugenhof, der 1905 von der Gemeinde erworben wurde, welche diesen in den Folgejahren als Bauland verkaufte. Abbildungen 5-47 (a) und (b) zeigen die Zunahme der Bebauung innerhalb der vergangenen 50 Jahre. Zahlreiche neu erbaute Häuser sind in der Aufnahme von 2006 zu erkennen, gleichzeitig sind einige Gebäude abgerissen beziehungsweise ersetzt worden. Dazu zählen die 1969 abgebrochene Kesslermühle und die dahinter gelegene alte Säge (siehe ①), an deren Stelle sich heute das Hotel Kesslermühle befindet. Ebenso ist die ehemalige Pension Thome verschwunden (siehe ②), dafür sind zwei neue Wohnhäuser entstanden. Die Wiesen am Kesslerberg existieren nicht mehr, gleichzeitig hat der Baumbestand innerhalb der bebauten Fläche zugenommen.

Der an Abbildungen 5-47 (a) und (b) direkt angrenzende Blick auf den Kesslerhof ist in den Abbildungen 5-47 (c) bis (e) festgehalten. Auf einer alten Zeichnung des Hinterzartener Heimatmalers H. Dischler von 1915 (Abbildung 5-47 (c)) ist der Hang hinter dem Kesslerhof unbebaut, neben dem Hofgebäude ist lediglich das Kesslerhäusle als ehemaliger Altersruhesitz (Libdig) zu sehen. Durch den Bildvergleich wird deutlich, dass der Hang hinter dem Kesslerhof um die vorletzte Jahrhundertwende noch wesentlich lichter bestockt war. Dieser ist heute dicht mit Fichten bestanden, wobei im unteren Hangbereich links des Hotels Sonnenberg der Waldrand in den letzten 15 Jahren etwas zurückgedrängt wurde (Abbildung 5-47 (e)). Auf der Ansicht von 1992 ist zudem das bereits 1966 erbaute Hotel Sonnenberg am Fuß des Hangs zu sehen. Seitdem ist nach 1995 ein weiteres Wohnhaus erbaut worden.

Auch in den Abbildungen 5-48 (a) und (h) ist im vorderen linken Bildteil der Kesslerhof zu sehen. Beide Ansichten verdeutlichen ebenfalls die zugenommene Bebauung des dahinter liegenden Kesslerbergs. Bei diesem Bildvergleich soll das Augenmerk aber auf die in Abbildung 5-48 (a) zu sehende eingezäunte Ackerfläche gelenkt werden (siehe ①). Knapp 70 Jahre später ist diese Ackerfläche verschwunden (Abbildung 5-48 (h)), heute wird dieser Bereich als Weide genutzt.

Auf den Abbildungen 5-48 (b) bis (d) sind kleinere Getreideanbauflächen, die sich vorwiegend im Norden und Osten der Gemarkung fanden, zu erkennen. In Abbildung 5-48 (f) von 1914 ist ein eingezäunter Kartoffelacker zu sehen. Bei den in Abbildungen 5-48 (e) bis (g) erkennbaren Zäunen handelt es sich um typische Schwarzwälder Weidezäune (siehe ② und Abbildung 6-1). Die Weidefläche in Abbildung 5-48 (a) ist auffallend steinig und uneben (siehe ③).

Das höher aufgewachsene Gebüsch rechts der kleinen Kapelle des Kesslerhofes verdeckt den Blick auf die unterhalb des Kesslerhangs gelegenen Wiesen, die bis auf die vom Hotel Kesslermühle eingenommene Fläche heute noch existieren. In der Bildmitte hat der Gehölzanteil zugenommen, was den bereits in Abbildung 5-44 besprochenen Zuwachs an innerörtlichen Bäumen und Sträuchern untermauert. Weiterhin zeigt das Bildpaar 1938 / 2006 im Hintergrund erneut die bereits in Abbildung 5-45 besprochene Gehölzzunahme auf der Weißtannenhöhe.



(a) 1938



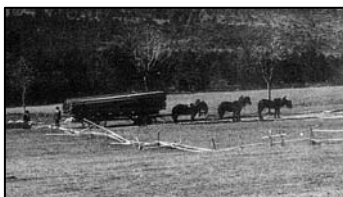
(b) 1914



(c) 1925



(d) 1974



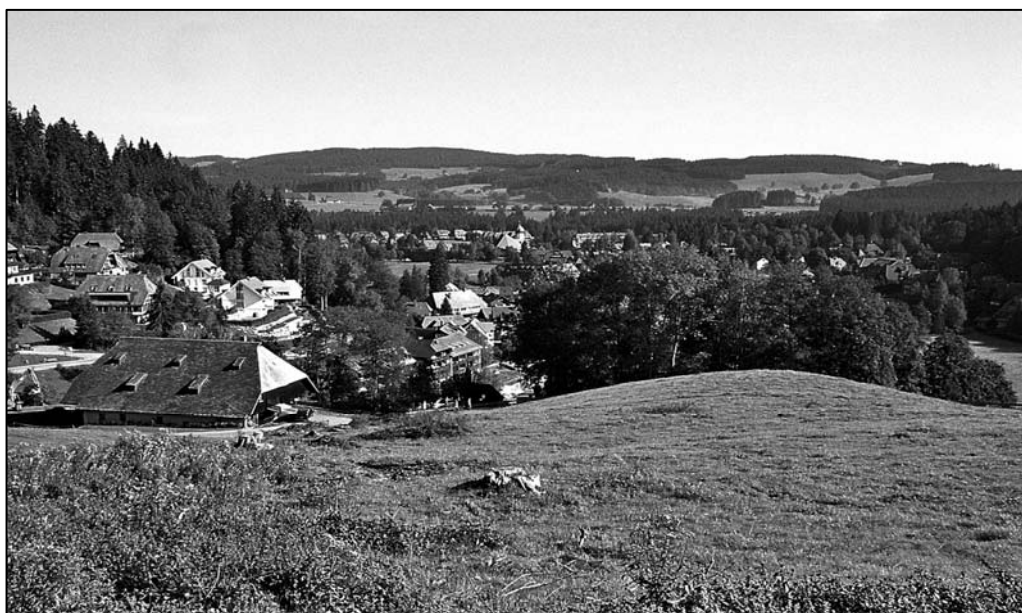
(e) 1885



(f) 1914



(g) 1909



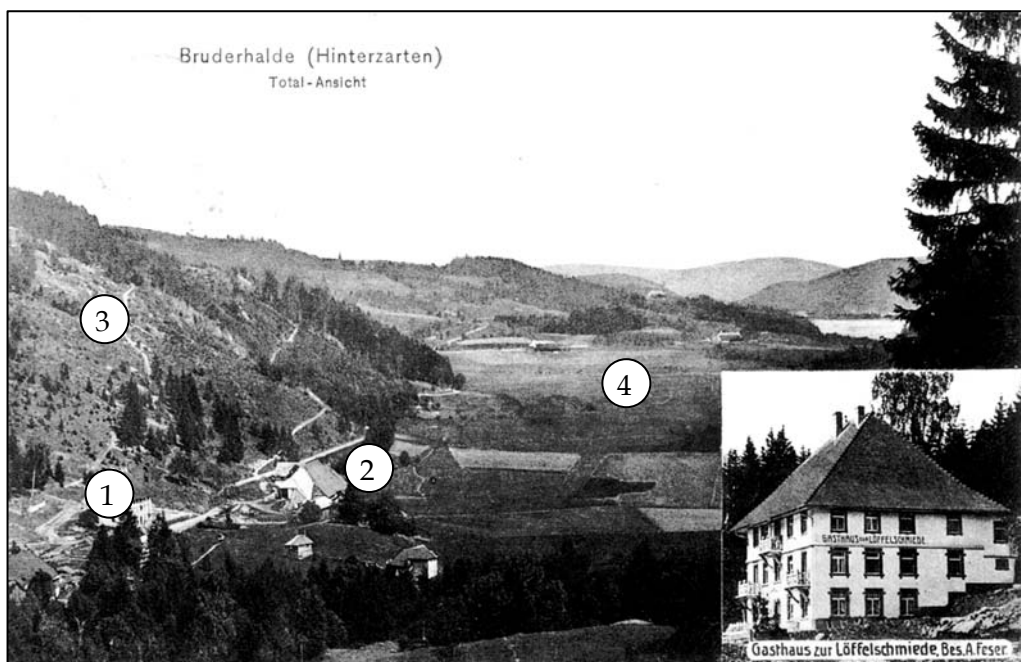
(h) 2006

Abbildung 5-48: Ansichtkartenvergleich Kesslerhof, Kesslerberg und Weißtannenhöhe.

Die Zunahme des Gehölzanteils führt unter anderem dazu, dass zahlreiche attraktive Blickachsen um Hinterzarten zuwachsen beziehungsweise bereits zugewachsen sind. Verschiedene historische Ansichtskartenmotive können nicht mehr nach fotografiert werden (siehe Abbildung 5-52 (g)). Andere ehemalige Aussichten sind nur noch teilweise möglich. Beispiele dafür geben Abbildung 5-49 und Abbildung 5-50.

Abbildung 5-49 ist nördlich des Bahnhofs in Bärenthal (Behabühlhof) aufgenommen und der Blick ist nach Nordosten in das Seebachtal gerichtet. Die originale Aufnahme von 1907 kann aufgrund der aufgekommenen Bäume nicht wiederholt werden. Das Aufkommen von Fichten auf den ehemaligen Wiesenflächen schränkt aber auch am Ersatzstandpunkt die Aussicht auf das Tal ein und verhindert heute den Blick auf den Titisee und den Bartleshof. Von der Löffelschmiede (siehe ①) ist derzeit lediglich das Dach erkennbar (Abbildung 5-49 (f)).

Auf der Ansichtskarte von 1907 sind die zum Bartleshof (siehe ②) gehörenden unteren Hangbereiche zum Eckle hinauf weitgehend waldfrei (siehe ③), erkennbar sind lediglich einzelne Gehölze und Zwergsträucher. Auch in den folgenden Jahren wurde dieser Bereich noch als Weide genutzt (Abbildungen 5-49 (b) und (c)). In der Ansicht von 1931 ist aber bereits ein zunehmender Bewuchs zu erkennen, was auf einen reduzierten Weidedruck schließen lässt. Heute ist der komplette Hangbereich dicht mit Fichten bestanden (Abbildung 5-49 (d)), die teilweise aufgeforstet und teilweise aus Sukzession entstanden sind (mdl. Mitt. Feser (Hofbesitzer), 2006).



(a) 1907



(b) zu ③, ca. 1915



(c) zu ③, 1931



(d) zu ③, 2006



(e) 1968

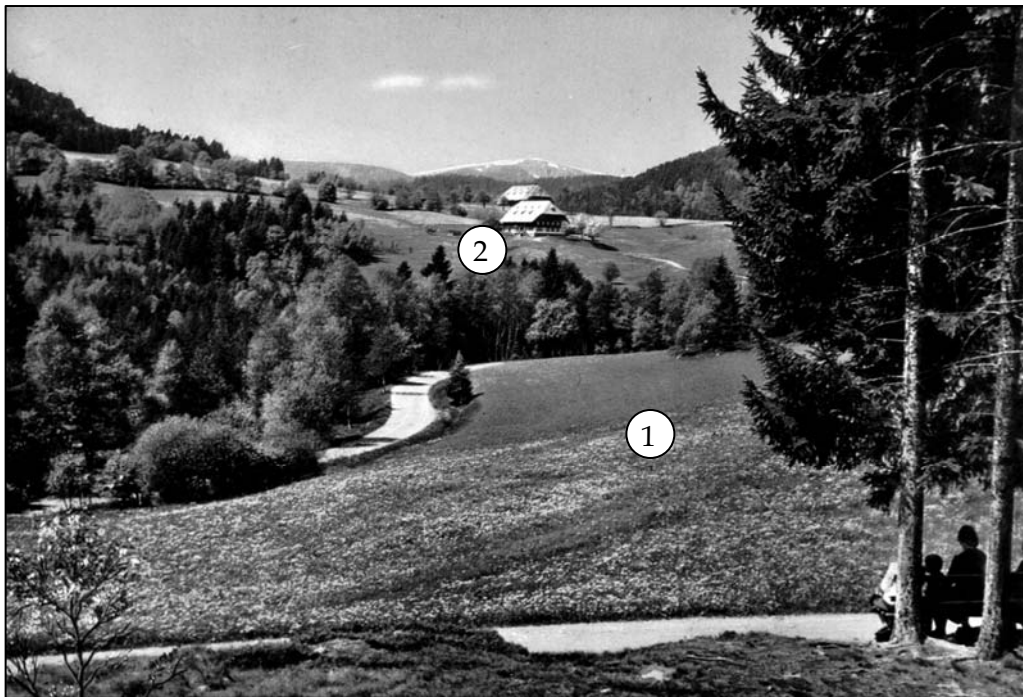


(f) 2005

Abbildung 5-49: Ansichtskartenvergleich Bartleshof, unteres Seebachtal und Titisee.

Der Fotostandort in Abbildung 5-50 befindet sich in der Nähe des Dischlerhauses südlich der Kesslerhöhe und eröffnet den Blick über Oberzarten mit den seit mindestens 1446 existierenden Altenvogtshof und Mathislehof bis zum Feldberg. Diese Aussicht ist ein vielfach abgebildetes Motiv als Beispiel für die in Hinterzarten typische zerstreute Einzelhoflage. Vom exakten historischen Fotostandpunkt hinter der noch heute dort stehenden Bank kann keine Aufnahme wiederholt werden, da

dieser Bereich derzeit dicht mit Fichten bestanden ist. Die aktuelle Ansicht ist etwas versetzt aufgenommen.



(a) 1967



(b) 2006

Abbildung 5-50: Ansichtskartenvergleich Oberzarten.

Der vordere Hof in Abbildung 5-50 (a) ist der Altenvogtshof, dahinter ist der Mathislehof zu sehen. Vor 40 Jahren war der Blick über die beiden Höfe bis zum Feldberg frei. Heute sind zwischen den aufgewachsenen Bäumen lediglich die Dächer

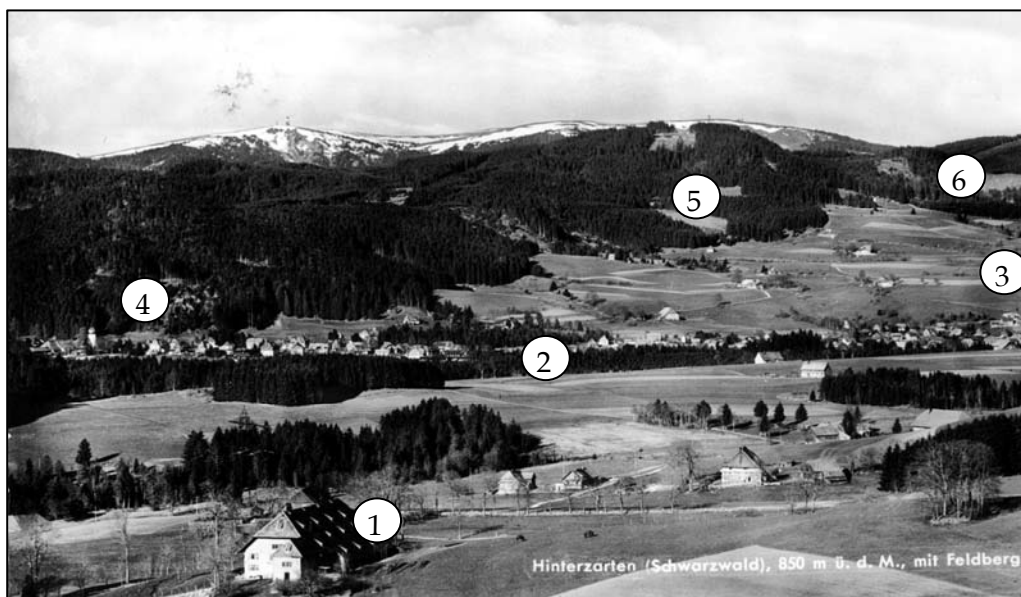
der beiden Höfe noch erkennbar. Die für Besucher attraktive Sicht auf den Feldberg ist eingeschränkt. Die Wiesenfläche in der Bildmitte in Abbildung 5-50 (a) (siehe ①) ist erhalten geblieben, allerdings ist der dahinter liegende Bereich heute wesentlich dichter mit Gehölzen bestanden (siehe ②). Die im Bildvergleich sichtbare Zunahme von Gehölzen (siehe ②) liegt größtenteils in der Nutzungsaufgabe von Weiden und deren anschließender Aufforstung begründet.

In Abbildung 5-51 ist die Aussicht über den Geigershof auf die Windeck und den Feldberg abgebildet. Der Geigershof (siehe ①) und der Bereich des Oberaltenwegs befinden sich auf der Gemarkung von Breitnau, die Gemarkungsgrenze verläuft in etwa in der Bildmitte vor dem in Abbildung 5-51 (a) erkennbaren Gehölzstreifen (siehe ②). Der offene Charakter der Landschaft in der unteren Bildhälfte ist bis heute erhalten geblieben. In das Offenland sind einzelne Gehölzgruppen eingebettet, die in ihrer Ausdehnung annähernd konstant geblieben sind. Zu beachten ist bei diesem Bildvergleich der unterschiedliche Aufnahmezeitpunkt, wodurch in Abbildung 5-51 (a) die Laubbäume in entlaubtem Zustand zu sehen sind.

Die auf der Gemarkung von Hinterzarten erkennbare Waldgrenze ist in den vergangenen 60 Jahren weitgehend gleich geblieben. Die zur Windeck gehörenden Landwirtschaftsflächen werden nach wie vor bewirtschaftet. Die Anzahl an kleineren und größeren Gehölzinseln hat in diesem Bereich etwas zugenommen (siehe ③). Innerhalb des Waldes sind kleinere Offenflächen zugewachsen (siehe ④, ⑤ und ⑥). Abgesehen von der Schneise am Windeckkopf ist der Waldbestand in diesem Bereich heute geschlossen.

In Abbildung 5-51 (b) ist hinter der Kirche im unteren Hangabschnitt des Hagenbergs eine Kahlschlagfläche zu sehen (siehe ④). Die Detailabbildungen aus den Jahren 1954 und 1964 zeigen einen wieder aufkommenden Gehölzbestand, heute ist die Fläche wieder mit Fichtenhochwald bestanden. Die Verteilung von Kahlschlagflächen am Windeckkopf (siehe ⑤) ist den Abbildungen 5-51 (e) bis (g) zu entnehmen. Die privaten Waldungen auf dieser Erhebung sind in den vergangenen 80 Jahren abschnittsweise genutzt worden. Im unteren Hangbereich fanden sich zudem Offenlandflächen, die als Grünland genutzt wurden. Diese sind heute nicht mehr vorhanden. Seit 1969 findet sich am Windeckkopf eine Schneise über den kompletten Hang. Diese dient als Skipiste und wurde zwischen 1967-69 angelegt. Links davon befindet sich der Thoma-Skilift. Die Skianlage ist bis heute in Betrieb.

Die in Abbildung 5-52 (a) abgebildete Aussicht kann 2006 nicht wiederholt werden, da der Blick auf die Windeck und den Eingang ins Höllental vom einstigen Fotostandpunkt heute durch die aufgewachsenen Fichten versperrt ist. In Abbildung 5-52 (a) sind im vorderen rechten Bildteil zwei Gebäude rechts des Winterhaldenwegs erkennbar. Dabei handelt es sich am vorderen Bildrand um Haus Ruth, einer ehemaligen Schmiede, dahinter liegt Haus Morgensonne. Der Fotostandpunkt in den 1960er Jahren befand sich auf der Bruderhaldenhöhe am Hang der Heizmannshöhe, welcher heute komplett bewaldet ist. Das Foto in Abbildung 5-52 (f) ist vom Dachgeschoß des „Berghauses“ aufgenommen. Am unteren Bildrand sind Haus Ruth und etwas versteckt hinter den Bäumen Haus Morgensonne erkennbar, im Hintergrund ist ausschnittsweise die Windeck zu sehen. Der Eingang ins Höllental ist teilweise durch den Baum verdeckt.



(a) 1957



(b) zu ④, 1931



(c) zu ④, 1954



(d) zu ④, 1964



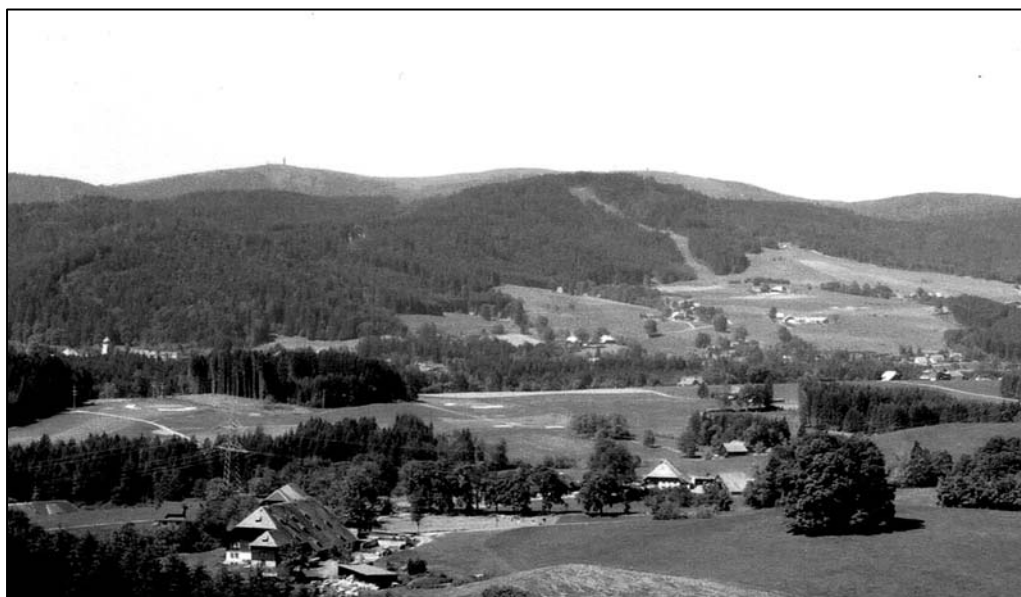
(e) zu ⑤, 1929



(f) zu ⑤, 1939

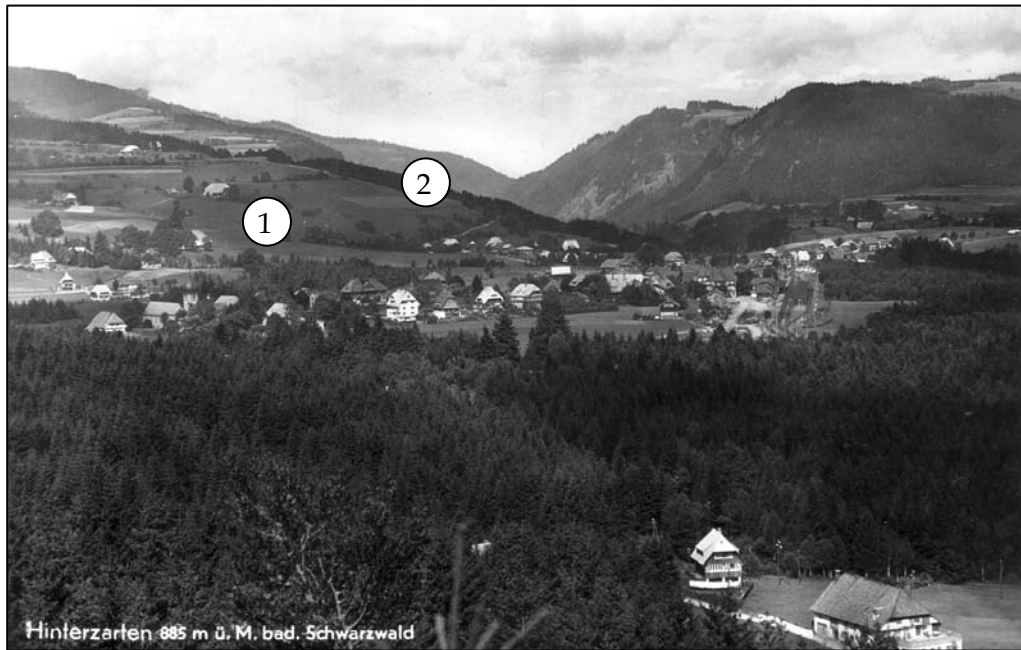


(g) zu ⑤, 1954



(h) 2005

Abbildung 5-51: Ansichtskartenvergleich Oberaltenweg, Windeck und Feldberg.



(a) 1962



(b) zu ①, 1918



(c) zu ①, 1930



(d) zu ①, 1955



(e) 1934



(f) 2006



(g) 2006

Abbildung 5-52: Ansichtskartenvergleich Windeck.

Da das Zuwachsen interessanter Sichtachsen von verschiedenen Punkten innerhalb der Gemarkung zu beobachten ist und das Nachfotografieren früherer Ansichten somit stellenweise unmöglich wird, ist dieses Bildpaar trotz des Fehlens eines aktuellen Fotos als Beispiel in den Ansichtskartenvergleich aufgenommen worden.

Die Hofgüter auf der Windeck haben neben Alpersbach und Bruderhalde im Gegensatz zur sonst üblichen Flurgliederung in Hinterzarten eine schmale Form mit nahezu parallel verlaufenden Hofstreifen. Alle Hofgüter enden am Zartenbach. In Abbildung 5-52 (a) sind oberhalb der ① der Hercherhof, links davon der Ospelehof und oberhalb der beiden Höfe der Geiserhof erkennbar, der auch in den Abbildungen 5-52 (b) bis (d) zu sehen ist. Die Windeck als Teil der danubischen Altlandschaft wird bis heute überwiegend landwirtschaftlich genutzt, Grünlandnutzung prägt diesen

Landschaftsausschnitt. Die Abbildungen 5-52 (a) bis (f) verdeutlichen, dass die Verteilung von Offenland und Gehölzen in den Jahren zwischen 1918 und 1962 keinen großen Veränderungen unterlag (siehe ①). Lediglich der Gehölzstreifen entlang der Hangkante (siehe ②) ist etwas dichter geworden. Ansonsten handelt es sich um Einzelbäume oder Gehölzgruppen von nur kleinerem Ausmaß.

6 Diskussion

6.1 Begriffsdiskussion

Die Herleitung des Begriffs „historisch alter Wald“ bedarf einer genaueren Betrachtung. Hierzu hat Wulf (1994) eingehende Überlegungen angestellt. Sie begründet die Wahl des Terminus „historisch alter Wald“ damit, dass Begriffe wie „altertümlicher Wald“, „alter Wald“ oder „Altwald“ nicht eindeutig sind. Um den Zeitfaktor der jahrhundertelangen Kontinuität der Bestockung zu betonen, wurde der Begriff „historisch alt“ als Kompromisslösung gewählt (Wulf 1994). Auf Grundlage des für das Untersuchungsgebiet zur Verfügung stehenden Kartenmaterials kann der Nachweis über eine Bestockungskontinuität der als historisch alt eingestufted Wälder nur für die letzten 230 Jahre erfolgen. Und dies auch nicht zweifelsfrei, da über die Zeitspannen zwischen den ausgewerteten Karten keine gesicherten Aussagen, sondern lediglich Vermutungen, angestellt werden können. Härdtle & Westphal (1996) unterstützen die Kritik von Pott (1996), dass sich der Terminus historisch alter Wald aus ökologischer Sicht als problematisch erweisen kann und dass der Begriff „*ancient woodlands*“ nicht konkret und sprachlich einwandfrei mit „historisch alter Wald“ übersetzt ist, da „historisch“ und „alt“ einem Pleonasmus entsprechen. Diese Auffassung wird nicht geteilt, da historisch nicht in einem zeitlichen Kontext, sondern als die Historie des Waldes betreffend verstanden wird. Demnach werden in dieser Untersuchung die Begriffe „historisch alter Wald“, „alter Wald“ und „neuer Wald“ in Anlehnung an Wulf (2004a) verwendet. Der häufig verwendete Begriff „rezent Wald“ für „neue Wälder“ wird als nicht treffend erachtet, da „rezent“ in der 24. Auflage des Dudens mit „*gegenwärtig noch lebend (von Tier- u. Pflanzenarten; Biol.)*“ (Scholze-Stubenrecht 2006) beschrieben wird und dies für die alten und historisch alten Wälder ebenso zutrifft. Deshalb wird für die nach 1899 entstandenen Wälder in dieser Untersuchung die Begrifflichkeit „neue Wälder“ verwendet.

6.2 Untersuchungsregion

Nur wenige Untersuchungen zum Themenkomplex Zeigerarten historisch alter Wälder sind in europäischen Mittelgebirgslagen durchgeführt worden (z. B. Schneider & Poschlod 1999, Petit et al. 2004). Auf der Münsinger Alb waren sich historisch alte und neue Wälder floristisch sehr ähnlich, allerdings kamen 16 % der beobachteten Arten ausschließlich in den historisch alten Wäldern und 20 % der Arten nur in den neuen Wäldern vor (Schneider & Poschlod 1999). Da ähnlich wie bei der vorliegenden Untersuchung viele Arten nur sehr geringe Stetigkeiten aufwiesen, konnten Schneider & Poschlod (1999) nur eine Zeigerart für historisch alte Wälder definieren. Sie begründeten die geringen floristischen Unterschiede zwischen Wäldern mit unterschiedlicher Bestockungskontinuität damit, dass die (historische) Entwaldung in Mittelgebirgslagen nie ein vergleichbares Ausmaß wie in vielen Tieflandsregionen erreicht hat. Dadurch waren beziehungsweise sind die einzelnen Waldstücke weniger isoliert. Zudem sind die heutigen Waldflächen in Mittelgebirgslagen zumeist größer als solche im Tiefland.

Für das Untersuchungsgebiet konnte keine Zeigerart für historisch alte Wälder gefunden werden (siehe Kap. 5.2.7). Die Ähnlichkeit des floristischen Inventars in den verschiedenen Nutzungskategorien der vorliegenden Untersuchung begründet sich vermutlich ebenso wie in der Studie von Schneider & Poschlod (1999) im vergleichsweise hohen Bewaldungsgrad, auch zu Zeiten der maximalen Entwaldung (siehe Karte 5-1).

Zu ähnlichen Schlussfolgerungen kamen Petit et al. (2004), die in Großbritannien das Verbreitungsmuster von Indikatorarten für historisch alte Wälder im Tiefland und in höheren Lagen untersuchten. Dabei zeigten sich deutliche Unterschiede in Abhängigkeit von der Höhenlage. In den Höhenlagen schien die Habitatqualität (Nährstoffe, pH-Wert, Lichteinfall) der ausschlaggebende Faktor für die Verbreitung von Zeigerarten zu sein. Zudem fanden sich in Tieflagen fast doppelt so viele Zeigerarten wie in Höhenlagen. Petit et al. (2004) führen ihre Ergebnisse darauf zurück, dass in den Höhenlagen die Bedingungen für manche dieser Arten zu extrem sind und sie daher dort generell nicht vorkommen. Daraus ergibt sich die Schlussfolgerung, dass in dem von ihnen betrachteten Gebiet die Größe der Waldstücke und deren Konnektivität ausreichend genug sind, um die Verbreitung der Arten nicht zu beeinflussen. Es ist zu vermuten, dass die Bindungsstärke von Pflanzenarten an historisch alte Waldstandorte im Untersuchungsgebiet ähnlichen Mechanismen unterliegt, was begründet, weshalb keine Zeigerarten für historisch alte Wälder definiert werden konnten. Dies bedeutet vermutlich, dass auch im Untersuchungsgebiet die verbliebenen Waldstücke hinreichend groß genug und auf dem Gemarkungsgebiet derart verteilt waren, um als Ausgangspunkt für die Besiedlung neugeschaffener Wälder dienen zu können. Auch in den Stetigkeitstabellen sind keine deutlichen Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien erkennbar (siehe Tabelle 5-11). Dies legt die Vermutung nah, dass den Arten in den neuen Wäldern ausreichend Zeit zur Verfügung stand, um stabile und vitale Populationen aufzubauen.

Dazu kommt, dass ein Großteil der Untersuchungen zu floristischen Unterschieden zwischen historisch alten und neuen Wäldern in Laub- oder Mischwäldern im Tiefland durchgeführt wurde. Die vorliegende Untersuchung wurde in hohen Mittelgebirgslagen durchgeführt, wo in den Wäldern andere klimatische Bedingungen vorherrschen. Viele der im Tiefland charakteristischen Arten kommen im Untersuchungsgebiet nur mit generell geringen Stetigkeiten vor, so dass diese Arten in ihrer Aussagekraft als Indikatorarten schwächer sind. Aufgrund dieser Unterschiede können die existierenden Listen zu Indikatorarten für historisch alte Wälder in Tiefländern nicht ohne Modifikation auf Mittelgebirgslagen übertragen werden.

6.3 Landnutzungswandel

Die meisten Veränderungen von Landschaft geschehen langsam und kontinuierlich. Für den Betrachter sind großmaßstäbige Veränderungen häufig nicht einfach zu erfassen, denn sie erfordern im Beispiel von Landnutzungsänderungen das Wissen über die früheren Zustände. Die Landnutzungen innerhalb der Gemarkung Hinterzarten zu den Zeitpunkten 1772, 1899, 1951 und 2001 sind den Karten 5-1 bis 5-4 zu entnehmen.

Hinterzarten liegt im Gebiet der geschlossenen Hofgüter. Erste Belege dafür finden sich in den Berainen des 15. Jahrhunderts. Die Unteilbarkeit der Grundstücke bei der

Vererbung wurde schon früh gesetzlich geregelt, da diese als grundlegende Voraussetzung für die Wirtschaftlichkeit der einzelnen Hofgüter angesehen wurde. Seit dem 18. Jahrhundert hat sich das Minorat durchgesetzt, was bedeutet, dass der Hof auf den jüngsten Sohn, beziehungsweise die älteste Tochter, übergeht. Dies hat den Vorteil, dass die Zeitspanne zwischen den bei Hofübergabe zu entrichtenden Abgaben in Höhe eines Drittels des Vermögenswertes so lange wie möglich herausgezögert werden kann. Da dies gegen die Interessen der Grundherren lief, versuchten diese mehrfach, das Majorat einzuführen, wogegen sich die Schwarzwaldbauern durchsetzen konnten. Im Zuge der Revolution von 1848 wurde das Hofgüterrecht aufgehoben, aber aufgrund der zahlreichen Proteste der Bauern gegen Ende des 19. Jahrhunderts im badischen Gesetz festgelegt. 1995 zählten in Hinterzarten noch 20 Höfe zu den geschlossenen Hofgütern.

Anders als im Gebiet mit Realteilung führte diese Vererbungsform zu einer relativ konstanten Flurgliederung. Dies ist unter anderem ein Grund dafür, dass sich in Hinterzarten erst spät ein dicht besiedelter Ortskern herausbildete (vgl. Karte 5-3). Durch die Art der Landnutzung in Form geschlossener Hofgüter war in Hinterzarten keine Allmende vorhanden, jeder Hof war auf die ihm zugehörigen Flächen angewiesen. Daher fanden sich in der Umgebung eines jeden Hofes neben Grünland auch Ackerflächen für den Eigenbedarf. Selbst in Höhenlagen um 1 200 m ü. NN wurde Ackerbau betrieben (z. B. Rinken oder Hinterwaldkopf). Neben der Vererbungsform beschränkt im Untersuchungsgebiet auch die Topographie die potenzielle landwirtschaftliche Fläche. Besonders intensiv genutzt wurden die verebneten Bereiche im danubischen System (z. B. Karte 5-2). Weiden und Reutfelder wurden in der Vergangenheit auf den weniger produktiven Flächen angelegt, wogegen die ertragreicheren und leichter zu bearbeitenden Flächen als Äcker oder Wiesen bewirtschaftet wurden.

Bei der Betrachtung der Landnutzung ist zu erkennen, dass das Gebiet um Hinterzarten auch zu Zeiten der maximalen Entwaldung (um 1750) immer noch zu ungefähr einem Fünftel mit Wald bestanden war (Tabelle 5-1). Dabei hat weder der Fragmentierungsgrad alter Waldflächen noch der Isolationsgrad neu entstandener Wälder vergleichbare Ausmaße angenommen wie beispielsweise in England, wo auch heute nur circa 7 % der Landesfläche bewaldet sind (Willi et al. 2005).

Die Waldzunahme stellt die tiefgreifendste Landschaftsveränderung innerhalb der vergangenen 250 Jahre im Untersuchungsgebiet dar. Seit 1772 hat der Waldanteil auf der Gemarkungsfläche kontinuierlich zugenommen, heute sind knapp drei Viertel von Hinterzarten bewaldet (Tabelle 3-1). Damit liegt Hinterzarten heute deutlich über dem Durchschnitt des Südschwarzwaldes, der bei etwa 61 % liegt. Dieser Anstieg ist im Wesentlichen durch gezielte Aufforstungen und die Aufgabe unrentabler landwirtschaftlicher Flächen bedingt. Der Anstieg des Waldanteils hat das ursprünglich charakteristische Landschaftsbild Hinterzartens mit dem typischen Mosaik aus Wald und Offenland verändert. Im ausgehenden 19. Jahrhundert kam es zu planmäßigen Aufforstungen seitens des Badischen Staates. Hierzu wurden abgegangene Hofgüter komplett aufgekauft und anschließend mit Fichten aufgeforstet. Dabei handelte es sich häufig um hochgelegene und daher für die Landwirtschaft weniger geeignete Höfe. Viele der abgegangenen Höfe Hinterzartens befanden sich im westlichen Gemarkungsteil und gerade in diesem Bereich ist zwischen 1772 und 1899 eine starke

Zunahme der Waldfläche zu erkennen (vgl. Karte 5-1 und Karte 5-2). Zu diesen aufgekauften Hofgütern gehören:

- Steiertenhäusle (1842) - vollständig aufgeforstet,
- Rufenhof (1853) - vollständig aufgeforstet,
- Bäuerlehof (1886) - vollständig aufgeforstet,
- Imberihof (1836) – teilweise aufgeforstet, Wunderlehof (Wohnmühle) und Ramselegut blieben erhalten,
- Seehäusle (1860) – teilweise aufgeforstet, Wiesengelände verpachtet,
- Waldhof (1864) – teilweise aufgeforstet, Wiesengelände verpachtet und
- Großfürsitzer (1873) - teilweise aufgeforstet, Restgut mit Waldhüterwohnung verpachtet.

Ein besonders eindrucksvolles Beispiel ist der Ankauf des Rufenhofs (circa 1 100 m ü. NN, Plan über den Rufenhof siehe Abbildung 4-3) und die anschließende Aufforstung sämtlicher ehemals landwirtschaftlich genutzter Bereiche (Liehl 1997). Die Zunahme der Waldfläche lässt sich auch bei anderen Hofgütern Hinterzartens gut nachvollziehen. Während auf der Kellerschen Karte von 1772 für den Raimartihof kein Wald verzeichnet ist, waren 1825 bereits 25 % des Hofgutes bewaldet (18,63 ha), dazu kamen 1826 weitere 22,7 ha durch Zukauf von Steilflächen an der nördlichen Karwand des Feldseekessels. Der Waldanteil hat in den folgenden Jahren weiter auf Kosten der Offenflächen zugenommen, 1937 waren 32 % des Hofgebietes mit Wald bestockt, 1990 bereits gut 40 % (Liehl 1997).

Die Zunahme der Waldfläche ist dabei allerdings nicht gleichmäßig über die Gemarkungsfläche verteilt (vgl. Karte 5-1 bis Karte 5-4). Der Talgrund der danubischen Altlandschaft ist landwirtschaftlich attraktiver als abgelegene und steilere Gemarkungsbereiche, was sicherlich dazu beigetragen hat, dass dort größere Offenlandbereiche erhalten geblieben sind. Diese Annahme wird dadurch bestätigt, dass historisch alte Wälder vorwiegend in den höheren Lagen oder auf sehr steilen Hängen zu finden sind, während ebenere Bereiche in tieferen Lagen bevorzugt landwirtschaftlich genutzt wurden (vgl. Kap. 3.3.1.1 und Karte 5-5).

Innerhalb der heute noch existenten Hofgüter ist die Zunahme der Waldfläche tendenziell geringer. Im Gebiet der geschlossenen Hofgüter kommt es bei der Vererbung nicht zu einer Verkleinerung des Grundbesitzes, was unter anderem dazu führt, dass die Verteilung von Wald und Offenland innerhalb eines Hofgutes häufig über lange Zeiträume relativ konstant bleibt (siehe auch ④ in Abbildung 5-44). Die relative Nutzungskonstanz innerhalb einzelner Hofgüter mit einer moderaten Zunahme der Waldfläche spiegelt sich beispielsweise im Bildvergleich des Raimartihofes in Abbildung 5-46 wider.

Innerhalb des Hofgutes lagen die landwirtschaftlich intensiver genutzten Bereiche in der Regel nahe zum zentral gelegenen Wohnhaus und die Waldungen schlossen sich an die Offenflächen in Richtung der Peripherie des Hofes an (siehe Karte 5-1). Die intensiv genutzten Landwirtschaftsflächen waren dadurch schnell vom Hof aus erreichbar. In der Vergangenheit wurden diese Offenflächen in der für Hinterzarten typischen Wechselfeldwirtschaft genutzt. Das bedeutet, Ackerbau und verschiedene Grünlandnutzungen haben sich in kurzen Zeitabständen abgewechselt und unterlagen

keiner starren Verteilung. Dieses hat zur Entwicklung der typischen Schwarzwälder Weidezäune geführt (Abbildung 6-1). Die das Vieh abhaltenden Zäune wurden unter Vermeidung von Draht und Nägeln nur aus losen Stangen in ganz bestimmter Form zusammengefügt. Im Herbst oder wenn sie nicht mehr benötigt wurden, konnten die Zäune leicht wieder auseinander genommen werden (Schilling 1915, Liehl 1948).

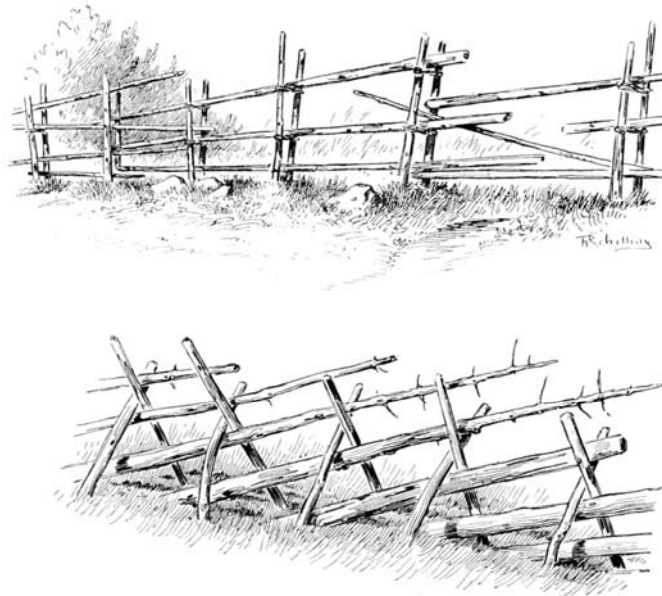


Abbildung 6-1: typische Schwarzwälder Weidezäune. Ausschnitt aus Schilling (1915).

Die Bewirtschaftung des Waldes konzentrierte sich in der Vergangenheit auf die Bereiche, die mit geringem Aufwand zu erreichen waren, so dass besonders die Bestände in nächster Umgebung des Hauses betroffen waren (Stoll 1948). Dabei wurde nicht nur das Starkholz genutzt, dünnes Holz wurde als Brennholz bevorzugt oder zum Zaunbau verwendet (siehe Abbildung 6-1 und Abbildung 5-48 (e) bis (g)).

Neben einer Zunahme der Waldfläche außerhalb des Siedlungskernes (z. B. Abbildung 5-43) ist auch innerorts eine Zunahme von Gehölzen zu verzeichnen (z. B. Abbildung 5-45). Solch großmaßstäblichen Veränderungen sind kaum anhand von Kartenmaterial nachzuvollziehen. Detaillierte Informationen bieten hierzu Bildvergleiche mit historischen Ansichtskarten oder Fotografien. Durch die Gehölzzunahme ist der Siedlungskern struktureicher geworden, ebenso wie durch eine zunehmende Bebauung ehemaliger Offenlandflächen im Siedlungskern um die Kirche herum. Der anhaltende Bedarf an Bauland, besonders im Bereich des Siedlungskernes, ist für das fortschreitende Verschwinden der Grünlandflächen mitverantwortlich. Dies lässt sich beispielsweise anhand der Bebauung des Feldweidelandes unter dem Herrenwald am Kesslerberg beobachten. Diese setzte in den 1920er Jahren ein (Abbildung 5-47), die vollständige Überbauung erfolgte vor und nach dem Zweiten Weltkrieg (Liehl 1997).

Die Waldzunahme liegt neben gezielten Aufforstungen ebenso in einer stetigen Verringerung des Nutzungsdrucks auf das Acker- und Grünland begründet. Dabei wurden als erstes solche Flächen aus der Bewirtschaftung genommen, die besonders aufwändig zu bearbeiten oder unproduktiv waren. Der Rückgang der landwirt-

schaftlich genutzten Flächen ist auch an den sinkenden Viehbeständen abzulesen. Während um 1800 noch über 1 000 Stück Rindvieh in Hinterzarten registriert waren (Brommer 1993) und für ein Stück Großvieh mit durchschnittlich 1-2 ha Grünfläche gerechnet wurde (Hoggenmüller & Hug 1987), ging diese Zahl bis 2003 auf 457 Rinder zurück (Statistisches Landesamt Baden-Württemberg 2006). Viele landwirtschaftliche Betriebe konzentrieren sich derzeit aufgrund der geringen Wirtschaftlichkeit der Milchproduktion zudem auf alternative Einnahmequellen, wie z. B. die Pferdezucht oder „Ferien auf dem Bauernhof“. So wurde beispielsweise am Bartleshof die Milchwirtschaft in den vergangenen Jahren aufgegeben, die Wiesen und Weiden im Seebachtal (siehe ④ Abbildung 5-49) werden heute zur Versorgung der Pferde und des Jungviehs (Fleischproduktion) bewirtschaftet. Bei einer Befragung 1990 gaben 22 von 31 Betrieben in Hinterzarten an, Fremdenzimmer und Ferienwohnungen anzubieten (Mohr & Schröder 1997).

Im Untersuchungsgebiet war der Ackerbau gegenüber der Viehwirtschaft stets von untergeordneter Bedeutung (vgl. Tabelle 5-1), trotzdem war der Getreideanbau auch in den höher gelegenen Teilen des Schwarzwaldes zur Selbstversorgung unerlässlich. Ackerland nahm 1949 in Hinterzarten noch 245 ha ein, obgleich davon bereits 203 ha mit Feldfutterpflanzen bestellt wurden, was auf die bedeutende Rolle der Viehwirtschaft hinweist. Der zunehmende Zukauf von preiswertem Kraftfutter machte den Feldfutteranbau in den Folgejahren überflüssig, 1991 wurde er laut Mohr & Schröder (1997) komplett aufgegeben. Ungünstige Witterungsverhältnisse in der ersten Hälfte der 1970er Jahre verstärkten den Trend zusätzlich.

Das Verschwinden des Ackerbaus in Hinterzarten lässt sich bei verschiedenen Hofgütern gut dokumentieren. Ackerbau am Raimartihof fand bis Anfang der 1960er Jahre statt. Angebaut wurden bis dahin Kartoffeln, Roggen, Hafer und Gerste (mdl. Mitt. Andris (Hofbesitzer), 2006). Ähnliches gilt für den Kesslerhof, dort wurde Mitte der 1960er Jahre der Ackerbau aufgegeben, gleichzeitig wurden große Teile der Extensivweiden aufgeforstet (mdl. Mitt. Tritschler (Hofbesitzer), 2006). Am Bartleshof wurde der Ackerbau 1972 komplett eingestellt, wobei es nach dem 2. Weltkrieg zu einer vorübergehenden Zunahme der Ackerfläche um fast das Doppelte gegenüber 1772 kam (von 3,6 % auf 7 %). Der Altvogtshof bewirtschaftete 1965 noch über 10 % seiner Fläche als Äcker. Der Mathislehof, der aufgrund einer Schenkung 1956 an die Universität Freiburg überging, bewirtschaftete 1965 noch mehr als 30 % seiner Fläche ackerbaulich (Mohr & Schröder 1997). Mittlerweile haben sowohl der Altvogtshof als auch der Mathislehof in den vergangenen Jahren den Ackerbau aufgegeben.

Viele der ehemaligen Ackerflächen wurden anschließend als Grünland genutzt, wobei dieser Prozess als „Vergrünlandung“ bezeichnet wird. Dies ist allerdings relativ zu sehen, da die landwirtschaftliche Nutzfläche in Hinterzarten seit 1949 insgesamt weiter zurückgegangen ist. Auch innerhalb der Grünlandnutzung hat sich das Verhältnis von Wiesen zu Weiden zugunsten der Wiesen verschoben. Dies lässt sich am Beispiel des Bartleshofes rekonstruieren. Die Kellersche Karte von 1772 weist gut 60 % der Hoffläche als landwirtschaftliche Nutzfläche und nur 16 % als Wald aus, dieser befand sich auf den oberen Hanglagen zum Eckle. Die unteren Hangbereiche sind 1772 als Reutgebiet eingezeichnet, vermutlich trugen sie damals ähnlich wie in der Abbildung 5-49 (a) von 1907 einzelne Bäume und Gehölzgruppen. Die Waldfläche ist mittlerweile auf 60 % angestiegen und besonders in den letzten Jahrzehnten hat sich

die Wiesenfläche auf Kosten der Weiden vergrößert (Dauergrünlands derzeit rund 30 % der Hofffläche).

Ein weiterer wichtiger Faktor mit erheblich prägendem Einfluss auf das Landschaftsbild des Untersuchungsgebiets was der Ausbau der touristischen Infrastruktur in der Region. Noch bis in die 1950er Jahre wurde die Landschaft des Südschwarzwaldes vorwiegend vor dem Hintergrund einer wirtschaftlichen Optimierung betrachtet (Eggers 1957). In den 1970er und 1980er Jahren änderte sich dies, seitdem spielt der Tourismus eine wichtige Rolle bei der Gestaltung des Landschaftsbildes. Seitdem erfolgt eine gezielte Offenhaltung von Teilbereichen der Landschaft auch aus ästhetischen Gründen, da dieses für den Tourismus von Interesse ist (z. B. die Pfarrwiese im Siedlungskern). Eine Befragung von Volk (1985) am Feldberg in den 1980er Jahren verdeutlicht die Bedeutung von Sichtachsen und größeren Freiflächen, wobei ein höherer Waldanteil von vielen Besuchern als negativ empfunden wurde. Durch die Waldzunahme sind einige Sichtachsen im Laufe der Jahre zugewachsen. Seit der vorletzten Jahrhundertwende hat der Waldanteil in Hinterzarten um circa 20 % zugenommen (Tabelle 5-1). Das interessante Wechselspiel von Offenland und Wald, welches dem Betrachter immer wieder neue Ausblicke eröffnet, geht zunehmend verloren. Dadurch verliert der Standort einen Teil seines Reizes und seiner optischen Qualität. Dies kann zu einem Verlust an Attraktivität für den Tourismus führen, da von vielen Besuchern eine abwechslungsreiche Landschaft als interessant empfunden wird.

Um den Tourismus zu fördern, wurde 1864 in Freiburg der „Badische Verein von Industriellen und Gastwirten zum Zweck, den Schwarzwald über seine angrenzenden Gegenden bekannt zu machen“ gegründet, der sich bald danach in „Schwarzwaldverein“ umbtaufte. Während 1867 schon 1 200 Übernachtungen in Hinterzarten gezählt wurden, waren es im Jahr 2000 bereits fast 600 000 Übernachtungen (Gemeindeverwaltung Hinterzarten 2001). Dazu kommt eine beträchtliche Anzahl an Tagestouristen. Dass davon ungefähr ein Drittel auf die Wintermonate entfällt, zeigt die Bedeutung des seit dem 19. Jahrhundert offiziell als „heilklimatischer Kurort“ bezeichneten Hinterzartens auch als Wintersportgebiet (Abbildung 6-2). Anfang des letzten Jahrhunderts zeichnete sich neben der anfänglichen Bedeutung als Sommerfrische auch eine touristische Inanspruchnahme als Wintererholungsgebiet ab. Die Winterbilder des Hinterzartener Heimatmalers Dischler, der selbst begeisterter Skifahrer war, haben dabei vermutlich keinen geringen Anteil an der Formung und Popularisierung des Schwarzwaldes als Wintererholungsgebiet (Hofstätter 1992).



Abbildung 6-2: Hinterzarten als Wintererholungsgebiet. Links: Skifahrer am Feldberg 1893 (GLA Karlsruhe). Rechts: Skispringer am Kirchwaldhang 1925 (Archiv E. Weber).

6.4 Einteilung der Nutzungskategorien

Die im Rahmen dieser Untersuchung vorgenommene Einteilung in verschiedene Nutzungskategorien orientiert sich sowohl an der Art der ehemaligen Landnutzung als auch am Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe. Problematisch bei der Festlegung der Intensität der ehemaligen Landnutzung ist, dass die älteste verwendete Karte von 1772 keine Legende aufweist und sich auf dieser eine Vielzahl verschiedener Baum- und Waldsignaturen finden. Die Abgrenzung zwischen Wald und der zu dieser Zeit als Weide / Reutfeld genutzten Bereiche ist subjektiven Kriterien unterworfen, verbunden mit der Unsicherheit, welche Intensität die damals praktizierte Waldweide hatte und von welchem kleinflächigen Einfluss auf das Ökosystem Wald auszugehen ist. Die Abgrenzung der Nutzungskategorien HAW und AW-1 ist dabei mit den größten Unsicherheiten behaftet.

Die untersuchten historisch alten Wälder um Hinterzarten sind im Sinne der in Deutschland gebräuchlichen Definition (Wulf 2004a) auf Grundlage der Kellerschen Karten von 1772 mit Sicherheit als "historisch alt" anzusprechen. Die in dieser Arbeit als alte Wälder bezeichneten Flächen genügen der Definition nicht, da für alte Wälder eine Bewaldung seit mindestens 1880 gefordert ist und der zur Abgrenzung der alten Wälder verwendete Gemarkungsplan erst im Jahr 1899 herausgegeben wurde. Da aber anzunehmen ist, dass die Erhebungen für den Gemarkungsplan einige Zeit beansprucht haben und zudem Wälder gewisse Zeit brauchen, um aufzuwachsen, werden die im Gemarkungsplan von 1899 als Wald eingezeichneten Flächen trotz der Abweichung von wenigen Jahren vom per Definition geforderten Mindestalter als alte Wälder angesehen.

Sowohl die vegetationskundlichen Analysen (z. B. Tabelle 5-2 oder Abbildung 5-17 (a)) als auch verschiedene Bodenuntersuchungen (z. B. Abbildung 5-26 (a) oder Abbildung 5-28) belegen die große Ähnlichkeit der Nutzungskategorien HAW und AW-1. Diese Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass zum Einen die Forstwirtschaft nutzungs- geschichtlich bedingte Unterschiede nivelliert hat, zum anderen aber die ehemaligen Eingriffe durch die Weide- / Reutbergnutzung nicht dermaßen intensiv waren, um bis heute das Ökosystem nachhaltig zu verändern. Zu vergleichbaren Ergebnissen kamen Koerner et al. (1997) in den Wäldern der Vogesen in Frankreich. Auch dort waren sich

die Nutzungskategorien historisch alter Wald und ehemalige Weidflächen floristisch sehr ähnlich und grenzten sich deutlich gegenüber den übrigen Nutzungsklassen ab. Bei zukünftigen Untersuchungen zu diesem Themenkomplex im Südschwarzwald kann daher überlegt werden, lediglich zwischen alten und neuen Wäldern zu unterscheiden. Eine andere Möglichkeit wäre, einen besonderen Fokus auf die Unterscheidung dieser beiden Nutzungskategorien zu legen. Dazu sind umfangreiche Voruntersuchungen inklusive ausführlicherer archivalischer Analysen zur Einteilung der Nutzungskategorien notwendig.

Auch bei einer zeitlich durchgehenden Bewaldung kann sich die Kontinuität der Bestockung für die einzelnen Arten je nach der Bewirtschaftungsform in verschiedenen Beständen durchaus unterschiedlich darstellen. Eine genaue Rekonstruktion der Geschichte eines Bestandes erscheint daher für die Untersuchung der Fragestellung ebenso wichtig wie die Dauer der Waldbestockung. Dies gilt im besonderen Maß für die Kryptogamen, wie Kap. 5.2.8.2 zeigt.

6.5 Zeigerartenkonzept

Zeigerarten spiegeln die herrschenden Umweltbedingungen wider, wobei besonders stenöke Arten aufgrund ihres engen Toleranzbereiches gut geeignet sind, standörtliche Potenziale anzuzeigen. Die den Arten zugeordneten Zeigereigenschaften beziehen sich dabei nicht auf die Ansprüche der jeweiligen Arten, sondern auf deren ökologisches Verhalten unter Freiland- und Konkurrenzbedingungen (Synonym „realisierte Nische“, Schulze et al. 2002). Zeigerarten beziehungsweise Zeigerwerte haben sich als schnell und einfach zu handhabendes Werkzeug zur Abschätzung der Größenordnung wichtiger Standortfaktoren erwiesen (Ellenberg 1996). Dabei ist allerdings zu beachten, dass Zeigerwerte nicht als absolut anzusehen sind, sondern von den herrschenden Standortbedingungen abhängen (Wilmanns 1993).

Das Zeigerartenkonzept in Bezug auf historisch alte Wälder vereint nach Peterken (1974) qualitative und quantitative Elemente, da sowohl Diversität als auch Flächengröße über das Vorkommen vieler typischer Waldarten bestimmen. Eine wichtige Annahme des Zeigerartenkonzeptes für historisch alte Wälder ist, dass die Zeigerarten aufgrund nur unzureichender Fernausbreitungsmechanismen auf eine lange Bestockungskontinuität angewiesen sind (vgl. Norden & Appelqvist 2001) und generell lange Zeiträume benötigen, neu geschaffene Wälder zu besiedeln. Die Begriffe Habitatkontinuität oder Biotoptradition werden jedoch in vielen Studien nicht definiert und sehr pauschal eingesetzt und meist als Synonyme für ein relativ geringes Ausmaß menschlicher Störungen verwendet (Norden & Appelqvist 2001), welches teilweise zudem aufgrund eines optischen Eindrucks bewertet wird (z. B. Tibell 1992, Kuusinen 1996). Diese Ungenauigkeiten machen einen Vergleich der in der Literatur angeführten Unterschiede zwischen historisch alten und neuen Wäldern mit Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung teilweise schwierig.

Aufgrund der Vermutung, dass in historisch alten Wäldern eine Vielzahl unterschiedlicher Mikrohabitate entstanden ist und dass diese bereits lang genug existieren, um auch von Arten mit nur geringen Ausbreitungskapazitäten besiedelt worden zu sein, wird die Habitatkontinuität („*ecological continuity*“) oft als wichtiges Argument verwendet, um den Schutz bestimmter Gebiete zu begründen. Durch die Sicherung

historisch alter Wälder sollen sowohl Arten geschützt werden, die auf bestimmte Strukturen angewiesen sind, als auch solche, die nur über beschränkte Ausbreitungsmechanismen verfügen. Tatsächlich ist die Ausbreitungsbiologie vieler Arten bisher aber nur unzureichend bekannt (Norden & Appelqvist 2001) und es wäre anstrebenswert, anstatt anhand der Artenkombination von Wäldern auf deren Bewaldungskontinuität zu schlussfolgern, in Waldbeständen mit bekannter Nutzungsgeschichte die Ausbreitungsökologie von (bedrohten) Arten besser zu untersuchen. Es besteht die Gefahr eines Zirkelschlusses, dass Wälder, nur weil sie der Literatur entnommene Zeigerarten historisch alter Wälder mit unzureichenden Fernausbreitungsmechanismen beherbergen, automatisch als historisch alt betrachtet werden. Rolstad et al. (2002) haben diese Gefahr mit der Frage: „... *we are looking for forests that have been around for a while, or are we looking for species that do not move around easily?*“ treffend formuliert.

Untersuchungen zum Zeigerartenkonzept für historisch alte Wälder betrachten den Parameter Habitatkontinuität in der Regel lediglich in seiner zeitlichen Komponente. Untersuchungen von Dzwonko & Loster (1990), Dzwonko (1993), Heinken (1998), Jacquemyn et al. (2001) und Graae et al. (2004) deuten allerdings darauf hin, dass die dem Zeigerartenkonzept zugrunde liegende Relevanz der Kontinuität eines Waldes je nach ökologischen Standortbedingungen von unterschiedlicher Bedeutung für die floristische Zusammensetzung von Wäldern zu sein scheint. Ab welcher nachgewiesenen Existenz ein Wald als historisch alt eingestuft wird, ist zudem nicht einheitlich festgelegt. In England sind historisch alte Wälder seit mindestens 400 Jahren kontinuierlich mit Wald bestanden, in Belgien seit mindestens 325 Jahren und in Deutschland seit mindestens 200 Jahren (Hermy & Stieperaere 1981, Peterken & Game 1981, Wulf 1994). Unabhängig von der geografischen Lage setzten Hörnberg et al. (1998) für Nadelwälder allgemein eine Dauer von 300 Jahren an. Die ökologische Komponente einer kontinuierlichen Waldbestockung (wie beispielsweise Totholzanteil oder ein geschlossenes Kronendach) wird in Deutschland bereits durch die verwendete Begriffsdefinition (vgl. Wulf 1994) eingeschränkt, in welcher die Naturnähe keine Rolle spielt und z. B. auch Degradationsformen oder Bestände mit standortfremden Baumarten eingeschlossen werden. Entsprechend der Definitionserläuterung von Wulf (1994) ist der Begriff der Kontinuität „*nicht zu eng zu fassen*“, zeitweise Verlichtungen durch Übernutzung werden toleriert. Diese pauschale Definition birgt gewisse Risiken in sich, so wie der mögliche Einfluss verschiedener Baumarten auf die Krautschicht bereits in Kap. 5.2.3 thematisiert wurde oder die potenziellen Auswirkungen von Kahlschlägen auf epiphytische Flechten in Kap. 6.6.8.2 diskutiert wird.

Die räumliche Skala der Habitatkontinuität wird in vielen Untersuchungen nur unzureichend berücksichtigt. Historisch alte Wälder sind normalerweise durch kleinräumige Störungen wie Windwürfe oder das Absterben einzelner Bäume charakterisiert, wodurch ein kleinflächiges Mosaik verschiedener Mikrostandorte entsteht. Zur untersuchten Skala finden sich selten Aussagen in den entsprechenden Studien, wobei sich die Untersuchungen in der Regel auf die Größe eines ganzen Waldbestandes (0,1 – 10 ha) beziehen. Bei dieser pauschalen Betrachtungsweise wird vernachlässigt, dass viele Arten ganz bestimmte Standortbedingungen benötigen, die meist lokal auftreten. Floristische Unterschiede zwischen historisch alten und neuen Wäldern sind daher möglicherweise nicht durch unterschiedliche Zeitskalen, sondern

im Fehlen oder in ungleichen Anteilen bestimmter Mikrohabitate oder Strukturen (insbesondere des Totholzanteils) in den neuen Wäldern begründet, da diese noch nicht entstanden sind (Norden & Appelqvist 2001).

Bereits bei der Einführung des Zeigerartenkonzeptes betonte Peterken (1974) dessen regionale Gültigkeit und schränkte die Aussagekraft für Gebiete mit einer engen räumlichen Verzahnung von alten und neuen Wäldern, für in der Vergangenheit intensiv beweidete Gebiete, für Regionen mit sauren Böden und für klimatisch ozeanisch geprägte Gebiete ein. Viele dieser Kriterien treffen für das Untersuchungsgebiet zu. Schon innerhalb Englands weist z. B. *Luzula sylvatica* unterschiedliche Habitatpräferenzen auf; im Norden Englands ist die Art weit verbreitet und nicht an Wälder gebunden, in anderen Bereichen dagegen selten und auf alte Wälder beschränkt (Rackham 1980). Gefäßpflanzenarten als Indikatoren für historisch alte Wälder sind für den mitteleuropäischen Raum bisher fast nur für Laubwälder in Tieflandslagen beschrieben und Untersuchungen aus Misch- oder Nadelwäldern in Mittelgebirgen liegen kaum vor (z. B. Schneider & Poschlod 1999). Entgegen der Vermutung von Wulf (1994), dass die Grundannahmen des Zeigerartenkonzeptes auch auf Nadelbestände übertragbar sind, zeigt die vorliegende Studie ebenso wie die Untersuchung von Schneider & Poschlod (1999) auf der schwäbischen Alb, dass eine direkte Übertragung des Zeigerartenkonzeptes auf Nadelwälder in Mittelgebirgslagen nicht unproblematisch ist.

Die Tatsache, dass sich aus den Analysen im Raum Hinterzarten, der exemplarisch für den Südschwarzwald ausgewählt wurde, keine eindeutigen floristischen Indikatoren für verschiedene Nutzungskategorien ableiten lassen, legt nahe, dass das Zeigerartenkonzept jeweils den regionalen und lokalen Bedingungen angepasst werden muss. Mangelnde Fernausbreitungsmechanismen bei vielen typischen Waldarten können im Untersuchungsgebiet nicht als Ursache für floristische Unterschiede angeführt werden, da die neuen Wälder zwar anteilmäßig weniger typische Waldarten aufweisen, absolut deren Anzahl zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien aber vergleichbar ist (Tabelle 5-9). Zudem führen bei dieser Gruppe vermutlich auch die historisch vergleichsweise hohen Waldanteile nicht zu deutlichen floristischen Unterschieden zwischen Wäldern mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte.

Entgegen der bisherigen Nichtbeachtung der Kriterien Naturnähe und Habitatqualität (insbesondere in Bezug auf standortfremde Baumarten, Kahlschläge, historische Nutzungsintensitäten und verschiedene Strukturparameter) bei der Abgrenzung verschiedener Waldkategorien könnte eine differenziertere Betrachtung Erklärungsansätze für floristische Unterschiede bieten. So zeigten Petit et al. (2004), dass in höheren Lagen die Habitatqualität eine wesentlich wichtigere Rolle spielt als im Tiefland. Es ist weiterhin denkbar, dass die Intensität der bis Mitte des 19. Jahrhunderts geläufigen Waldweide einen bis heute andauernden Einfluss auf die Artenzusammensetzung ausübt, da Waldweide zum vollständigen Verschwinden einiger typischer Waldarten führen kann (Kirby 2001, Onaindia et al. 2004). Ein Verschneiden der damaligen Viehbestände je Hof mit der potenziell zur Verfügung stehenden Weidefläche könnte Hinweise auf den ehemaligen Weidedruck und möglicherweise dadurch bedingte nachhaltige Veränderungen geben. Aus Zeitgründen kann in dieser Arbeit der spannenden Frage, ob ein Zusammenhang zwischen der ehemaligen

Weideintensität und der derzeitigen Artenzusammensetzung der Wälder besteht, nicht nachgegangen werden.

Denkbar wäre ebenso, bestimmte Artengruppen oder Strukturen unterschiedlich zu gewichten. So schlugen McLachlan & Bazely (2001) vor, das Vorhandensein von Frühblühern, kombiniert mit dem Vorkommen von ausbreitungsbeschränkten Waldarten, als Indikator für die Habitatkontinuität zu verwenden (Dzwonko 1993). Hermy (1994) konnte bei einer Auswertung verschiedener Untersuchungen im westlichen Belgien keinen signifikanten Unterschied in der absoluten Artenzahl zwischen historisch alten und neuen Wäldern feststellen, sehr wohl doch hinsichtlich der Verteilung typischer Waldarten, so dass er die Anzahl typischer Waldarten als Indikator für historisch alte Wälder vorschlägt. Dieser Ansatz ist für die vorliegende Untersuchung allerdings nicht geeignet, historisch alte und neue Wälder gegeneinander abzugrenzen (Tabelle 5-9). Demgegenüber ist es prüfenswert, ob (zusätzliche) strukturbasierte Indikatoren, wie es beispielsweise Rolstad et al. (2002) und Lindenmayer et al. (2000) vorschlugen, die neben der Komplexität und der Artenzusammensetzung des Bestandes auch dessen Konnektivität und Heterogenität berücksichtigen, möglicherweise bessere Ergebnisse liefern können.

6.6 Vegetation

6.6.1 Vegetationszusammensetzung

6.6.1.1 Einfluss ehemaliger Nutzungen auf die Artenzusammensetzung

Bei vergleichenden Untersuchungen zwischen historisch alten und neuen Wäldern sind hinsichtlich der Gesamtartenzahlen und bezüglich der Frage, inwieweit historisch alte Wälder artenreicher oder artenärmer sind als neue Wälder, unterschiedliche Angaben zu finden. Während bei Peterken & Game (1984) in England und Dzwonko & Loster (1989b) in Polen höhere Artenzahlen in den historisch alten Wäldern zu verzeichnen waren, konnten McLachlan & Bazely (2001) in Kanada, Hermy (1994) in Belgien und Prevosto et al. (2004) in Frankreich keinerlei Unterschiede hinsichtlich der Gesamtartenzahl historisch alter und neuer Wälder feststellen. Höhere Artenzahlen in neuen Wäldern belegten Dupouey et al. (2002) am Beispiel von Wäldern im nordöstlichen Frankreich. Der Einfluss einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung war dort auch nach 2 000 Jahren noch in der aktuellen Vegetation ablesbar, wobei in den neuen Wäldern eine Zunahme von Ruderalarten bei gleichzeitig abnehmendem Vorkommen von Arten, die auf ungestörte Lebensräume angewiesen sind, zu verzeichnen war.

In den südlichen Appalachen wuchsen in den neuen Wäldern selbst nach 85 Jahren nur halb so viele Pflanzenarten wie in historisch alten Referenzwäldern (Duffy & Meier 1992). Auch Dzwonko & Loster (1989b) belegten für Polen, dass historisch alte Wälder artenreicher sind als neue. Die vorliegende Untersuchung bestätigt diese Ergebnisse nicht (Tabelle 5-2). Die neuen Wälder und die alten Wälder Hinterzartens, die ehemals als Acker oder Wiese genutzt wurden, haben deutlich höhere Artenzahlen als die historisch alten Wälder. Bei der Gesamtartenzahl sind es in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 rund 150 Arten und damit etwa 50 % mehr als in den Kategorien der historisch alten Wälder und den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wäldern, was auf den einzelnen Untersuchungsflächen durch-

schnittlich um bis zu 10 Arten mehr bedeutet. Dies kann eine mögliche Ursache in der unterschiedlichen Nutzungsgeschichte haben. Dass die neuen Wälder insgesamt mehr Arten im Unterwuchs aufweisen, liegt an einem wesentlich höheren Anteil an Offenlandarten (Tabelle 5-9), der in den neuen Wäldern bis zu viermal höher ist (HAW: 6,1 %, NW-2: 26,3 %). Dadurch ergeben sich sowohl für die Gesamtkollektive (Gesamtartenzahl), als auch bezogen auf die einzelnen Aufnahmeflächen (mittlere Artenzahl) höhere Werte für die neuen Wälder. In der Vergangenheit waren unterschiedliche Habitate stärker miteinander verbunden und enger verzahnt als in der heutigen Zeit, was die Ausbreitung von Pflanzenarten in andere Habitate erleichterte. Das eine enge Verzahnung von verschiedenen Habitaten zu höheren Artenzahlen in Wäldern führen, zeigten Peterken & Game (1984) für neue Wälder in Lincolnshire in England. Neue Wälder in direkter Nachbarschaft zu historisch alten Wäldern waren artenreicher als isoliert gelegene neue Wälder. Durch eine kleingliedrige Landnutzung und durch die Lage Hinterzartens im Hofgütergebiet waren landwirtschaftliche Nutzflächen früher überall in den Wäldern eingestreut. Zudem sorgte die Art der Feldgraswechselwirtschaft zu einem regelmäßigen Wechsel der floristischen Zusammensetzung auf den landwirtschaftlichen Nutzflächen. Die Ausbreitung von Samen aus Ackerbeziehungsweise Grünlandflächen in angrenzende (Wald-) Habitate war vermutlich nicht unerheblich, so dass sich vermutlich auch immer Offenlandarten in den ehemaligen Wäldern fanden.

Dazu kommt der Einfluss der bis Mitte des 19. Jahrhunderts praktizierten Waldweide. Entsprechend einer Studie von Fischer et al. (1995) kann eine Schafherde mit 400 Tieren in einer Vegetationsperiode bis zu 8 Millionen Samen ausbreiten. Auch wenn die Samen in glattem Kuhfell weniger gut anheften (Tackenberg et al. 2006) ist anzunehmen, dass in der Vergangenheit durch die Waldweide im Untersuchungsgebiet Diasporen aus dem Offenland in die Wälder eingetragen wurden. Mit dem Ende der Waldweide um 1850 entfiel diese Eintragsmöglichkeit von Diasporen in die Wälder. Diasporen wurden in der Vergangenheit ebenfalls durch den zur Düngung der Ackerflächen verwendeten Tierkot in andere Habitate eingebracht (vgl. Bakker et al. 1996). Korsmo (1930) zeigte, dass durch Tierkot bis zu 20 Millionen Diasporen auf 1 ha Ackerfläche ausgebracht werden können. Die heute eingesetzten synthetischen Dünger enthalten in der Regel keine Diasporen. Ein ehemaliger Einfluss durch Düngung ist für das Untersuchungsgebiet anzunehmen, was ebenso wie die Waldweide in der Vergangenheit zu einer stärkeren Ausbreitung von Diasporen in Habitate führte, in denen die Pflanzenarten keine optimalen Bedingungen vorfanden. Eine weitere Ausbreitungsmöglichkeit in der Vergangenheit stellt die im Gebiet heute nicht mehr praktizierte Wiesenwässerung dar, wie beispielsweise die Etablierung von *Genista tinctoria* auf Wiesen nach deren Bewässerung (Schwabe-Braun 1980a) oder die bei Bode (2005) dokumentierte lineare Ausbreitung bestimmter Arten entlang von Abflussrinnen zeigt. Durch die Veränderung der Landnutzung sind heute viele Habitate stärker isoliert und die modernen Bearbeitungsmethoden tragen nicht mehr im selben Maße zur Ausbreitung von Diasporen bei wie in der Vergangenheit. Zudem trug die Aufgabe bestimmter Formen der traditionellen Waldnutzung zu einer zunehmenden Beschattung in den heutigen Wäldern bei, was Einflüsse auf die Artenzusammensetzung ausübt.

Die Wälder im 17. und 18. Jahrhundert waren wesentlich lichter und strukturreicher als die heutigen Wälder, so dass Offenlandarten in diesen günstigeren Bedingungen vorfanden. Dadurch konnten sie damals in den Wäldern zumindest zeitweise Populationen aufbauen (Ellenberg 1996). Zahlreiche Publikationen belegen, dass eine zunehmende Beschattung im Laufe der Sukzession zu einer Abnahme der Artenzahl führt (z. B. Wilmanns et al. 1986, Wohlgemuth et al. 2002). So zeigten Dzwonko & Loster (1990) für neue Wälder in Polen, dass in der ersten Phase einer Wiederbewaldung die Artenzahl in der Regel ansteigt und erst mit zunehmendem Kronenschluss wieder absinkt. Ewald (2002) geht sogar von einem Anstieg der Artenzahl bis zu einem Waldalter von mindestens 200 Jahren aus. Die eigenen Untersuchungen belegen eine Zunahme der Artenzahlen in den ersten 200 Jahren der Wiederbewaldung. Die neuen und die ehemals als Acker/ Wiese genutzten alten Wälder sind wesentlich artenreicher als die historisch alten. Da die ehemals als Acker / Wiese genutzten alten Wälder ähnliche Artenzahlen wie die neuen Wälder aufweisen, ist nicht davon auszugehen, dass die Zunahme an Arten über 200 Jahre linear verläuft, sondern dass nach circa 100 Jahren eine gewisse Sättigung erreicht ist, die dann über einen längeren Zeitraum stabil bleibt.

Neben qualitativen Unterschieden zwischen historisch alten und neuen Wäldern werden in der Literatur ebenso quantitative Unterschiede angeführt (Froment & Tanghe 1967, Peterken & Game 1984, Matlack 1994, Brunet & von Oheimb 1998, Bossuyt et al. 1999b, Rose 1999, Kolb & Diekmann 2004). Dies bedeutet, dass die Unterschiede nicht in der Artenzahl und Gesamtdeckung zu finden waren, sondern vielmehr, dass das Verhalten einzelner Arten zwischen historisch alten und neuen Wäldern voneinander abweicht, z. B. kleinere Populationsgrößen typischer Waldarten in neuen Wäldern (Hermy 1994, Lawesson et al. 1998), ein höherer Anteil myrmecochorer Arten (Bossuyt et al. 1999b) oder mehr frühblühende Geophyten in den historisch alten Wäldern (Petersen 1994, Koerner et al. 1997). Myrmecochore Arten sind im Untersuchungsgebiet in den neuen Wäldern anteilig häufiger (siehe Abbildung 5-15), was den Ergebnissen von Bossuyt et al. (1999b) widerspricht.

Ob neben der generellen Tatsache einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung von Wäldern auch die Art der früheren Landnutzung eine Rolle für die heutige Artenzusammensetzung in diesen Wäldern spielt, kann anhand der vorliegenden Untersuchung nicht zweifelsfrei beantwortet werden. Eine nachhaltige Veränderung der standörtlichen Bedingungen durch die Art und Intensität der ehemaligen Landnutzung und deren Einfluss auf die Artenzusammensetzung in den neuen Wäldern zeigten Brunet (1993), Koerner et al. (1997) und Grashof-Bokdam & Geertsema (1998). Bei Untersuchungen von Koerner et al. (1997) in den Vogesen wiesen ehemals als Ackerflächen oder Gärten genutzte Wälder höhere Artenzahlen auf als ehemalige Weiden oder historisch alte Wälder. Zudem sind ehemalige Äcker und Gärten auch 60 Jahre nach der Nutzungsaufgabe noch durch ein erhöhtes Vorkommen stickstoffliebender Arten wie *Galeopsis tetrahit*, *Geum urbanum*, *Mycelis muralis*, *Rubus ideaus*, *Silene dioica*, *Stachys sylvatica* und *Urtica dioica* charakterisiert. Mit Ausnahme von *Rubus ideaus*, die im Untersuchungsgebiet in allen Nutzungskategorien mit ähnlichen Stetigkeiten auftritt, finden sich diese Arten in Hinterzarten ausschließlich oder ganz überwiegend in den neuen Wäldern, wenn auch mit teilweise geringen Stetigkeiten (Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4). *Geum urbanum* und *Stachys sylvatica* wachsen sogar aus-

schließlich in den ehemals als Äcker / Wiesen genutzten Wäldern (Tabelle 5-11). Keine Unterschiede in der Gesamtartenzahl zwischen ehemals als Äcker oder als Grasland genutzten mindestens 200 Jahre alten Wäldern in Brandenburg konnte dagegen Wulf (2004c) feststellen.

Unterschiede in der Gesamtartenzahl in Abhängigkeit von der Art der ehemaligen Landnutzung lassen sich im Untersuchungsgebiet bei den alten Wäldern erkennen, wohingegen bei den neuen Wäldern keine Ungleichheiten auftreten (Tabelle 5-2). Die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder des Untersuchungsgebiets sind deutlich artenärmer als die ehemals als Acker / Wiese bewirtschafteten alten Wälder, auch wenn dabei nicht zweifelsfrei unterschieden werden kann, welcher Anteil der Unterschiede auf nachhaltige Veränderungen durch die ehemalige Landnutzung und was auf natürliche Standorteigenschaften zurückzuführen ist.

Neben Unterschieden in der Artenzusammensetzung gibt es in Wäldern mit verschiedenartiger Nutzungsgeschichte auch Ungleichheiten in den Wuchsleistungen und -formen einzelner Arten, die auf die Art der ehemaligen Landnutzung zurückgeführt werden können. Fraterrigo et al. (2006) zeigten, dass Pflanzen auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen insgesamt einen höheren Biomassezuwachs aufweisen. Auch Künstle (1962) dokumentierte für auf Buntsandstein stockende Wälder um Villingen im östlichen Schwarzwald, dass der Einfluss einer früheren landwirtschaftlichen Nutzung den Einfluss des Bodentyps beziehungsweise der Bodenart auf das Höhenwachstum der Fichte überlagert. Demnach weisen Erstaufforstungen auf ehemaligen intensiv bewirtschafteten Ackerflächen die höchsten Bonitäten auf, gefolgt von denen auf ehemals extensiv genutzten Ackerstandorten. Die geringsten Bonitäten ließen sich auf Weide-Aufforstungen feststellen. Aufgrund des Einflusses der forstwirtschaftlichen Nutzung im Untersuchungsgebiet können dazu keine vergleichenden Aussagen getroffen werden (vgl. Kap. 5.2.1.2). Gerell kann aber angenommen werden, dass die ehemalige Art der Landnutzung einen Einfluss auf das Baumwachstum und auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht ausübt.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Einfluss der früheren Nutzung nur schwach in der heutigen Artenzusammensetzung der untersuchten Wälder abzulesen ist. Abgesehen von den ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wäldern sind die früher landwirtschaftlich bewirtschafteten Wälder artenreicher als die historisch alten, was im Gegensatz zu den Ergebnissen zahlreicher anderer Studien steht. Allerdings sind diese absoluten Artenzahlen differenziert zu betrachten, da die historisch alten Wälder zwar absolut die geringsten Artenzahlen aufweisen, demgegenüber aber die größte Vielfalt an typischen Waldarten. Die Zunahme an Arten in den neuen Wäldern gründet sich überwiegend im verstärkten Vorkommen von Offenlandarten und Generalisten. Unter den Offenlandarten finden sich Arten, die auf eine ehemalige Grünlandnutzung hinweisen („Reliktarten“, vgl. Tabelle 5-3 und Tabelle 5-4), wobei umso mehr dieser Arten angetroffen werden, je später die Nutzungsaufgabe erfolgte (Manegold & Ludemann 2007). Insgesamt erzielten diese Grünland- beziehungsweise Ackerarten jedoch nur geringe Stetigkeiten (Ausnahme: *Carex pilulifera*), wodurch sie als Zeigerarten für eine ehemalige Landnutzung ungeeignet sind.

6.6.1.2 Zusammensetzung der Baumschicht

Das Mischungsverhältnis der dominanten Baumarten *Fagus sylvatica*, *Abies alba* und *Picea abies* (Kap. 5.2.1.2) ist im Untersuchungsgebiet anthropogenen Ursprungs. Dabei erreicht die Fichte im Untersuchungsgebiet auf fast allen Untersuchungsflächen den dominanten Anteil (Abbildung 5-2). Das *Picea abies* im Südschwarzwald nicht natürlicherweise in diesem Umfang vorkommt, sondern aufgrund des forstwirtschaftlichen Einflusses diese Dominanz erreicht, ist größtenteils akzeptiert (Müller 1948a, Brückner 1970, Oberdorfer 1982b, Gauer & Aldinger 2005, aber Lang 1973, Ludemann & Britsch 1997, Lang & Oberdorfer 2005, Ludemann 2006). Oberforfer (1982b) gibt für die rhenanischen, den regenbringenden Winden ausgesetzten Bereiche um den Feldbergkamm die Rotbuche als natürlicherweise dominante Baumart an, da diese durch ihre geschützten Knospen die austrocknenden Winde besser verträgt als Nadelbäume (Bartsch & Bartsch 1929). Dazu mischen sich von Natur aus nur im Einzelstand Tanne oder Fichte und erst in den höchsten Lagen und an weniger steil geneigten Hängen gewinnen die Nadelhölzer ein Übergewicht. Die danubischen Gebiete sind natürlicherweise durch höhere Fichtenanteile geprägt. Im Untersuchungsgebiet ist hinsichtlich der Baumartenzusammensetzung kein Unterschied zwischen den danubischen und den rhenanischen Bereichen erkennbar, was den Einfluss der Forstwirtschaft bekräftigt.

Das Fehlen von *Fagus sylvatica* in der Baumschicht der neuen Wälder im Untersuchungsgebiet ist in vielen Fällen auf die Nutzungsgeschichte und die Wiederbewaldungsprozesse zurückzuführen. *Picea abies* wurde häufig forstwirtschaftlich bevorzugt. Aber auch bei einer Wiederbewaldung durch Sukzession ist *Picea abies* durch die Windausbreitung der Samen gegenüber *Fagus sylvatica* im Vorteil (Onaindia et al. 2004), wodurch geeignete Habitate von einer großen Anzahl an Samen schneller erreicht werden können. Bei *Fagus sylvatica* erschweren die nicht flugfähigen schweren Früchte das Erreichen neuer potenzieller Standorte, die autochore Ausbreitung übersteigt selten mehr als 60 m vom Stamm der Mutterpflanze (Ganz 2004). Dazu kommt, dass *Picea abies* im Gegensatz zu *Fagus sylvatica* ein Lichtkeimer ist und die Buche auch innerhalb eines Waldbestandes sensibel auf Kahlschläge reagiert. Diese Faktoren können den vergleichsweise geringen Anteil von Buche in der Baumschicht erklären (Abbildung 5-2).

Buchenkeimlinge und -jungpflanzen, die generell vergleichsweise hohe Sterberaten aufweisen (Wohlgemuth et al. 2002), werden zudem vom Rehwild stärker verbissen als Keimlinge und Jungpflanzen von *Picea abies* (Ellenberg 1996, Ganz 2004). Auch bei Jungpflanzen von *Abies alba*, die im Untersuchungsgebiet, wenn auch mit abnehmenden Stetigkeiten in den neuen Wäldern, regelmäßig in der Krautschicht vertreten sind, sind Fraßdruck und Schäden durch Fegen und Schlagen durch Wild hoch. Dabei wird die Tanne im Untersuchungsgebiet überwiegend vom Rehwild verbissen, während bei der Buche stärkere Schäden durch Hasen zu verzeichnen sind (mdl. Mitt. Winterhalter (Revierförster), 2007). Der Fraßdruck des selektiv an Pflanzen fressenden Reh- und Rotwildes war in der Vergangenheit wesentlich geringer und stellt derzeit ein Problem für die Waldverjüngung dar. Die Tanne kann sich vielerorts nicht mehr ohne Zäunung verjüngen (Wilmanns 1993), wobei die Wilddichten im Untersuchungsgebiet in den Privatwäldern höher sind als im Staatswald (mdl. Mitt. Winterhalter (Revierförster), 2007). Die Tanne ist im Bereich von Hinterzarten in der Strauchschicht nur vereinzelt

anzutreffen, was auf verbissbedingte Verjüngungsprobleme hinweist und die Rolle der Tanne in den zukünftigen Wäldern ungewiss gestaltet.

6.6.2 Vegetationsgliederung der Waldtypen

Aufgrund der geringen Stetigkeiten und niedrigen Deckungsgrade von *Abies alba* in der Baumschicht und der Artenzusammensetzung der Krautschicht wird in der vorliegenden Untersuchung kein Abietetum ausgewiesen, auch wenn von anderen Autoren eine solche Einteilung im Gebiet vorgenommen wurde (z. B. Oberdorfer 1982b). Ebenso werden keine Untersuchungsflächen dem Galio oderati-Fagetum (Rübel 1930 x Sougnez et Thill 59) zugeordnet, da die dafür typische Artenkombination mit hohen Stetigkeiten von *Galium odoratum* bei gleichzeitigem Rückgang von *Vaccinium myrtillus* nicht deutlich genug vom Luzulo-Fagetum abzugrenzen ist.

Wie bereits in Kap. 6.6.1.2 erläutert, ist die Zusammensetzung der Baumarten im Untersuchungsgebiet anthropogenen Ursprungs. Ludemann (2006) geht im Luzulo-Abietetum und Aceri-Fagetum von bis zu 50 % natürlichem Fichtenanteil und im Luzulo- und Galio-Fagetum von bis zu 30 % Fichtenanteil aus, was er zumeist auf standörtliche Ursachen zurückführt. Das gezielte Einbringen der Fichte ging vielerorts auf Kosten des Luzulo-Fagetums, wobei die Bodenvegetation häufig konservativ reagierte und daher trotz einer Dominanz von Fichten in der Baumschicht diese Bestände nach wie vor als Luzulo-Fagetum anzusprechen sind (Oberdorfer 1982b). Dies trifft auch für die hier untersuchten Flächen zu, von denen 45 % dem Luzulo-Fagetum zugerechnet werden.

Bei einem Vergleich der im Rahmen der vorliegenden Untersuchung erstellten aktuellen Vegetationstabelle mit mindestens 25 Jahre alten Vegetationstabellen aus dem Feldberggebiet von Oberdorfer (1982b, Aceri-Fagetum = Gruppe B) zeigt sich ein Rückgang anspruchsvoller Arten im Aceri-Fagetum. Einige dieser anspruchsvollen Arten sind in den Aufnahmen von Oberdorfer (1982b) zehnmal häufiger zu finden als in den aktuellen Vegetationstabellen, dazu gehören unter anderem *Phegopteris connectilis*, *Galium odoratum*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Luzula luzuloides* und *Lamium galeobdolon*. Einen ähnlichen Trend konnte auch Bürger (1991) bei vergleichenden Untersuchungen von Wäldern im mittleren und südlichen Schwarzwald feststellen. Die auf Waldsterben und Stickstoffeinträge zurückgeführten Veränderungen in der Krautschicht waren stärker in den artenarmen Vegetationstypen ausgeprägt, insgesamt hatten Arten der Säume, Heiden und Wiesen sowie Störzeiger auf Kosten der Waldarten zugenommen. Sie zeigte, dass eine Reihe anspruchsvollerer Arten im Aceri-Fagetum offensichtlich zurückgedrängt wurde, wozu unter anderem *Festuca altissima*, *Galium odoratum*, *Mycelis muralis*, *Phyteuma spicatum*, *Carex sylvatica*, *Lamium galeobdolon*, *Athyrium distentifolium*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Phegopteris connectilis*, *Stellaria nemorum*, *Luzula luzuloides* und *Luzula sylvatica* zählen. Von den von Bürger (1991) als zurückgedrängt eingestuften Arten sind heute im Untersuchungsgebiet lediglich *Phyteuma spicatum*, *Mycelis muralis* und *Athyrium distentifolium* noch mit höheren Stetigkeiten vorzufinden.

6.6.3 Einfluss der Baumarten

Zum Einfluss der dominierenden Baumarten auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht finden sich in der Literatur unterschiedliche Aussagen (Knapp 1958,

Brakenhielm 1977, Hill & Jones 1978, Crozier & Boerner 1984, Kirby 1988, Schuhwerk 1988, Härdtle 1994, Goldblum 1997, Schneider & Poschlod 1999, Augusto et al. 2002, Ewald 2002, Zerbe 2002, Borchsenius et al. 2004, Engelhard & Reif 2004, Windeballe et al. 2004, Gaertner & Reif 2005, Thomsen et al. 2005, Kelty 2006, Van Oijen et al. 2006). Die meisten Untersuchungen fanden einen positiven Zusammenhang zwischen einer struktur- und artenreichen Baumschicht und einer diversen Krautschicht.

In der Literatur werden Fichtenforste meist mit einer generellen Artenarmut und der Verdrängung natürlicher Waldarten assoziiert (z. B. Pfündel et al. 2000, Pott 2003). Auch der Deutsche Rat für Landespflge gibt an: „*Reine, nicht standortsheimische Fichtenbestände weisen meist relativ artenarme, überwiegend von Generalisten dominierte und nicht lebensraumtypische Zönosen auf (...). Deshalb (...) ist ihre Umwandlung in Mischbestände wichtig*“ (Deutscher Rat für Landespflge 2004). Demgegenüber zeigten Zerbe (1992), Jenssen & Hofmann (2002) oder Weckesser (2003), dass der Artenreichtum in Fichtenforsten höher sein kann als in Laubwäldern und dass gebietsweise seltene Pflanzenarten wie Pyrolaceen, Orchideen und bestimmte Kryptogamen speziell in aufgeforsteten Fichtenbeständen vorkommen. Die Annahme, dass bodensaure Fichtenwälder grundsätzlich artenärmer sind als Mischwälder, kann für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden, auch wenn eine Vielzahl der gefundenen Arten nur geringe Stetigkeiten aufweisen. Dzwonko & Loster (1989b) fanden in Tilio-Carpineten in Polen 114 Arten in der Strauch- und Krautschicht, was nur etwa zwei Dritteln der im Untersuchungsgebiet gefundenen Strauch- und Krautarten entspricht. Thomsen et al. (2005) dokumentierten für gut nährstoffversorgte Laubwälder in Dänemark 101 Arten im Unterwuchs. Im Vergleich dazu sind die im Untersuchungsgebiet stockenden Wälder artenreich, für die Strauch- und Krautschicht wurden insgesamt 159 Arten sowie 58 Moosarten kartiert (Kap. 5.2.1.1).

Generell wird angenommen, dass Laubstreu im Gegensatz zu Nadelstreu günstiger für die Etablierung vieler typischer Waldarten ist. Die jährliche Buchenstreu führt zu besser nährstoffversorgten Standorten und wird zudem zweimal schneller abgebaut als Nadelstreu (Cornelissen 1996), was meist zu einer höheren Abundanz krautiger Arten auf Kosten der Moose führt, wie Zerbe (2002) in Wäldern im Nordosten Deutschlands zeigen konnte. Einen höheren Anteil an Nicht-Waldarten in Fichtenwäldern vermerkten Schneider & Poschlod (1999) auf der Münsinger Alb, wo das Einwandern und die Etablierung von Nicht-Waldarten in Nadelbeständen begünstigt zu sein scheint. Diese Ergebnisse werden durch die vorliegende Untersuchung teilweise bestätigt, da sich in den Fichtenwäldern in Hinterzarten wesentlich mehr typische Waldarten finden als in den buchendominierten Beständen, auch wenn dieser Vergleich aufgrund der unterschiedlichen Anzahl an Untersuchungsflächen kritisch betrachtet werden muss. Bei den typischen Waldarten finden sich im Untersuchungsgebiet sowohl Arten, die durch einen Anteil an Laubstreu gefördert werden als auch solche, die mit abnehmenden Stetigkeiten reagieren oder in den buchendominierten Beständen komplett ausfallen (Tabelle 5-5 (b)). Insgesamt finden sich jedoch viele typische Waldarten nur in den Fichtenbeständen. Peterken & Game (1984) konnten in England keinen Rückgang der Gesamtartenzahlen aufgrund der Umwandlung ehemaliger Mischwälder in Nadelbestände feststellen. Auch Ewald (2002) konnte am nördlichen Alpenrand keine Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Krautschicht unter Mischbeständen oder reinen Nadelbeständen finden.

Bezüglich der Moose unterstützen die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung die Annahme, dass Buchenstreu für Moospflanzen ungünstiger ist, da diese die Moose stärker zudeckt als Nadelstreu und somit die Entwicklung der Moose beeinträchtigt (Ellenberg 1996). Weiterhin führte Brakenhielm (1977) an, dass Nadelwälder für eine üppige und diverse Moosflora günstiger sind, da die eher feinen Nadeln der Fichte leichter als Laubblätter sind und sich der Abwurf nicht auf ein Jahr konzentriert. Im Untersuchungsgebiet finden sich unter buchendominierten Beständen wesentlich geringere Deckungen der Moosschicht als unter Fichtenrein- und fichtendominierten Mischbeständen (Abbildung 5-7). Auch die Anzahl an Moosarten ist in den Fichtenwäldern wesentlich höher als in den buchendominierten Beständen (Tabelle 5-5 (a)). Uotila & Kouki (2005) zeigten bei Untersuchungen in borealen Wäldern, dass dort Moose die artenreichste Gruppe der Waldbodenvegetation bilden. Gaertner & Reif (2005) konnten bei ihren Untersuchungen im südlichen Schwarzwald einen deutlichen Einfluss der verschiedenen Baumarten auf die Moosschicht feststellen, wobei das Fehlen der jährlichen Laubstreu das Vorkommen vieler Waldmoose, die wesentliche Bestandteile der eher säuretoleranten Bodenflora unter Fichten sind, begünstigte. Vergleichbares zeigte Knapp (1958) in Altwäldern in Buntsandsteingebieten des südlichen und östlichen Odenwalds. Die Fichtenbestände dort zeigten eine besonders üppige Entwicklung verschiedener Moosarten wie beispielsweise *Hypnum cupressiforme* oder *Rhytidiadelphus loreus*. In der vorliegenden Untersuchung zeigen die fichtendominierten Mischbestände ähnlich hohe Moosartenzahlen wie die Fichtenreinbestände (Tabelle 5-5 (a)), was dagegen spricht, dass in den Fichtenmischbeständen noch Moosarten dazukommen, die Laubwälder präferieren. Bei Härdtle & Westphal (1996) findet sich *Ptilium crista-castrensis* überwiegend in reinen Nadelholzforsten, im Untersuchungsgebiet dagegen wurde diese Art nur in den Fichtenmischbeständen registriert (Tabelle 5-5). Daneben konnte keine Moosart registriert werden, die ausschließlich in den buchendominierten Wäldern vorkommt, dagegen aber Moosarten, die nur in den fichtendominierten Wäldern zu finden sind (Kap. 5.2.3)

Zusammenfassend ist festzustellen, dass der Einfluss der dominierenden Baumart auf die Moos- und Krautschicht differenziert betrachtet werden muss. Während in den Laubmischbeständen die Deckung der Moosschicht am geringsten ist, weisen diese Wälder trotzdem mehr Moosarten auf als die tannendominierten Wälder (Tabelle 5-5 (b)). Insgesamt ist die Diversität der Moosflora in den Fichtenreinbeständen am höchsten und die Anzahl an Moosarten fällt in folgender Reihenfolge ab: Fichtenreinbestand > Fichtenmischbestand > Buchenmischbestand > Tannenmischbestand. Bei diesen Angaben ist allerdings die unterschiedliche Anzahl an Untersuchungsflächen in den jeweiligen Waldtypen zu berücksichtigen, so dass diese starke Abnahme in der Diversität der Moosflora mit Vorsicht zu interpretieren ist. Bei den typischen Waldarten der Krautschicht lässt sich dieser Trend ähnlich wiederfinden, allerdings bestehen hier kaum Unterschiede zwischen Fichtenrein- und Fichtenmischbeständen, die jeweils 49 beziehungsweise 50 Arten aufweisen (Tabelle 5-5 (a)). Die buchendominierten beziehungsweise tannendominierten Mischbestände sind bezüglich typischer Waldarten wesentlich artenärmer, in beiden Waldtypen wurden 17 typische Waldarten nachgewiesen. Dies ist besonders vor dem Hintergrund erwähnenswert, dass die Zeigerartenlisten in der Regel für Laub- beziehungsweise Mischwälder erstellt wurden. Damit finden sich im Untersuchungsgebiet in den Wäldern mit einem

hohen Fichtenanteil bei ausschließlicher Betrachtung der presence / absence Daten sowohl eine diversere Moosflora als auch mehr typische Waldarten.

6.6.4 Ökologische Zeigerwerte

Eine Übersicht über die Vor- und Nachteile von Zeigerwerten findet sich unter anderem in Dierschke (1994). Ökologische Zeigerwerte stellen jeweils einzelne Zahlen dar, während die Pflanzenarten an ihren Fundorten eine gewisse Spanne standörtlicher Verhältnisse abdecken (Ellenberg et al. 1992). Zudem handelt es sich bei den Zeigerwerten um ordinale Zahlen, die von Ellenberg et al. (1992) allerdings als „quasi-kardinal“ bezeichnet werden, da sie einer quantitativen, ungefähr kontinuierlichen Abstufung folgen. Daher wird trotz aller Kritik an diesem System das Rechnen mit Zeigerwerten auch von vielen Kritikern toleriert (vgl. Diekmann 2003) und in der vorliegenden Untersuchung für einen Vergleich der Untersuchungsflächen und Nutzungskategorien verwendet.

Ein Vergleich der Zeigerwerte zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien der Untersuchung zeigt, dass sich diese relativ ähnlich sind (Abbildung 5-8 bis Abbildung 5-12). Laut Böcker et al. (1983) weisen erst Unterschiede zwischen 0,2 und 0,5 Skalenwerten auf deutlich verschiedene Bedingungen hin, dies trifft im Untersuchungsgebiet nur auf wenige Einzelvergleiche zu. Dzwonko (2001a) gibt zu bedenken, dass in neu geschaffenen Wäldern eine Einschätzung der Standortbedingungen anhand von Ellenberg-Zeigerwerten problematisch sein kann, da die Zeigerwerte für Pflanzen in stabilen Pflanzengemeinschaften gelten und es aufgrund der langsamen Wiederbesiedlung neuer Wäldern in solchen häufig sehr lange Zeiträume beanspruchen kann, bis sich ein stabiles Gemeinschaftsgefüge einstellt. Dzwonko (2001a) resümierte, dass in historisch alten Wäldern mit stabiler Artenzusammensetzung die Ellenberg-Zeigerwerte als relativ gute Indikatoren für die ökologischen Bedingungen angesehen werden können, nicht so aber in neuen Wäldern. Zudem reagieren unterschiedliche Pflanzenarten verschieden auf die Auswirkungen eines Eingriffes, was zu großen Streubreiten bei den Zeigerwerten führen kann. Weiterhin können nutzungsbedingte Veränderungen von Standorten gravierendere Auswirkungen aufweisen als der Einfluss der herrschenden Standortfaktoren. Nach Eingriffen, wie sie beispielsweise Rodungen, eine agrarische Nutzung oder Waldweide darstellen, besteht kein stabiles Verhältnis zwischen der Bodenvegetation und dem Standort (gekennzeichnet z. B. durch hohe Turnover-Raten), weshalb Zeigerwerte zur Charakterisierung nutzungsbedingter Veränderungen der Standortfaktoren in neuen Wäldern nur bedingt geeignet sind. Dazu ist die Beurteilung des Wasserhaushaltes durch die Feuchtezahl in mehrstufigen Gesellschaften, insbesondere in Wäldern, schwierig, da Bäume einerseits den Wasserhaushalt verändern können und andererseits Änderungen des Grundwasserstandes von Bäumen nur mit langen Verzögerungen angezeigt werden (Böcker et al. 1983). Die mittleren gewichteten Feuchtezahlen unterscheiden sich nicht zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien (Abbildung 5-9). Alle Nutzungskategorien werden von Pflanzen mit Feuchtezahlen zwischen 5 und 6 dominiert, was überall auf frische Böden hinweist. Dies widerspricht der Auswertung der Vegetationsaufnahmen, bei welcher ungefähr ein Fünftel der Untersuchungsflächen der feuchten Assoziation des Luzulo-Fagetums beziehungsweise des Aceri-Fagetums zugeordnet wurden (Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9 im Anhang).

In der Literatur finden sich verschiedene Studien zum Vergleich historisch alter und neuer Wälder anhand der Ellenberg-Zeigerwerte (Wulf 1995, Koerner et al. 1997, Honnay et al. 1998, Bossuyt & Hermy 2000, Brunet et al. 2000, Dzwonko 2001a, Wulf 2003a, Petit et al. 2004). Geringere Zeigerwerte für Licht und Bodenreaktion und eine Häufung von Säurezeigern in historisch alten Wäldern fanden Wulf (2003b) in Nordostdeutschland, Honnay et al. (1998) im westlichen Belgien, Dzwonko (2001a) in Südpolen und Koerner et al. (1997) in Frankreich, wonach die Pflanzen in den HAW mehr auf schattige Verhältnisse angewiesen und keine Stickstoffzeiger sind. Diese Ergebnisse werden in der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt (Kap. 5.2.4), da die historisch alten Wälder etwas lichter sind, teilweise höhere mittlere gewichtete Reaktionszahlen und auch Stickstoffzahlen aufweisen als die neuen Wälder.

Unabhängig von der Nutzungsgeschichte der Wälder hat Bürger (1991) für den Bereich Mittlerer und Südlicher Schwarzwald Vegetationsaufnahmen verschiedener Jahre anhand von Zeigerwerten ausgewertet, um Veränderungen in der Artenzusammensetzung zu erfassen. Die Stickstoffzahlen in den artenarmen Beständen waren bereits in dem betrachteten Zeitraum der Studie um circa 0,5 Skalenpunkte angestiegen. Der Stickstoffeintrag hat seitdem anscheinend weiterhin die Vegetationszusammensetzung beeinflusst, denn die im Rahmen dieser Studie erhobenen Stickstoffwerte liegen mit durchschnittlich 5 bis 6 weitere 0,2 – 0,5 Skalenwerte höher (Abbildung 5-11). Ähnliches ist für die Reaktionszahlen zu beobachten. Während bei Bürger (1991) diese Werte um 3 schwankten, liegen die Reaktionszahlen in dieser Studie im Durchschnitt bei 4 (Abbildung 5-10). Trotz der relativ eindeutigen Ergebnisse bei Bürger (1991) besonders in den artenarmen Beständen bleibt zu bedenken, dass die Artenzahlen in jüngeren aufgeforsteten Fichtenreinbeständen eventuell generell zu gering sind, um gesicherte Aussagen treffen zu können.

Der Vergleich von ökologischen Zeigerwerten mit gemessenen Werten sollte entsprechend Diekmann (2003) prinzipiell nur zwischen ähnlichen Vegetationstypen durchgeführt werden. Besonders die enge Korrelation zwischen pH-Wert und ökologischen Zeigerwerten wurde in verschiedenen Untersuchungen beschrieben (vgl. Diekmann 2003), was aber anhand dieses Datensatzes nicht bestätigt werden kann, da kein Zusammenhang zwischen dem gemessenen pH-Wert (CaCl_2) und den mittleren Reaktionszeigerwerten festgestellt werden konnte. Da die pH-Werte der 5 Nutzungskategorien zumindest teilweise signifikante Unterschiede aufzeigen (vgl. Abbildung 5-24), die gewichteten R-Zeigerwerte dagegen nicht, scheinen diese nicht besonders gut geeignet zu sein, standörtliche Unterschiede hinsichtlich der Bodenreaktion anzuzeigen. Der pH-Wert ist kein Pflanzennährstoff, vielmehr beeinflusst dieser die Nährstoffverfügbarkeit und andere Bodenparameter. Verschiedene Untersuchungen (z. B. Diekmann 2003) zeigten, dass einige dieser Parameter, wie z. B. die Basensättigung oder der Ca^{2+} -Gehalt, besser mit den gewichteten R-Zeigerwerten korrelieren als mit dem Boden-pH-Wert. Dieses kann für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden, da beide Parameter keinen Zusammenhang mit den gewichteten R-Zeigerwerten zeigten (5.2.4).

Der Vergleich der gewichteten L-Zeigerwerte mit den gemessenen potenziellen Einstrahlungen sowie der mittleren N-Zeigerwerte mit den gemessenen N-Gehalten macht deutlich, dass die ökologischen Zeigerwerte in den untersuchten Waldbeständen wenig geeignet sind, um standörtliche Unterschiede aufzuzeigen (Kap.

5.2.4). Bei der Korrelation der gewichteten L-Zeigerwerte und der Lichtsituation scheint die Länge des Gradienten ausschlaggebend zu sein. Bei kurzen Gradienten ist die Korrelation sehr schwach, während bei langen Gradienten, wie beispielsweise vom offenen Grasland bis ins Waldesinnere, bessere Korrelationen erzielt werden (Diekmann 2003). In der vorliegenden Studie ist der Gradient vergleichsweise kurz, da lediglich Waldinnenräume untersucht wurden, was einen Erklärungsansatz für die fehlende Übereinstimmung der gemessenen Lichtwerte und den gewichteten L-Zeigerwerten bietet.

Koerner et al. (1997) und Bosuyt & Hermy (2000) haben angeregt, die Feuchtezeigerwerte von Ellenberg et al. (1992) zur Unterscheidung historisch alter und neuer Wälder heranzuziehen, da sie in neuen Wäldern höhere Feuchtwerte gefunden haben. Da im Untersuchungsgebiet im 19. Jahrhundert vorwiegend landwirtschaftlich weniger rentable Standorte aufgeforstet wurden, die eher trocken und nährstoffarm sind, ist eine Unterscheidung alter und neuer Wälder anhand der Feuchtezeigerwerte im Untersuchungsgebiet nicht sinnvoll (Abbildung 5-9).

Insgesamt haben sich die ökologischen Zeigerwerte im Untersuchungsgebiet nicht als zuverlässige Parameter herausgestellt, um die standörtlichen Gegebenheiten zu charakterisieren (Tabelle 5-6). Die fehlenden Übereinstimmungen zwischen gemessenen Werten und ökologischen Zeigerwerten in den untersuchten Wäldern verdeutlichen, dass zur Charakterisierung der Bodenbedingungen oder des Lichteinfalls auf den Waldboden im Feldberggebiet direkte Messungen einer Interpretation der ökologischen Zeigerwerte vorzuziehen sind.

6.6.5 Verteilung typischer Waldarten

Die historisch alten Wälder des Untersuchungsgebiets weisen zwar nicht in jedem Fall absolut, stets jedoch anteilig die meisten typischen Waldarten auf (Tabelle 5-9). Die durchschnittliche absolute Artenzahl typischer Waldpflanzen schwankt zwischen 5 und 7, wobei es deutliche Unterschiede zwischen historisch alten und neuen Wäldern gibt. Der relative Anteil von typischen Waldarten liegt in den neuen Wäldern mit unter 40 % deutlich niedriger als in den historisch alten (60 %). Durch die starke Verzahnung alter und neuer Wälder im Untersuchungsgebiet ist es wahrscheinlich, dass die neuen Wälder in relativ kurzen Zeiträumen von vielen typischen Waldpflanzen wiederbesiedelt wurden. Trotzdem wird aus Tabelle 5-9 und Tabelle 5-10 deutlich, dass bis jetzt nicht alle Waldarten der historisch alten Wälder die neuen wieder erreicht haben.

Die Verteilung der typischen Waldarten im Untersuchungsgebiet bekräftigt die Ergebnisse anderer Studien. So fanden beispielsweise auch Peterken & Game (1984), Dzwonko & Loster (1988, 1992), Brunet (1993), Hermy (1994), Lawesson et al. (1998), Schneider & Poschlod (1999) und Singleton et al. (2001), dass historisch alte Wälder im Verhältnis mehr typische Waldarten beherbergen als neue Wälder. Hermy (1994) konnte bei einer Auswertung verschiedener Untersuchungen aus dem westlichen Belgien keinen signifikanten Unterschied in der Artenzahl von historisch alten und neuen Wäldern feststellen, dagegen jedoch hinsichtlich der Verteilung typischer Waldarten, mit einem Schwerpunkt dieser in den historisch alten Wäldern. Ein ähnliches Bild von der Verteilung typischer Waldarten ergaben Untersuchungen auf der Schwäbischen Alb von Schneider & Poschlod (1999, Tab. 6), auch wenn in den

neuen Wäldern dort fast doppelt so viele Pflanzenarten vorkamen. Keine statistisch gesicherten Unterschiede zwischen alten und neuen Wäldern konnten dagegen Petersen (1994) und Graae & Sunde (2000) in Dänemark feststellen.

6.6.5.1 Wiederbesiedlung neuer Wälder

Aufgrund der verschiedenen Waldverteilung in unterschiedlichen Regionen, in Kombination mit den jeweiligen standörtlichen Bedingungen und den jeweils betrachteten Arten, variieren die Zeitangaben, wie lange es dauert, bis die floristische Zusammensetzung neuer Wälder jener historisch alter Wälder gleicht (z. B. Rackham 1980, Peterken & Game 1981, Koerner et al. 1997, Bossuyt et al. 1999b, Bossuyt & Hermy 2000, Singleton et al. 2001, Dupouey et al. 2002, Honnay et al. 2002a, Kahmen & Jules 2005). Hill & Jones (1978) haben in England Wälder 30 Jahre nach deren Aufforstung hinsichtlich Veränderungen ihrer floristischen Artenzusammensetzung untersucht. Dabei war unter den Gefäßpflanzen *Dryopteris dilatata* am erfolgreichsten in der Wiederbesiedlung neuer Wälder, gefolgt von *Athyrium filix-femina*, *Blechnum spicant* und *Dryopteris filix-mas*. Diese Ergebnisse können anhand der vorliegenden Untersuchungen nicht verifiziert werden, da sich hinsichtlich der Farne kein einheitliches Bild ergibt (Tabelle 5-11) und keine Art ermittelt werden konnte, die besonders erfolgreich die neuen Wälder wiederbesiedelt hat (Kap. 5.2.7).

Die Wiederbesiedlung neu geschaffener Wälder durch typische Waldarten erfolgt entweder über vegetative Ausbreitung oder durch erfolgreiche Samenetablierung und kann für einzelne Arten mehrere Jahrhunderte in Anspruch nehmen (z. B. Peterken 1977, Rackham 1980, Peterken & Game 1981, Kahmen & Jules 2005). Dies liegt unter anderem in der eingeschränkten Ausbreitungsfähigkeit und einer vergleichsweise hohen Keimlingsmortalität dieser Arten begründet (Verheyen & Hermy 2001b). Bossuyt & Hermy (2000) konnten anhand von Transekten zwischen historisch alten und neuen Wäldern in Belgien zeigen, dass nach 105 Jahren eine Vielzahl von typischen Waldarten die neu geschaffenen Wälder besiedelt hatte. Diese Funde decken sich mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung, da die alten Wälder, die seit gut 100 Jahren existieren, vergleichbare Anteile an typischen Waldarten aufweisen wie die historisch alten Wälder (Tabelle 5-9). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen auch Rackham (1975), Koerner et al. (1997) und Honnay et al. (2002a).

Konkrete Ausbreitungsraten sind nur für wenige Arten verfügbar. Die beobachteten jährlichen Ausbreitungsentfernungen lagen alle im Bereich weniger Dezimeter (Dzwonko 2001b). Studien von von Oheimb (1996), Brunet & von Oheimb (1998), Bossuyt et al. (1999b), Dzwonko (2001b) und Honnay et al. (2002a) zeigten, dass dabei keine gravierenden Unterschiede zwischen verschiedenen Ausbreitungsstrategien bestehen. Dass die Ausbreitungsstrategie keine ausschlaggebende Rolle hinsichtlich der Wiederbesiedlung neuer Wälder spielt, belegen auch die vorliegenden Ergebnisse, da die Anteile der verschiedenen Ausbreitungspotenziale in den 5 Nutzungskategorien sehr ähnlich sind (Abbildung 5-13 und Abbildung 5-14). So weisen beispielsweise myrmecochore Arten wie *Mercurialis perennis* (bis 47 cm/Jahr) oder *Viola reichenbachiana* / *riviniana* (bis 100 cm/Jahr) zwischen den 5 Nutzungskategorien keine Unterschiede in ihrer Stetigkeit auf (Tabelle 5-11). Dies legt nahe, dass die in der Literatur angegebenen jährlichen Ausbreitungsentfernungen das Ausbreitungspotenzial dieser beiden Arten unterschätzen. Zu ähnlichen Untersuchungen kamen

auch Brunet & von Oheimb (1998). Gleiches gilt für *Oxalis acetosella* (bis 37 cm/Jahr), wobei sich die Art nicht nur durch kurze Ausläufer selbst ausbreitet, sondern die Samen mit Schlamm vermischt auch im Fell von Wildschweinen haften bleiben und dadurch über größere Strecken ausgebreitet werden können (Wulf 2004b). *O. acetosella* kommt im Untersuchungsgebiet in allen Nutzungskategorien mit Stetigkeit III oder IV vor (Tabelle 5-11).

In Mittelgebirgslagen kann im Gegensatz zu Tieflandslagen zudem die Ausbreitung über Wasser eine bedeutende Rolle spielen, wie Bode (2005) im Südschwarzwald für *Paris quadrifolia*, häufig als Zeigerart historisch alter Wälder angegeben, zeigte. Die Art kommt im Untersuchungsgebiet in fast allen Nutzungskategorien mit geringer Stetigkeit vor (Tabelle 5-11). Dabei kann die Ausbreitung von Samen, Rhizomen und sogar ganzen Pflanzen über die Verlagerung von Bodenmaterial, mit dem Schmelzwasser oder entlang von Abflussrinnen erfolgen. Finden diese dann z. B. im Offenland in Hecken oder unter (Einzel-)Bäumen geeignete Habitate, können bei einer späteren Wiederbewaldung typische Waldarten bereits etabliert sein. Darüber hinaus ist bekannt, dass einige Waldarten für beschränkte Zeit im Offenland überdauern können, wenn die Bewirtschaftung nicht zu intensiv ist (Rackham 1980, Brunet 1994, Wulf 2004c), so dass diese Arten bei der Aufgabe einer nicht allzu lang andauernden landwirtschaftlichen Nutzung noch auf den Flächen vorhanden sein können. Dieses ist auch im Untersuchungsgebiet denkbar, da die Kellersche Karte von 1772 (Ausschnitt siehe Abbildung 4-1) auch im Offenland zahlreiche Heckenstrukturen und Gehölzinseln abbildet, in welchen typische Waldarten möglicherweise Offenlandperioden überdauern konnten.

6.6.5.2 Auswirkungen von Fragmentierung und Randeffekten

Der Grad der Fragmentierung, Isolation und Konnektivität von neuen Wäldern wird in vielen Studien als wichtiger Parameter für die Artenzusammensetzung neuer Wälder angegeben (z. B. Peterken & Game 1984, Zacharias 1994, Otte 1996). Die Habitatfragmentierung wird aufgrund der Reduktion der Habitatgröße und der Isolation von Populationen und Habitaten als eine der Hauptgefährdungen für die Stabilität von Populationen angesehen. Butaye et al. (2002) konnten in Belgien zeigen, dass die älteren Wälder in einem Umkreis von 1000 m um die neuen Wälder durchschnittlich 91 % der in diesen gefundenen Arten beherbergten. Allerdings wird bei der überwiegenden Anzahl der Veröffentlichungen zum floristischen Vergleich historisch alter und neuer Wälder nicht deutlich, ob lediglich sehr isolierte neue Wälder oder auch solche, die direkt an historisch alte angrenzen, untersucht wurden.

Besonders negativ auf starke Fragmentierung reagiert offensichtlich die Gruppe der typischen Waldarten, die sich überwiegend klonal ausbreitet und besonders kleine oder schwere Diaporen bildet, vom Wuchs selbst eher klein ist, nicht über Fernausbreitungsmechanismen verfügt, kurzlebige Samen besitzt und insektenbestäubt ist (Dupre & Ehrlen 2002, Kolb & Diekmann 2005, Kolb & Lindhorst 2006). Diese Annahme kann anhand der vorliegenden Untersuchung nicht pauschal bestätigt werden, die die absoluten Artenzahlen in allen 5 Nutzungskategorien vergleichbar sind und die neuen Wälder lediglich anteilig weniger typische Waldarten aufweisen als die historisch alten Wälder (Tabelle 5-9).

Weiterhin zeigten einige Arten auch innerhalb der alten Wälder in Richtung des Waldrandes abnehmende Stetigkeiten (z. B. Godefroid et al. 2005), was die Wiederbesiedlungsgeschwindigkeit in neu geschaffene Wälder beeinflussen kann. Überall dort, wo alte und neue Wälder direkt aneinander grenzen oder nahe beieinander liegen, wird die Ausbreitung von Arten, sei es mittels vegetativer Vermehrung oder über Samen, nicht durch physikalische Barrieren behindert. Dadurch können Arten in neu geschaffene Wälder einwandern, ohne großflächige Bereiche mit ungünstigen Standortbedingungen überwinden zu müssen (z. B. *Mercurialis perennis*, Peterken & Game 1981). Da im Untersuchungsgebiet auch zu Zeiten maximaler Entwaldung die Wälder vergleichsweise große Flächenanteile einnahmen (vgl. Karte 5-1), dienten diese bei neugeschaffenen Wäldern als Ausgangsquelle für eine Wiederbesiedlung mit typischen Waldarten. Jacquemyn et al. (2003) konnten in Belgien belegen, dass in neuen Wäldern die Artenzahl und Diversität mit zunehmender Isolation abnimmt. Hecken, die teilweise Reste ehemaliger Wälder darstellen, bieten vielen typischen Waldarten gute Überdauerungsmöglichkeiten (McCollin et al. 2000) und sind gute Ausgangspunkte für die (Wieder-) Besiedlung neuer Wälder (Pollard 1973, Rackham 1980, Peterken & Game 1981, Corbit et al. 1999, McCollin et al. 2000, Endels et al. 2004). Die neuen und alten Wälder im Untersuchungsgebiet, die in der Vergangenheit als Grünland genutzt wurden, wiesen laut Signatur in der Kellerschen Karte von 1772 ausgeprägte Heckenstrukturen auf (Ausschnitt siehe Abbildung 4-1), die ebenfalls als potentielle Quellen für eine Wiederbesiedlung neuer Wälder mit typischen Waldarten denkbar sind.

Neben dem Grad der Fragmentierung beziehungsweise Isolierung wirken sich in verschiedenen Untersuchungen auch die Form und die Größe der betrachteten Wälder auf deren Artenzusammensetzung aus. Unregelmäßig geformte Waldflächen weisen verhältnismäßig mehr Randbereiche auf, in denen andere Standortbedingungen herrschen als im Waldinnenraum. Mit einer zunehmenden Zerschneidung nehmen diese Randbereiche anteilmäßig zu. In diesen findet sich ein höherer Anteil konkurrenzstarker und lichtbedürftiger Arten, welche die typischen Waldarten verdrängen können (Honnay et al. 2002b). Die Einwanderung von Offenlandarten über die Wald-ränder und daraus resultierende negative Effekte auf typische Waldarten ist aber auf wenige Meter beschränkt, ebenso wie eine Veränderung der Luft- und Bodentemperatur oder der Eintrag von Düngemitteln aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen. In Abhängigkeit von der Struktur und Physiognomie wird als Übergangszone zwischen dem Waldrand und dem eigentlichen Waldinneren von verschiedenen Autoren ein Bereich von circa 50 m angegeben (Brothers & Springarn 1992, Matlack 1993, Murcia 1995, Honnay et al. 1999a). Untersuchungen von Willi et al. (2005) haben allerdings noch in 100 m Entfernung zum Waldrand eine Beeinflussung durch angrenzende landwirtschaftliche Flächen feststellen können, die wiederum eine Veränderung der Artenzusammensetzung bewirkte. Die in der vorliegenden Arbeit untersuchten Flächen liegen in der Regel nicht nahe am Waldrand, so dass 20 m Mindestabstand zu Forststraßen, Wanderwegen oder sonstigen offenen Bereichen im Wald als ausreichend erachtet werden (vgl. Kap. 4.1.4). Dieser Pufferbereich dient hauptsächlich der Minderung des durch Offenbereiche bedingten erhöhten Lichteinfalls und weniger der Vermeidung eines Eintrags agrochemischer Stoffe aus angrenzenden landwirtschaftlichen Flächen.

Häufig wird die Flächengröße eines Waldes mit dessen Habitatqualität gleichgesetzt (z. B. Peterken & Game 1984, Dzwonko & Loster 1988), was aber nicht in jedem Fall zutreffend ist. Die Abnahme typischer Waldarten mit abnehmender Waldgröße wird damit begründet, dass für diese der anteilmäßige Verlust von Waldinnenbereichen schwerwiegender ist als der Verlust von Randbereichen (Grashof-Bokdam 1997), da viele typische Waldarten überwiegend im Waldinneren vorkommen (Matlack 1994). Aufgrund der häufig nur begrenzten Möglichkeiten der Fernausbreitung nimmt ihre Artenzahl um so mehr ab, je fragmentierter ein Waldstück ist (Jacquemyn et al. 2001). Diese Theorie kann für das Untersuchungsgebiet allerdings nicht bestätigt werden, da einerseits ungefähr 70 % der als walddtypisch eingestuften Arten das Potenzial zur Fern- beziehungsweise Nah- und Fernausbreitung aufweisen (Abbildung 5-14) und alle Nutzungskategorien im Untersuchungsgebiet vergleichbare Zahlen typischer Waldarten aufweisen (Tabelle 5-9).

Kolb & Diekmann (2004) konnten für Norddeutschland zeigen, dass die Habitatqualität (vorwiegend Bodeneigenschaften) einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Artenzusammensetzung ausübt als die Kontinuität oder die Beschaffenheit des Habitats. Entsprechendes ist für das Untersuchungsgebiet anzunehmen, da verschiedene Bodenparameter oder die geographische Lage einen besseren Erklärungsansatz für die floristische Zusammensetzung bieten als die Habitatkontinuität oder die Beschaffenheit des Habitats (Abbildung 5-34). Zu ähnlichen Ergebnisse kamen auch Dupre & Ehrlen (2002) in Südschweden.

Einen signifikanten Einfluss der Habitatdiversität auf die Artenzusammensetzung im Gegensatz zur Größe einer Waldfläche konnten Honnay et al. (1999a) für Wälder in Belgien zeigen. Ähnliche Resultate wurden von Eriksson (1995) und Dupre & Ehrlen (2002) publiziert. Diese Autoren berücksichtigten in ihren Diskussionen die SLOSS-Debatte (SLOSS: „Single large or several small“). Die Diskussion um den (Naturschutz-)Wert von historisch alten Wäldern wurde in den 1970er Jahren besonders von Untersuchungen in England vorangetrieben (Peterken 1977, Rackham 1980, Peterken & Game 1984), wobei meist die Arten-Areal-Beziehung (MacArthur & Wilson 1967) im Mittelpunkt stand. Bei der Inseltheorie von MacArthur & Wilson (1967) wird die Artenzahl lediglich als Funktion von Einwanderung und Aussterben betrachtet, während Faktoren wie Habitatqualität und Sukzession unberücksichtigt bleiben. Zudem wird die Flächengröße (z. B. eines Waldes) meist gleichgesetzt mit der Habitatgröße, was aber nicht zwangsläufig der Fall sein muss. Zu gegenteiligen Ergebnissen kamen beispielsweise Kolb & Diekmann (2004), bei ihren Untersuchungen war nicht die Flächengröße an sich, sondern vielmehr die Diversität an Habitaten innerhalb einer Waldfläche von Bedeutung für die Artenzusammensetzung. Die Gründe dafür sind vermutlich in der relativen Stabilität des Waldinnenklimas, der Langlebigkeit und der vorwiegend vegetativen Ausbreitung vieler typischer Waldarten zu suchen.

6.6.5.3 Auswirkungen von Störungen und Managementsystemen

Neben standörtlichen Eigenschaften wirken sich auch unterschiedliche Managementsysteme auf ökologische Prozesse aus, wodurch es zu einer Änderung in der Artenzusammensetzung kommen kann. Beispielsweise kann es durch forstwirtschaftliche Eingriffe zur Dominanz bestimmter Baumarten kommen, die unter natürlichen

Bedingungen an diesen Standorten nicht vorherrschen würden, wie es auch im Untersuchungsgebiet der Fall ist (Kap. 3.3.4). Unterschiedliche Baumarten wie beispielsweise die Fichte oder die Buche beeinflussen wiederum aufgrund der ihnen eigenen Kronenarchitektur, Zusammensetzung der Streu oder des Aufbaus des Wurzelapparats den Standort, was sich auf die Kraut- und Moosschicht oder die Flechtenflora auswirken kann (vgl. Kap. 5.2.3).

Gaertner & Reif (2005) konnten für den Südschwarzwald zeigen, dass eine Umwandlung von Fichtenforsten in naturnähere Mischbestände zu einer Abnahme der absoluten Artenzahlen führte, obwohl in der Krautschicht der neuen Mischbestände sowohl typische Arten der Misch- als auch der Fichtenwälder zu finden waren. Dies deckt sich mit den Befunden der vorliegenden Untersuchung, auch hier sind die Mischbestände artenärmer als die Fichtenforste (Tabelle 5-5). Im Gegensatz zur Studie von Gaertner & Reif (2005) ist allerdings zu beachten, dass die Fichtenforste im Untersuchungsgebiet in der Regel eine geringe Bestandeskontinuität aufweisen als die Mischbestände, welche besonders in den historisch alten Wäldern vorzufinden sind (Abbildung 5-2). Die Geschwindigkeit, in welcher die Krautschicht auf Veränderungen der Baumartenzusammensetzung reagiert, variiert dabei je nach Region und standörtlichen Gegebenheiten. Untersuchungen von Schuhwerk (1988) ergaben, dass eine Umwandlung von Mischwäldern in Fichtenkulturen zumindest in ozeanisch geprägten Gebieten in der ersten und zweiten Baumgeneration die Krautschicht noch nicht vollständig verändert, so dass in den Fichtenwäldern immer noch vorwiegend die für Mischbestände typischen Arten im Unterwuchs zu finden waren. Dies trifft aufgrund des eher ozeanisch geprägten Klimas vermutlich auch für das Untersuchungsgebiet zu.

Auch die historisch alten Wälder im Untersuchungsgebiet unterlagen und unterliegen forstwirtschaftlichen Eingriffen. Dass die Art der Bewirtschaftung auch innerhalb historisch alter Wälder einen Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Krautschicht ausübt, zeigten Godefroid et al. (2005) in belgischen Wäldern. Kahlschläge innerhalb der historisch alten Wälder hatten einen Einfluss auf das Waldinnenklima, dessen Ausmaße manche Arten wie *Dryopteris dilatata* oder *Luzula sylvatica* nicht tolerieren konnten oder zumindest in ihren Stetigkeiten stark zurückgingen. Zudem zeigten viele Arten nicht direkt, sondern erst in den Jahren nach dem Eingriff entsprechende Reaktionen auf die veränderten Umweltbedingungen. Da im Untersuchungsgebiet überall selektiver Holzeinschlag praktiziert wird, kann der Einfluss verschiedener Bewirtschaftungssysteme nicht eingeschätzt werden. Lediglich ein Einfluss verschiedener Baumarten, deren Dominanz auf die praktizierte Waldbewirtschaftung zurück geht, ist abzulesen (Kap. 5.2.3).

6.6.6 Ausbreitungspotenziale und Bestäubungsmodi

Die qualitativen Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Krautschicht zwischen historisch alten und neuen Wäldern werden meist auf eingeschränkte Ausbreitungskapazitäten vieler typischer Waldpflanzen zurückgeführt (Peterken & Game 1984, Dzwonko 1993, Ehrlén & Eriksson 2000, Butaye et al. 2001, Singleton et al. 2001, Verheyen & Hermy 2001b, Verheyen et al. 2003a). Neue Wälder werden zu Beginn stärker durch ruderale und konkurrenzstarke Arten besiedelt als durch die Wiedereinwanderung von Arten, die typisch sind für historisch alte Wälder (Peterken &

Game 1984). Eine vergleichbare Entwicklung ist für das Untersuchungsgebiet anzunehmen, da die historisch alten und die neuen Wälder absolut eine vergleichbare Anzahl typischer Waldarten aufweisen, die neuen Wälder allerdings gleichzeitig deutlich mehr Offenlandarten beherbergen (Tabelle 5-2, Tabelle 5-9 und Kap. 5.2.1.1), deren Anteil vermutlich im Laufe der Zeit kleiner werden wird.

Viele typische Waldarten breiten sich myrmecochor, barochor oder vegetativ aus (Wulf 1994), wobei sich diese Verteilung im Untersuchungsgebiet nicht wiederfindet (Abbildung 5-14). Laut Hermy (1994) breiten sich ungefähr 40 % der europäischen Zeigerarten historisch alter Wälder mittels Ameisen aus. Bossuyt et al. (1999b) konnten in belgischen Wäldern einen signifikanten positiven Zusammenhang zwischen dem Alter neuer Wälder und der Anzahl und Deckung sowohl myrmecochorer Arten als auch Zeigerarten historisch alter Wälder belegen. Doch auch wenn die Aktivität von Ameisen in einem Wald hoch ist, werden die Samen vom myrmecochoren Arten selten weiter als wenige Meter transportiert (Smith et al. 1989, Matlack 1994, Grashof-Bokdam & Geertsema 1998). Honnay et al. (2002a) konnten zeigen, dass historisch alte Wälder mehr myrmecochore Arten aufweisen als neue. Der Anteil myrmecochorer Arten kann in den Laub- beziehungsweise Mischwäldern in Mitteleuropa bis zu 30 % betragen (Dzwonko & Loster 1992, Wulf 1997), für Wälder um New York, USA, werden sogar mehr als 50 % angegeben (Handel et al. 1981). Entsprechend Floraweb spielt Myrmecochorie bei insgesamt 37 krautigen Arten im Untersuchungsgebiet eine Rolle bei der Ausbreitung, wobei Myrmecochorie als alleiniger Ausbreitungsmodus für nur 12 Arten angegeben ist. Auch wenn die Anteile an myrmecochoren Arten im Untersuchungsgebiet anderen Untersuchungen in Mitteleuropa ähneln, widerspricht die Verteilung im Untersuchungsgebiet den Ergebnissen von Honnay et al. (2002a). Die neuen Wälder um Hinterzarten weisen höhere Anteile myrmecochorer Arten aus als die historisch alten Wälder (Abbildung 5-15).

Die Tatsache, dass viele Arten nach der letzten Eiszeit bereits wieder große Areale besiedeln, was mit den bei ihnen beobachteten Migrationsraten allerdings nicht möglich ist (vgl. Kap. 6.6.5.1), zeigt, dass zusätzlich bisher nicht geklärte Fernausbreitungsmechanismen wirksam sein müssen. Die Etablierung vieler typischer Waldpflanzen scheint selbst bei einem Diasporentransport über größere Strecken selten erfolgreich, wie Holderegger et al. (1998) für *Anemone nemorosa* zeigten. Zudem geben Bierzychudek (1982) und Bonn & Poschlod (1998) an, dass in temperaten Wäldern im Gegensatz zu anderen Ökosystemen signifikant häufiger Arten ohne Potenziale zur Fernausbreitung vorkommen. Aus der Ableitung der Ausbreitungspotenziale entsprechend Frey & Lösch (2004) zeigt sich, dass zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien keine grundsätzlichen Unterschiede bestehen (Abbildung 5-13 (a)). Studien in Nordostdeutschland von Wulf (2004a) kamen hinsichtlich der Ausbreitungspotenziale krautiger Arten zu abweichenden Ergebnissen. Dort wiesen etwa die Hälfte aller Arten sowohl Strategien zur Nah- als auch zur Fernausbreitung aus, während diese Gruppe im Untersuchungsgebiet in allen Nutzungskategorien weniger als ein Viertel (15,6 – 22,2 %) stellt. Dagegen liegt der Anteil an Arten mit Fernausbreitungspotenzial mit 50 – 60 % wesentlich höher als bei der Studie von Wulf (2004a), wo lediglich ein Viertel der Arten ausschließlich Fernausbreitungsmechanismen aufwies. Während bei den typischen Waldarten in Hinterzarten der Anteil der Arten mit sowohl Nah- als auch Fernausbreitungspotenzial in allen

Nutzungskategorien mindestens 55 % beträgt, ist diese Gruppe in Nordostdeutschland nur mit circa 20 % vertreten.

Verschiedene Studien belegen, dass sich besonders in neuen Wäldern hohe Anteile anemochorer Arten (z. B. Farne), die als gute Kolonisierer gelten, finden lassen, obwohl dem Wind als Ausbreitungsvektor im Wald generell nur eine untergeordnete Rolle zukommt (z. B. Dzwonko & Loster 1992). Diese Ergebnisse können für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden (Abbildung 5-15). Hinsichtlich der Farne ist der Eichenfarn (*Gymnocarpium dryopteris*) beispielsweise häufiger in den historisch alten Wäldern zu finden und erreicht in den neuen Wäldern nur geringe Stetigkeiten.

Für epizoochore Arten, welche in den historisch alten und neuen Wäldern des Untersuchungsgebiets ähnlich häufig sind (Abbildung 5-15), ergibt sich kein klares Verteilungsmuster (im Gegensatz dazu z. B. Dzwonko & Loster 1992, Dzwonko 1993, Grashof-Bokdam & Geertsema 1998, Bossuyt et al. 1999b). Insgesamt ist der Anteil epizoochorer Arten in den hier untersuchten Wäldern vergleichsweise hoch. Laut Willson (1993) nehmen epizoochore Arten mit zunehmender Meereshöhe geringfügig zu, auf Kosten der myrmecochoren Arten. Die Anzahl an Untersuchungen zur Rolle von Wildtieren bei der Ausbreitung von Diasporen ist allerdings eher spärlich, vermutlich tragen besonders Wildschweine zur Ausbreitung von Samen bei, wogegen Hirsche und Rehe wegen ihres kurzhaarigen Fells eher ungeeignet sind (Luftensteiner 1982, Mrotzek et al. 1999, Heinken et al. 2002). Offensichtlich spielen Wildtiere aber bei typischen Waldpflanzen (im Gegensatz zu Offenlandarten) nur eine untergeordnete Rolle bei der Ausbreitung, wie eine Studie von Heinken et al. (2002) in Norddeutschland zeigte, lediglich von *Poa nemoralis* wurden 15% der Diasporen durch Wildschweine ausgebreitet.

6.6.7 Zeigerarten für die Nutzungskategorien

In der Literatur finden sich für verschiedene Artengruppen Hinweise, dass bestimmte Arten ausschließlich oder zumindest ganz überwiegend in historisch alten Wäldern vorkommen, was meist auf verschiedene Standortkontinuitäten und die damit verbundenen Habitatqualitäten zurückgeführt wird (Gefäßpflanzen z. B. Peterken & Game 1984, Zacharias & Brandes 1990, Dinter 1991, Berg & Clement 1992, Duffy & Meier 1992, Härdtle 1994, Petersen 1994, Heinken 1998, Honnay et al. 1998, Pascarella et al. 2000, Singleton et al. 2001, Wulf 2003, Windeballe et al. 2004; Moosflora z. B. Hermy & Stieperaere 1981, Rassmus 1991, Wulf 1994, Ohlson et al. 1997; epiphytische Flechtenflora z. B. Harding & Rose 1986, Jacobsen 1992, Hauck 1995, Härdtle & Wstphal 1996; Pilze z. B. Kost 1991; Insekten z. B. Harding & Rose 1986, Aßmann 1994, 1999, Ssymank 1994). Die floristische Zusammensetzung von Wäldern mit unterschiedlicher Nutzungsgeschichte ergab dabei Unterschiede für die Baumschicht, die Strauchschicht sowie für die Kraut- und Mooschicht (siehe Tabelle-A 3 im Anhang). Generell wird Zeigerarten historisch alter Wälder zugeschrieben, dass sie ungestörte oder wenig gestörte Wälder bevorzugen und sensibel auf Störungen reagieren (Hermy 1994), weshalb ihnen ein hoher Naturschutzwert zugerechnet wird (Honnay et al. 1999a). Eine umfassende Erläuterung der Lebensbedingungen im Waldesinneren findet sich in Ellenberg (1996).

Zeigerarten historisch alter Wälder werden im Allgemeinen als konkurrenzschwache aber stresstolerante Arten angesehen, die schattige Verhältnisse, geringe Nährstoff-

verfügbarkeiten und dicke Humusaufgaben gut tolerieren und eher mittelfeuchte Standorte auf frischen Böden mit mittleren pH-Werten bevorzugen (Eriksson 1995, Bossuyt et al. 1999b, Hermy et al. 1999, Dzwonko 2001b, Honnay et al. 2002a). Sie sind eher an das Verharren als an das Besiedeln neuer Flächen angepasst, weshalb sie oft beschränkte Ausbreitungsstrategien aufweisen (Bierzichudek 1982, Honnay et al. 1999a) und überwiegend mit Nahausbreitungsmechanismen (< 100 m) ausgestattet sind (Cain et al. 1998, Hermy et al. 1999). Den Keimlingen ist eine hohe Mortalitätsrate gemeinsam (Cook 1980). Vegetative Ausbreitung spielt bei diesen Arten eine große Rolle (Hughes & Fahey 1991), da sie relativ wenige Samen produzieren, so dass es in der Regel nicht zur Bildung einer dauerhaften Samenbank kommt (Bierzichudek 1982, Thompson et al. 1997). Dadurch sind sie unter anderem besonders anfällig für Störungen (Honnay et al. 1999b). Diese pauschalen Aussagen können anhand der Untersuchungen im Feldberggebiet nicht bekräftigt werden, da keine Zeigerarten für historisch alte Wälder herausgearbeitet werden konnten (vgl. Kap. 5.2.7).

Zu Baumarten mit einer Bindung an historisch alte Wälder gibt es relativ wenige Angaben in der Literatur, was vermutlich damit zusammenhängt, dass der überwiegende Teil der Wälder forstwirtschaftlich genutzt wird, wodurch es wie beispielsweise im Untersuchungsgebiet zu einer Veränderung der ursprünglichen Baumartenzusammensetzung kam (vgl. Kap. 5.2.1.2). Wulf (2003a) zeigte auf, dass in der Prignitz im Nordwesten Deutschlands die Rotbuche (*Fagus sylvatica*), Hainbuche (*Carpinus betulus*) oder Waldkiefer (*Pinus sylvestris*) überwiegend in historisch alten Wäldern zu finden sind. Bei Petersen (1994) sind weitere Arten für die Baum- und Strauchschicht dänischer historisch alter Wälder aufgelistet. Im Untersuchungsgebiet ist in den historisch alten Wäldern ein höherer Anteil an buchendominierten Beständen zu finden als in den neuen Wäldern (Abbildung 5-6), was seine Ursache aber vermutlich in der forstwirtschaftlichen Nutzung findet und nicht in der unterschiedlichen Bestockungsdauer.

Demgegenüber lassen sich aber auch Untersuchungen finden, die keine floristischen Unterschiede zwischen historisch alten und neuen Wäldern ermitteln konnten (Ohlson et al. 1997, Bossuyt et al. 1999b). Diese Ergebnisse decken sich mit den Ergebnissen der vorliegenden Untersuchung (vgl. Kap. 5.2.7). Die Gründe dafür, dass sich die in der Literatur erwähnten Zeigerarten für entweder historisch alte beziehungsweise neue Wälder (Tabelle-A 3 im Anhang) nicht mit den Beobachtungen im Untersuchungsgebiet decken, sind vermutlich vielseitig. Einer der wesentlichen Gründe dafür mag sein, dass das Untersuchungsgebiet außerhalb des natürlichen Verbreitungsgebietes vieler der in der Literatur genannten Arten liegt. Zudem bezieht sich der überwiegende Teil der Untersuchungen zu dieser Thematik auf Misch- beziehungsweise Laubwälder im Tiefland, die eine andere floristische Artenzusammensetzung aufweisen als montane Nadelwälder. Dazu kommt, dass in vielen Regionen die neuen Wälder deutlich isolierter liegen und auch kleiner sind als im Untersuchungsgebiet. Dass die Bindungsstärken einzelner von Wulf (1993) in Nordostdeutschland beobachteten Zeigerarten historisch alter Wälder sehr gut mit den Befunden von Peterken & Game (1981) oder Rackham (1980) aus England übereinstimmen, kann daran liegen, dass beide Untersuchungsgebiete eine vergleichbare Bewaldungsdichte aufweisen und dass in den eher feuchten Wäldern ähnliche ökologische Standortbedingungen vorherrschen.

Zeigerarten für alte Wälder sind in der Literatur nur in wenigen Fällen vermerkt, da meistens historisch alte Wälder mit neueren Wäldern verglichen werden, die ihrerseits nicht weiter differenziert werden. Zudem bemerkten Kirby (1988) und Peterken (1996), dass mittelalte Nadelwälder häufig besonders arm in der Bodenvegetation sind. Dieses kann anhand der vergleichsweise hohen Artenzahlen im Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden (Tabelle 5-2). Bei Untersuchungen von Wulf (2003) in der Prignitz ließen sich, ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung (Tabelle 5-11), keine Waldarten mit Vorkommensschwerpunkt in alten Wäldern finden. Demgegenüber fanden Lawesson et al. (1998) in dänischen alten Wäldern 34 Arten, die eindeutig häufiger in alten Wäldern wuchsen.

Bode (2005) konnte in benachbarten Wäldern *Oxalis acetosella* und *Dryopteris dilatata* als Zeigerarten alter Wälder identifizieren. Diese Ergebnisse können für die Wälder um Hinterzarten nicht bestätigt werden (Tabelle 5-11). *Oxalis acetosella* tritt in allen Nutzungsklassen mit Stetigkeiten von III oder IV auf und auch *Dryopteris dilatata* ist nur gegenüber der Nutzungskategorie NW-2 diagnostisch häufiger im historisch alten Wald (Abbildung 5-16). *Oxalis acetosella* wird von Peterken (1974), Rackham (1980), Dzwonko (1993), Petersen (1994), Wulf (1994), Hermy et al. (1999) und Van Oijen et al. (2006) als Zeigerart für historisch alte Wälder eingestuft (Tabelle-A 3 im Anhang). Laut Düll & Kutzelnigg (1994) ist *Oxalis acetosella* die schattenverträglichste heimische Blütenpflanze (Lichtzahl 1 nach Ellenberg et al. 1992), was entsprechend der Charakterisierung von Zeigerarten für historisch alte Wälder eine potenzielle Zuordnung dieser Art in diese Gruppe denkbar macht. In Übereinstimmung mit der vorliegenden Untersuchung konnten aber auch Bossuyt et al. (1999b), Dzwonko (2001b) und Graae et al. (2003) keine Präferenz dieser Art für alte oder neue Wälder finden.

Angaben zu Zeigerarten neuer Wälder sind in der Literatur nur in geringem Umfang zu finden (siehe Tabelle-A 3 im Anhang). Allgemein haben diesen Zeigerarten gemeinsam, dass es sich zumeist um Pionierarten oder Relikte von Offenlandvegetation handelt (z. B. Heinken 1998). Regional scheint das Konzept der Zeigerarten für neue Wälder unterschiedlich gut zur Charakterisierung der Nutzungsgeschichte geeignet zu sein. So konnte Otte (1996) beispielsweise in Sachsen-Anhalt keine guten Zeigerarten für neue Wälder ermitteln, Heinken (1998) im nahe gelegenen Niedersachsen dagegen schon. Im Untersuchungsgebiet können *Fragaria vesca* und *Anemone nemorosa* als Zeigerarten für neue Wälder angesehen werden, um diese gegen historisch alte Wälder abzugrenzen (Tabelle 5-23). Beide Arten sind allerdings in der Literatur bisher nicht als Zeigerarten für neue Wälder aufgeführt (vgl. Tabelle-A 3 im Anhang), so dass keine Vergleiche beispielsweise hinsichtlich des Untersuchungsgebiets oder des Vegetationstypes vorgenommen werden können.

Die Angaben in der Literatur zu Kryptogamen als Zeigerarten für historisch alte beziehungsweise neue Wälder sind spärlich. Hermy & Stieperaere (1981) gaben die Moosarten *Fissidens taxifolius* und *Thamnium alopecurum* als Zeigerarten für HAW an, Rassmus (1991) weiterhin *Antitricha curtipendula*. Keine dieser Arten wurde im Untersuchungsgebiet erfasst (Tabelle 5-13). Härdtle & Westphal (1996) konnten in Schleswig-Holstein und Niedersachsen zeigen, dass die auch im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten *Eurhynchium striatum*, *Paraleucobryum longifolium* und *Rhizomnium punctatum* dort überwiegend in alten Wäldern zu finden sind, was anhand der vorliegenden Untersuchung nicht bestätigt werden kann. Wulf (1994) ergänzte zu

diesen Arten nach eigenen Beobachtungen noch *Calypogeia muelleriana*, *Chiloscyphus pallescens*, *Cirriphyllum piliferum*, *Eurhynchium striatum*, *Frullania tamariscii*, *Plagiochila asplenoides*, *Plagiomnium undulatum*, *Rhizomnium punctatum* und *Thuidium tamariscinum*. Die drei letztgenannten Arten wurden auch von Koerner et al. (1997) für die Vogesen genannt. Ein Großteil dieser Arten findet sich im Untersuchungsgebiet, ebenso wie die von Verheyen et al. (2003a) genannten Zeigerarten *Dicranum scoparium* und *Leucobryum glaucum* (Tabelle 5-13). Allerdings weist im Untersuchungsgebiet keine dieser Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt in den historisch alten Wäldern auf, *Plagiomnium undulatum*, *Leucobryum glaucum* und *Calypogeia muelleriana* kommen in diesen gar nicht vor und zeigen auch insgesamt nur geringe Stetigkeiten. Lediglich *Dicranum scoparium* nimmt, wie Tabelle 5-13 zu entnehmen, in der Stetigkeit in den neuen Wäldern etwas ab, aber nicht ausreichend genug, um als diagnostische Art charakterisiert werden zu können (vgl. Kap. 4.2.6). Die Moosflora der historisch alten Wälder im Untersuchungsgebiet ist vergleichsweise artenarm und überwiegend kalkmeidend (Tabelle 5-13). Ein Großteil der in den HAW wachsenden Arten bevorzugt Nadelwälder und wurde vermutlich durch die Umwandlung der ehemaligen Mischbestände in Fichtenforste gefördert. *Thuidium tamariscinum* ist in den neuen Wäldern, insbesondere in der Nutzungskategorie NW-1, häufig, in den historisch alten Wäldern findet sich die Art nur mit geringen Stetigkeiten. Weiterhin wurden *Leucobryum glaucum*, *Plagiothecium curvifolium*, *Pogonatum aloides*, *Thuidium delicatulum*, *Eurhynchium praelongum*, *Plagiothecium laetum* und *Mnium hornum* ausschließlich in den neuen Wäldern gefunden (Tabelle 5-13), allerdings kann keine dieser Arten als Zeigerart für neue Wälder angesehen werden. Für einen Teil der Arten (*Plagiothecium curvifolium*, *Eurhynchium praelongum*, *Plagiothecium laetum*) ist anzunehmen, dass sie durch den Ausbau der Nadelbestände gefördert wurden.

Zu Flechten lassen sich in der Literatur noch weniger Nennungen als zu Moosen finden. Harding & Rose (1986) ermittelten für England *Lobaria pulmonaria* und *Thelotrema lepadinum* als Zeigerarten für historisch alte Wälder. Auch Nilsson et al. (1995) konnten *Lobaria pulmonaria* in Südschweden als guten Zeiger für historisch alte Wälder herausarbeiten. Bei Rose (1976) sind 55 Flechtenarten angegeben, die in England überwiegend in Beständen mit langer Waldgeschichte vorkommen. Von diesen lassen sich *Lobaria pulmonaria* und *Thelotrema lepadinum* im Untersuchungsgebiet finden. Härdtle & Westphal (1996) zeigten für Altwälder in Schleswig-Holstein 12 Flechtenarten mit eindeutigen Vorkommensschwerpunkt in diesen auf.

Die im Vorfeld der Untersuchung als mögliche Zeigerarten für alte Wälder benannten Flechtenarten (Wirth 2005, in Lit.) kamen auf den Untersuchungsflächen nicht oder nur so selten vor, dass eine statistisch gesicherte Aussage über deren Zeigerwerte nicht möglich ist (Kap. 5.2.8.2). Trotzdem fanden sich einige dieser Arten entweder nur oder doch ganz überwiegend (*Usnea filipendula*) in alten Wäldern (Tabelle 5-14). Eine Ausweitung des Stichprobenumfangs könnte hier klären, ob es sich bei den Arten *Lobaria pulmonaria*, *Sphaerophorus globosus*, *Ochrolechia androgyna*, *Pertusaria cf. flavida*, *Usnea filipendula* und *Thelotrema lepadinum* tatsächlich um Zeigerarten historisch alter Wälder im Untersuchungsgebiet handelt.

6.6.8 Kryptogamen

6.6.8.1 Moose

Die Moosflora unterliegt wie alle Lebensgemeinschaften einem ständigen Wandel. Eine wichtige Rolle spielen dabei das Klima, Nährstoff- und Schadstoffeinträge sowie anthropogene Veränderungen von Lebensräumen wie z. B. durch die Art der Waldbewirtschaftung. Da Moose keine Wurzeln besitzen und die Aufnahme von Nährstoffen in gelöster Form direkt über die Oberfläche geschieht, führen höhere Niederschlagsmengen zu einer erhöhten Nährstoffzufuhr (Frahm 2001). Dies ist ein Grund, warum die höheren Lagen der Gebirge meist moos- und auch flechtenreicher sind als Tieflagen. Das Untersuchungsgebiet weist mit jährlich 1 400 mm Niederschlag in Hinterzarten und fast 2 000 mm auf dem Feldberg vergleichsweise hohe Niederschläge auf (Abbildung 2-2), was zu einer reichen Moosflora führt (Kap. 5.2.8.1). In Baden-Württemberg sind insgesamt 875 Moossippen nachgewiesen (Sauer & Ahrens 2006). Durchschnittlich wurden für jedes Messtischblatt im Rahmen der Mooskartierung 150 Arten vermerkt. Für das Untersuchungsgebiet sind überdurchschnittlich hohe Werte angegeben: für das Kartenblatt von Hinterzarten (8014) wurden 377 Moossippen und für das Blatt Feldberg (8114) 419 Moossippen verzeichnet, was der maximal gefundenen Anzahl an Moossippen in einem Messtischblatt in Baden-Württemberg entspricht (Ahrens et al. 2000). Die Vielzahl an Moosen im Untersuchungsgebiet liegt unter anderem an der abwechslungsreichen Landschaft begründet, was vielen verschiedenen Moosarten günstige Wuchs- und Überlebensmöglichkeiten bietet. Zudem bevorzugen viele Moose das ozeanisch geprägte Klima des Untersuchungsgebiets mit eher hoher Luftfeuchte und dem ausgeglichenen Temperaturgang. Den Grundstock der Moosflora in der Feldbergregion bilden die allgemein in Massenvegetation vorhandenen Gebirgsmoose (Herzog 1948). Aufgrund der sauren Bodenreaktion finden sich viele „Silikatmoose“ wie *Dicranum scoparium*, *Pleurozium schreberi* und *Bazzania trilobata*.

Trotzdem ist auch im Schwarzwald ein Rückgang beziehungsweise ein Aussterben zahlreicher Moosarten zu verzeichnen (Ahrens et al. 2000); 35,1 % der Moossippen sind im Naturraum Schwarzwald als gefährdet eingestuft (Sauer & Ahrens 2006). In den Wäldern des Schwarzwalds hat, ebenso wie aus anderen Gebieten beschrieben (Härdtle & Westphal 1996, Otte 1996), besonders die Umwandlung ehemals lichter Wälder in schattige Hochwälder sowie die Modernisierung der Forstwirtschaft mit dem damit verbundenen Rückgang bestimmter Waldnutzungen (z. B. Beweidung) zu einer Dezimierung vieler Moosarten geführt. Zusätzlich stellen Emissionsbelastungen und eutrophierende Luftverunreinigungen eine Gefährdung dar. Besonders negativ wirken sich die Belastungen mit sauren Niederschlägen, Schwefeldioxid, Schwermetallen, Stäuben und organischen Schadstoffen aus (Ahrens et al. 2000). Da keine älteren Untersuchungen der Moosflora des Untersuchungsgebiets zur Verfügung standen, sind keine vergleichenden Aussagen möglich. Während säuretolerante Moosarten früher aufgrund der höheren Säureeinträge infolge höherer Niederschläge in Gebirgen überwiegend auf die höheren Lagen beschränkt waren, ist der Literatur zu entnehmen, dass in den letzten Jahrzehnten der mit sauren Emissionen belastete Regen auch zu einer Verbreitung der Azidophyten im Tiefland geführt hat. So haben sich beispielsweise die Arten *Mnium hornum* oder *Lophocolea heterophylla* deutlich ausgebreitet (Ahrens et al. 2000).

Einen großen Einfluss auf die Bodenvegetation in Wäldern üben Kompensationskalkungen aus. Veränderungen der Bodenvegetation nach Kalkungen sind noch nach 20 Jahren zu registrieren (Schmidt 2002b, Olsson & Kellner 2006). Höcke (2006) konnte bei Untersuchungen zur Kalkungsempfindlichkeit typischer Waldpflanzen im Nord- und Baarschwarzwald sowohl durch Kalkung geförderte als auch beeinträchtigte Moosarten herausarbeiten. Dabei zeigte sich, dass sich die mittlere Anzahl an Moosarten je Untersuchungsfläche durch Düngung nicht verändert, jedoch sich insgesamt der Artenreichtum vergrößert hat. Auf gedüngten Flächen in der Stetigkeit signifikant abgenommen haben vor allem die Säurezeiger, wohingegen anspruchsvollere Moosarten hinzugekommen sind. Dass um Hinterarten auch durch Kalkung gefährdete Arten mit hohen Stetigkeiten auftreten, lässt darauf schließen, dass die Intervalle und Intensitäten der Kompensationskalkungen im Gebiet (siehe Kap. 6.7.4) nicht zu einem starken Rückgang sensibler Moosarten geführt haben. Die von Höcke (2006) beobachtete starke Deckung von *Rhytidiadelphus loreus* in tannendominierten Beständen kann für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden (Tabelle 5-5).

Im Schwarzwald sind fichten- und tannenreiche Waldbestände nach Philippi (1987) generell moosreicher als buchendominierte Wälder. Dies kann für das Untersuchungsgebiet nur bedingt bestätigt werden. Tabelle 5-5 ist zu entnehmen, dass die Fichtenreinbestände und die fichtendominierten Mischbestände mehr Moosarten aufweisen als die buchen- oder tannendominierten Wälder. Dabei weisen die Fichtenreinbestände sogar noch etwas mehr Moosarten auf als die Fichtenmischbestände. Bei Philippi (1987) erreichen besonders *Atrichum undulatum* und *Polytrichum formosum* hohe Stetigkeiten, in den Nadelwäldern gesellen sich *Pleurozium schreberi*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Plagiothecium undulatum* und *Bazzania trilobata* dazu. Von diesen Arten finden sich im Untersuchungsgebiet *Rhytidiadelphus loreus*, *Polytrichum formosum* und *Pleurozium schreberi* in allen Nutzungskategorien, *Atrichum undulatum* und *Plagiothecium undulatum* fehlen in der Kategorie der ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder (Tabelle 5-5). *Bazzania trilobata*, eine typische Moosart der echten Fichtenwälder, konnte lediglich in 2 Aufnahmen der Nutzungskategorie AW-2 nachgewiesen werden, was die Vermutung bestätigt, dass die Fichtendominanz im Untersuchungsgebiet anthropogenen Ursprungs ist (vgl. Kap. 5.2.1.2).

Die Moosflora des Untersuchungsgebiets ist sich ebenso wie die Flora der krautigen Arten in den verschiedenen Nutzungskategorien sehr ähnlich (vgl. Kap. 5.2.1.3). Dennoch zeigt das Vorkommen bestimmter Arten kleinräumige Unterschiede hinsichtlich der Standortbedingungen an. So weisen typische Felsmoose wie *Scapania nemorea*, *Diplophyllum albicans* oder *Paraleucobryum longifolium* auf steinige Mikrostandorte hin, während *Lepidozia reptans* oder *Blepharostoma trichophyllum* charakteristische Totholzbesiedler sind. Sickerfeuchte Kleinstandorte werden durch *Rhizomnium punctatum* oder *Thuidium tamariscinum* angezeigt.

6.6.8.2 Flechten

Viele mitteleuropäische Flechtenarten sind in den vergangenen Jahrzehnten stark zurückgegangen (Wirth 1976, Jacobsen 1992), da sie sensibel auf Veränderungen ihrer Standortbedingungen reagieren. Dieses gilt aufgrund der geringen Pufferkapazität des Substrats besonders für Baumrinde bewohnende Flechten, die hinsichtlich ihrer Ansprüche an Luftfeuchtigkeit und Habitatkontinuität meist ein stenökes Verhalten

aufweisen (Homm & De Bruyn 2000, Stapper 2000). Die Gründe für den Rückgang sind vielseitig, mitverantwortlich sind sowohl Luftverunreinigungen als auch der zunehmende Verlust geeigneter Lebensräume. Baden-Württemberg bietet durch seine reich gegliederte Landschaft vergleichsweise gute Bedingungen für die Existenz und das Überleben von Flechten. Trotzdem sind bereits 11,5 % der Arten verschollen oder ausgestorben und knapp 50 % der Flechtenarten sind auf der Roten Liste für Baden-Württemberg vermerkt. Weitere 5 % stehen auf der Vorwarnliste (Wirth 2007, in Lit.).

Die Hochlagen des Schwarzwaldes bieten mit ihrem feuchtkühlen Klima besonders günstige Voraussetzungen für die Entwicklung einer reichen Flechtenflora und -vegetation, so dass die Epiphytenvegetation des Untersuchungsgebiets im Vergleich zu vielen anderen Gebieten Deutschlands als überdurchschnittlich reich anzusprechen ist. Das stärker ozeanisch geprägte Klima der Hochlagen erhöht die Resistenz der Flechten gegenüber Einwirkungen von Luftschadstoffen (Hauck 1995). Zudem lässt das Vorkommen bestimmter Flechtenarten im Untersuchungsgebiet schlussfolgern, dass die Immissionsbelastung der Luft vergleichsweise gering ist (Sautter 2000). So sind die laut Wirth (1995) besonders gegenüber sauren Luftverunreinigungen empfindlichen Flechtenarten *Lobaria pulmonaria* und *Usnea filipendula* oder die bei eutrophierenden Luftfremdstoffen gefährdete Art *Ochrolechia androgyna* (Jacobsen 1992) noch in stabilen Populationen zu finden (vgl. Pfab 2006).

Die ursprünglich vielfältige Flechtenflora der Mischwälder des Schwarzwaldes wurde in den letzten Jahrhunderten durch die intensive menschliche Nutzung der Wälder verändert und dezimiert. Dazu trug vermutlich bereits der Bergbau gegen Ende des Mittelalters bei, der zu einer höheren Luftbelastung mit säurebildenden Immissionen führte, die schon damals zu einer Dezimierung der Flechtenflora führte. Trotz allem weist der Schwarzwald eine vielfach artenreichere Flora laubwaldbewohnender Flechten auf als beispielsweise der Harz. Dies ist auf den Verbleib einer höheren Anzahl naturnaher Laubwaldreste, eine höhere waldbauliche Kontinuität und eine geringere Luftschadstoffbelastung zurückzuführen (Hauck 1995). Das Entfernen von alten Laubbäumen hat in den Hochlagen des Harzes zum vollständigen Verschwinden von *Lobaria pulmonaria* geführt, einer Art, die gerade in hohen Lagen vor allem auf der Rinde von Buche und Bergahorn wächst. Im Untersuchungsgebiet wurden auch die alten Wälder in der Vergangenheit mehr oder weniger stark intensiv genutzt. Es ist aber denkbar, dass trotz der forstlichen Eingriffe durch stehen gebliebene Einzelbäume (Samenbäume), angrenzende Bestände oder ähnliches die Situation für baumbewohnende Flechten günstiger gewesen ist als in anderen Regionen oder in den später entstandenen Waldflächen (Pfab et al. 2007).

Eine ganze Reihe von Flechten bevorzugt naturnahe Wälder mit alten Bäumen, und auch innerhalb alter Waldflächen bevorzugen viele epiphytische Flechten alte Baumindividuen. Ihre Populationen sind häufig nur überlebensfähig, wenn für ihre Phorophyten auch über ihr Umtriebsalter hinaus Entwicklungsmöglichkeiten bestehen. Es ist bekannt, dass beispielsweise *Lobaria pulmonaria* bevorzugt in alten beziehungsweise ungestörten Wäldern auf alten Bäumen wächst (Hedenas & Ericson 2000) und *Usnea filipendula* zumindest überwiegend geschlossene Wälder bevorzugt. Eine intensive forstwirtschaftliche Nutzung mit dem Entfernen alter Bäume und dem zumindest in der Vergangenheit praktizierten Kahlschlag führte vielerorts zu einer Verarmung der Flechtenflora (z. B. Goward 1994, Esseen et al. 1996, Kuusinen 1996,

Günzl 1999, Friedel et al. 2006). Besonders das Entfernen von Totholz oder das Freistellen einzelner Bäume führt zur Beeinträchtigung vieler Flechtenarten wie beispielsweise *Lobaria pulmonaria*, *Sphaerophorus globosus* und *Thelotrema lepadinum* (Wirth 1976). Wirth (1978) konnte für Baden-Württemberg zeigen, dass gerade die Entnahme von Althölzern sowie die Rodung alter Bestände drastische Verarmungen der Flechtenflora nach sich zogen. Keine rindenbewohnende Flechtenart übersteht räumlich und zeitlich begrenzt betrachtet einen Kahlschlag und die Wiederansiedlung der meisten Arten dauert Jahrzehnte. Die Ergebnisse, dass *Thelotrema lepadinum* ausschließlich in den historisch alten Wäldern des Untersuchungsgebiets registriert wurde (Kap. 5.2.8.2), weisen darauf hin, dass in dieser Nutzungskategorie keine großflächigen Kahlschläge stattfanden, oder zumindest einzelne Trägerbäume auf den Flächen erhalten blieben.

Die Baumartenvielfalt ist eine zentrale Voraussetzung für eine reichhaltige Epiphytengemeinschaft, da jede Baumart aufgrund ihrer chemisch-physikalischen Eigenschaften ihre eigenen Flechtenzönosen besitzt (Engel et al. 2003). Die Rotbuche zeichnet sich durch eine wesentlich nährstoffärmere Borke als der Spitz-Ahorn oder die Esche aus (Ahrens et al. 2000). Trotzdem ist die Buche als Trägerbaum besonders für seltene und bedrohte Flechtenarten wichtig (Harding & Rose 1986, Hanstein 2000), vermutlich auch, weil die Baumrinde mit 5,1 – 5,8 im Gegensatz zur Fichte mit 3,8 – 4,5 relativ hohe pH-Werte aufweist (Barkman 1958). Da es sich bei den im Vorfeld der Untersuchungen ausgewählten Zeigerarten für historisch alte Wälder um vergleichsweise seltene und sensible Flechtenarten handelt, wurde die Buche als Trägerbaum ausgewählt.

Besonders verheerend auf die Flechtendiversität wirken sich Aufforstungen mit Nadelbäumen anstelle früherer Laub- oder Mischwälder aus (Frey 1958, Wirth & Fuchs 1980), wobei besonders Monokulturen von Fichten zu starken Veränderungen des Stammraumklimas führen (Wirth 1978). Das saure Rindensubstrat der Fichte ist für viele Flechtenarten ungeeignet, so dass die betreffenden Gebiete aufgrund des Fehlens geeigneter Phorophyten für diese Arten praktisch ausfallen (Jacobsen 1992). Brackel (2006) belegte durch Untersuchungen am Taubenberg im Bayrischen Alpenvorland in Höhenlagen zwischen 600 - 900 m ü. NN, dass dort Tannen und Buchen gleichermaßen als Trägerbäume von Bedeutung sind, während den Fichten für die Epiphytenflora nahezu keine Bedeutung zukommt. Da die Fichte im Südschwarzwald Bestandteil der potenziell natürlichen Vegetation ist, ist ihre Rolle als Phorophyt vermutlich nicht derart unbedeutend, dennoch wird sie hinter der von Buche oder Bergahorn zurückbleiben.

Auch wenn *Lobaria pulmonaria*, *Thelotrema lepadinum* und *Ochrolechia androgyna* von anderen Autoren als typisch für alte, schon lange bestehende Wälder eingestuft werden (Rose 1976, Härdtle & Westphal 1996) und auch im Untersuchungsgebiet fast ausschließlich in historisch alten Wäldern vorkommen, weisen diese im Untersuchungsgebiet zu geringe Stetigkeiten und Deckungen auf, um als potenzielle Zeigerarten für historisch alte Wälder eingestuft werden zu können. Die Tatsache, dass sich insbesondere die Deckung der größeren und somit wahrscheinlich älteren Flechtenthalli auf den Buchenstämmen zwischen alten und neuen Wäldern signifikant unterscheidet (Tabelle 5-14), legt die Vermutung nahe, dass als Ursache für die beobachteten Unterschiede in erster Linie der unterschiedliche Besiedlungszeitpunkt

der Stämme im jungen und im alten Wald ins Auge zu fassen ist. Der Erklärungsansatz, dass die neu gepflanzten oder durch Sukzession begründeten neuen Waldbestände aufgrund ihrer Dichte und Lichtarmut Flechten zunächst längere Zeit keinen geeigneten Lebensraum bieten, trifft aufgrund der im Gebiet bis heute vorherrschenden schlagweisen Verjüngung auch in den alten Waldbeständen vermutlich nicht zu. In den alten Wäldern sind trotz der forstlichen Nutzung (in der Regel schlagweise Verjüngung) die nächsten von Flechten besiedelten Bäume, zum Teil stehen gebliebene Einzelbäume, in relativ geringen Entfernungen zu finden gewesen, wodurch die Wahrscheinlichkeit einer Neubesiedlung erhöht wurde. Die Annahme, dass neben der Nähe von flechtenbewachsenen Altbäumen auch die beschränkte Ausbreitungsfähigkeit vieler Flechtenarten bei der Wiederbesiedlung neuer Wälder eine wichtige Rolle spielt (Tibell 1992, Snäll et al. 2005, Wagner et al. 2006), wird durch die beobachteten Unterschiede im Bewuchs mit Strauchflechten (Tabelle 5-14), die generell nur geringe Ausbreitungsfähigkeiten besitzen und sehr deutlich auf forstliche Eingriffe reagieren (Esseen et al. 1996), bekräftigt.

Epiphytische Flechten können bei der Etablierung im Gegensatz zu Gefäßpflanzen nicht auf ein Diasporenreservoir zurückgreifen, sondern müssen das Substrat neu besiedeln. Die Sporen der Flechtenpilze können relativ große Distanzen durch Windausbreitung überbrücken, bei *Pyrenula nitida* z. B. über 2 km (Bailey 1976). Zur Etablierung der Flechtensymbiose ist jedoch auch der Algenpartner erforderlich, dessen Häufigkeit und Ausbreitungsradius oft nur gering ist. Die gemeinsame Ausbreitung von Alge und Pilz in Form von Flechtenbruchstücken ist in diesem Punkt wesentlich günstiger (Hale 1967), diese sind aber schwerer und dadurch weniger leicht vom Wind zu transportieren. Bei der vorliegenden Untersuchung der Flechtenflora wurden in den Kategorien der neuen Wälder deshalb nur solche Flächen berücksichtigt, die in den Luftbildern von 1951 bereits als Wald erkennbar waren, was bedeutet, dass die Bestände durchweg älter als 70 Jahre sind. Zudem wurden nur Baumexemplare in die Untersuchung einbezogen, deren Brusthöhenumfang mindestens 70 cm beträgt, um ein gewisses Alter der Bäume zu gewährleisten (Kap. 4.2.1.2). In einer Studie von Friedel et al. (2006) in Buchenwäldern in Nordostdeutschland zeigten Rotbuchen mit einem Brusthöhenumfang von mindestens 70 cm einen signifikant höheren Flechtenbewuchs als Rotbuchen mit einem geringeren Umfang, da bei älteren Bäumen die Rindenstruktur rissiger ist und zudem durch häufigere Wachstumsanomalien vielfältige Mikrostandorte entstehen, so dass auch Arten mit spezifischen Habitatanforderungen hier Lebensräume finden (Barkman 1958, Schumacher 2000). Engel et al. (2003) konnten dagegen keinen Zusammenhang zwischen dem Baumumfang und der Artenzahl beziehungsweise dem Deckungsgrad finden. Aufgrund der Unterschiede in der Artenzusammensetzung der Epiphytenvegetation (Kap. 5.2.8.2) und deren Deckungen (Tabelle 5-14), ist für das Untersuchungsgebiet anzunehmen, dass die Zeitspanne von 70 Jahren nicht ausgereicht hat, die Flora der rindenbewohnenden Flechten an Rotbuchen in den neuen Wäldern völlig an die der alten Wälder anzugleichen.

6.7 Standort- und Bodenuntersuchungen

6.7.1 Einfluss ehemaliger Nutzungen auf die Bodenparameter

Eine nachhaltige Veränderung bestimmter Bodenparameter durch eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung ist in der Literatur vielfach beschrieben (z. B. Bürger 1991, Glatzel 1991, Koerner et al. 1997, Bossuyt et al. 1999b, Honnay et al. 1999b, Verheyen et al. 1999, Dupouey et al. 2002, Fraterrigo et al. 2006), wobei Kristiansen (2001) selbst 2 000 Jahre nach Nutzungsaufgabe ehemals bewirtschafteter Flächen noch Bodenunterschiede feststellen konnte. Untersuchungen von Böden ehemals landwirtschaftlich genutzter Wälder haben ergeben, dass diese einheitlicher, nährstoffreicher sowie weniger sauer sind und oft geringere Humusaufgaben haben als Böden in historisch alten Wäldern (z. B. Koerner et al. 1997, Bossuyt et al. 1999b, Honnay et al. 1999b, Verheyen et al. 1999, Dupouey et al. 2002). Dies trifft im Untersuchungsgebiet nicht zu, da sich die historisch alten Wälder hinsichtlich des pH-Wertes nicht signifikant von den neuen Wäldern unterscheiden (Abbildung 5-24), und auch in Bezug auf Basensättigung (Abbildung 5-27) und Humusmächtigkeiten (Abbildung 5-29) keine eindeutige Abgrenzung möglich ist. Diese Ergebnisse decken sich mit den Resultaten von Graae et al. (2003) in Dänemark, wo ebenfalls kein Zusammenhang zwischen verschiedenen Bodenparametern und einer ehemaligen Nutzung festzustellen war.

Nach dem Entfernen des Waldes konnte die Erosion einsetzen und besonders in Hanglagen trockenere und weniger nährstoffreiche Böden von geringerer Mächtigkeit hinterlassen (Peterken 1996). Eine ackerbauliche Nutzung hat durch das Pflügen der Böden anschließend die natürliche Horizontabfolge und die Auflage- und Humusschicht zerstört. Dies führte in der Regel zusammen mit einer Düngung zu nährstoffreicheren Böden. Unterschiede in der Basensättigung zwischen ehemaligen Äckern und Weiden sind auch im Untersuchungsgebiet erkennbar, auch wenn die Unterschiede nur bei den alten Wäldern signifikant sind (Abbildung 5-27). Die beim Pflügen an die Oberfläche beförderten großen Steine wurden abgesammelt, wodurch diese Böden heute meist einen reduzierten Grobbodenanteil in den oberen Bodenhorizonten haben. Ähnliche Tendenzen sind auch auf den Bildvergleichen aus dem Untersuchungsgebiet zu erkennen (Abbildung 5-48). Die landwirtschaftliche Nutzung als Grünland führte allerdings nicht zu einer Zerstörung der Horizontabfolge, dagegen aber zu einer verstärkten Auswaschung von Stickstoff, Phosphor und anderen Nährstoffen (Peterken 1996). Insgesamt können im Untersuchungsgebiet die in der Literatur durch eine landwirtschaftliche Nutzung in der Vergangenheit beschriebenen nachhaltigen Bodenveränderungen nicht pauschal bestätigt werden. Neben den bereits erwähnten Parametern sind ebenfalls keine signifikanten Unterschiede im C/N-Verhältnis (Abbildung 5-26) zu erkennen, zudem weisen die ehemaligen Weiden / Reutfelder höhere Stickstoff-Gehalte auf als die ehemaligen Äcker / Wiesen (vgl. Tabelle 5-20). Eindeutige Unterschiede sind lediglich bei den $\delta^{15}\text{N}$ -Werten zu verzeichnen (Abbildung 5-28), bei welchen die in der Literatur beschriebenen Unterschiede (vgl. Kap. 6.7.7) auch im Untersuchungsgebiet festgestellt werden konnten.

Generell wird davon ausgegangen, dass die Böden historisch alter Wälder weniger gestört und als naturnäher anzusehen sind als die Böden von Wäldern, die in der Vergangenheit landwirtschaftlich bewirtschaftet wurden. Trotzdem sind auch die Böden historisch alter Wälder nicht ungestört, da natürliche Störungen wie das

Umfallen alter Bäume oder die Grabetätigkeit von Tieren zu kleinräumigen Störungen des Waldbodens führen (Bengtsson et al. 2000). Auch verschiedene Formen der Waldbewirtschaftung wie z. B. Niederwaldnutzung, Einzelstammnutzung oder Schneiteln führen zu Störungen des Bodens, wenn auch in anderem Umfang. Die Art der Waldbewirtschaftung spielt laut Glatzel (1991) eine wesentliche Rolle für Böden. Peterken (1996) schätzt, dass Störungen durch Holzentnahme vor dem Einsatz moderner Erntemaschinen nicht schwerwiegender waren als solche durch das natürliche Umstürzen alter Bäume. Dass im Untersuchungsgebiet keine pauschalen Unterschiede zwischen historisch alten und ehemals landwirtschaftlich genutzten Wäldern registriert werden konnten, legt die Vermutung nahe, dass auch die historisch alte Wälder in der Vergangenheit entsprechend genutzt wurden und historische Nutzungsformen wie beziehungsweise Waldweide und Holzentnahme zu nachhaltigen Veränderungen der erfassten Bodenparameter führten.

6.7.2 Einfluss der verschiedenen Baumarten

Die Zusammensetzung der Baumschicht beeinflusst die chemischen, physikalischen und biologischen Eigenschaften von Waldböden, insbesondere des Oberbodens (vgl. Augusto et al. 2002). Buchen und Fichten scheinen sich in ihrem Einfluss auf die Bodenchemie ähnlich zu sein (Raulund-Rasmussen & Vejre 1995, Hagen-Thorn et al. 2004). Allerdings gab Berger (2001) an, dass unter Fichten die Verhältnisse vom Chemismus der tieferen Bodenhorizonte entkoppelt sind, während sich unter Mischbeständen die Verhältnisse des Ausgangsmaterial der Bodenbildung widerspiegeln.

Wesentliche Faktoren für die Bodenverhältnisse sind die Eigenschaften der Streu und deren Abbaubarkeit, wodurch beispielsweise die Produktion organischer Säuren und die Zeitspanne der Rückführung verschiedener Nährstoffe in das Ökosystem bestimmt werden. Daneben ist die Kronenarchitektur von Bedeutung, da diese die Interzeption bestimmt, wobei Nadelhölzer etwa doppelt so hohe Interzeptionswerte aufweisen wie Laubbäume (Schulze et al. 2002). Die Umwandlung ehemaliger Laubbestände in Nadelwälder ist mit kürzeren Rotationsperioden, höheren Zuwachsraten und flacheren Wurzelsystemen verbunden, was wiederum die bodenchemischen und -physikalischen Eigenschaften prägt (Hüttl & Schaaf 1995). Die Rohhumusbildung von Laub- und Nadelwäldern ist verschieden, da Laubstreu nährstoffreicher und basischer ist als die Streu von Koniferen. Nadelstreu ist in chemischer Hinsicht ungünstiger als Laubstreu, da diese mehr Lignin, Harze und sekundäre Inhaltsstoffe enthält, wodurch sie sich langsamer zersetzt (Hättenschwiler 2005). Daraus resultieren in Nadelwäldern häufig Moder oder Rohhumus als Humusformen, während unter Laubwald Moder oder Mullhumus entstehen (Ellenberg 1996, Schulze et al. 2002). Durch die Zersetzung organischer Stoffe im und auf dem Boden können Stoffmoleküle im Boden gebunden werden, die ansonsten ausgewaschen werden würden. Die Zersetzung der anfallenden Streu hängt von verschiedenen Parametern ab, wobei Otto (1994) darauf hinwies, dass bei der Zersetzbarkeit von Pflanzenstreu der Standort einen größeren Einfluss ausüben kann, als die Baumart. So liefert *Fagus sylvatica* auf Kalkstandorten eine leicht zersetzbare und calciumreiche Streu, während diese auf bodensauren Standorten schwer zersetzbar und calciumarm ist.

Rothe et al. (2002b) konnten in Süddeutschland signifikante Unterschiede im Humustyp zwischen Fichten- und Buchenbeständen belegen. Die turnover-Rate in den

Buchenbeständen war höher und dementsprechend war in diesen Untersuchungsflächen die Humusschicht weniger mächtig entwickelt als in den Fichtenwäldern. Bei Mischbeständen war kein intermediäres Stadium feststellbar, je nach Standort ähnelte der Humus eher den Fichten- oder Buchenbeständen. Auch Augusto et al. (2003) fanden unter Fichten mächtigere Streuauflagen als unter Buchen. Zudem war die Artenzahl negativ mit der Dicke der Streuauflage korreliert. Im Gegensatz dazu ähnelten sich die Dekompositionsraten von Buche und Fichte bei Hättenschwiler (2005) sehr, für die Streu beider Arten werden Dekompositionsraten von 35 – 38 Monaten angegeben.

Hinsichtlich des pH-Wertes des Oberbodens ist neben der Nutzungsgeschichte auch ein Einfluss der heutigen Vegetation, besonders der verschiedenen Baumarten, denkbar. Hagen-Thorn et al. (2004) haben den Einfluss typischer europäischer Baumarten auf den Boden untersucht. Erwartungsgemäß wies die Fichte (*Picea abies*) den am stärksten versauernden Effekt auf, wobei der Einfluss der Buche (*Fagus sylvatica*) unter den Laubbäumen dem der Fichte am ähnlichsten war. Es zeigte sich, dass die Unterschiede in den tieferen Bodenschichten geringer waren. Auch Rothe et al. (2002b) und Augusto et al. (2003) fanden unter Buchen höhere pH-Werte als in Fichtenbeständen, wobei der Einfluss der Baumarten auf den pH-Wert des Bodens über Buche < Tanne < Fichte zunahm. Fichten nehmen im Gegensatz zu Laubbäumen bevorzugt Ammonium anstelle von Nitrat auf, da Nadelbäume nur eine schwach ausgebildete Nitrat-reduktase besitzen. Die Oxidation von Ammoniak beziehungsweise Ammonium zu Nitrat (Nitrifikation) ist mit einer Produktion von H^+ verbunden, was die Pufferkapazität des Wassers belastet und zur Versauerung des Wassers beziehungsweise des Bodens führen kann.

Aufgrund der ungünstigeren Milieubedingungen unter Nadelstreu und der durch Fichten verstärkten Filterung von Säuren aus der Luft (Scheffer et al. 2002) wurden im Untersuchungsgebiet deutliche Unterschiede hinsichtlich des pH-Wertes zwischen Fichtenreinbeständen und Buchenmischwäldern erwartet. Abbildung 5-20 macht deutlich, dass kein Einfluss der dominierenden Baumart auf den pH-Wert des Oberbodens erkennbar ist. Die vergleichsweise hohen pH-Werte unter den Fichtenreinbeständen entsprechen nicht den Erwartungen. Wider Erwarten weisen die Fichtenreinbestände und die von Fichten dominierten Mischbestände mit einem Median von 3,8 ebenso hohe pH-Werte auf wie die von Buchen dominierten Mischbestände. Etwas geringer sind die pH-Werte in den tannendominierten Mischbeständen (pH 3,6). Der Einfluss der Vegetation auf den pH-Wert ist gering, es treten keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart auf. Die Fichtenreinbestände weisen die höchste Schwankungsbreite mit 3,36 pH-Einheiten auf, während die Spanne in den tannendominierten Mischbeständen nur 0,67 pH-Einheiten beträgt, was allerdings auch in der unterschiedlichen Anzahl an Untersuchungsflächen begründet liegen kann. Obwohl Engelhard & Reif (2004) in verschiedenen Wäldern auf der Schwäbischen Alb unter Fichten einen niedrigeren pH-Wert als unter Buchen feststellen konnten, ließ sich dort ebenfalls kein signifikanter Zusammenhang zwischen dem pH-Wert und der Zusammensetzung der Baumschicht finden. Bartsch & Bartsch (1941) verwiesen darauf, dass besonders in den Aceri-Fageten des Schwarzwaldes die Fichte aufgrund der Hochstauden in der dichten Krautschicht Probleme in der Verjüngung zeigt und dass in diesen Wäldern der versauernde

Einfluss der Fichtenstreu aufgrund des relativ schnellen Streuabbaus nicht so schwerwiegend ist.

Das C/N-Verhältnis des Bodens wird wesentlich vom C/N-Verhältnis der Streu mitbestimmt. Die Angaben hinsichtlich des Einflusses der dominierenden Baumart auf das C/N-Verhältnis variieren und es finden sich verschiedene Angaben zum C/N-Verhältnis von Fichten- und Buchenstreu. Laut BMELF (1997) beträgt das C/N-Verhältnis der F-Lage oder des Ah-Horizonts in Buchenwäldern 24,1, das in Fichtenwäldern liegt mit 24,4 etwas höher. Berger (2001) fand in den Wäldern Österreichs engere Verhältnisse unter Buche (14,1) als unter Fichte (16,7), wobei die Unterschiede auf sauren Böden ausgeprägter waren. Auch Augusto & Ranger (2001) wiesen weitere C/N-Verhältnisse in Fichtenbeständen nach, wobei dass C/N-Verhältnis über Fichte > Tanne > Laubbäume enger wurde. Hagen-Thorn et al. (2004) konnten demgegenüber keine Beeinflussung des C/N-Verhältnisses oder der C- und N-Gehalte in Abhängigkeit von verschiedenen Baumarten feststellen.

In Abbildung 5-21 (a) sind die C/N-Verhältnisse in den verschiedenen Waldtypen aufgezeigt. Es wird deutlich, dass sich keine signifikanten Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart finden lassen. Die Mediane schwanken zwischen 18,8 und 19,8, wobei die reinen Fichtenbestände das engste C/N-Verhältnis und die buchendominierten Mischbestände das weiteste C/N-Verhältnis aufweisen. Ebenso ist kein signifikanter Einfluss der dominierenden Baumart auf den C_{org} -Gehalt des Ah-Horizontes erkennbar. Diese Ergebnisse entsprechen nicht den Erwartungen, spiegeln aber die Ergebnisse von Hagen-Thorn et al. (2004) wider. Dies bedeutet, dass die Bodenverhältnisse für die meisten Arten der Strauch- und Krautschicht in Buchenmischbeständen ungünstiger sind als in Fichtenmisch- oder Fichtenreinbeständen. Allerdings zeigt das C/N-Verhältnis relativ große Streuungen, was neben der Baumartenzusammensetzung weitere Einflussfaktoren wie beispielsweise Bestandesalter, Licht und Gründigkeit vermuten lässt.

Neben unterschiedlichen Interzeptionsraten von Buchen (15 – 25 %) und Fichten (27 – 66 %) haben Buchenblätter beziehungsweise Fichtennadeln verschiedene Aufnahmeraten für unterschiedliche Elemente aus dem Regenwasser (Schulze et al. 2002). Generell ist die Interzeption in Fichtenbeständen höher als in Buchenwäldern (Forgeard et al. 1980) und Buchenblätter können aufgrund ihrer Blattmorphologie größere Mengen verschiedener Elemente aufnehmen (Rothe et al. 2002a). Dadurch erhöht sich der atmosphärische Eintrag unter Fichten, was wiederum zu höheren Ca^{2+} - und NO_3 -Gehalten im Boden von Fichtenbeständen führt. Im Untersuchungsgebiet unterscheiden sich die Ca^{2+} -Gehalte zwischen den verschiedenen Waldtypen. Die statistische Überprüfung durch den Kruskal-Wallis-Test ergab bei $p > 0,05$ signifikante Unterschiede zwischen den verschiedenen Baumarten, aufgrund des korrigierten α -Fehlers ($p' > 0,00834$) für den anschließenden paarweisen Mann-Whitney-U-Test erwiesen sich diese Unterschiede allerdings als nicht signifikant. Ranger & Nys (1994) konnten bei Untersuchungen im Nordosten Frankreichs belegen, dass der Interzeptionsniederschlag in einem Fichtenbestand im Gegensatz zu einem Eichenbestand 155 % mehr Stickstoff, 50 % mehr Schwefel, 10 % mehr Calcium, dagegen aber 15 % weniger Kalium beinhaltete. Daneben ist die Interzeption der Niederschläge bei Nadelbaumkronen gleichmäßiger als bei Laubbaumkronen. Bei der glattrindigen *Fagus sylvatica* läuft ein größerer Teil des Niederschlages an der Rinde ab, wodurch

lokale Vernässungen und stärkere Versauerungen entstehen können. Bei der Fichte ist der Stammbau dagegen nahezu gleich Null (Ellenberg 1996).

Augusto & Ranger (2001) haben in Frankreich den Einfluss verschiedener Baumarten auf ausgewählte Bodeneigenschaften untersucht. Dabei waren lediglich die Unterschiede im Al_t -Gehalt, das $\text{Ca} / \text{Al}_\text{t}$ -Verhältnis und der NO_3^- -Gehalt unter Fichten und Buchen signifikant verschieden. Unterschiede im Al-Gehalt in Abhängigkeit von der Baumart zeigten auch Hagen-Thorn et al. (2004). Insgesamt wurde beobachtet, dass die Unterschiede mit zunehmendem Niederschlag geringer wurden, so dass sich in Gebieten mit hohen Niederschlagsmengen der Einfluss der verschiedenen Baumarten auf die Bodeneigenschaften abschwächt, was eventuell einen Erklärungsansatz für den geringen Einfluss der verschiedenen Baumarten auf die Bodeneigenschaften im Untersuchungsgebiet bietet. Neben den Ca-Gehalten zeigt von den analysierten Elementen lediglich der Al^{3+} -Gehalt signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart. Dabei unterscheiden sich die Fichtenreinbestände signifikant von den Tannemischbeständen, nicht jedoch von den Fichtenmisch- oder Buchenmischbeständen.

Im Untersuchungsgebiet zeigen sich weder in der KAK, in der BS, im Na^+ -Gehalt, K^+ -Gehalt, Mg^{2+} -Gehalt, Fe^{3+} -Gehalt, Mn^{2+} -Gehalt noch im H^+ -Gehalt signifikante Unterschiede in Abhängigkeit von der dominierenden Baumart (Signifikanzwerte siehe Tabelle-A 5 im Anhang). Berger et al. (2006) fanden bei Bodenuntersuchungen in Österreich deutlich höhere Ca-Gehalte im Oberboden von Fichtenbuchenwäldern als unter reinen Fichtenbeständen, wogegen diese signifikant mehr K und Mg aufwiesen. Insgesamt waren sich die untersuchten Böden ähnlich, weder der pH-Wert, die KAK oder BS noch der Gehalt an organischem Material unterschieden sich signifikant. Eine Ursache dafür kann sein, dass Buchen tiefer wurzeln als Fichten und daher Wasser aus tieferen Bodenschichten aufnehmen können, von welchen angenommen wird, dass sie höhere Ca-Gehalte aufweisen als die oberen Bodenschichten (Berger et al. 2006). Dies führt zusammen mit höheren Transpirationsraten von Buchen zu höheren Ca-Gehalten in deren Blättern als in Fichtennadeln. Auch weisen Buchenbestände oft höhere K^+ -Gehalte auf (Augusto & Ranger 2001), was unter anderem darauf zurückzuführen ist, dass der K-Gehalt von Buchenblättern um 50 % höher ist als der von Fichtennadeln, so dass bei der Mineralisierung der Blätter mehr Kalium in den Boden gelangt. Demgegenüber stellten Augusto et al. (2003) einen höheren Gehalt austauschbaren Aluminiums und höhere H^+ -Konzentrationen unter *Picea abies* fest als unter *Abies alba* oder unter *Fagus sylvatica*.

Neben höheren Nitrifikationsraten in den neuen Wäldern aufgrund der ehemaligen Stickstoffzufuhr ist zu bedenken, dass in den neuen Wäldern die Fichte auf den meisten Untersuchungsflächen dominiert. Fichtenbestände zeigen generell höhere Nitrifikationsraten als Buchenbestände (Gasche 1988 in Rothe et al. 2002b). Innerhalb der Nutzungskategorie der historisch alten Wälder ergab ein Vergleich der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Fichtenreinbestände mit den Mischbeständen (Mann-Whitney-U-Test, $p = 0,112$) beziehungsweise der Fichtenreinbestände mit den buchendominierten Beständen (Mann-Whitney-U-Test, $p = 0,278$) keine signifikanten Unterschiede. Von daher kann anhand der vorliegenden Daten keine Aussage hinsichtlich eines Einflusses der Baumarten auf die Nitrifikationsraten und damit auf die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte getroffen werden.

Die unterschiedliche Kronenarchitektur von Fichte und Buche und der jährliche Blattabwurf der Buchen lassen Unterschiede in der Lichtsituation im Bestandesinneren und am Boden erwarten. Abbildung 5-22 zeigt die jährlichen globalen Strahlungswerte am Waldboden in den verschiedenen Waldtypen im Untersuchungsgebiet. Die von *Fagus sylvatica* dominierten Bestände sind etwas dunkler als die von Nadelbäumen dominierten Bestände, die Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen sind allerdings nicht signifikant. Die Lichtverhältnisse zwischen Fichtenrein- und Fichtenmischbeständen sind minimal, die tannendominierten Wälder sind geringfügig lichter als die anderen Waldtypen. Die Unterschiede sind jedoch so gering, dass nicht davon auszugehen ist, dass die vorherrschende Baumart einen bedeutenden Einfluss auf die auf den Waldboden gelangende Strahlungsmenge ausübt.

6.7.3 Licht

Dass die auf den Boden gelangende Strahlungsmenge in Wäldern die Artenzusammensetzung der photoautotrophen Bodenvegetation beeinflussen kann, zeigten Härdtle et al. (2003b) für norddeutsche bodensaure Buchenwälder. In diesen hing die Zusammensetzung der Krautschicht hauptsächlich von der Deckung der Baumschicht und den Lichtverhältnissen im Bestandesinneren ab. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Augusto et al. (2003) in Nordfrankreich, wo die auf den Boden gelangende Lichtmenge negativ mit der Deckung der Baumschicht und der Basalfläche der Bäume korreliert war. Derartige Zusammenhänge sind entsprechend Tabelle 5-15 in der vorliegenden Untersuchung nicht zu beobachten, da kein linearer Zusammenhang zwischen der Deckung der Baumschicht und der auf den Waldboden gelangenden Lichtmenge erkennbar ist. Aus der Tabelle ist ebenfalls ablesbar, dass im Untersuchungsgebiet die Lichtmenge keinen direkten Einfluss auf die Deckung der Krautschicht ausübt. Dieses ist eigentlich für Laubwälder typisch, da viele der dort für die Krautschicht typischen Arten ihren Entwicklungszyklus bereits abgeschlossen haben, bevor das Laub der Bäume vollständig entwickelt ist und so das zum Boden gelangende Licht keinen großen Einfluss auf die Artenzusammensetzung ausübt (Härdtle et al. 2003a). Da die Krautschicht auf einen Wechsel der Artenzusammensetzung in der Baumschicht vergleichsweise konservativ reagiert, ist denkbar, dass in der Krautschicht der heute fichtendominierten Wälder im Untersuchungsgebiet noch ein gewisser Anteil an Laubwaldarten zu finden ist, der den ehemals höheren Laubbaumanteil in diesen Wäldern widerspiegelt.

Bei den von Höcke (2006) untersuchten Wäldern im Nordschwarzwald und auf der Baar ließ sich ein positiver Einfluss des Lichteinfalls auf die Artenzahl der Krautschicht finden, wobei Höcke nicht den Lichteinfall allein als Ursache für Deckungsänderungen einzelner Arten verantwortlich macht. Bei der vorliegenden Untersuchung sind keinerlei Zusammenhänge zwischen den Artenzahlen der Krautbeziehungsweise Moosschicht zu erkennen (Tabelle 5-15). Die Anzahl der Arten im Untersuchungsgebiet wird demnach von anderen Einflüssen bestimmt, die auf den Waldboden gelangende Lichtmenge spielt dabei aber offensichtlich keine Rolle.

In der vorliegenden Untersuchung sind die historisch alten und die ehemals als Acker / Wiese genutzten neuen Wälder dunkler als die übrigen Nutzungskategorien (Abbildung 5-23). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Nutzungskategorien sind nicht signifikant. Daraus kann geschlossen werden, dass auch die Nutzungs-

geschichte keinen bedeutenden Einfluss auf die auf den Boden gelangende Lichtmenge ausübt, sondern vermutlich der (aktuellen) Waldbewirtschaftung eine bedeutendere Rolle hinsichtlich des Lichteinfalls auf dem Waldboden zukommt, da durch diese im wesentlichen die Anzahl der Bäume je Untersuchungsfläche bestimmt wird (vgl. Kap. 5.2.1.2).

6.7.4 pH-Wert (CaCl_2)

Der pH-Wert eines Bodens wird von vielen Faktoren beeinflusst, wobei das geologische Ausgangsmaterial eine wichtige Rolle spielt, da durch dessen Elementzusammensetzung der Pufferbereich des Bodens bestimmt wird. Die relativ basenarmen Gneise, die in weiten Teilen des Untersuchungsgebiets vorherrschen (vgl. Kap. 2.4), führen zu Böden mit vergleichsweise niedrigen pH-Werten, was durch die schwere Zersetzbarkeit der Fichtenstreu noch verstärkt wird. Die Aluminiummobilität steigt bei pH-Werten unterhalb von 4 exponentiell an (Scheffer et al. 2002). Dies zeigt sich im Untersuchungsgebiet an den hohen Anteilen von Aluminium (zwischen 41 % und 62 %) an der Kationenaustauschkapazität (Tabelle 5-20). Eine Versauerung von Waldböden durch atmosphärische Einträge und einen anhaltenden Stoffentzug durch Nutzung, wie er beispielsweise durch Waldweide auch in den historisch alten Wäldern stattgefunden hat, kann aufgrund eines zunehmenden Basenverlustes zu einer Minderung der natürlichen Pufferkapazität der Böden führen, was unter humiden klimatischen Bedingungen die Versauerung der Oberböden fördert (Scheffer et al. 2002). Die vergleichsweise niedrigen pH-Werten im Untersuchungsgebiet sind vermutlich das Resultat einer Kombination dieser Faktoren.

Als weiterer Faktor finden sich in der Literatur zahlreiche Belege, die eine Beeinflussung des pH-Wertes von Waldböden durch ehemalige landwirtschaftliche Nutzungen aufzeigen (Peterken 1996, Honnay et al. 1999b, Verheyen et al. 1999, Bürger 2004). So wurde vielfach eine stärkere Versauerung in historisch alten Wäldern festgestellt (Peterken 1996, Koerner et al. 1997, Wilson et al. 1997, Dupouey et al. 2002, Wulf 2004a, Falkengren-Grerup et al. 2006), wogegen eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung den Prozess der Versauerung anscheinend zumindest bremsen kann. Verheyen et al. (1999) konnten in Belgien feststellen, dass der pH-Wert in heutigen Wäldern umso höher ist, je länger die Flächen in der Vergangenheit landwirtschaftlich genutzt wurden. Mit der Nutzungsaufgabe und Wiederbewaldung ehemaliger Landwirtschaftsflächen setzen verschiedene Prozesse ein, die zu einer Versauerung der Böden in den neuen Wäldern führen können. Neben dem Wegfallen von Düngemaßnahmen mit dem Ende der landwirtschaftlichen Nutzung setzen von den Bäumen selbst initiierte Prozesse ein, die eine Versauerung der Böden in den neuen Wäldern fördern können. Sich im Wachstum befindliche Bäume nehmen Kationen aus dem Boden auf und geben gleichzeitig Protonen an den Boden ab, was in der Regel durch die Mineralisation organischen Materials kompensiert wird (Glatzel 1991). In den ersten Jahren nach dem Einsetzen der Sukzession beziehungsweise nach der Aufforstung wird durch das schnelle Baumwachstum mehr organisches Material produziert als abgebaut werden kann, was eine Bodenversauerung zur Folge haben kann (Honnay et al. 2002a). Im Untersuchungsgebiet sind derartige Prozessen nicht zu beobachten, die pH-Werte zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien lassen keine signifikanten Unterschiede erkennen, die auf derartige Mechanismen zurückzuführen sind (vgl. Kap. 5.3.3).

Die im Rahmen dieser Untersuchung ermittelten pH-Werte (Abbildung 5-24) unterstützen die Ergebnisse von Studien, die keine Beeinflussung des pH-Wertes durch die ehemalige Art der Landnutzung oder den Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe feststellen konnten (Dzwonko 2001a, Graae et al. 2003, Bode 2005, Fraterrigo et al. 2006, Lüst & Giani 2006). Die pH-Werte in der Nutzungskategorie NW-2 sind zwar signifikant höher als diejenigen der Nutzungskategorien AW-1 und NW-1, jedoch nicht signifikant höher als die der historisch alten Wälder. Bossuyt et al. (1999a) konnten für Zentralbelgien zeigen, dass der pH-Wert des Ah-Horizonts 50 Jahre nach der Aufforstung ehemaliger Landwirtschaftsflächen von 6,6 auf 3,3 abgesunken ist und somit die pH-Werte neuer und historisch alter Wälder vergleichbar niedrig waren. Im Untersuchungsgebiet sind sich die pH-Werte der historisch alten und neuen Wälder ähnlich. Damit widerspricht die vorliegende Untersuchung den Ergebnissen von Windeballe et al. (2004), die in dänischen Wäldern die höchsten pH-Werte in historisch alten Wäldern und einen positiven Zusammenhang zwischen der Bestockungsdauer der Wälder und dem pH-Wert fanden. Die pH-Werte der historisch alten Wälder des Untersuchungsgebiets unterscheiden sich von keiner anderen Nutzungskategorie signifikant.

Verschiedene Studien konnten enge Korrelationen zwischen dem pH-Wert und der floristischen Variabilität oder dem Vorkommen einzelner Arten aufzeigen (Brunet 1993, Petersen 1994, Honnay et al. 1999b). Eine gewisse Beeinflussung der floristischen Zusammensetzung im Untersuchungsgebiet durch den pH-Wert ist der Kanonischen Korrespondenzanalyse zu entnehmen (Achse 1, Abbildung 5-34). Falkengren-Grerup & Tyler (1993) vermuteten, dass pH-Werte unter 4,3 in Böden historisch alter Wälder die Etablierung von vielen typischen säuremeidenden Waldarten behindern und pH-Werte von 3,3 generell zu sauer für viele typische Waldarten sind, weshalb neue Wälder zunehmend wichtige Refugien für diese Arten darstellen (Brunet et al. 2000). Ein derartiger Zusammenhang ist im Untersuchungsgebiet allerdings nicht zu erkennen, da die pH-Werte in allen Nutzungskategorien ähnlich sind (Abbildung 5-24) und alle Nutzungskategorien zumindest absolut vergleichbare Anzahlen an typischen Waldarten aufweisen (Tabelle 5-9).

In den vergangenen Jahrzehnten wurden verstärkt Kompensationskalkungen eingesetzt, um einer immissionsbedingten Bodenversauerung entgegenzuwirken, was einen Einfluss auf die Vegetationszusammensetzung ausüben kann (z. B. Höcke 2006). Eine Erhöhung des pH-Wertes in den obersten Bodenschichten um eine pH-Einheit nach der Kalkung konnten Feger et al. (2000) für das Schluchseegebiet belegen. Allerdings war sieben Jahre nach der Kalkung der Effekt kaum noch nachweisbar. Da im Untersuchungsgebiet regelmäßig alle 10 Jahre gleichmäßig (unter Aussparung besonders sensibler Bereich wie beispielsweise Moore) Waldkalkungen durchgeführt werden und die letzte Kalkung im Jahr 1999 stattgefunden hat (mdl. Mitt. Frei, Revierförster, 2007), ist davon auszugehen, dass der Einfluss dieser Eingriffe im Untersuchungsgebiet gleichmäßig ist und nicht zu einer nur kleinräumig auftretenden Veränderung der Artenzusammensetzung in der Kraut- und Moosschicht führt.

6.7.5 Stickstoff und Kohlenstoff

Der Stickstoff im Boden stammt hauptsächlich aus der Umsetzung der nativen Boden- oder zugeführten organischen Substanz, aus der Atmosphäre oder aus mineralischen

N-Quellen. Wenn organische Substanz in oder auf den Boden gelangt, erfolgt zunächst eine rasche Mineralisierung, wobei der mineralisierte Stickstoff zum großen Teil in die mikrobielle Biomasse eingebaut wird, was zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses im Oberboden führt. Generell werden Böden mit C/N-Verhältnissen zwischen 10 und 20 als solche mit günstiger mikrobiologischer Aktivität angesehen, da ausreichend Stickstoff zum Abbau der organischen Substanz vorhanden ist (Scheffer et al. 2002). Nach dieser Einteilung sind alle Flächen im Untersuchungsgebiet als günstig einzuschätzen (Abbildung 5-26). Die beiden Untersuchungsflächen AW-2 12 und AW-2 19 weisen sehr weite C/N-Verhältnisse von 26,1 beziehungsweise 28,0 auf, was deutlich über den sonstigen ermittelten Werten liegt. Der Boden der Fläche AW-2 12 weist einen anmoorigen Charakter auf, was aufgrund der dadurch geänderten Abbauprozesse (langsamer und meist unvollständig) das weite C/N-Verhältnis erklären kann.

Die Stickstoffvorräte im Boden können trotz gleicher Baumart und ähnlichen Standortverhältnissen sehr unterschiedlich sein, da sie stark vom vorherrschenden Substrat abhängig sind (Wulf 2004a). Niederschlagsanalytische Untersuchungen von Adam et al. (1987) in Wäldern im Schwarzwald zeigten Gesamt-Stickstoffeinträge von 7,1-19,1 kg/ha pro Jahr mit deutlich höheren Einträgen an der Westflanke des Schwarzwaldes und geringeren Belastungen hinter dem Hauptkamm in Richtung Osten. Insgesamt waren höhere Einträge in Nadelwäldern zu beobachten. Zudem kam es während der vergangenen 50 Jahre durch die Intensivierung der Landwirtschaft zu einer erheblichen Zunahme von Stickstoffdüngungen, wodurch in Kombination mit erhöhten atmosphärischen Einträgen vielerorts eine Zunahme stickstoffliebender Pflanzenarten auch in angrenzenden Flächen zu beobachten ist (Ellenberg 1996). Diese können kleinere und weniger konkurrenzfähige Arten, zu denen viele der typischen Waldarten zählen, verdrängen (Willi et al. 2005). Dass eine ehemalige Düngung auch lange nach der Nutzungsaufgabe noch an den N_{tot} -Gehalten ablesbar ist und zu höheren N-Gehalten in neuen Wäldern führt, ist in der Literatur vielfach belegt (z.B. Peterken & Game 1984, Petersen 1994, Koerner et al. 1997, Wilson et al. 1997, Honnay et al. 1999b, Compton & Boone 2000, Dzwonko 2001b, Dupouey et al. 2002). Solche Unterschiede sind im Untersuchungsgebiet nicht festzustellen, da die N-Gehalte in den neuen Wäldern nicht erhöht sind (Abbildung 5-25). Dies deutet darauf hin, dass entweder in der Vergangenheit keine starke Düngung stattgefunden hat oder dass die Effekte einer ehemaligen Düngung nach gut 100 Jahren nicht mehr feststellbar sind. Zu ähnlichen Ergebnissen kam Wulf (2004a) bei ihren Untersuchungen in der Prignitz. Weiterhin ist keine Konzentration stickstoffliebender Arten in den neuen Wäldern zu beobachten (Abbildung 5-11). Die Stickstoff-Zeigerwerte in der vorliegenden Untersuchung lassen kaum signifikante Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien erkennen, wobei die Korrelationen zwischen ökologischen Zeigerwerten und gemessenen Bodenwerten generell aber sehr schwach sind (Tabelle 5-6).

Demgegenüber existiert die Hypothese, dass in ehemals landwirtschaftlich genutzten Wäldern höhere Stoffausträge theoretisch zu niedrigeren N-Gehalten führen, was z. B. von Verheyen et al. (1999) oder Falkengren-Grerup et al. (2006) nachgewiesen wurde. Auch diese Hypothese kann mit den vorliegenden Ergebnissen nicht bekräftigt werden (Abbildung 5-25).

In Waldökosystemen wird sehr viel Kohlenstoff über die Humusakkumulation gespeichert (Wulf 2004a). Untersuchungen von Wilson et al. (1997) lassen den Rückschluss zu, dass neue Wälder 100 Jahre nach der Aufforstung nicht mehr als die Hälfte der organischen Masse von historisch alten Wäldern akkumuliert haben. Geringere Kohlenstoff-Gehalte in Böden neuer Wälder sind demnach als langfristige Effekte einer landwirtschaftlichen Nutzung anzusehen, da landwirtschaftliche Nutzungen zu einer Abnahme des organischen Materials in den Böden führen. Falkengren-Grerup et al. (2006) konnten in Südschweden deutlich höhere C- und N-Gehalte in historisch alten Wäldern nachweisen. Koerner et al. (1997) fanden demgegenüber in den Vogesen in den oberen Bodenschichten in ehemaligen Weiden um 70 % höhere Stickstoff- und um 50 % höhere Kohlenstoff-Gehalte als in den Böden historisch alter Wälder. Verheyen et al. (1999) und Wulf (2004a) konnten bei ihren Untersuchungen keinerlei Unterschiede im C-Gehalt historisch alter und neuer Wälder finden. In der vorliegenden Untersuchung unterscheiden sich die Kohlenstoff-Gehalte der Nutzungskategorien AW-1 und NW-2 signifikant voneinander (Abbildung 5-25 (a)). Zudem ist hinsichtlich des Kohlenstoff-Gehaltes ein Trend ablesbar, auch wenn die Unterschiede nicht in allen Fällen signifikant sind. Der Kohlenstoff-Gehalt nimmt in Richtung AW-1 > AW-2 > NW-1 > NW-2 ab, was auf einen gesteigerten Entzug von Pflanzenmaterial in Äckern / Wiesen und einen Einfluss des Zeitpunktes der Nutzungsaufgabe hindeuten kann. Die Unterschiede innerhalb der Nutzungskategorien AW und NW zwischen ehemals als Weide / Reutfeld (AW-1, NW-1) und als Acker / Wiese genutzten Wäldern (AW-2, NW-2) zeigen zudem geringere Kohlenstoff-Gehalte in ehemaligen Äckern und Wiesen als in ehemaligen Weiden und Reutbergen.

Der Abbau von organischer Substanz führt über den Einbau von mineralisiertem N in die mikrobielle Biomasse zu einer Verengung des C/N-Verhältnisses. Je günstiger die Bodenbedingungen sind und je leichter abbaubar die Streu ist, desto höher ist die Mineralisationsrate. Sofern den Böden durch eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung größere Mengen an Stickstoff durch Düngung zugeführt wurden, ist zu erwarten, dass das C/N-Verhältnis in neuen Wäldern enger ist als in historisch alten, da die Zugabe von Düngemitteln die Nitrifikationsrate im Boden fördert. Dupouey et al. (2002) fanden bei Untersuchungen in französischen Wäldern weitere C/N-Verhältnisse in historisch alten Wäldern und eine zunehmende Verengung des Verhältnisses mit zunehmender intensiver Landnutzung in der Vergangenheit. Zu ähnlichen Ergebnissen kamen Koerner et al. (1997) und Jussy et al. (2002) in den Vogesen in Frankreich sowie Prevosto et al. (2004) im französischen Zentralmassiv. Diese Ergebnisse werden durch die vorliegende Untersuchung bekräftigt. Die C/N-Verhältnisse im Untersuchungsgebiet werden sowohl mit der Intensität als auch dem späteren Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe enger (Abbildung 5-26) und bekräftigen damit die Hypothese, dass die neuen Wälder einen schnelleren mikrobiellen Umsatz aufweisen und damit für viele Pflanzenarten eine günstigere Nährstoffsituation bieten. In den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 wachsen mehr Arten in der Strauch- und Krautschicht, was möglicherweise in einer besseren Nährstoffversorgung begründet liegt. Zudem treten Pflanzenarten, die höhere Ansprüche an die Nährstoffversorgung stellen, gehäuft in den neuen Wäldern auf (vgl. Kap. 5.2.1.1). Diese Unterschiede spiegeln sich allerdings nicht in den entsprechenden Deckungen wider (Tabelle 5-2). Demnach lassen sich aus den Deckungsgraden der verschiedenen Aufnahmeschichten keine Rückschlüsse auf das C/N-Verhältnis des Oberbodens ziehen.

Zu gegenteiligen Ergebnissen kamen Fraterrigo et al. (2006) bei Untersuchungen in North Carolina, USA, da bei ihren Messungen die ehemals landwirtschaftlich genutzten Wälder weitere C/N-Verhältnisse aufwiesen als historisch alte Wälder. Dies führten sie auf unterschiedliche Ausgangsbedingungen zurück, da die ehemaligen Landwirtschaftsflächen von der Ausgangssituation her nährstoffärmer sind als die historisch alten Wälder.

6.7.6 Kationenaustauschkapazität und Basensättigung

Bartsch & Bartsch (1941) beschrieben die Gneisböden des Feldberggebiets hinsichtlich der Nährstoffsituation als relativ günstige Böden, da Gneise nachhaltige Böden liefern und die Waldböden aufgrund der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung häufig nur oberflächlich degradiert sind. Die Kationenaustauschkapazität (KAK) ist in den historisch alten Wäldern im Untersuchungsgebiet signifikant höher als in den neuen Wäldern (Tabelle 5-16), was den Ergebnissen von Lüst & Giani (2006) widerspricht, die bei Untersuchungen in Norddeutschland keine Unterschiede in der KAK und der Basensättigung (BS) zwischen historisch alten und neuen Wäldern finden konnten. Höhere Calcium- und Magnesium-Gehalte in neuen Wäldern belegten Untersuchungen von Peterken & Game (1981), Peterken (1996), Verheyen et al. (1999), Wulf (2004a) und Fraterrigo et al. (2006). Niedrigere Gehalte an Calcium und Magnesium in den historisch alten Wäldern werden sowohl mit der fehlenden Düngung als auch mit dem Stoffentzug durch Waldweide und andere Nutzungen wie beispielsweise Streunutzung erklärt. In der vorliegenden Untersuchung können diese generellen Unterschiede im Ca- und Mg-Gehalt zwischen historisch alten und neuen Wäldern nicht bestätigt werden (Tabelle 5-17), da die neuen Wälder zwar höhere Ca-Gehalte, demgegenüber aber deutlich niedrigere Mg-Gehalte aufweisen als die historisch alten Wälder. Dies ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass die ertragsärmeren Standorte im Untersuchungsgebiet in der Vergangenheit vorwiegend als Weideflächen bewirtschaftet wurden, wogegen die produktiveren Flächen als Acker oder Wiese dienten. Neben der verschiedenartigen natürlichen Ausgangssituation hat die Art der Bewirtschaftung die Unterschiede vermutlich noch verschärft. Während es auf den Weiden zu einem permanenten Stoffentzug kam, wurden den Äckern und Wiesen wenn möglich Nährstoffe zugefügt (vgl. Kap. 5.5.2). Neben dem direkten Stoffentzug durch die Beweidung kam es ebenso zu einem indirekten Transport von Nährstoffen zwischen Äckern und Weiden, beispielsweise durch das Einsammeln des Dungs auf den Weiden und die anschließende Ausbringung auf den Äckern als Dünger. Deutliche Unterschiede zwischen ehemals beweideten und unbeweideten Flächen mit geringerer BS aufgrund des permanenten Nährstoffentzugs in den beweideten Bereichen zeigte auch Glatzel (1991) in Tirol.

Der Calcium-Gehalt in Böden ist höher als der Magnesium-Gehalt, so dass Magnesium trotz einer besseren Löslichkeit der Salze im Boden in geringeren Konzentrationen auftritt als Calcium. Dieses spielt für den Basenhaushalt des Bodens eine wichtige Rolle. Ca gehört nach Thiery (1969) zu den Nährstoffen, die am deutlichsten eine ehemalige Düngung widerspiegeln. Je basischer der pH-Wert ist, desto weniger Ammonium, einer der Hauptantagonisten bei der Ca-Aufnahme, gibt es, wodurch sich dessen Gehalt im Boden theoretisch erhöhen kann. In Oberböden Mitteleuropas mit pH-Werten ≥ 7 beträgt der Ca-Anteil an den austauschbaren Kationen meist über 80 %, in stark versauerten Waldböden kann der Anteil auf $< 1 - 5$ % absinken (Scheffer

et al. 2002). Im Untersuchungsgebiet schwankt der prozentuale Anteil von Ca^{2+} an der Menge austauschbarer Kationen zwischen 17 % und 34 %, wobei die Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 fast doppelt so hohe Anteile aufweisen wie die Nutzungskategorien HAW und AW-1 (Tabelle 5-17). Die höheren Ca-Gehalte liegen vermutlich in ehemaligen Düngungen begründet, da die ehemaligen Acker- und Wiesenstandorte höhere Ca-Gehalte aufweisen als die ehemaligen Weiden und Reutberge (Tabelle 5-17). Bei den alten Wäldern sind diese Unterschiede signifikant (Tabelle-A 6 im Anhang). Es ist denkbar, dass diese deutlichen Unterschiede in einer Kombination aus verschiedenartigen Standorteigenschaften und der Nutzungsgeschichte auf den Flächen in den alten Wäldern begründet liegen, da die Flächen mit ungünstigerer Nährstoffsituation zuerst aus der Nutzung genommen wurden. Ein Zusammenhang zwischen dem leicht höheren pH-Wert in der Nutzungskategorie NW-2 und dem höheren Ca-Gehalt in dieser Nutzungskategorie konnte nicht nachgewiesen werden (vgl. Kap. 5.3.5).

Da mit der ehemaligen Düngung in der Regel auch Kalium (K) eingebracht wurde, sind in den ehemals genutzten Wäldern neben höheren Ca-Gehalten auch höhere K-Gehalte zu erwarten. Kalium ist in Waldböden in der Regel ausreichend vorhanden, da dieses einerseits aus Blättern ausgewaschen und andererseits durch Verwitterung stets nachgeliefert wird (Arbeitskreis Standortskartierung 2003). Historisch alte Wälder haben aufgrund ihrer langen Biotoptradition sehr viel K nachliefern und gleichzeitig aus dem Kronendach auswaschen können, so dass in historisch alten Wäldern vergleichsweise hohe K-Gehalte zu erwarten sind. Dies belegten Verheyen et al. (1999), Dzwonko (2001b) und Wulf (2004a). Demgegenüber stehen die Befunde von Rackham (1980), Glatzel (1991) und Peterken (1996), wonach der Entzug von Biomasse durch Waldweide oder andere Nutzungsformen besonders auch Kalium betrifft. Tabelle 5-17 ist zu entnehmen, dass sich die K-Gehalte in allen Nutzungskategorien sehr ähnlich sind und lediglich zwischen 3,10 und 3,92 $\mu\text{molC/g}$ schwanken. Der prozentuale Anteil an der Menge der austauschbaren Kationen schwankt zwischen 2,20 % und 2,86 %. Da Waldweide im Untersuchungsgebiet weit verbreitet war, ist denkbar, dass sich die Effekte der Habitatkontinuität und der ehemaligen Waldnutzungen überlagern.

6.7.7 $\delta^{15}\text{N}$

Das Isotopenverhältnis $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ in Waldpflanzen und Waldböden ist in den vergangenen Jahren vielfach untersucht worden (Reviews von Handley & Raven 1992 und Högberg 1997) und hat sich in verschiedenen Untersuchungen als sehr guter Indikator für eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzungen heutiger Wälder gezeigt (Koerner et al. 1997, Koba et al. 1998, Bürger 2004, Prevosto et al. 2004). Die Tatsache, dass $\delta^{15}\text{N}$ in kultivierten Böden höher ist als in Waldböden, macht $\delta^{15}\text{N}$ zu einem ausgezeichneten Indikator, um eine ehemalige landwirtschaftliche Nutzung heutiger Waldstandorte aufzuzeigen. Die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen bekräftigen die Aussagekraft des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes (Abbildung 5-28), es ist ein enger Zusammenhang zwischen der Nutzungsgeschichte und dem $\delta^{15}\text{N}$ -Wert des Oberbodens erkennbar (Kap. 5.3.6).

Die Mineralisierung des organischen Bodenmaterials nach Kahlschlägen, Pflügen oder Düngen mit ^{15}N -angereichertem Dung fördert die Nitrifikation. Dung weist entsprechend Vitoria et al. (2004) typischerweise einen $\delta^{15}\text{N}$ -Wert von mindestens

+ 8 ‰ auf und Bol et al. (2005) konnten im Askov-Langzeitexperiment in Dänemark eine Erhöhung von $\delta^{15}\text{N}$ im Boden nach der Düngung mit Dung belegen. In Nadelwäldern Neu Englands, USA, fanden sich auf ehemals genutzten Standorten höhere Netto-Nitrifikationsraten als in benachbarten historisch alten Waldflächen (Compton & Boone 2000). Thorne & Hamburg (1985) und Jussy et al. (2002) konnten zeigen, dass in ehemaligen Äckern die Nitrifikationsraten wesentlich höher sind als in historisch alten Wäldern. Daneben konnten Högberg & Johannisson (1993) in einem Langzeitexperiment in Nordschweden eine direkte Korrelation zwischen dem Verlust an Stickstoff und der Anreicherung von ^{15}N nachweisen. Die Annahme, dass die frühere agrarische Nutzung eines rezenten Waldbodens Langzeiteffekte auf die Mineralisations- und Nitrifikationsvorgänge ausübt, möglicherweise verbunden mit einer erhöhten Nitratauswaschung auf den ehemals landwirtschaftlich genutzten Böden, müsste demnach zu erhöhten $\delta^{15}\text{N}$ -Werten in diesen Böden führen.

Hohe Stickstoffeinträge in stickstofflimitierte Systeme verstärken die Nitrifikationsprozesse, welche ^{15}N -angereichertes NH_4^+ und ^{15}N -entleertes NO_3^- liefern und zudem langfristig wirksam sein können (Peterson & Frey 1987, Dawson et al. 2002, Jussy et al. 2002, Templer et al. 2007). Nitrat ist im Boden sehr mobil und wird kaum gebunden, wodurch es sehr leicht mit dem Sickerwasser ausgewaschen wird (Schulze et al. 2002). Dadurch erhöht sich der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert ehemals landwirtschaftlich genutzter Waldböden (Riga et al. 1971, Gonzales-Prieto & Villar 2003), wobei eine verstärkte Auswaschung durch Rodung, Nutzung oder Stickstoffdüngung hervorgerufen werden kann (Högberg & Johannisson 1993, Johannisson & Hoegberg 1994, Hüttl & Schaaf 1995, Pardo 1997). Emmett et al. (1998) konnten zeigen, dass Verluste an ^{15}N -entleertem NH_3 durch Verflüchtigung nach Harnstoffzugabe oder Verluste von ^{15}N -entleertem N_2O durch Denitrifikation zur $\delta^{15}\text{N}$ -Erhöhung im Boden führen. Die genannten Prozesse der Verflüchtigung von Ammoniak, der Nitrifikation oder Denitrifikation diskriminieren gegen das schwerere Isotop ^{15}N , so dass es zu einer Anreicherung von ^{15}N im Waldboden kommt (Johannisson & Hoegberg 1994, Koba et al. 1998). Die Fraktionierung geschieht während der verschiedenen Transformationen zugunsten des leichteren ^{14}N -Isotops, wobei unter bearbeiteten Böden höhere Transformationsraten zu beobachten sind (Gebauer & Schulze 1991, Johannisson & Hoegberg 1994, Högberg 1997). Dadurch erhöht sich im Boden der ^{15}N -Anteil relativ zum ^{14}N -Anteil, was zu höheren $\delta^{15}\text{N}$ -Werten führt.

Koerner et al. (1997) konnten ebenso wie Compton & Boone (2000), Dupuey et al. (2002) und Boeckx et al. (2005) deutlich höhere $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in ehemals landwirtschaftlich genutzten Wäldern finden als in alten und ungestörten Wäldern. Dieses trifft auch auf die vorliegende Untersuchung zu (Abbildung 5-28), die historisch alten, alten und neuen Wälder unterscheiden sich jeweils signifikant voneinander. In Abhängigkeit von der Art der ehemaligen landwirtschaftlichen Nutzung konnten Koerner et al. (1997) zeigen, dass der $\delta^{15}\text{N}$ -Wert in neuen Wäldern in den Vogesen zwischen 2,3 und 3,3 ‰ liegt. Sie führen den höheren $\delta^{15}\text{N}$ -Wert in den neuen Wäldern entweder auf die direkte Düngung mit Dung, oder indirekt auf eine nachhaltige Veränderung des Stickstoffkreislaufes zurück, was zu einem Austrag von Stickstoff geführt hat. Der Stofftransfer aus Wäldern und ehemaligen Weiden in ehemalige Äcker oder Wiesen fand sowohl indirekt, da die Tiere in den Wäldern oder auf den Weiden gegrast haben während der in den Ställen gesammelte Tierdung auf den Äckern oder Wiesen ausge-

bracht wurde, als auch direkt statt, da der Dung auch in den Wäldern und auf den Weiden eingesammelt wurde, um damit die Äcker und Wiesen zu düngen. Es ist weiterhin denkbar, dass ein Anstieg des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes im Boden bei landwirtschaftlicher Nutzung durch den Biomasseentzug erklärbar ist, da bevorzugt ^{15}N -entleertes NO_3^- in der Biomasse eingelagert wird (Lemma & Olsson 2006). Im Untersuchungsgebiet wurden hausnahe Wiesen wenn möglich direkt mit Gülle gedüngt, weshalb diese Wiesen auch als Geilwiesen bezeichnet wurden (mdl. Mitt. Mohr, 2005). In der vorliegenden Untersuchung weisen die Mediane der neuen Wälder in Abhängigkeit von der Art der ehemaligen Landnutzung $\delta^{15}\text{N}$ -Werte von 1,4 (ehemalige Weiden und Reutberge) beziehungsweise 2,8 (ehemalige Äcker und Wiesen) auf, was den in den Vogesen ermittelten Werten ähnlich ist.

Im Untersuchungsgebiet resultieren die Unterschiede im $\delta^{15}\text{N}$ -Wert zwischen den fünf Nutzungskategorien aus einer unterschiedlichen früheren Nutzung sowie verschiedenen Zeitpunkten der Nutzungsaufgabe, was einen nachhaltigen Einfluss auf den Stickstoffkreislauf ausübt. Die historisch alten Wälder und die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder weisen Interquartilbereiche unter 0,5 ‰ auf (Abbildung 5-28). Die niedrigen $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in der Nutzungskategorie AW-1 lassen darauf schließen, dass die Eingriffe in den Stickstoffkreislauf auf diesen Flächen vergleichsweise schwach waren. Die $\delta^{15}\text{N}$ -Werte der Böden in den Nutzungskategorien HAW und AW-1 zeigen an, dass in diesen Ökosystemen nur geringe Stickstoffverluste stattgefunden haben, was darauf zurückzuführen ist, dass der Stickstoffkreislauf in Waldökosystemen generell sehr eng ist, wodurch der Austrag von Stickstoff minimiert wird (Högberg 1997). Die Mediane der $\delta^{15}\text{N}$ -Werte in den anderen Nutzungskategorien liegen über 0,5 ‰ und damit deutlich höher, was laut Koerner et al. (1999) eine nutzungsbedingte Veränderung der Böden anzeigt. Dabei liegen die Werte in den ehemals als Acker / Wiese genutzten Wäldern höher als in den damaligen Weiden / Reutfeldern und weiterhin umso höher, je später die landwirtschaftliche Nutzungsaufgabe erfolgte (Abbildung 5-28).

Trotzdem ist $\delta^{15}\text{N}$ kein Parameter zur Quantifizierung ehemaliger Stickstoffzugaben oder der Bodenfruchtbarkeit. Anhand des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes kann lediglich festgestellt werden, ob generell eine Stickstoffzufuhr erfolgte und in welcher Intensität verschiedene Prozesse im Boden ablaufen. Högberg (1990) bezeichnete $\delta^{15}\text{N}$ als Indikator für Stickstoffverluste, welche einen lang anhaltenden Effekt auf Mineralisierung und Nitrifikation in Waldböden bewirken. Die eigenen Analyseergebnisse verdeutlichen, dass Eingriffe in den Stickstoffkreislauf auch nach mindestens 120 Jahren noch einen Effekt auf verschiedene Bodenprozesse ausüben (Kap. 5.3.6). Die gute Auftrennung der Landnutzungskategorien anhand des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes legt nahe, dass die in den historischen Karten beschriebenen Landnutzungen (Kap. 5.1) korrekt sind und vermutlich auch über längere Zeiträume beibehalten wurden.

6.7.8 Humus

Zu Unterschieden in der Mächtigkeit der Laub- beziehungsweise Streuauflage zwischen historisch alten und neuen Wäldern und zu deren Einfluss auf das Vorkommen typischer Waldpflanzen finden sich in der Literatur relativ wenige Angaben. In Waldökosystemen wird sehr viel Kohlenstoff über die Humusakkumulation gespeichert (Wulf 2004a). Landwirtschaftliche Nutzungen führen aufgrund der

höheren mikrobiellen Aktivität in den Böden zu einer Abnahme des organischen Materials in den Böden. Dadurch wird das vorhandene organische Material schneller abgebaut. Daneben kann der Entzug von Nährstoffen aufgrund ehemaliger Nutzungen (z.B. Streunutzung) zusätzlich zu geringeren Mengen organischen Materials führen (Schaal 1999). In Böden historisch alter Wälder führen dagegen geringere Mineralisationsraten bei gleichzeitig geringerer Durchlüftung zu einer größeren Akkumulation organischen Materials.

Bossuyt et al. (1999b) fanden in Belgien geringere Humusdicken in neuen Wäldern, wobei die heutige Humusschicht umso dicker war, je länger die Nutzungsaufgabe zurück lag und je kürzer die Nutzungsperiode dauerte. Zu ähnlichen Ergebnissen kam Dzwonko (2001a) in Polen. Diese Ergebnisse decken sich nicht mit den Messungen im Untersuchungsgebiet, wo die alten Wälder ähnliche beziehungsweise dickere Humusaufgaben aufweisen als die historisch alten Wälder (Abbildung 5-29). Im Untersuchungsgebiet ist der Auflagehumus in den alten Wäldern am mächtigsten entwickelt. Die Mächtigkeiten in den neuen Wäldern liegen etwas unterhalb derjenigen der HAW (Mediane HAW: 4,5 cm, AW: 4,8 cm, NW: 3,9 cm). Lüst & Giani (2006) wiesen bei einem Vergleich von historisch alten mit ehemals ackerbaulich genutzten Wäldern zwei- bis sechsfach höhere Humusmengen in den Oberböden der letztgenannten nach. Auch Thiere (1969) konnte zeigen, dass ehemalige Ackerböden geringere Humus-Gehalte aufweisen als historisch alte Wälder. Im Untersuchungsgebiet weisen sowohl bei den alten als auch bei den neuen Wäldern jeweils die ehemals als Acker / Wiese genutzten Flächen geringere Humusmächtigkeiten auf als die ehemaligen Wiesen / Reutberge (Abbildung 5-29), auch wenn die Unterschiede nicht signifikant sind. Eine Ursache dafür könnte sein, dass sich Grünland- und Waldflächen in der Menge der Wurzelmasse und der Streu relativ ähnlich sind, weshalb der Humusschwund in ehemaligen Grünländern geringer ausfällt als in ehemaligen Ackerflächen, wie auch Wulf (2004a) in Norddeutschland zeigte.

Die Dicke der Humusschicht wird von Lüst & Giani (2006) als Indikator zur Unterscheidung historisch alter und ehemals ackerbaulich genutzter Wälder abgelehnt, da die Humusdicke stark standörtlich geprägt sein kann und durch Eingriffe wie beispielsweise Kompensationskalkungen veränderbar ist. Stattdessen schlagen sie die Mächtigkeit der humosen Horizonte als profilmorphologischen Parameter vor. Höcke (2006) konnte im Nordschwarzwald und auf der Baar zeigen, dass gedüngte Waldflächen im Gegensatz zu ungedüngten insgesamt dünnere Humusaufgaben aufweisen und in gedüngten Wäldern günstigere Humusformen (F-Mull gegenüber Rohhumus) häufiger sind. Im Untersuchungsgebiet ist kein kleinflächiger Einfluss verschiedener Düngemaßnahmen zu erwarten, da Kompensationskalkungen flächendeckend alle 10 Jahre stattfinden (siehe Kap. 6.7.4). Eine Überprüfung auf Zusammenhänge zwischen dem Einfluss verschiedener Standortparameter (Exposition, Inklinaton, Relief oder Mikrorelief) und der Mächtigkeit des Auflagehumus ergab keine signifikanten Korrelationen.

Unterschiede in den Mächtigkeiten des Auflagehumus können eine mögliche Ursache für floristische Unterschiede in der Kraut- und Moosschicht sein (z. B. Wilson et al. 1997, Bossuyt et al. 1999b, Augusto et al. 2003, Höcke 2006). Sydes & Grime (1981) fanden einen negativen Zusammenhang zwischen der Menge an oberirdischer Biomasse und der Dicke der Streuaufgabe. Je weniger Streu in den Probeflächen zu

finden war, desto mehr oberirdische Biomasse war zu verzeichnen. Bei mehr als 200 g Streu pro m² waren bei ihren Untersuchungen nur noch sehr wenige Pflanzenarten zu finden. Das Entfernen der Streu in Mulden in Wäldern in den USA führte bei Beatty & Sholes (1988) zu einem Anstieg der Artenzahlen in diesen. Diese Ergebnisse legen die Vermutung nahe, dass viele typische Waldpflanzen bei dickeren Humusauflagen Schwierigkeiten haben, diese mit ihren Wurzeln zu durchdringen, oder aber ihre Samen benötigen zum Keimen Kontakt zum Mineralboden. Daneben sind allerdings auch Waldarten wie *Anemone nemorosa* oder *Lamium galeobdolon* bekannt, die stärkere Laubauflagen tolerieren (Eriksson 1995, Bossuyt et al. 1999b). Im Hinblick auf die Qualität des Humus fand Höcke (2006) sowohl insgesamt mehr Arten als auch mehr typische Waldarten auf Flächen mit F-Mull im Gegensatz zu Flächen mit Rohhumus. Ein allgemeiner Zusammenhang zwischen der Mächtigkeit des Auflagehumus und der Zusammensetzung der Kraut- und Moosschicht kann für das Untersuchungsgebiet nicht bestätigt werden (Abbildung 5-31), weder hinsichtlich der Gesamtartenzahl noch im Hinblick auf typische Waldarten. Demnach übt die Mächtigkeit des Auflagehumus keinen beziehungsweise nur einen sehr geringen Einfluss auf das Arteninventar der Kraut- und Moosschicht aus. Eine detaillierte Betrachtung zeigt allerdings, dass einzelne Arten mit höheren Stetigkeiten auf stärkere Humusmächtigkeiten reagieren und andere wiederum in ihrer Stetigkeit abnehmen (Tabelle 5-19). *Vaccinium myrtillus* und *Deschampsia flexuosa*, beides Starksäure- bis Säurezeiger (Ellenberg et al. 1992), reagieren mit zunehmenden Stetigkeiten auf mächtigere Humusauflagen. Im Untersuchungsgebiet sind Flächen mit mächtigen Humusauflagen häufig dem Humustyp Rohhumus zugeordnet. Der Anteil dieser Humusform ist in den historisch alten und alten Wäldern häufiger als in den neuen Wäldern (Abbildung 5-30), was sich mit den abnehmenden Stetigkeiten von *Vaccinium myrtillus* in den neuen Wäldern deckt (Tabelle 5-11). Die Art selbst produziert wiederum eine schwer abbaubare und nährstoffarme Streu (Scheffer et al. 2002), welche die Bildung von Rohhumus fördert.

6.7.9 Zusammenfassende Betrachtung der Vegetationszusammensetzung

Die Vegetationszusammensetzung der untersuchten Wälder ist durch die herrschenden Standortbedingungen mitgeprägt. Dabei beeinflussen sowohl Bodenparameter ($\delta^{15}\text{N}$, C/N-Verhältnis, pH-Wert) als auch Strukturparameter (Höhenlage, Lichteinfall, Humusform) die aktuelle Artenzusammensetzung. Dieses Ergebnis lässt sich sowohl in der CA (Abbildung 5-32) als auch in der CCA (Abbildung 5-34) erkennen. Durch die Lage der Arten im Ordinationsdiagramm der CA lässt sich ein Einfluss der ermittelten $\delta^{15}\text{N}$ -Werte des Oberbodens erkennen. Entsprechend Koerner et al. (1997) zeigt ein $\delta^{15}\text{N}$ -Wert über 0,5 ‰ an, dass die Flächen in der Vergangenheit landwirtschaftlich genutzt wurden. Entsprechend des engen Zusammenhanges zwischen der Nutzungsgeschichte und dem $\delta^{15}\text{N}$ -Wert (siehe Kap. 5.3.6) müssten sich demnach im linken Teil des Plots vorwiegend die Untersuchungsflächen der historisch alten Wälder befinden und in den rechten die neuen Wälder. Die Lage der Untersuchungsflächen im CA Ordinationsplot (1. und 2. Achse) zeigt größere Anteile der neuen Wälder in der rechten Hälfte des Plots, während links die Plots der HAW und AW-1 zu liegen kommen, was die Annahme von Koerner et al. (1997) bestätigt.

Die Auftrennung der Nutzungskategorien im CCA Plot entsprechend der Hangneigung und der Höhenlage (1. und 3. Achse, Abbildung 5-34) verdeutlicht, dass die

hoch gelegenen und stark geneigten Untersuchungsflächen hauptsächlich in den Nutzungskategorien HAW und AW-1 zu finden sind. Ebenso ist zu erkennen, dass sich ebenere Flächen überwiegend in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 befinden. Dies bestätigt die Annahme, dass historisch alte Wälder vorwiegend in den höheren Lagen oder auf sehr steilen Hängen erhalten blieben, während ebenere Bereiche in tieferen Lagen bevorzugt landwirtschaftlich genutzt wurden (Kap. 3.3.1.1). Die Flächen in der Nutzungskategorie der ehemals als Weiden / Reutfelder genutzten alten Wälder weisen ebenso wie die historisch alten Wälder entsprechend des Ordinationsplots der CCA größere Hangneigungen und höhere Lagen auf, was einen Zusammenhang zwischen der Exposition beziehungsweise der geografischen Lage und der Nutzungsgeschichte aufzeigt (Kap. 6.3).

Zusammenfassend ist festzustellen, dass sich Flächen mit verschiedener Nutzungsgeschichte auch in ihrer geografischen Lage und ihren Standorteigenschaften unterscheiden. Das führt dazu, dass es zu einer Überlagerung der verschiedenen Einflüsse kommt. In den Ordinationen (Abbildung 5-34) lassen sich Auswirkungen der Nutzungsgeschichte auf die Vegetationszusammensetzung ablesen, wie am Beispiel des $\delta^{15}\text{N}$ -Wertes aufgezeigt werden konnte. Daneben wirken sich ebenso die geografische Lage und die Standortbedingungen auf das Arteninventar der untersuchten Waldbestände aus. Hinterzartens Lage im Hofgütergebiet, in welchem jeder Hof die zur Abdeckungen der verschiedenen Bedürfnisse notwendigen Flächen auf dem ihm zugehörigen Besitz vereinte (Kap. 3), führte dazu, dass die Flächenauswahl für die zahlreichen Nutzungen beschränkt war. Daher konnten Landwirtschaftsflächen nicht uneingeschränkt auf den produktivsten Flächen der Gemarkung angelegt werden. Dies ist einer der ausschlaggebenden Gründe dafür, dass sich eine Veränderung der Wälder durch die ehemalige Nutzung nicht uneingeschränkt in deren Vegetationszusammensetzung und Bodeneigenschaften manifestiert. Dazu kommt, dass die forstwirtschaftlichen Eingriffe langfristige Auswirkungen der ehemaligen Nutzung nivelliert haben.

6.8 Samenbank

Über die Zusammensetzung der Samenbanken in Waldökosystemen gibt es im Gegensatz zu Acker- und Grünlandstandorten vergleichsweise wenige Studien (Thompson et al. 1997). Generell ist eine geringe Diasporendichte typisch für Wälder, wobei die vorkommenden Arten meistens auch mit geringen Individuendichten auftreten (Fischer 1987, Hill & Stevens 1981, Pickett & McDonnell 1989, Bossuyt & Hermy 2001). Im Hinblick auf eine Umwandlung von Wäldern mit standortfremder Baumartenzusammensetzung in naturnähere Bestände können Bodensamenbanken eine wichtige Rolle für die Etablierung von Arten spielen, die in der überirdischen Vegetation nicht mehr vorhanden sind (Wellstein et al. 2007). Die Samenbank wird dabei sowohl von der aktuellen Artenzusammensetzung als auch der von früheren Pflanzengesellschaften, dem Sameneintrag aus benachbarten Flächen sowie in Abhängigkeit der Überlebensfähigkeit der Samen in der Samenbank aufgebaut (Rice 1989). In verschiedenen Studien hat sich besonders die historische Artenzusammensetzung als wesentliche Einflussgröße auf die Artenzusammensetzung der Samenbank herausgestellt (Bekker et al. 1997).

6.8.1 Methodendiskussion

Aufgrund der beobachteten Kontaminationen in den Kontrollschalen werden *Betula pendula* und *B. pubescens* aus den Analysen ausgeschlossen. Beide Arten werden nur auf wenigen Untersuchungsflächen in der aktuellen Vegetation registriert, so dass ein Eintrag von Samen in die Samenbank potenziell möglich ist. Aufgrund des beobachteten starken Samenflugs im Gewächshaus während der Versuchsphase ist der Ausschluss unumgänglich, gleiches gilt für *Oxalis corniculatus* und *Salix caprea*. *Erika tetralix* kommt weder im Untersuchungsgebiet, noch in der Gewächshausumgebung vor, so dass bei dieser Art von einer Kontamination des Substrates auszugehen ist.

Zur Erfassung von Diasporenbanken stehen grundsätzlich drei Ansätze zur Verfügung. Es besteht einerseits die Möglichkeit, Diasporen auskeimen zu lassen, wobei hier zusätzlich ein Aufkonzentrieren der Samen durchgeführt werden kann. Zum anderen können die Diasporen direkt ausgezählt werden, wobei Alvarez et al. (2006) feststellten, dass die Keimungsmethode, bei der nur die aktiven Samen erfasst werden, höhere Keimlingsdichten ergeben als das direkte Auszählen von Samen. Die hier gewählte Methode der Aufkonzentrierung der Samen wird in der Literatur unterschiedlich bewertet. Bossuyt et al. (2002) und ter Heerdt et al. (1996) beschrieben die Aufkonzentrierung der Samen als beste Methode zur Erforschung von Waldsamenbanken. Indessen wiesen Traba et al. (1998) darauf hin, dass ein Aufkonzentrieren zu niedrigeren Keimlingsdichten führen kann, was sie auf den methodenbedingten Verlust beim Sieben besonders kleinsamiger Arten zurückführen. Demgegenüber fanden Bossuyt et al. (2002) deutlich höhere Keimlingsdichten in aufkonzentrierten Proben. Dabei war *Juncus effusus*, welche sehr kleine Samen ausbildet, bei beiden Methoden die häufigste Art, was die Schlussfolgerung von Traba et al. (1998) widerlegt. Da bei der vorliegenden Untersuchung viele Proben zeitgleich analysiert werden sollten und zudem der Lichtimpuls als wesentlich eingeschätzt wurde, werden die Bodenproben aufkonzentriert.

Bei Samenbankuntersuchungen werden häufig aufgrund relativ kleiner Probeflächen und ungenügender Wiederholungen seltene Arten nicht erfasst. Bossuyt et al. (2007) fanden bei einem Vergleich von Gewächshausexperimenten und Freilandversuchen bei letztgenannten durchschnittlich doppelt so viele Arten wie im Gewächshaus. Dieser methodische Nachteil ist im Rahmen der vorliegenden Untersuchung jedoch akzeptabel, da das gewählte Sampling Design für die Vegetationsaufnahmen das gleiche Risiko birgt. Zudem sind für die generellen Fragestellungen der vorliegenden Untersuchung Arten mit sehr geringen Stetigkeiten weniger interessant.

Eine unterschiedliche Anzahl an Keimlingen in den verschiedenen Nutzungskategorien, die in einer Klumpung von Diasporen im Boden begründet liegt (Bigwood & Inouye 1988), wird im vorliegenden Experiment durch die Art der Probenahme versucht zu vermeiden. Andererseits kann eine heterogene Verteilung der Samen im Waldboden nicht der alleinige Grund für die beobachteten Unterschiede sein, so dass vermutlich sowohl die Nutzungsgeschichte der Wälder als auch artspezifische Eigenschaften die erfasste Ungleichverteilung bedingen.

Untersuchungen von Hyatt & Casper (2000) haben ergeben, dass ein Großteil der Samen länger als ein Jahr im Boden verbleibt und dass nach 2 Jahren noch 65 % der eingetragenen Samen vorhanden waren, wobei fast 80 % der fehlenden Samen aus-

gekeimt waren. Überlebenszeiträume von mehr als 100 Jahren sind nur für wenige Arten bekannt (Bakker et al. 1996). Demnach zählen zu den Arten, die sehr lange Zeit im Boden überleben können, *Lamium purpureum* und *L. album* (> 660 Jahre), *Sambucus nigra* (> 160 Jahre) oder *Veronica officinalis* (> 100 Jahre). In der vorliegenden Untersuchung ist die Anzahl der Keimlinge aus tieferen Bodenschichten geringer, was mit der natürlichen Sterblichkeit der Samen zusammenhängen kann. Dies unterstützt die Ergebnisse anderer Studien (z. B. Pickett & McDonnell 1989, Bossuyt et al. 2002, Olano et al. 2002, Godefroid et al. 2006). Da die Verlagerung von Samen im Boden relativ langsam geschieht, erreichen kurzlebige Samen selten in größeren Mengen tiefere Bodenschichten. Bekker et al. (1998) konnten zeigen, dass für eine Verfrachtung in tiefere Bodenschichten das Gewicht der Samen eine größere Rolle spielt als deren Form. Zudem finden sich in Samenbanken generell große Anteile kleiner Samen (Bossuyt & Hermy 2001). Dies bestätigen die Funde von *Juncus effusus*, die insgesamt 35% der gesamten Keimlinge ausmachen und von denen wiederum 61 % der Keimlinge aus der unteren Bodenschicht gekeimt sind. Gleiches gilt für *Calluna vulgaris*, von welcher 82 % der Diasporen in der unteren Bodenschicht auftreten.

Die Verlagerung von Samen in tiefere Bodenschichten geht häufig auf Bioturbation durch beispielsweise Regenwürmer (Decaens et al. 2003) oder andere Bodentiere zurück (Kjellsson 1992). In der Vergangenheit, als im Untersuchungsgebiet noch Waldweide praktiziert wurde, haben besonders in feuchten Bereichen vermutlich auch Rinder durch ihre tiefen Trittsiegel wesentlich dazu beigetragen, Samen in tiefere Bodenschichten zu verfrachten. Andere Möglichkeiten sind das Einwaschen von Samen durch Regen in Spalten und Klüfte im Boden (Poschlod 1991) oder besonders in hoch gelegenen Mittelgebirgslagen kryoturbate Prozesse (Bode 2005). Diese Prozesse führen laut Bücking et al. (1989) zu einer Tiefenverlagerung der Samen von rund 2 mm pro Vegetationsperiode, wobei Bode (2005) für das Feldberggebiet von höheren Raten ausgeht.

In tieferen Bodenschichten können verschiedene Faktoren eine Dormanz von Samen bewirken (Poschlod 1991). In der Literatur ist vielfach belegt, dass die Samen tieferer Bodenschichten älter sind als die nahe der Bodenoberfläche und dass mit zunehmender Bodentiefe die Langlebigkeit der Samen zunimmt (vgl. Bekker et al. 1998). Daher kann es sich bei diesen auch um solche von Arten handeln, die nicht mehr in der aktuellen Vegetation vorkommen (Thompson 1986, Bekker et al. 1998). In der vorliegenden Untersuchung sind 38 % der Arten der Keimlingsversuche nicht in der aktuellen Vegetation registriert worden.

Die Wahl des Zeitpunktes für die Probenahme im Frühjahr bekräftigen die vergleichenden Arbeiten von Pfab (2006) und Blum (2006). In den Ende April / Anfang Mai 2005 (Blum 2006) entnommenen Bodenproben keimte ungefähr die dreizehnfache Anzahl an Diasporen aus (66 Arten) als in den im September 2005 (Pfab 2006) entnommenen Proben. Dies legt die Vermutung nahe, dass bei Probenahme und Keimung im Herbst weniger keimungsbereite Diasporen im Boden vorhanden sind. Bei Pfab (2006) wurden dormante Diasporen nicht erfasst, was zu einem anderen Artenspektrum führte als bei Blum (2006).

6.8.2 Verhalten ausgewählter Arten

Typische Waldarten produzieren in der Regel weniger Samen als Arten gestörter Standorte, was die Möglichkeiten eines Eintrags in die Samenbank beschränkt (Bossuyt et al. 2002). Es dauert laut Bossuyt et al. (2002) mindestens 100 Jahre, bis die Samenbank neu geschaffener Wälder wieder komplett mit typischen Waldpflanzen aufgefüllt ist. Das aber auch nach längeren Zeitspannen der Anteil typischer Waldarten oder von Zeigerarten historisch alter Wälder (sehr) gering sein kann, belegten Augusto et al. (2001). Für das Fehlen von typischen Waldarten in der Diasporenbank sind zudem weitere Ursachen denkbar. Dazu zählt die Annahme, dass sich typische Waldarten vorwiegend vegetativ vermehren, was aber beispielsweise Eriksson (1995) für *Anemone nemorosa* und Bierzychudek (1982) für eine Reihe weiterer typischer Waldarten widerlegten. Andere Erklärungsansätze gehen davon aus, dass diese Arten oft geklumpt vorkommen und bei den Probenahmen nicht erfasst werden. Denkbar ist weiterhin, dass die für typische Waldarten erforderlichen Keimbedingungen bei den Keimungsversuchen nicht vorliegen.

Nur wenige Untersuchungen belegen das Vorhandensein von Zeigerarten historisch alter Wälder in der Samenbank von Wäldern (z. B. Dougall & Dodd 1997, Bossuyt et al. 2002). Der Anteil dieser Zeigerarten nimmt allerdings mit zunehmender Bestockungsdauer zu (Bossuyt & Hermy 2001). Bossuyt & Hermy (2001) zeigten, dass verschiedene Arten wie beispielsweise *Ajuga reptans*, *Carex sylvatica*, *Digitalis purpurea*, *Hypericum humifusum*, *H. perforatum* oder *Scrophularia nodosa* fast ausschließlich in der Samenbank historisch alter Wälder vorkommen. Dies kann für das Untersuchungsgebiet lediglich für *Carex sylvatica* bestätigt werden, welche ausschließlich in den Proben der historisch alten Wälder auftritt. *Ajuga reptans*, *Digitalis purpurea* und *Scrophularia nodosa* sind vorwiegend in den Samenbanken der alten Wälder zu finden und *Hypericum humifusum* und *H. perforatum* kommen mit hohen Individuenzahlen in den alten und neuen Wäldern vor, nicht aber in den historisch alten Wäldern des Untersuchungsgebiets.

Hohe Anteile an *Juncus spec.* Samen in der Diasporenbank sind in der Literatur sowohl für historisch alte als auch für neue Wälder mehrfach belegt (Thompson & Grime 1979, Brown & Oosterhuist 1981, Kjellsson 1992, Milberg 1995, Mitchell et al. 1998, Augusto et al. 2001, Bossuyt et al. 2002, Alvarez et al. 2006). Dies trifft auch für die vorliegende Untersuchung zu. Hier zählen 35 % aller Keimlinge zu der Art *Juncus effusus*, weitere 6,5 % zu *J. articulatus* und 4,2 % zu *J. bulbosus*. Dies ist insoweit erstaunlich, als dass von den drei Arten lediglich *Juncus effusus* in der aktuellen Vegetation erfasst ist und dabei nur in 4 Untersuchungsflächen vorkommt. *J. effusus* kommt in den Samenbanken der historisch alten Wälder nicht vor und erreicht die höchsten Keimlingsdichten in den Wäldern der Nutzungskategorie AW-2 (durchschnittliche Keimlingsdichte 7 853 Keimlinge/m²). Dies entspricht den bei Kjellsson (1992) angegebenen Dichten von 2 000 – 10 820 Keimlingen/m² und liegt deutlich über den bei Bode (2005) ermittelten Werten von 220 – 250 Individuen/m². *J. effusus* ist im Untersuchungsgebiet stets häufiger in den unteren Bodenschichten vertreten (bis zu dreimal häufiger in den NW-1). Ervin & Wetzel (2001) gehen bei *Juncus* von Samenproduktionen von 4×10^6 Samen pro ausgewachsenem Horst aus. Weiterhin ist belegt, dass die Diasporen lange Zeit im Boden überdauern können. Kjellsson (1992) geht davon aus, dass *Juncus*-Samen bis zu 200 Jahren in der Samenbank überdauern

können. Bakker et al. (1996) geben Überlebenszeiten von mehr als 70 Jahren an. Moore & Burr (1948) gehen von 60 Jahren und Oberdorfer (1994) bei *J. effusus* von über 70 Jahren, bei *J. articulatus* von über 35 Jahren und bei *J. bulbosus* von mehr als 30 Jahren aus. Kleinräumige Störungen fördern das Vorkommen von *J. effusus* im Wald (Bonn & Poschlod 1998). Dadurch entsteht regelmäßig die Möglichkeit der Etablierung der Art und als Folge dessen eine Auffüllung der Samenbank. Aufgrund der Langlebigkeit der Samen ist die Art dadurch relativ unempfindlich gegenüber kurzzeitigen Nutzungsveränderungen an der Bodenoberfläche.

Agrostis capillaris ist im Untersuchungsgebiet regelmäßig in der aktuellen Vegetation vertreten, wobei die Art in den neuen Wäldern etwas häufiger auftritt, was die Ergebnisse von Ludemann (1994b) stützt, der die Art im Gegensatz zu Bode (2005) zur typischen Artenkombination der Wälder des Südschwarzwaldes rechnet. *Agrostis capillaris* ist die zweithäufigste Art in den Samenbankuntersuchungen. Die Art produziert viele und vergleichsweise kleine Samen, Bakker et al. (1996) gehen im Offenland von bis zu 17 750 Samen/m² aus. Einen Einfluss der Art der Bewirtschaftung auf die Samenbank der Art zeigte Hülß-Metzger (1995), die im Offenland eine wesentlich größere Samenbank nachweisen konnte als auf Flächen, auf denen seit ca 20 Jahren ungestörte Sukzession stattfindet. Die vergleichsweise geringen Keimlingszahlen in der vorliegenden Samenbankuntersuchung bekräftigen die Annahme, dass mit zunehmender Bestockung die Samenbank ausdünn. Die Art tritt in den Proben der historisch alten Wälder überhaupt nicht auf und ist in den Proben der neuen Wälder knapp vier mal häufiger als in denen der alten Wälder. Dies bestätigt die Einschätzung von Bossuyt & Hermy (2001), die die Art als charakteristisch für neue Wälder einschätzten.

Die Tiefenverteilung von *Agrostis capillaris* im Untersuchungsgebiet zeigt, dass sich in den alten und neuen Wäldern eine größere Anzahl an Samen sowohl in den oberen als auch in den unteren Bodenschichten finden lassen. Dies deutet darauf hin, dass sich die Samenbank sowohl aus einem Eintrag aus der aktuellen Vegetation als auch aus Samen zusammensetzt, die schon seit längerer Zeit in der Samenbank ausharren. Die kleinen Diasporen können relativ leicht in tiefere Bodenschichten verfrachtet werden, so dass sich in den NW-2, in denen die Art in allen Untersuchungsflächen in der aktuellen Vegetation zu finden ist, in der Bodentiefe 5 – 15 cm noch Keimlingsdichten von 1 348 Individuen/m² finden lassen. Dies deutet aufgrund der vergleichsweise kurzen Bestockungsdauer auf eine schnelle Samenverfrachtung in tiefere Bodenschichten hin. Trotzdem ist die Samendichte in den Nutzungskategorien AW-2, NW-1 und NW-2 in den oberen Bodenschichten höher, was die Bedeutung des aktuellen Sameneintrags zeigt. In den Wäldern der Nutzungskategorie AW-2 ist die Keimlingsdichte in der unteren Bodenschicht höher, wobei die Art nur in der Samenbank von 3 Untersuchungsflächen zu finden ist und dabei zweimal ausschließlich in der unteren Bodentiefe. Dies verdeutlicht, dass zumindest in dieser Nutzungskategorie die langlebige Samenbank eine größere Rolle spielt.

Carex pilulifera ist in der vorliegenden Untersuchung in allen Nutzungskategorien häufig in der aktuellen Vegetation zu finden, wogegen Bode (2005) die Art im benachbarten Menzenschwand kaum in der aktuellen Vegetation der alten Wälder finden konnte. Von *C. pilulifera* wurden 1 061 Keimlinge im Versuch registriert. Dabei keimen in den historisch alten Wäldern lediglich 5 Individuen, in den alten und neuen

Wäldern dagegen jeweils vergleichbar viele. Die meisten Keimlinge (331 Individuen) sind in der Nutzungskategorie NW-1 zu finden. Die höhere Anzahl an Keimlingen in Wäldern mit jüngerer Bestandeskontinuität bestätigt die Funde von Ludemann (1994b) und Bode (2005), die in den Wäldern des Südschwarzwaldes zu vergleichbaren Ergebnissen kamen. Dabei weisen die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten Wälder im Gegensatz zu den ehemaligen Äckern und Wiesen und zum historisch alten Wald höhere Keimlingsdichten auf, was als Zeugnis der ehemaligen Nutzung gewertet werden kann. *C. pilulifera* ist Bestandteil der montanen Borstgrasrasen und tritt besonders in extensiv genutzten Flächen auf. Die ehemaligen Weiden wiesen vor der Nutzungsaufgabe und Wiederbewaldung vermutlich vitale Bestände der Pillen-Segge auf, die größere Samenmengen in die Samenbank eingespeist haben. Die Tatsache, dass in der Samenbank der ältesten Wälder, ebenso wie bei den Untersuchungen von Bode (2005), nur wenige Exemplare dieser Art keimen, deutet darauf hin, dass ein Großteil der Samen aus den vergangenen Offenlandperioden stammt. Der rezente Samenniederschlag trägt offensichtlich nur zu einem geringen Teil am Anteil der Diasporenbank bei. Kjellsson (1992) geht davon aus, dass die Art bis zu 130 Jahren im Boden überdauern kann, Oberdorfer (1994) gibt 60 Jahre und Hill & Stevens (1981) geben mehr als 45 Jahre als Überlebensdauer an. Die vorliegenden Ergebnisse unterstützen die Annahme von Kjellsson (1992), da die alten Wälder seit mindestens 100 Jahre bestehen und gleichzeitig die höchsten Keimlingsdichten aufweisen.

Die gefundene Samendichte von *Calluna vulgaris* ist in den alten Wäldern des Untersuchungsgebiets höher als in den neuen Wäldern. In der aktuellen Waldvegetation des Untersuchungsgebiets ist die Art lediglich in 6 Probeflächen mit nur geringen Stetigkeiten vorzufinden, was darauf hinweist, dass die Samenbank nicht ausschließlich von den wenigen Individuen der aktuellen Vegetation aufgebaut wird. *Calluna vulgaris* produziert eine große Anzahl an Samen und besitzt ein hohes Potenzial, um eine große und dauerhafte Samenbank aufzubauen. Nordhagen (1938) hat für eine Heidelandschaft Samenproduktionen bis zu 1 Millionen Samen/m² festgestellt und Legg et al. (1992) gehen aufgrund von Experimenten und explorativer Datenanalyse sogar von bis zu 1,15 Millionen produzierten Samen aus. Die große Produktion von Samen und deren Langlebigkeit kann erklären, dass die Art in den Wäldern der Nutzungskategorie NW-1 nicht registriert wurde, trotzdem aber Keimlingsdichten von durchschnittlich 513 Keimlingen/m² in der Samenbank zu finden sind. Die Art ist im Allgemeinen mit höheren Stetigkeiten auf Weidflächen und in Zwergstrauchheiden zu finden, so dass es erstaunlich ist, dass in der vorliegenden Untersuchung jeweils höhere Keimlingszahlen in den ehemaligen Äckern und Wiesen im Vergleich zu den ehemaligen Weiden und Reutfeldern ermittelt werden.

Ergebnisse von Granström (1987, zitiert in Bode 2005) weisen auf eine Langlebigkeit von *C. vulgaris*-Samen im Boden hin, da dieser auch nach einer Lagerung von 5 Jahren im Waldboden keine Abnahme der Keimungsaktivität und der Anzahl der überlebten Samen feststellen konnte. Granström (1988) gibt unter Nadelbeständen eine Überlebensdauer der Diasporen in der Samenbank von > 80 Jahren an. Hill & Stevens (1981) gehen von bis zu 50 Jahren aus. Trotzdem ist aufgrund einer natürlichen Mortalität der Samen anzunehmen, dass die Diasporenmenge im Boden im Laufe der Zeit abnimmt. Dies lässt sich anhand der vorliegenden Ergebnisse nicht belegen, da die historisch alten Wälder zwar die geringsten Keimlingszahlen der Art aufweisen,

dagegen die alten Wälder aber wesentlich höhere Keimlingszahlen haben als die neuen Wälder. Die Ergebnisse können in der Art der Wiederbewaldung begründet liegen. Der vergleichsweise höhere Anteil von *C. vulgaris* in den alten Wäldern ist vermutlich darauf zurückzuführen, dass in dieser Nutzungskategorie ein höherer Anteil der aufgegebenen Flächen durch Sukzession in Wald übergegangen ist. Samenbankuntersuchungen in Mischwäldern von Pickett & McDonnell (1989) und Hyatt (1999) haben ergeben, dass sich die Samenbank vorwiegend während früher Stadien der Sekundärsukzession aufbaut und nur wenige Arten nach Kronenschluss hinzukommen, wenn ein Teil der Sukzessionsarten bereits wieder ausfällt. Im Zuge der Sukzession entstehen Phasen, in denen *Calluna* optimale Bedingungen vorfindet und stabile und vitale Populationen mit entsprechend hoher Samenproduktion aufbauen kann. In den neuen Wäldern wurde demgegenüber ein größerer Teil der wiederbewaldeten Flächen durch Aufforstung begründet, ohne die für *Calluna* günstigen Sukzessionsphasen. Die verschiedenartigen Wiederbewaldungsprozesse können einen Erklärungsansatz für die unterschiedlich hohen Keimlingszahlen im alten und neuen Wald geben, sowie die 2,5 mal höhere Anzahl an Keimlingen in den alten Wäldern erklären.

C. vulgaris ist im Untersuchungsgebiet besonders in der Samenbank der Nutzungskategorie AW-1 häufig (308 Keimlinge) und in den historisch alten Wäldern am seltensten gekeimt (41 Keimlinge). Die mittlere Keimlingsdichte beträgt im Untersuchungsgebiet 512 Keimlinge/m² und liegt damit deutlich unter den Angaben anderer Autoren. Hill & Stevens (1981) ermittelten für 17 – 18 jährige Aufforstungen in Wales etwa 3 600 Keimlinge/m², wobei sie mit zunehmendem Waldalter eine Abnahme in der Keimlingsdichte beobachteten. Bei Bode (2005) betrug die Samen-dichte von *C. vulgaris* in den neuen Wäldern im Südschwarzwald 6 640 Keimlinge/m², was deutlich über den Keimlingsdichten der neuen Wälder im Untersuchungsgebiet liegt (483 Keimlinge/m²). Dabei beobachtete Bode (2005), dass die Vitalität der Lichtpflanzen in den jungen Wäldern gegenüber dem Freiland deutlich abgenommen hat, was vermuten lässt, dass die Samenbank nicht mehr in gleichem Maß wie unter früheren Offenlandbedingungen aufgefüllt wird.

Rubus idaeus ist im Untersuchungsgebiet in allen Nutzungskategorien mit hohen Stetigkeiten in der aktuellen Vegetation vertreten, so dass die Art selbst dann als Diasporenquelle in Betracht gezogen werden kann, wenn die Art in der Untersuchungsfläche selbst nicht wächst. In den Samenbankversuchen wurden insgesamt 622 Keimlinge gezählt, wobei mehr als die Hälfte davon in den historisch alten Wäldern zu finden ist (Keimlingsdichte 428 Individuen/m²). Die ehemaligen Weiden / Reutfelder weisen sowohl in den alten als auch in den neuen Wäldern geringere Keimlingszahlen auf als die ehemaligen Äcker / Wiesen.

R. idaeus ist eine Art der Schlagfluren und die Samen bleiben lange Zeit im Boden keimfähig. Oberdorfer (1994) gibt als maximale Lagerung im Boden mehr als 50 Jahre an, Whitney (1986) geht von 50 bis 100 Jahren aus. Zum Auskeimen benötigen die Samen von *Rubus* im Allgemeinen eine lange Kältestratifikation und sie zeigen keine Abhängigkeit von den Lichtverhältnissen (Jobidon 1993). In den historisch alten Wäldern ist aufgrund der Verteilung der Samen im Boden davon auszugehen, dass ein Großteil der Samen aus den letzten Jahren stammt, da sich in den oberen Bodenschichten deutlich mehr Keimlinge finden als in den tieferen. In den alten und neuen

Wäldern verhält es sich umgekehrt und es sind in den unteren Bodenschichten mehr Samen akkumuliert. Dies bedeutet, dass sich viele Samen bereits seit längerem im Boden befinden. Aufgrund der Konstellation der Samenbank im Untersuchungsgebiet ist denkbar, dass in den alten und neuen Wäldern die Bedingungen für *R. idaeus* weniger optimal sind als in den historisch alten Wäldern und die Art daher in den erstgenannten weniger fruchtet, wodurch der Sameneintrag in den Boden geringer ist.

Oxalis acetosella ist in der aktuellen Vegetation in allen Nutzungskategorien mit hohen Stetigkeiten anzutreffen, in den Samenbankversuchen wird allerdings kein einziger Keimling der Art registriert. Oberdorfer (1994) und Thompson et al. (1997) gehen sowohl von einer langlebigen als auch von einer kurzlebigen Samenbank aus. Die Angaben zu *O. acetosella* in Samenbanken variieren, so vermerkten Augusto et al. (2001) die Art in der Samenbank von Fichtenforsten und auch Staaf et al. (1987) konnten *O. acetosella* in Samenbanken von Buchenwäldern nachweisen. Onaindia & Amezaga (2000) fanden die Art nur in den Samenbanken von Fichtenplantagen, nicht jedoch in ursprünglichen Wäldern. Pigott (1990) beschrieb für *O. acetosella* unterschiedliche Ausbreitungsstrategien in verschiedenen Habitaten, so überwiegt in ursprünglichen Wäldern die vegetative Ausbreitung, während in Fichtenforsten eine Ausbreitung über Samen häufiger ist. Diese Ergebnisse werden durch die vorliegende Untersuchung nicht bestätigt, obwohl es sich bei den Wäldern in Hinterzarten zu einem großen Teil um Fichtenforste handelt. Bode (2005) konnte im benachbarten Menzenschwand ebenfalls keine *Oxalis acetosella* Keimlinge in Samenbankversuchen nachweisen. Borchers et al. (1998) zeigten, dass *O. acetosella* unter Gewächshausbedingungen gar nicht oder nur erschwert keimt. Laut Kinzel (1913) kann eine Dormanz durch Frost gebrochen werden. Ebenso wie in der vorliegenden Untersuchung führte auch bei Bode (2005) eine Kältestratifizierung nicht zum erfolgreichen Auskeimen der Art im Gewächshaus. Aufgrund der Tatsache, dass die Keimbedingungen einiger Arten, wie beispielsweise *O. acetosella*, bei experimentellen Versuchen nicht erfüllt werden, ist bei derartigen Untersuchungen zu beachten, dass es durch das methodenbedingte Ausfallen von Arten zu einer Unterschätzung der Keimlingsdichten und zu einer Fehlinterpretation der Artenzusammensetzung kommen kann (ter Heerdt et al. 1996).

6.8.3 Keimlingsdichten

Bei der Ermittlung der keimfähigen Diasporen in der Samenbank kann nicht zwischen solchen unterschieden werden, die im Jahr der Probenahme in die Samenbank eingetragen wurden und in der kommenden Vegetationsperiode keimen oder absterben werden und denjenigen Samen, die in die langfristige Samenbank übergehen (Hyatt 2000). In der Literatur sind vergleichsweise wenige Informationen über die turnover-Raten in Samenbanken zu finden.

Historisch alte Wälder haben in der Regel eine vergleichsweise gering ausgebildete Samenbank. Entsprechend Bossuyt & Hermy (2001) schwanken die Samendichten in historisch alten Wäldern zwischen 85 und 29 511 Samen/m². In der vorliegenden Untersuchung finden sich in den HAW durchschnittlich 1 628 Keimlinge/m² (zwischen 497 und 4 344), was nur einem Fünftel der durchschnittlichen Samendichte im Versuch entspricht.

Die Keimlingsdichte im Untersuchungsgebiet ist in der Nutzungskategorie NW-1 am höchsten und in den historisch alten Wäldern am geringsten (siehe Kap. 5.4.2 und Tabelle-A 11 in Anhang). Auch Pfab (2006) und Blum (2006) ermittelten im Untersuchungsgebiet höhere Keimlingsdichten in den neuen Wäldern gegenüber den historisch alten. Vergleichbare Verteilungen zwischen NW und HAW ermittelten auch Bossuyt et al. (2002) und Bode (2005). Die Keimlingsdichten in den HAW sind denen von Bode (2005) mit 1 827 Keimlingen/m² ähnlich.

Godefroid et al. (2006) haben in Belgien einen Einfluss verschiedener Baumarten auf die Zusammensetzung der Samenbank, die Tiefenverteilung der Diasporen und die Keimlingsdichten nachgewiesen. Insgesamt konnten sie in ihren Untersuchungen 37 Arten und Dichten von durchschnittlich 9 192 Keimlingen/m² feststellen, wobei lediglich 39 % der Arten der Samenbank auch in der aktuellen Vegetation vertreten waren.

Entsprechend Bakker et al. (1996) und Thompson et al. (1997) weist der Großteil der Arten Keimlingsdichten von weniger als 500 Individuen/m² auf, wobei aber auch Keimlingsdichten von 300 000 – 500 000 Keimlingen/m² vorkommen können (Abbildung 6-3).

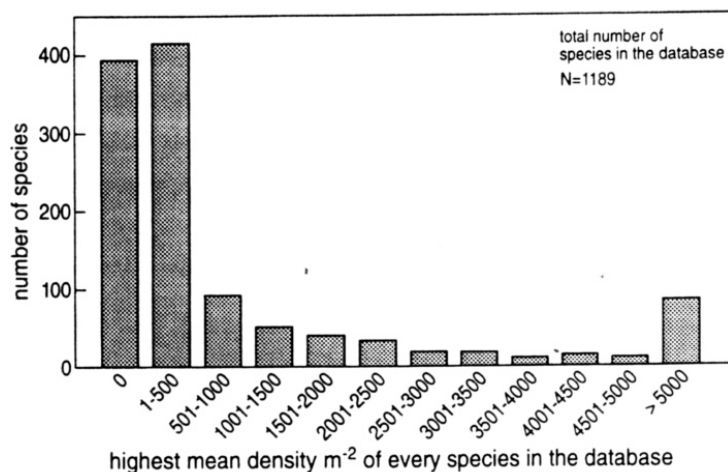


Abbildung 6-3: Verteilung der mittleren Samendichten pro m² unabhängig vom Probenvolumen. Aus Bakker et al. (1996).

Auch im Untersuchungsgebiet weisen nur wenige Arten Keimlingsdichten von über 500 Individuen/m² auf. Dazu zählen *Agrostis capillaris*, *Carex pilulifera*, *Juncus articulatus* und *J. effusus*, wobei letztgenannte Art mit durchschnittlich 2 749 Keimlingen/m² vertreten ist. 62 % der Arten weisen Keimlingsdichten von weniger als 10 Individuen/m² auf, was mit den Ergebnissen von Bakker et al. (1996) übereinstimmt.

6.8.4 Einfluss ehemaliger Nutzungen

Bossuyt & Hermy (2001) zeigten, dass die Nutzungsgeschichte von Wäldern ein Schlüsselfaktor für die Zusammensetzung deren Samenbanken ist und außerdem die Anzahl an Diasporen mit zunehmender Bestockungsdauer abnimmt. Aude & Lawesson (1998) belegten weiterhin, dass die Bewirtschaftung der Wälder unter Umständen einen größeren Einfluss auf die Zusammensetzung der Samenbank ausüben kann als Standortfaktoren. Eine Abnahme an Arten und Keimlingszahlen in der Diasporenbank mit zunehmender Bestockungsdauer findet sich auch im vorliegenden

Datensatz (siehe Abbildung 5-36 und Abbildung 5-40). Augusto et al. (2001) konnten bei ihren Untersuchungen eine starke Korrelation zwischen der Keimlingsdichte und dem Bestandesalter ermitteln. Nach einer Wiederbewaldung verbleiben die Diasporen der ehemaligen Offenlandarten noch längere Zeit in der Samenbank. Verschiedene Studien belegen, dass deren Samendichten erst 50 Jahre nach der Aufforstung abnehmen (z. B. Hill & Stevens 1981, Dougall & Dodd 1997). Zudem sind diese Arten anfangs noch häufiger in der aktuellen Vegetation der neu geschaffenen Wälder zu finden und füllen dadurch die Samenbank weiterhin auf. Milberg (1995) und Falinska (1999) kamen allerdings zu gegenteiligen Ergebnissen. Fenner (2000) verwies zudem darauf, dass die Bodenstruktur hinsichtlich der Keimungsbedingungen eine bedeutende Rolle spielt. Peterson & Pickett (2000) konnten auf Windwurfflächen in alten Wäldern abnehmende Keimlingszahlen mit zunehmender Streumenge feststellen. Dabei wirkte sich Laubstreu nachteiliger aus als Nadelstreu und besonders Arten mit kleinen Samen wurden gehemmt. Anhand der eigenen Ergebnisse kann kein Einfluss des Lichts oder der Mächtigkeit des Auflagehumus auf die Zusammensetzung der Samenbank festgestellt werden (siehe Tabelle 5-26).

Eine ehemalige Nutzung als Acker oder Wiese führt im Untersuchungsgebiet zu mehr Arten in der Samenbank der heutigen Wälder als eine ehemalige Nutzung als Weide oder Reutfeld und je länger die Nutzungsaufgabe zurück liegt, desto geringer ist die Anzahl keimfähiger Diasporen in der Samenbank. Die unterschiedliche Artenzusammensetzung der Samenbank kann eine Ursache in der früheren Art der Grünlandbewirtschaftung haben. Dies wirkt sich bis heute auf den Aufbau der Samenbank in den neuen Wäldern aus. Blum (2006) konnte bei seinen Untersuchungen in Hinterzarten belegen, dass *Veronica persica* und *Jasione montana* ausschließlich in der Samenbank der neuen Wälder vorkamen, auch wenn von *Jasione montana* insgesamt nur 42 Individuen nachgewiesen wurden. Weiterhin konnte Blum (2006) aufzeigen, dass sowohl der Waldtyp (Misch- beziehungsweise Nadelwald) als auch die Bestockungsdauer einen Einfluss auf die Samenbank ausüben. Auch Pfab (2006) konnte einen Einfluss der Nutzungsgeschichte auf das Artspektrum der Diasporenbank aufzeigen. Dies bestätigt die Ergebnisse von Wellstein et al. (2007), die herausgefunden haben, dass die Art des Managements einen signifikanten Einfluss auf die Zusammensetzung der Samenbank ausübt. So fanden sich bei ihnen in den Samenbanken von Weiden verstärkt Ruderalarten, was einen vergleichsweise hohen Anteil an Bodenstörung widerspiegelt. So lässt sich im Untersuchungsgebiet beispielsweise *Ranunculus repens* als typische Art der Grasländer nur in den Samenbanken der neuen Wälder finden.

Im Untersuchungsgebiet finden sich keine ehemaligen Kulturpflanzen in der Samenbank. Zu gleichen Ergebnissen kamen Lüst & Giani (2006) in Norddeutschland. Waldhardt et al. (2001) konnten im Lahn-Dill-Bergland in Hessen 20 Jahre nach der Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung nur noch durchschnittlich 1,5 typische Ackerarten in der Samenbank finden. In der vorliegenden Untersuchung liegt die Aufgabe der landwirtschaftlichen Nutzung wesentlich länger zurück. Das Fehlen typischer Acker- beziehungsweise Kulturpflanzen im Untersuchungsgebiet mag eine Ursache in den lokalen-standörtlichen Gegebenheiten haben, da die ehemalige Feld-Gras-Wechselwirtschaft (Bode 2005) und die Höhenlage (Hügin 1992) vermutlich nicht zur Ausbildung typischer Ackergesellschaften geführt haben.

Daneben finden sich in der Samenbank Arten, die für Grünland typisch sind und ebenfalls aus früheren Offenlandperioden stammen können. *Carex pilulifera*, *Rumex acetosella*, *Veronica officinalis* und *Genista sagittalis* sind charakteristische Bestandteile der Magerrasen und -weiden im Feldberggebiet. *Carex pilulifera* kommt in der aktuellen Vegetation in allen Nutzungskategorien in hohen Stetigkeiten vor. Die Art findet sich kaum in der Samenbank der historisch alten Wäldern, dagegen tritt sie in den ehemaligen Landwirtschaftsflächen in hohen Stetigkeiten auf. Dabei kommt *C. pilulifera* mit Ausnahme der Nutzungskategorie NW-2 verstärkt in den tieferen Bodenschichten vor, so dass in diesen Kategorien eine langlebige Samenbank der Art vorhanden ist. Dies lässt vermuten, dass die Art in der Vergangenheit wichtiger Bestandteil der Vegetation gewesen ist und viele Samen in die Samenbank eingetragen hat. *Rumex acetosella* kommt besonders häufig in der Samenbank der NW-2 vor. *R. acetosella* produziert über den ganzen Sommer Früchte, wobei nur sehr wenige Samen im ersten Jahr nach der Samenausbreitung keimen (im Gegensatz zu beispielsweise *R. acetosa*), sondern der überwiegende Teil ohne erkennbaren Dormanzzyklus in die dauerhafte Samenbank übergeht und vermutlich erst nach Lichtimpulsen keimt (Van Assche et al. 2002). *Genista sagittalis* ist ausschließlich in der Samenbank der NW-2 gekeimt. Diese Art ist erst sehr spät im Experiment aufgelaufen, was darauf hindeutet, dass die Dormanz der Samen erst gebrochen werden musste. Dies zeigen auch die Ergebnisse von Bode (2005). Die Art wurde bei den Vegetationsaufnahmen nicht in den Plots erfasst, trotzdem ist die Art mit geringen Stetigkeiten auch in den Wäldern des Untersuchungsgebiets zu finden. Dabei bevorzugt die Art Waldränder und besonnte Wegränder, so dass auch von diesen Rückzugsrefugien eine Samenausbreitung in geringem Umfang denkbar ist. In der Samenbank ist die Art öfter in der tieferen Bodenschicht vertreten, was die Langlebigkeit der Samen verdeutlicht.

P. pratensis kommt im Untersuchungsgebiet nur in der Samenbank der alten Wälder vor, wogegen sich *P. trivialis* nur in der Nutzungskategorie NW-2 findet. Da *P. trivialis* nur eine kurzfristige Samenbank ausbildet, müssen die im Experiment gekeimten Individuen einem aktuellen Eintrag im Untersuchungsgebiet entstammen, so dass zu vermuten ist, dass sich die Art auf Sonderstandorte im Wald zurückgezogen hat. *Poa pratensis* und *P. trivialis* haben ihren Vorkommensschwerpunkt in Wiesen und werden im Untersuchungsgebiet nicht in der aktuellen Vegetation erfasst. Thompson et al. (1997) charakterisierten die Samenbanken beider Arten als überwiegend kurzlebig, wogegen Oberdorfer (1994) zumindest für *P. pratensis* auch Überdauerungszeiträume von über 30 Jahren angibt. Denkbar ist ebenfalls eine Kontamination während des Versuchs im Gewächshaus, was aber nicht wahrscheinlich ist, da die Art nicht in den Kontrollschalen aufgelaufen ist.

6.8.5 Vergleich von Diasporenbank und aktueller Vegetation

In Wäldern zeigen die Zusammensetzungen der aktuellen Vegetation und der Samenbanken im Allgemeinen nur geringe Übereinstimmungen (z. B. Thompson & Grime 1979, Staaf et al. 1987, Warr et al. 1994, Eriksson 1995, Ashton et al. 1998, Falinska 1999, Thompson 2000). Speziell Augusto et al. (2001) konnten bei Samenbankuntersuchungen in nordostfranzösischen Nadelholzforsten lediglich eine Übereinstimmung von maximal 30 % zwischen der Samenbank und der aktuellen Vegetation finden.

Ähnlich den Untersuchungen von Olano et al. (2005) finden sich in der vorliegenden Untersuchung 62 % der Arten der Samenbank auch in der aktuellen Vegetation, was im Vergleich zu anderen Studien einem hohen Anteil entspricht. Bei Eycott et al. (2006) traf dies für 45 % der Arten zu, bei Bossuyt et al. (2002) nur für 18 % der Arten. Dabei waren dort die häufigsten Arten der aktuellen Vegetation nicht in der Samenbank vertreten und umgekehrt. Ähnliches trifft auch für die Untersuchungen in Hinterzarten zu. Von den in der aktuellen Vegetation vermerkten Arten keimen 26,8 % in den Samenbankuntersuchungen. Dieses deckt sich mit Befunden von Ludemann (1994b) aus dem Feldberggebiet. Ebenso waren dort *Carex pilulifera*, *Agrostis capillaris*, *Rubus idaeus*, *Juncus effusus* und *Veronica officinalis* sehr häufig, wogegen die dort weiterhin häufigen Arten *Carex pallescens* und *C. ovalis* in der vorliegenden Untersuchung nicht registriert werden.

Olano et al. (2005) fanden in ihren Samenbankuntersuchungen ein vergleichsweise geringes Vorkommen typischer Waldarten, insbesondere von Zeigerarten historisch alter Wälder. Demgegenüber fanden Godefroid et al. (2006) bei ihren Untersuchungen, dass 40 % der Samenbanken von typischen Waldarten gebildet wurden. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung unterstützen die Befunde von Olano et al. (2005), da nur 23,7 % der gekeimten Arten den im Untersuchungsgebiet als waldtypisch eingestuft zu zurechnen sind.

6.8.6 Zusammenfassung

Über die Bedeutung der Samenbank in Wäldern für die Wiederherstellung naturnaher Artenzusammensetzungen finden sich relativ wenige Angaben in der Literatur. Die Tatsache, dass viele typische Waldarten keine langlebige Samenbank aufbauen (vgl. Bossuyt & Hermy 2001) und daher die Übereinstimmung zwischen der aktuellen Vegetation und der Samenbank in Wäldern im Allgemeinen sehr gering ist (vgl. Thompson et al. 1997), schränkt deren Bedeutung für die Wiederherstellung einer typischen Waldvegetation ein. Augusto et al. (2001) belegten dies für das Potenzial von Samenbanken zur Wiederherstellung der Waldbodenvegetation nach einer Umwandlung von Fichtenforsten in Misch- oder Laubwälder. Im Untersuchungsgebiet wird das Potenzial der Samenbank in den alten und neuen Wäldern zur Wiederherstellung einer Waldbodenvegetation, die jener der historisch alten Wälder ähnlich ist, insgesamt nur als gering erachtet.

Natürliche oder anthropogene Störungen (z. B. Windwurf oder selektiver Holzeinschlag) können zur Aktivierung dormanter Samen in der Diasporenbank führen (Hyatt 1999). Dabei handelt es sich allerdings häufig um Arten früher Sukzessionsstadien, die nach erfolgreicher Etablierung wiederum ihre Samenbank auffüllen können.

Von den erhobenen 169 Strauch- und Krautarten findet sich ein Viertel in der Samenbank. Die Samenbanken der historisch alten und der neuen Wälder unterscheiden sich stark. Gerade in den jungen Wäldern sind viele Offenlandarten und Arten mit indifferentem Verhalten in der Samenbank zu finden. Die Samenbank der neuen Wälder wird im Laufe der Bestockung der Flächen ausdünnen, vor allem sind davon die typischen Offenlandarten betroffen.

Die Phase der landwirtschaftlichen Nutzung war offensichtlich zu lang und zu intensiv, um die ohnehin nur beschränkte Samenbank der Wälder in der Feldberg-region während der Offenlandphasen erhalten zu können. Die Wiederherstellung einer naturnahen Waldbodenvegetation in neu entstehenden Wäldern kann im Untersuchungsgebiet nicht aus der Samenbank erfolgen.

6.9 Bildvergleich

6.9.1 Methodendiskussion

Historische Ansichten von Landschaften bieten die Möglichkeit, sich des ehemaligen Nutzungsmosaiks „zu erinnern“. Bildvergleiche von historischen und aktuellen Aufnahmen haben sich als sinnvolles Werkzeug erwiesen, auch großmaßstäbige Veränderungen und Verschiebungen der Landnutzung zu quantifizieren. Mithilfe eines multitemporalen Bildvergleichs, bei dem möglichst viele Aufnahmen desselben Landschaftsausschnitts zu verschiedenen Zeitpunkten verwendet werden, können sowohl Trends in der Landnutzung identifiziert als auch Aussagen über die Geschwindigkeit der beobachteten Veränderungen getroffen werden. Obwohl die Trends auch durch Luftbilder oder Landkarten abgebildet werden können, bieten Ansichtskarten die Möglichkeit, diese Landnutzungsänderungen sowohl auf räumlicher als auch zeitlicher Skala besser aufzulösen. Für den nördlichen Teil der Gemarkung von Hinterzarten existieren Luftbilder erst ab 1951. Von daher eignet sich die große Anzahl der verfügbaren historischen Landschaftsaufnahmen, um die Verteilung von Wald und Offenland während der ersten Hälfte des letzten Jahrhunderts in den dokumentierten Bereichen zu erfassen und nachzuvollziehen. Sichtachsen können sehr schnell erkannt und Veränderungen erfasst werden. Demzufolge leistet der Bildvergleich einen wertvollen Beitrag zur Rekonstruktion der jüngeren Landschaftsgeschichte im Untersuchungsgebiet.

Bei der Anwendung eines multitemporalen Bildvergleichs für einen größeren Landschaftsausschnitt ist kritisch zu prüfen, inwieweit das zur Verfügung stehende historische Bildmaterial das untersuchte Gebiet repräsentativ abbildet. Häufig existieren von beliebten Blickachsen, im Beispiel von Hinterzarten in der Nähe des Siedlungskernes oder beliebter Ausflugsziele, mehr Ansichtskarten als von weniger frequentierten Bereichen, die z. B. abseits gelegen oder weniger dicht besiedelt sind. Von Hinterzarten ist nicht das gesamte Gemarkungsgebiet gleichmäßig auf historischen Ansichtskarten abgebildet. Aus dem südwestlichen Gebiet gibt es stellenweise überhaupt keine historischen Abbildungen. Dennoch lässt sich bei konzentrierter Suche eine Sättigung der verfügbaren Ansichten, die eine annähernde Repräsentativität charakterisiert, erreichen (Bode 2005). Bei der Übertragung der aus den Bildvergleichen gewonnenen Erkenntnisse auf einen größeren Landschaftsausschnitt sollten zusätzliche Informationen, z. B. aus der Literatur oder persönlichen Gesprächen, herangezogen werden. Weiterhin ist problematisch, dass flächige Ausdehnungen von Veränderungen nicht einfach zu erfassen sind. Dazu wäre eine Überführung des Bildmaterials in ein GIS notwendig, was sich bei dem für diesen Vergleich verwendeten Material als nicht praktikabel erwiesen hat. In anderen Studien hat sich ein Übereinanderlegen beider Ansichten, wobei das obere Bild halbtransparent ist, als geeignet erwiesen (z. B. Zier & Baker 2006). Der Versuch eines Verschneidens alter

Postkarten und aktueller Fotos von Hinterzarten, bei dem die Konturen der alten Ansicht über das aktuelle Foto gelegt werden, hat in der Regel zu keinem Erkenntnisgewinn beigetragen (Abbildung 6-4). Die dadurch erzeugten Bilder sind häufig unübersichtlich, so dass eine rein visuelle Auswertung favorisiert wird. Aussagen zu Landschaftsveränderung werden deshalb nur deskriptiv getroffen.



Abbildung 6-4: Verschneiden von alten Ansichtskarten aus dem Untersuchungsgebiet mit aktuellen Fotos.

6.9.2 Erkenntnisse des Ansichtskartenvergleich

Der Vergleich historischer Postkarten mit aktuellen Fotos konkretisiert und illustriert die aus Landkartenvergleich und Luftbildinterpretationen ermittelten Landnutzungsänderungen. Die Ergebnisse der Landnutzungsanalyse werden bereits ausführlich in Kap. 6.3 diskutiert. An dieser Stelle soll daher lediglich aufgeführt werden, welche Landnutzungen durch den Bildvergleich detailliert aufgezeigt und illustriert werden können.

Anhand der für den Bildvergleich verwendeten 50 historischen Ansichten, die aus dem Zeitraum von 1885 bis 1996 stammen, können für das Gebiet um Hinterzarten folgende Landnutzungsänderungen beziehungsweise Trends herausgearbeitet werden:

- Waldzunahme aufgrund der Aufgabe von weniger rentablen landwirtschaftlichen Flächen,
- Wiederbewaldung von Flächen sowohl durch Sukzession als auch durch Aufforstungen,
- Wiederbewaldung von Flächen sowohl aus der Fläche selbst heraus als auch vom Rand her,
- Ausbreitung von Gehölzen innerhalb der Bebauung im Siedlungskern von Hinterzarten,
- Siedlungsverdichtung im Ortskern von Hinterzarten,
- Ausbau der touristischen Infrastruktur,
- Aufgabe des Ackerbaus,
- Abnahme der Oberflächenrauigkeit auf Weiden,
- relativ konstante Flurgliederung außerhalb des Siedlungskerns,
- Zuwachsen von (attraktiven) Sichtachsen und
- Zuwachsen des Hinterzartener Hochmoores.

7 Zusammenfassung

In der vorliegenden Arbeit wird durch die Analyse der Vegetationszusammensetzung und ausgewählter Standortparameter von 161 Untersuchungsflächen sowie durch die Untersuchung der Samenbank von 48 Untersuchungsflächen der Einfluss ehemaliger landwirtschaftlicher Nutzungen auf die heutigen Wälder im Raum Hinterzarten im Südschwarzwald untersucht. Ziel dieser Untersuchungen ist es, Informationen über den nachhaltigen Einfluss verschiedener ehemaliger Bewirtschaftungsformen zu gewinnen und die aktuelle Vegetationszusammensetzung von Wäldern aufgrund der bekannten Nutzungsgeschichte zu interpretieren.

Durch die Interpretation historischer Karten und Luftbilder werden verschiedene Landnutzungszustände in den vergangenen 230 Jahren rekonstruiert und in einem geografischen Informationssystem zusammengeführt. Darauf aufbauend werden die heutigen Wälder um Hinterzarten in fünf Nutzungskategorien eingeteilt. Es werden historisch alte Wälder (HAW), ehemals als Weide / Reutfeld genutzte alte Wälder (AW-1), ehemals als Acker / Wiese bewirtschaftete alte Wälder (AW-2), ehemals als Weide / Reutfeld genutzte neue Wälder (NW-1) sowie in der Vergangenheit als Acker / Wiese bewirtschaftete neue Wälder (NW-2) unterschieden. Die Untersuchungsflächen werden auf Grundlage der abgeleiteten Nutzungskategorien stratifiziert und randomisiert verteilt. Ein Vergleich von historischen Ansichtskarten mit aktuellen Fotografien konkretisiert die beobachteten Landschaftsveränderungen in den letzten 100 Jahren.

Die Waldfläche hat in Hinterzarten im Untersuchungszeitraum stark zugenommen. Dies geschah überwiegend auf Kosten der landwirtschaftlichen Nutzfläche. Dabei wurden einerseits verschiedene Hofgüter im südwestlichen Gemarkungsgebiet komplett aufgegeben, andererseits flächendeckend unproduktivere Flächen aus der Nutzung genommen. In den heutigen Wäldern, die den Nutzungskategorien historisch alter bzw. alter Wald angehören, sind die Assoziationen Luzulo-Fagetum und Aceri-Fagetum in gleicher Weise verbreitet. Die historisch alten Wälder und die ehemals als Weide / Reutfeld genutzten alten Wälder weisen insgesamt geringere Artenzahlen auf, beherbergen aber im Verhältnis mehr typische Waldarten. In den neuen Wäldern werden zwei Drittel der Untersuchungsflächen dem artenreicheren Aceri-Fagetum zugeordnet. In diesen finden sich heute „Reliktarten“ der früheren landwirtschaftlichen Nutzung. Die ökologischen Zeigerwerte sind nicht geeignet, standörtliche Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien anzuzeigen.

Die untersuchten Wälder sind sich floristisch sehr ähnlich. Insgesamt ist der Einfluss früherer Nutzungen auf die Artenzusammensetzung der heutigen Wälder im Untersuchungsgebiet nur schwach abzulesen. Eindeutige Zeigerarten für die unterschiedlichen Nutzungskategorien sind unter den Gefäßpflanzen nicht vorhanden. Bei epiphytischen Flechten kann die Größe der Thalli Hinweise auf eine kontinuierliche Bewaldung geben. Diese Ergebnisse verdeutlichen, dass das bestehende Zeigerartenkonzept für historisch alte Wälder höchstens mit Modifikation auf nadelbaumdominierte Bestände in Mittelgebirgslagen übertragbar ist und demnach regionalen und lokalen Besonderheiten angepasst werden muss.

Die untersuchten Bodenparameter zeigen keine pauschale nachhaltige Veränderung durch die ehemalige landwirtschaftliche Nutzung oder die dominante Baumart an. Entgegen der allgemeinen Annahme sind die Böden der historisch alten Wälder im Untersuchungsgebiet nicht saurer oder nährstoffärmer als die Böden der neuen Wälder, sondern vergleichsweise gut nährstoffversorgt. Während hinsichtlich des Lichteinfalls am Waldboden oder des pH-Wertes keine Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien zu erkennen sind, deuten Abweichungen im C/N-Verhältnis oder in der Verteilung einzelnen Kationen auf einen Einfluss der ehemaligen Nutzung hin. Die C/N-Verhältnisse im Untersuchungsgebiet werden sowohl mit der Intensität als auch dem späteren Zeitpunkt der Nutzungsaufgabe enger. Die in der Vergangenheit als Weide oder Reutfeld bewirtschafteten Flächen sind im Gegensatz zu einer früheren Acker- oder Wiesenutzung durch geringere Basensättigungen und leicht höhere Anteile an organischen Kohlenstoff geprägt. Das Verhältnis der Stickstoffisotope ($\delta^{15}\text{N}$) stellt sich als besonders geeignet heraus, eine frühere landwirtschaftliche Nutzung in den heutigen Wäldern anzuzeigen.

Die Ergebnisse der Diasporenbankanalyse zeigen deutliche Unterschiede zwischen den Nutzungskategorien. Die Übereinstimmung der Samenbank mit der aktuellen Vegetation ist vergleichsweise hoch. Erwartungsgemäß ist die Diasporendichte in der oberen Bodenschicht höher. Die Samenbank der neuen Wälder wird von mehr Arten aufgebaut als diejenige der historisch alten Wälder. Für diese ist eine starke Präsenz der Arten *Juncus tenuis* und *Carex sylvatica* typisch. Verschiedene Arten wie *Juncus effusus* oder *Calluna vulgaris* sind in der aktuellen Vegetation kaum vertreten. Beide Arten sind dafür bekannt, langlebige Samenbanken aufzubauen und können somit als Zeugnisse früherer Nutzungs- oder Landschaftszustände angesehen werden. Da in den untersuchten Samenbanken nur wenige typische Waldarten zu finden sind, ist ihre Bedeutung für den Wiederaufbau einer artenreichen Pflanzengemeinschaft in den neuen Wäldern als gering einzuschätzen.

Die Untersuchungen belegen, dass sich Flächen mit verschiedener Nutzungsgeschichte auch in ihrer geografischen Lage und ihren Standorteigenschaften unterscheiden. Dadurch kommt es zu einer Überlagerung der verschiedenen Einflüsse. Der Einfluss der Landnutzungsgeschichte ist floristisch nur schwach in der aktuellen Vegetation der Wälder abzulesen. Demgegenüber ist eine langfristige Veränderung einiger Bodeneigenschaften und der Samenbank durch die Nutzungsgeschichte zu beobachten. Dies zeigt, dass menschlichen Aktivitäten partiell einen weitreichenden und lang anhaltenden Effekt auf Waldökosysteme ausüben können. Aus diesem Grund sollte die Nutzungsgeschichte von Wäldern als wichtige Komponente in ökologischen Studien und bei der nachhaltigen Forstplanung Berücksichtigung finden. Die Ergebnisse der vorliegenden Untersuchung können dazu hilfreiche Anregungen liefern.

Danksagung

Hiermit danke ich allen ganz herzlich, die zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Dies sind im Besonderen:

- Prof. Dr. Bogenrieder für die Überlassung des Themas und die stets anregenden und hilfreichen, oft auch lustigen Diskussionen sowohl hier im Institut als auch „außer Haus“,
- dem gesamten Institut der Geobotanik für das angenehme Arbeitsklima in den vergangenen Jahren,
- der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung im Rahmen des Graduiertenkollegs Nr. 692 „Gegenwartsbezogene Landschafts-genese“ und den Sprechern Dr. R. Mäkel und Professor Dr. R. Glawion,
- Frank Bode und Thomas Ludemann für die Hilfe bei der Interpretation der Vegetationsergebnisse,
- Michael Rudner und Hiltrud Brose für die Hilfe bei der Statistik,
- Anuschka Müller, Wilko Nölken, Frank Bode und Hiltrud Brose für die nette Gesellschaft,
- dem Team des Forstbotanischen Gartens der Universität Freiburg um Karl Merz,
- dem Team der Werkstatt der Biologie II der Universität Freiburg, insbesondere Herr Meßmer,
- den Revierförstern in Hinterzarten, H.J. Frei und E. Winterhalder sowie
- meiner Familie für die Unterstützung, den Zuspruch und das Vertrauen.

Freiburg, Oktober 2007

Literaturverzeichnis

- Abetz,K. (1949): Höferecht und Realteilung in ihrer Auswirkung auf die bäuerliche Waldwirtschaft Badens. Forstwissenschaftliches Centralblatt, Sonderdruck, 68(7/8).
- Abetz,K. (1954): Bäuerliche Reut- und Weidfelder im Schwarzwald. Festschrift für Erwin Aichinger, 2:1076-1100.
- Abetz,K. (1955): Bäuerliche Waldwirtschaft – dargestellt an den Verhältnissen in Baden. Parey Verlag, Hamburg, Berlin.
- Adam,K., Evers,F.H. & T.Littek (1987): Ergebnisse niederschlagsanalytischer Untersuchungen in südwestdeutschen Wald-Ökosystemen 1981-1986. KfK-PEF, 24(1):1-119.
- Ahrens,M., Holz,I., Nebel,M., Philippi,G., Sauer,M. & G.Schoepe (2000): Die Moose Baden-Württembergs, Bd. 1: Allgemeiner Teil, Spezieller Teil (Bryophytina I, Andreaeales bis Funariales). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart.
- Ahrens,M., Nebel,M., Philippi,G., Sauer,M., Schäfer-Verwimp,A. & G.Schoepe (2001): Die Moose Baden-Württembergs, Bd. 2: Spezieller Teil (Bryophytina II, Schistostegales bis Hypnobryales). Verlag Eugen Ulmer GmbH & Co, Stuttgart.
- Aichinger,E. (1937): Die Waldverhältnisse Südbadens. Selbstverlag der Forstabteilung des Badischen Finanz- und Wirtschaftsministeriums, Karlsruhe.
- Aldinger,E., Hübner,W., Michiels,H.-G., Mühlhäuser,G., Schreiner,M. & M.Wiebel (1998): Überarbeitung der Standortkundlichen regionalen Gliederung im Südwestdeutschen Standortkundlichen Verfahren. Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 39:5-72.
- Arbeitskreis Standortskartierung (2003): Forstliche Standortsaufnahme. IHW-Verlag, Eching.
- Ashton,P.M.S., Harris,P.G. & R.Thadani (1998): Soil seed bank dynamics in relation to topographic position of a mixed-deciduous forest in southern New England, USA. Forest Ecology and Management, 111(1):15-22.
- Aßmann,T. (1994): Epigäische Coleopteren als Indikatoren für historisch alte Wälder der Nordwestdeutschen Tiefebene. NNA Berichte, 3:142-151.
- Aßmann,T. (1999): The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (Coleoptera, Carabidae). Biodiversity and Conservation, 8(11):1499-1517.
- Aude,E. & J.E.Lawesson (1998): Vegetation in Danish beech forests: the importance of soil, microclimate and management factors, evaluated by variation partitioning. Plant Ecology, 134(1):53-65.
- Augusto,L. & J.Ranger (2001): Impact of tree species on soil solutions in acidic conditions. Annals of Forest Science, 58(1):47-58.
- Augusto,L., Dupouey,J.L., Picard,J.F. & J.Ranger (2001): Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 22(2):87-98.
- Augusto,L., Ranger,J., Binkley,D. & A.Rothe (2002): Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. Annals of Forest Science, 59(3):233-253.
- Augusto,L., Dupouey,J.L. & J.Ranger (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. Annals of Forest Science, 60(8):823-831.
- Axelsson,A.L., Ostlund,L. & E.Hellberg (2002): Changes in mixed deciduous forests of boreal Sweden 1866-1999 based on interpretation of historical records. Landscape Ecology, 17(5):403-418.
-

- Bailey, R.H. (1976): Ecology of Dispersal and Establishment. In: D.H. Brown, Hawksworth, D.L. & R.H. Bailey (Hrsg.): Lichenology, Progress and Problems. Acad. Pr., London. S. 215-241.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M. & K. Thompson (1996): Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Botanica Neerlandica*, 45(4):461-490.
- Barkman, J.J. (1958): Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes. Van Gorsum & Co. Ltd., Assen.
- Barkman, J.J. (1979): The investigation of vegetation texture and structure. In: M.J.A. Werger (Hrsg.): The study of vegetation. W. Junk Publishers, The Hague. S. 125-160.
- Barkman, J.J., Doing, H. & S. Segal (1964): Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Vegetationsanalyse. *Acta Botanica Neerlandica*, 13:394-419.
- Barralis, G. & R. Chadoeuf (1980): Etude de la dynamique d'une communauté adventice. I. Evolution de la flore adventice au cours du cycle végétatif d'une culture. *Weed Research*, 20(4):231-237.
- Bartsch, J. & M. Bartsch (1929): Buche, Tanne und Fichte in Südschwarzwald und in den Südvogesen. *Verhandlungen des Botanischen Vereins der Provinz Brandenburg*, 71:131-142.
- Bartsch, J. & M. Bartsch-Schumacher (1940): Vegetationskunde des Schwarzwaldes. *Pflanzensoziologie - Eine Reihe vegetationskundlicher Gebietsmonographien*, 4:1-229.
- Bartsch, J. & M. Bartsch, M. (1941): Über den natürlichen Gesellschaftsanschluß der Fichte im Schwarzwald und ihren Einfluß auf den Standort bei künstlichem Anbau. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 117(2):3-48.
- Baskin, C.C. & Baskin, J.M. (1998): Seeds. Academic Press, San Diego, California.
- Beatty, S.W. & O.D.V. Sholes (1988): Leaf Litter Effect on Plant-Species Composition of Deciduous Forest Treefall Pits. *Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne de Recherche Forestiere*, 18(5):553-559.
- Bekker, R.M., Verweij, G.L., Smith, R.E.N., Reine, R., Bakker, J.P. & S. Schneider (1997): Soil Seed Banks in European grasslands: does land use affect regeneration perspectives? *Journal of Applied Ecology*, 34:1293-1310.
- Bekker, R.M., Bakker, J.P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschlod, P., Thompson, K. & J.H. Willems (1998): Seed size, shape and vertical distribution in the soil: indicators of seed longevity. *Functional Ecology*, 12(5):834-842.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A. & P. Menozzi (2000): Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management*, 132(1):39-50.
- Berg, D.R. & N.C. Clement (1992): Differences in the Diversity of Vegetation Between Mature and Old-Growth Forests in the Cascade Range of the Pacific-Northwest, USA. *Northwest Environmental Journal*, 8(1):190-193.
- Berger, T.W. (2001): Auswirkungen der Baumartenzusammensetzung auf den Waldbodenzustand von sekundären Fichtenwäldern und gemischten Fichten-Buchenbeständen. *Austrian Journal of Forest Science*, 118(4):193-215.
- Berger, T.W., Swoboda, S., Prohaska, T. & G. Glatzel (2006): The role of calcium uptake from deep soils for spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*): *Forest Ecology and Management*, 229(1-3):234-246.
- Bergmeier, E., Härdtle, W., Mierwald, U., Nowak, B. & C. Peppler (1991): Vorschläge zur syntaxonomischen Arbeitsweise in der Pflanzensoziologie. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg*, 20(4):92-103.
- Bierzychudek, P. (1982): Life Histories and Demography of Shade-Tolerant Temperate Forest Herbs - A Review. *New Phytologist*, 90(4):757-776.
- Bigwood, D.W. & D.W. Inouye (1988): Spatial pattern-analysis of seed banks - an improved method and optimized sampling. *Ecology*, 69(2):497-507.
-

- Blum,R. (2006): Samenbank und Carabidengemeinschaft von Wäldern unterschiedlich langer Bestockungsdauer im Südschwarzwald. Diplomarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät Biologie. Unveröffentlicht.
- BMELF (1997): Dauerbeobachtungsflächen zur Umweltkontrolle im Wald. Methodenleitfaden für das Level-II-Programm. Bonn.
- Bode,F. (2005): Subrezenter Vegetations- und Landschaftswandel im Südschwarzwald. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Biologie. online: <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/2647> [PDF-Datei].
- Bode,F. & M.Manegold (2007): Landschaftsgeschichte um Hinterzarten und Menzenschwand in den letzten 100 Jahren - nachgezeichnet anhand von historischen Ansichtskarten. Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz, 20(1):105-128.
- Bodenbender,J. (2002): Zittern im Treibhaus - Die Auswirkungen des Klimawandels auf die Alpen. Jahrbuch zum Schutz der Bergwelt, 67:49-60.
- Boeckx,P., Paulino,L., Oyarzun,C., van Cleemput,O. & R.Godoy (2005): Soil $\delta^{15}\text{N}$ patterns in old-growth forests of southern Chile as integrator for N-cycling. *Isotopes in Environmental and Health Studies*, 41(3):249-259.
- Bol,R., Eriksen,J., Smith,P., Garnett,M.H., Coleman,K. & B.T.Christensen (2005): The natural abundance of ^{13}C , ^{15}N , ^{34}S and ^{14}C in archived (1923-2000) plant and soil samples from the Askov long-term experiments on animal manure and mineral fertilizer. *Rapid Communications in Mass Spectrometry*, 19(22):3216-3226.
- Bonn,S. & P.Poschlod (1998): Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- Borchers,U., Möselers,B.M. & G.Wolf (1998): Diasporenreservoir in Fichtenforsten und Eichen-Hainbuchenwäldern. *Natur- und Landschaftsplanung*, 30(1):10-16.
- Borchsenius,F., Nielsen,P.K. & J-E.Lawesson (2004): Vegetation structure and diversity of an ancient temperate deciduous forest in SW Denmark. *Plant Ecology*, 175(1):121-135.
- Bortz,J. (2005): Statistik für Human- und Sozialwissenschaftler. Springer, Heidelberg.
- Bossuyt,B., Deckers,J. & M.Hermy (1999a): A field methodology for assessing man-made disturbance in forest soils developed in loess. *Soil Use and Management*, 15(1):14-20.
- Bossuyt,B., Hermy,M. & J.Deckers (1999b): Migration of herbaceous plant species across ancient-recent forest ecotones in central Belgium. *Journal of Ecology*, 87(4):628-638.
- Bossuyt,B. & M.Hermy (2000): Restoration of the understory layer of recent forest bordering ancient forest. *Applied Vegetation Science*, 3:43-50.
- Bossuyt,B. & M.Hermy (2001): Influence of land use history on seed banks in European temperate forest ecosystems: a review. *Ecography*, 24(2):225-238.
- Bossuyt,B., Heyn,M. & M.Hermy (2002): Seed bank and vegetation composition of forest stands of varying age in central Belgium: consequences for regeneration of ancient forest vegetation. *Plant Ecology*, 162(1):33-48.
- Bossuyt,B., Van Wichelen,J. & M.Hoffmann (2007): Predicting future community composition from random soil seed bank sampling - evidence from a drained lake bottom. *Journal of Vegetation Science*, 18(3):443-450.
- Brackel,W.v. (2006): Epiphytische Flechten in den Tannenwäldern am Taubenberg. *Waldökologie online*, 3:31-41. online: ww997.wb09.de/download/literatur/waldoekologie-online/waldoekologie-online_heft-3-2.pdf [PDF-Datei].
- Brakenhielm,S. (1977): Vegetation dynamics of afforested farmland in a district of south-eastern Sweden. *Acta phytogeographica Suecia*, 63:1-106.
- Bray,R.J. & J.T.Curtis (1957): An ordination of upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, 27(4):325-349.
-

- Brommer, H. (1993): Hinterzarten und der Hochschwarzwald vor zwei Jahrhunderten - Die Chronik des Pfarrers Vincenz Zahn. Verlag der Gemeinde Hinterzarten, Hinterzarten.
- Brosius, F. (2006): SPSS 14. Heidelberg: mitp.
- Brothers, S.T. & A. Spingarn (1992): Forest Fragmentation and Alien Plant Invasion of Central Indiana Old-Growth Forests. *Conservation Biology*, 6(1):91-100.
- Brown, A.H.F. & L. Oosterhuist (1981): The role of buried seed in coppicewoods. *Biological Conservation*, 21(1):19-38.
- Brunet, J. (1993): Environmental and Historical Factors Limiting the Distribution of Rare Forest Grasses in South Sweden. *Forest Ecology and Management*, 61(3-4):263-275.
- Brunet, J. (1994): Der Einfluß von Waldnutzung und Waldgeschichte auf die Vegetation südschwedischer Laubwälder. *NNA Berichte*, 7(3):96-101.
- Brunet, J. & G.v.Oheimb (1998): Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden. *Journal of Ecology*, 86(3):429-438.
- Brunet, J., Oheimb, v.G. & M. Diekmann (2000): Factors influencing vegetation gradients across ancient-recent woodland borderlines in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science*, 11:515-524.
- Brückner, J. (1968): Wald- und forstgeschichtliche Untersuchungen im Feldberggebiet des Südschwarzwaldes bis zum Beginn der planmäßigen Forstwirtschaft. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Naturwissenschaftliche-mathematische Fakultät.
- Brückner, J. (1970): Der Wald im Feldberggebiet - Eine wald- und forstgeschichtliche Untersuchung des Südschwarzwaldes. Verlag Konkordia AG, Bühl/Baden.
- Brückner, J. (1984): Die Entwicklung der Wälder des Schwarzwaldes durch die Nutzung vergangener Jahrhunderte und ihre heutige Bedeutung. In: E. Liehl & W.D. Sick (Hrsg.): *Der Schwarzwald für den, der mehr erfahren möchte*. Konkordia Verlag GmbH, Bühl/Baden. S. 155-180.
- Butaye, J., Jacquemyn, H. & M. Hermy (2001): Differential colonization causing non-random forest plant community structure in a fragmented agricultural landscape. *Ecography*, 24(4):369-380.
- Butaye, J., Jacquemyn, H., Honnay, O. & Hermy, M. (2002): The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. *Journal of Vegetation Science*, 13(1):27-34.
- Bücking, W., Müller, S. & W. Schieker (1989): Bioturbationsmessungen in Waldböden. *Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg*, 4:191-266.
- Bühler, E.C.W. (1831): Die Versumpfung der Wälder mit und ohne Torfmoos-Bildung und die Mittel zur Wiederbestockung derselben in besonderer Hinsicht auf den Schwarzwald. Heinrich Laupp, Tübingen.
- Bürger, K. (2004): Veränderung von Waldökosystemen aufgrund historischer Nutzung im Schwarzwald und in den Vogesen. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. online: <http://www.freidok.uni-freiburg.de/-volltexte/1538> [PDF-Datei].
- Bürger, R. (1991): Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. *Tuexenia*, 11, 407-424.
- Cain, M.L., Damman, H. & A. Muir (1998): Seed dispersal and the Holocene migration of woodland herbs. *Ecological Monographs*, 68(3):325-347.
- Compton, J.E. & R.D. Boone (2000): Long-term impacts of agriculture on soil carbon and nitrogen in New England forests. *Ecology*, 81(8):2314-2330.
- Cook, R.E. (1980): Germination and Size-Dependent Mortality in *Viola-Blanda*. *Oecologia*, 47(1):115-117.
-

- Corbit,M., Marks,P.L. & S.Gardescu (1999): Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. *Journal of Ecology*, 87(2):220-232.
- Cornelissen,J.H.C. (1996): An experimental comparison of leaf decomposition rates in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology*, 84(4):573-582.
- Crawley,M.J. (2006): *Statistical computing*. Wiley, Chichester u.a.
- Crozier,C.R. & R.E.J.Boerner (1984): Correlations of Understory Herb Distribution Patterns with Microhabitats Under Different Tree Species in A Mixed Mesophytic Forest. *Oecologia*, 62(3):337-343.
- Csapody,V. (1968): *Keimlingsbestimmungsbuch der Dikotyledonen*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Dawson,T.E., Mambelli,S., Plamboeck,A.H., Templer,P.H. & K.P.Tu (2002): Stable Isotopes in Plant Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1):507-559.
- Debussche,M., Lepart,J. & A.Dervieux (1999): Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecology and Biogeography*, 8(1):3-15.
- Decaens,T., Mariani,L., Betancourt,N. & J.J.Jimenez (2003): Seed dispersion by surface casting activities of earthworms in Colombian grasslands. *Acta Oecologica*, 24(4):175-185.
- Der Spiegel (1995): Gesund geschrumpft. 47:16.
- Der Spiegel (2002): Schmelzende Riesen. 29:46-47.
- Deutscher Rat für Landespflege (2004): Der Beitrag der Waldwirtschaft zum Aufbau eines länderübergreifenden Biotopverbundes. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, 76:1-104.
- Diekmann,M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology - A review. *Basic and Applied Ecology*, 4(6):493-506.
- Dierschke,H. (1994): *Pflanzensoziologie*. Ulmer, Stuttgart.
- Dinter,W. (1991): Die floristische Sonderstellung alter Wälder im Tiefland Nordrhein-Westfalens: das Beispiel des Hiesfelder Waldes. *Geobotanische Kolloquien*, 7:83-84.
- Dougall,T.A.G. & J.C.Dodd (1997): A study of species richness and diversity in seed banks and its use for the environmental mitigation of a proposed holiday village development in a coniferized woodland in south east England. *Biodiversity and Conservation*, 6(10):1413-1428.
- Duffy,D.C. & A.J.Meier (1992): Do Appalachian Herbaceous Understories Ever Recover from Clearcutting? *Conservation Biology*, 6(2):196-201.
- Dupouey,J.L., Dambrine,E., Laffite,J.D. & C.Moares (2002): Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology*, 83(11):2978-2984.
- Dupre,C. & J.Ehrlen (2002): Habitat configuration, species traits and plant distributions. *Journal of Ecology*, 90(5):796-805.
- Düll,R. & H.Kutzelnigg (1994): *Botanisch-ökologisches Exkursionstaschenbuch*. Quelle & Meyer, Heidelberg.
- Dzwonko,Z. (1993): Relations Between the Floristic Composition of Isolated Young Woods and Their Proximity to Ancient Woodland. *Journal of Vegetation Science*, 4(5):693-698.
- Dzwonko,Z. (2001a): Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology*, 38(5):942-951.
- Dzwonko,Z. (2001b): Effect of proximity to ancient deciduous woodland on restoration of the field layer vegetation in a pine plantation. *Ecography*, 24(2):198-204.
- Dzwonko,Z. & S.Loster (1988): Species Richness of Small Woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Vegetatio*, 76(1-2):15-27.
-

- Dzwonko, Z. & S. Loster (1989a): Distribution of Vascular Plant-Species in Small Woodlands on the Western Carpathian Foothills. *Oikos*, 56(1):77-86.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1989b): The Number and Distribution of Woodland Vascular Plant Species in Small Forest Islands on the Carpathian Foothills. *Studies in Plant Ecology*, 18:67-68.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1990): Vegetation Differentiation and Secondary Succession on a Limestone Hill in Southern Poland. *Journal of Vegetation Science*, 1(5):615-622.
- Dzwonko, Z. & S. Loster (1992): Species Richness and Seed Dispersal to Secondary Woods in Southern Poland. *Journal of Biogeography*, 19(2):195-204.
- Dzwonko, Z. & S. Gawronski (1994): The role of woodland fragments, soil types, and dominant species in secondary succession on the western Carpathian foothills. *Vegetatio*, 111:49-160.
- Eggers, H. (1954): Siedlung und Wirtschaft im mittleren und südlichen Schwarzwald. *Berichte der Naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg i.Br.*, 44:75-117.
- Eggers, H. (1957): Die Weidewirtschaft im südlichen Schwarzwald. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 47(2):147-253.
- Ehrlén, J. & O. Eriksson (2000): Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs. *Ecology*, 81(6):1667-1674.
- Ellenberg, H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht*. Eugen Ulmer GmbH & Co., Stuttgart.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., & D. Paulißen (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18:1-258.
- Emmett, B. A., Kjonaas, O. J., Gundersen, P., Koopmans, C., Tietema, A. & D. Sleep (1998): Natural abundance of $\delta^{15}\text{N}$ in forests across a nitrogen deposition gradient. *Forest Ecology and Management*, 101(1-3):9-18.
- Endels, P., Adriaens, D., Verheyen, K. & M. Hermy (2004): Population structure and adult plant performance of forest herbs in three contrasting habitats. *Ecography*, 27(2):225-241.
- Engel, K., Detsch, R., Ammer, U. & H. Hertel (2003): Bedeutung verschiedener Baumarten für epiphytische Flechten - Untersuchungen am Beispiel von drei Auwäldern an der bayrischen Donau. *Naturschutz und Landschaftsplanung*, 35(10):311-314.
- Engelhard, J. & A. Reif (2004): Veränderungen der Bodenvegetation durch Fichtenanbau auf Standorten des Kalkbuchenwaldes. *Waldökologie online*, 1:29-56. online: www.waldbau.uni-freiburg.de/Download/pdf/Engelhard_Reif_2004_wo.pdf [PDF-Datei].
- Erb, L. (1948): Die Geologie des Feldbergs. In: K. Müller (Hrsg.): *Der Feldberg im Schwarzwald*. L. Bielefelds Verlag KG, Freiburg. S. 22-96.
- Eriksson, O. (1995): Seedling Recruitment in Deciduous Forest Herbs - the Effects of Litter, Soil Chemistry and Seed Bank. *Flora*, 190(1):65-70.
- Ervin, G. N. & R. G. Wetzel (2001): Seed fall and field germination of needlerush, *Juncus effusus*. *Aquatic Botany*, 71(3):233-237.
- Esseen, P.-A., Renhorn, K.-E. & R. B. Pettersson (1996): Epiphytic lichen biomass in managed and old-growth boreal forests: Effects of branch quality. *Biological Conservation*, 6(1):228-238.
- Ewald, J. (2002): Multiple controls of understorey plant richness in mountain forests of the Bavarian Alps. *Phytocoenologia*, 32(1):85-100.
- Eycott, A. E., Watkinson, A. R. & P. M. Dolman (2006): The soil seedbank of a lowland conifer forest: The impacts of clear-fell management and implications for heathland restoration. *Forest Ecology and Management*, 237(1-3):280-289.
- Fabricius, L. (1949): *Die Forstbenutzung*. Parey-Verlag, Berlin und Hamburg.
- Facelli, J. M. & S. T. A. Pickett (1991): Plant Litter - Light Interception and Effects on An Old-Field Plant Community. *Ecology*, 72(3):1024-1031.
-

- Falinska, K. (1999): Seed bank dynamics in abandoned meadows during a 20-year period in the Bialowieza National Park. *Journal of Ecology*, 87(3):461-475.
- Falkengren-Grerup, U. & G. Tyler (1993): Experimental evidence for the relative sensitivity of deciduous forest plants to high soil acidity. *Forest Ecology and Management*, 60(3-4):311-326.
- Falkengren-Grerup, U., Brink, D.J.t. & J. Brunet (2006): Land use effects on soil N, P, C and pH persist over 40-80 years of forest growth on agricultural soils. *Forest Ecology and Management*, 225(1-3):74-81.
- Feger, K.H., Lorenz, K., Raspe, S. & M. Armbruster (2000): Mittel- bis langfristige Auswirkungen von Kompensations- bzw. Bodenschutzkalkungen auf die Pedo- und Hydrosphäre. Arbeiten der Projektträgerschaft Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung, Forschungsbericht FZKA-BWPLUS55. online: <http://bwplus.fzk.de/berichte/SBer/PEF196003SBer.pdf> [PDF-Datei].
- Fenner, M. (2000): *Seeds*. CABI, Wallingford u.a.
- Fiedler, F. (1995): *Klimaatlas Oberrhein Mitte-Süd*. vdf Hochschulverlag, Zürich.
- Fischer, A. (1987): Untersuchungen zur Populationsdynamik am Beginn von Sekundärsukzessionen. Cramer in d. Borntraeger-Verl.-Buchh., Berlin, Stuttgart.
- Fischer, H. (1959): Die geographische Verbreitung der Holzindustrie und holzverwertenden Industrie des Schwarzwaldes. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Naturwissenschaftliche-mathematische Fakultät.
- Fischer, S.F., Poschlod, P. & B. Beinlich (1995): Die Bedeutung der Wanderschäferei für den Artenaustausch zwischen isolierten Schaftriften. Beihefte zur Veröffentlichung Naturschutz und Landespflege Baden-Württemberg, 83:229-256.
- Fleck, W. (1999): Böden. In: W. Wimmenauer & A. Schreiner (Hrsg.): *Geologische Karte 1:25000 von Baden-Württemberg, Erläuterungen zum Blatt 8014*. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau. Freiburg i.Br., S. 168-171.
- Forgeard, F., Gloaguen, J.C. & J. Touffet (1980): Interception des précipitation et apports au sol d'éléments minéraux par les eaux de pluie et les pluviollessivats dans une hetaie atlantique et dans quelques peuplements résineux de Bretagne. *Annales des Sciences Forestières*, 37(1):53-71.
- Frahm, J.-P. (2001): Höhere Niederschläge als Auslöser des gesteigerten Epiphytismus? *Bryologische Rundbriefe*, 49:3-4.
- Frahm, J.P. & W. Frey. (2004): *Moosflora*. Ulmer, Stuttgart.
- Fraterrigo, J.M., Turner, M.G. & S.M. Pearson (2006): Previous land use alters plant allocation and growth in forest herbs. *Journal of Ecology*, 94(3):548-557.
- Frey, E. (1958): Die anthropogenen Einflüsse auf die Flechtenflora und -vegetation in verschiedenen Gebieten der Schweiz. Ein Beitrag zum Problem der Ausbreitung und Wanderung der Flechten. *Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes Rübel in Zürich*, 33:91-107.
- Frey, W. & R. Lösch (2004): *Lehrbuch der Geobotanik*. Elsevier, Spektrum, Akad. Verl., München.
- Friedel, A., Oheimb, v.G., Dengler, J. & W. Härdtle (2006): Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens - a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium*, 117(1-2):172-185.
- Froment, A. & M. Tanghe (1967): Répercussion des formes anciennes d'agriculture sur les sols et la composition floristique. *Bulletin de la Société Royale de Botanique de Belgique*, 100(2):335-352.
- Gaertner, S. & A. Reif (2005): The response of ground vegetation to structural change during forest conversion in the southern Black Forest. *European Journal of Forest Research*, 124(3):221-231.
-

- Galinato, M.I. & A.G.v. der Valk (1986): Seed germination traits of annuals and emergents recruited during drawdowns in the Delta Marsh, Manitoba, Canada. *Aquatic Botany*, 26:89-102.
- Ganz, M. (2004): Entwicklung von Baumartenzusammensetzung und Struktur der Wälder vom Schwarzwald bis auf die Schwäbische Alb. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Forst- und Umweltwissenschaften. online: <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/1616> [PDF-Datei].
- Gauer, J. & A. Aldinger (2005): Waldökologische Naturräume Deutschlands - Forstliche Wuchsgebiete und Wuchsbezirke. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 43:1-324.
- Gebauer, G. & Schulze, E.-D. (1991): Carbon and nitrogen isotope ratios in different compartments of a healthy and a declining *Picea abies* forest in the Fichtelgebirge, NE Bavaria. *Oecologia*, 87(2):198-207.
- Gemeindeverwaltung Hinterzarten (2001): Strukturdaten der Gemarkung Hinterzarten. online: <http://www.hinterzarten.de/de/gemeinde/index/index.php?linkid=C-5-2>. Stand: 20.01.2007.
- Geyer, O.F. & Gwinner, M.P. (1991): Geologie von Baden-Württemberg. E.Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Glaser, F. F. & U. Hauke (2004): Historisch alte Waldstandorte und Hudewälder in Deutschland. *Angewandte Landschaftsökologie* 61. Bundesamt für Naturschutz. Bonn, Bad Godesberg.
- Glatzel, G. (1991): The impact of historic land use and modern forestry on nutrient relations of Central European forest ecosystems. *Fertilizer Research*, 27:1-8.
- Godefroid, S., Rucquoy, S. & N. Koedam (2005): To what extent do forest herbs recover after clearcutting in beech forest? *Forest Ecology and Management*, 210(1-3):39-53.
- Godefroid, S., Phartyal, S.S. & N. Koedam (2006): Depth distribution and composition of seed banks under different tree layers in a managed temperate forest ecosystem. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, 29(3):283-292.
- Goldblum, D. (1997): The effects of treefall gaps on understory vegetation in New York State. *Journal of Vegetation Science*, 8(1):125-132.
- Goward, T. (1994): Notes on old-growth-dependent epiphytic macrolichens in inland British Columbia, Canada. *Acta botanica Fennica*, 150:31-38.
- Gödde, M., Diesing, D. & R. Wittig (1985): Verbreitung ausgewählter Wald- und Ruderalpflanzen in Münster. *Natur und Heimat*, 45(3):85-103.
- Götz, A. (1936): Die Reutbergwirtschaft im südlichen Schwarzwald. *Zeitschrift für Erdkunde*, 4:395-400.
- Graae, B.J. & P.B. Sunde (2000): The impact of forest continuity and management on forest floor vegetation evaluated by species traits. *Ecography*, 23(6):720-731.
- Graae, B.J., Sunde, P.B. & B. Fritzboeger (2003): Vegetation and soil differences in ancient opposed to new forests. *Forest Ecology and Management*, 177(1-3):179-190.
- Graae, B.J., Okland, R.H.P., Petersen, P.M., Jensen, K. & B. Fritzboeger (2004): Influence of historical, geographical understorey composition and environmental variables on richness in Danish forests. *Journal of Vegetation Science*, 15(4):465-474.
- Granström, A. (1988): Seed banks at six open and afforested heathland sites in southern Sweden. *Journal of Applied Ecology*, 25(1):297-306.
- Grashof-Bokdam, C. (1997): Forest species in an agricultural landscape in the Netherlands: Effects of habitat fragmentation. *Journal of Vegetation Science*, 8(1):21-28.
- Grashof-Bokdam, C. & W. Geertsema (1998): The effect of isolation and history on colonization patterns of plant species in secondary woodland. *Journal of Biogeography*, 25(5):837-846.
-

- Greenpeace e.V. Deutschland (2004): Gletscher - ohne Zukunft? online: http://www.greenpeace.de/fileadmin/gpd/user_upload/themen/klima/Gletscher_ohne_Zukunft.pdf [PDF-Datei].
- Günzl,B. (1999): Einfluß von Nutzung und Struktur der Fichtenwälder des Hochharzes auf die epiphytische Flechtenflora. *Tuexenia*, 19:127-151.
- Haerberli,W. & H.Holzhauser (2003): Alpine Glaciers Mass Changes during the past two Millenia. *Pages News*, 11(1):13-14.
- Hagen-Thorn,A., Callesen,I., Armolaitis,K. & B.Nihlgard (2004): The impact of six European tree species on the chemistry of mineral topsoil in forest plantations on former agricultural land. *Forest Ecology and Management*, 195(3):373-384.
- Hale,M.E. (1967): *The Biology of lichens*. Arnold, London.
- Handel,S.N., Fisch,S.B. & G.E.Schatz (1981): Ants disperse a majority of herbs in a mesic forest community in New York State. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 108:430-437.
- Handley,L.L. & J.A.Raven (1992): The use of natural abundance of nitrogen isotopes in plant physiology and ecology. *Plant, Cell & Environment*, 15(9):965-985.
- Hanf,M. (1999): *Ackerunkräuter Europas mit ihren Keimlingen und Samen*. BLV-Verl.-Ges., München.
- Hanstein,U. (2000): Vom Geheimnis des Alterns - am Beispiel nordwestdeutscher Tiefland-Buchenwälder. *Forst und Holz*, 55(15):477-480.
- Harding,P.T. & F.Rose (1986): *Pasture-Woodlands in Lowland Britain - a review of their importance for wildlife conservation*. Natural Environment Research Council, Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon.
- Hart,R.H. & W.A.Laycock (1996): Repeat photography on range and forest lands in the western United States. *Journal of Range Management*, 49(1):60-67.
- Hasel,K. (1953): *Wandlungen der Forstaufsicht über die Privatwaldungen in Baden*. Maly, Karlsruhe.
- Hasel,K. (1985): *Forstgeschichte. Ein Grundriß für Studium und Praxis*. Parey, Hamburg, Berlin.
- Hastings,J.R. & R.M.Turner (1965): *The changing mile: An ecological study of vegetation change with time in the lower mile of an arid and semiarid region*. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Hauck,M. (1995): Naturnahe Laubwaldreste im Oberharz als Reliktstandorte für gefährdete epiphytische Flechten. *Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen*, 15(4):71-84.
- Hauser,W. (2002): *Klima - Das Experiment mit dem Planeten Erde*. Wissenschaftliche Buchgesellschaft, Darmstadt.
- Hausrath, H. (1938): Aus der Waldgeschichte des Schwarzwalds. *Freiburger Universitätsreden*. [26]. Fr. Wagnersche Universitätsbuchhandlung. Freiburg i. Br..
- Härdtle,W. (1994): Zur Veränderung und Schutzwürdigkeit historisch alter Wälder in Schleswig-Holstein. *NNA Berichte*, 3: 88-96.
- Härdtle,W. (1996): Vorkommen und Bestandesentwicklung seltener Waldarten im nördlichen Schleswig-Holstein. *Kieler Notizen*, 24:63-80.
- Härdtle,W. & C.Westphal (1996): Zur ökologischen Bedeutung von Altwäldern in der Kulturlandschaft Schleswig-Holsteins. *Braunschweiger Geobotanische Arbeiten*, 5:127-138.
- Härdtle,W., v.Oheimb,G., Meyer,H. & C.Westphal (2003a): Patterns of species composition and species richness in moist (ash-alder) forests of northern Germany (Schleswig-Holstein). *Feddes Repertorium*, 114(7-8):574-586.
-

- Härdtle, W., v. Oheimb, G. & C. Westphal (2003b): The effects of light and soil conditions on the species richness of the ground vegetation of deciduous forests in northern Germany (Schleswig-Holstein). *Forest Ecology and Management*, 182(1-3):327-338.
- Hättenschwiler, S. (2005): Effects of tree Species Diversity on Litter Quality and Decomposition. In: M. Scherer-Lorenzen, Ch. Körner & E.-D. Schulze (Hrsg.): *Forest Diversity and Function - Temperate and Boreal Systems*. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 149-164.
- Hedenas, H. & L. Ericson (2000): Epiphytic macrolichens as conservation indicators: successional sequence in *Populus tremula* stands. *Biological Conservation*, 93(1):43-53.
- Heinken, T. (1998): Zum Einfluss des Alters von Waldstandorten auf die Vegetation in bodensauren Laubwäldern des niedersächsischen Tieflandes. *Archiv für Naturschutz und Landschaftsforschung*, 37:201-232.
- Heinken, T., Hanspach, H., Raudnitschka, D. & F. Schaumann (2002): Dispersal of vascular plants by four species of wildmammals in a deciduous forest in NE Germany. *Phytocoenologia*, 32(4):627-643.
- Hennekens, S.M. & J.H.J. Schaminee (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *Journal of Vegetation Science*, 12(4):589-591.
- Hermý, M. (1994): Effects of former land use on plant species diversity and pattern in European deciduous woodlands. In: T.J.B. Boyle & C.E.B. Boyle (Hrsg.): *Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change*. NATO ASI Series, Berlin, Heidelberg. S. 123-144.
- Hermý, M. & H. Stieperaere (1981): An Indirect Gradient Analysis of the Ecological Relationships Between Ancient and Recent Riverine Woodlands to the South of Bruges (Flanders, Belgium): *Vegetatio*, 44(1):43-49.
- Hermý, M., v. den Brecht, P. & G. Tack (1993): Effects of site history on woodland vegetation. In: M.E.A. Broekmeyer, W. Vos & H. Koop (Hrsg.): *European Forest Reserves*. PUDOC, Wageningen. S. 219-232.
- Hermý, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C. & J.E. Lawesson (1999): An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91(1):9-22.
- Herzog, T. (1948): Die Mooswelt des Feldberggebietes. In K. Müller (Hrsg.): *Der Feldberg*. L. Bielefelds Verlag KG, Freiburg. S. 363-379.
- Hill, M.O. (1973): Diversity and Evenness: a unifying notation and its consequences. *Ecology*, 54(2):427-432.
- Hill, M.O. & E.W. Jones (1978): Vegetation Changes Resulting from Afforestation of Rough Grazings in Caeo Forest, South-Wales. *Journal of Ecology*, 66(2):433-456.
- Hill, M.O. & P.A. Stevens (1981): The density of viable seed in soil of forest plantations in upland Britain. *Journal of Ecology*, 69(2):693-709.
- Hitz, R. & H.v. Thiessen (1998): *Familie, Arbeit und Alltag in Hinterzarten 1600 bis 1900*. Stadler, Konstanz.
- Hofstätter, H.H. (1992): *O Schwarzwald o Heimat... Verlust oder Anpassung*. Rommbach GmbH+Co Verlagshaus KG., Freiburg i. Br..
- Hoggenmüller, K. & W. Hug (1987): *Die Leute auf dem Wald*. Theiss, Stuttgart.
- Holderegger, R., Stehlik, I. & J.J. Schneller (1998): Estimation of the relative importance of sexual and vegetative reproduction in the clonal woodland herb *Anemone nemorosa*. *Oecologia*, 117(1-2):105-107.
- Holzhauser, H. (2001): Der Vorstoß des Gornergletschers von 1791 bis zum Hochstand um 1859 im Spiegel historischer Bild- und Schriftquellen. *Vierteljahresschrift der Naturforschenden Gesellschaft in Zürich*, 146(4):95-104.
-

- Homm,T. & U.DBruyn (2000): Moose und Flechten im Naturschutzgebiet "Hasbruch", einer Naturwaldparzelle in einer ehemaligen Hudelandschaft Nordwestdeutschlands. *Herzogia*, 14:171-194.
- Honnay,O., Degroote,B. & M.Hermy (1998): Ancient-forest plant species in Western Belgium: A species list and possible ecological mechanisms. *Belgian Journal of Botany*, 130(2):139-154.
- Honnay,O., Hermy,M. & P.Coppin (1999a): Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation*, 87(1):73-84.
- Honnay,O., Hermy,M. & P.Coppin (1999b): Impact of habitat quality on forest plant species colonization. *Forest Ecology and Management*, 115(2-3):157-170.
- Honnay,O., Bossuyt,B., Verheyen,K., Butaye,J., Jacquemyn,H. & M.Hermy (2002a): Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiversity and Conservation*, 11(2):213-242.
- Honnay,O., Verheyen,K. & M.Hermy (2002b): Permeability of ancient forest edges for weedy plant species invasion. *Forest Ecology and Management*, 161(1-3):109-122.
- Höcke,C.E. (2006): Langfristige Veränderungen der Bodenvegetation und von Bodeneigenschaften durch Walddüngungen im Nordschwarzwald und auf der Baar. Dissertation Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät für Forst-und Umweltwissenschaften. online: <http://www.freidok.uni-freiburg.de/volltexte/2968> [PDF-Datei].
- Höfert,A. (1997): Die geschlossenen Hofgüter von Hinterzarten und das Anerbenrecht. In: E.Liehl (Hrsg.): *Geschichte der Hinterzartener Hofgüter*, Band 2/1. Stadler Verlagsgesellschaft mbH, Konstanz. S. 25-38.
- Högberg,P. (1990): Forests losing large quantities of nitrogen have elevated ^{15}N : ^{14}N ratios. *Oecologia*, 84(2):229-231.
- Högberg,P. (1997): $\delta^{15}\text{N}$ natural abundance in soil-plant systems. *New Phytologist*, 137(2):179-203.
- Högberg,P. & C.Johannisson (1993): $\delta^{15}\text{N}$ Abundance of forests is correlated with losses of nitrogen. *Plant and Soil*, 157(1):147-150.
- Hörnberg,G., Zackrisson,O., Segerstrom,U., Svensson,B.W., Ohlson,M. & R.H.W.Bradshaw (1998): Boreal swamp forests - biodiversity 'hotspots' in an impoverished forest landscape. *Bioscience*, 48(10):795-802.
- Hughes,J.W. & T.J.Fahey (1991): Colonization dynamics of herbs and shrubs in a disturbed northern hardwood forest. *Journal of Ecology*, 79(3):605-616.
- Hübner,W. & G.Mühlhäuser (1987): Fortschritte in der regionalen und vertikal-zonalen Gliederung im Wuchsgebiet Schwarzwald. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 33:27-35.
- Hülß-Metzger,D. (1995): Generative Diasporen in verschiedenen Pflegemaßnahmen ausgesetzten Grünlandbrachen Baden-Württembergs. Grauer, Stuttgart.
- Hüsler,E.E. (2005): *Alpenpanoramen*. Bruckmann, München.
- Hüttl,R.F. & W.Schaaf (1995): Nutrient supply of forest soils in relation to management and site history. *Plant and Soil*, 168-169(1):31-41.
- Hyatt,L.A. (1999): Differences between seed bank composition and field recruitment in a temperate zone deciduous forest. *American Midland Naturalist*, 142:31-38.
- Hyatt,L.A. & B.B.Casper (2000): Seed bank formation during early secondary succession in a temperate deciduous forest. *Journal of Ecology*, 88(3):516-527.
- Jacobsen,P. (1992): Flechten in Schleswig-Holstein: Bestand, Gefährdung und Bedeutung als Bioindikatoren. *Mitteilungen der Arbeitsgemeinschaft Geobotanik in Schleswig-Holstein und Hamburg*, 42:1-234.
-

- Jacquemyn,H., Butaye,J. & M.Hermy (2001): Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography*, 28(6):801-812.
- Jacquemyn,H., Butaye,J. & M.Hermy (2003): Impacts of restored patch density and distance from natural forests on colonization success. *Restoration Ecology*, 11(4):417-423.
- Jäger,E.J. & K.Werner (2000): Exkursionsflora von Deutschland, 3. Bd. Gefäßpflanzen: Atlasband. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin.
- Jäger,E.J. & K.Werner (2002): Exkursionsflora von Deutschland, 4. Bd. Gefäßpflanzen: kritischer Band. Spektrum Akademischer Verla, Heidelberg, Berlin.
- Jenssen,M. & G.Hofmann (2002): Pflanzenartenvielfalt, Naturnähe und ökologischer Waldbau. *AFZ/Der Wald*, 8:402-405.
- Jobidon,R. (1993): Nitrate fertilization stimulates emergence of red raspberry (*Rubus idaeus* L.) under forest canopy. *Fertilizer Research*, 36:91-94.
- Johannisson,C. & P.Hoegberg (1994): ¹⁵N abundance of soils and plants along an experimentally induced forest nitrogen supply gradient. *Oecologia*, 97(3):322-325.
- Jussy,J.H., Koerner,W., Dambrine,E., Dupouey,J.L. & M.Benoit (2002): Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European Journal of Soil Science*, 53(3):367-374.
- Kahmen,A. & E.S.Jules (2005): Assessing the recovery of a long-lived herb following logging: *Trillium ovatum* across a 424-year chronosequence. *Forest Ecology and Management*, 210(1-3):107-116.
- Kelty,M.J. (2006): The role of species mixtures in plantation forestry. *Forest Ecology and Management*, 233(2-3):195-204.
- Kersting,G. & T.Ludemann (1991): Allmendweiden im Südschwarzwald - eine vergleichende Vegetationskartierung nach 30 Jahren. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Kinzel,W. (1913): Frost und Licht als beeinflussende Kräfte bei der Samenkeimung. Ulmer-Verlag, Stuttgart.
- Kirby,K.J. (1988): Changes in the ground flora under plantations on ancient woodland sites. *Forestry*, 61(4):317-338.
- Kirby,K.J. (2001): The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry*, 74(3):219-229.
- Kjellsson,G. (1992): Seed banks in Danish deciduous forests: species composition, seed influx and distribution pattern in soil. *Ecography*, 15(1):86-100.
- Klapp,E. & W.Opitz v.Boberfeld (2004): Gräserbestimmungsschlüssel für die häufigsten Grünland- und Rasengräser. Ulmer, Stuttgart.
- Knapp,R. (1958): Untersuchungen über den Einfluß verschiedener Baumarten auf die unter ihnen wachsenden Pflanzen. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 71(7):411-421.
- Koba,K., Tokuchi,N., Yoshioika,T., Hobbie,E. & G.Iwatsubo (1998): Natural Abundance of $\delta^{15}\text{N}$ in a Forest Soil. *Soil Science Society of America Journal*, 62:778-781.
- Koerner,W., Dupouey,J.L., Dambrine,E. & M.Benoit (1997): Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology*, 85(3):351-358.
- Koerner,W., Dambrine,E., Dupouey,J.L. & M.Benoit (1999): $\delta^{15}\text{N}$ of forest soil and understorey vegetation reflect the former agricultural land use. *Oecologia*, 121(3):421-425.
-

- Kolb,A. & M.Diekmann (2004): Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science*, 15(2):199-208.
- Kolb,A. & M.Diekmann (2005): Effects of Life-History Traits on Responses of Plant Species to Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, 19(3):929-938.
- Kolb,A. & S.Lindhorst (2006): Forest fragmentation and plant reproductive success: a case study in four perennial herbs. *Plant Ecology*, 185(2):209-220.
- Korsmo,E. (1930): *Ackerunkräuter der Neuzeit*. Springer, Berlin.
- Kost,G. (1991): Zur Ökologie und Bioindikatorfunktion von Pilzarten in einigen Bannwäldern Baden-Württembergs, nebst Vorschlägen zum Artenschutz von Pilzen. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 21:161-175.
- Kowarik,I. & W.Seidling (1989): Zeigerwertberechnungen nach Ellenberg - Zu Problemen und Einschränkungen einer sinnvollen Methode. *Landschaft und Stadt*, 21(4):132-143.
- Kristiansen,S.M. (2001): Present-day soil distribution explained by prehistoric land-use: Podzol-Arenosol variation in an ancient woodland in Denmark. *Geoderma*, 103(3-4):273-289.
- Kuhn,N. (1993): Ursachen floristischer und ökologischer Vorgänge in Waldbeständen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen*, 144(5):347-367.
- Kull,C. (2005): Historical landscape repeat photography as a tool for land use change research. *Norwegian Journal of Geography*, 59(4):253-268.
- Kuusinen,M. (1996): Cyanobacterial macrolichens on *Populus tremula* as indicators of forest continuity in Finland. *Biological Conservation*, 75(1):43-49.
- Künstle,E. (1962): Das Höhenwachstum von Fichte, Tanne und Kiefer in Mischbeständen des östlichen Schwarzwaldes, 2. Teil. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 133:89-101.
- Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. Institut für Ökologie und Naturschutz (Hrsg.) (1982): *Der Feldberg im Schwarzwald: subalpine Insel im Mittelgebirge. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 12*, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz (Hrsg.) (2001): *Naturraumsteckbrief Naturraum Hochschwarzwald*. online: <http://www.xfaweb.baden-wuerttemberg.de/-nafaweb/erichte/naturrm/brief155.pdf> [PDF-Datei].
- Landolt, E. (1977): *Oekologische Zeigerwerte zur Schweizer Flora*. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der Eidg.Techn.Hochschule, Stiftung Rübel, Zürich.
- Lang,G. (1973): Neue Untersuchungen über die spät- und nacheiszeitliche Vegetationsgeschichte des Schwarzwaldes, IV. Das Baldenwegermoor und das einstige Waldbild am Feldberg. *Beiträge zur naturkundliche Forschung in Südwestdeutschland*, 32:31-51.
- Lang,G. & E.Oberdorfer (2005): Seen und Moore des Schwarzwaldes als Zeugen spätglazialen und holozänen Vegetationswandels. *Andrias*, 16:1-160.
- Lawesson,J.E., de Blust,G., Grashof,C., Firbank,L., Honnay,O., Hermy,M., Hobitz,P. & L.M.Jensen (1998): Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *Forest Ecology and Management*, 106(2-3):235-245.
- Legg,C.J., Maltby,E. & M.C.F.Proctor (1992): The ecology of severe moorland fire on New York Moors: seed distribution and seedling establishment of *Calluna vulgaris*. *Journal of Ecology*, 80:737-752.
- Lemma,B. & M.Olsson (2006): Soil $\delta^{15}\text{N}$ and nutrients under exotic tree plantations in the southwestern Ethiopian highlands. *Forest Ecology and Management*, 237(1-3):127-134.
- Leyer,I. & K.Wesche (2007): *Multivariate Statistik in der Ökologie*. Springer, Berlin, Heidelberg u.a.
-

- Liehl, E. (1948): Das Feldberggebiet als Siedlungsraum. In: K. Müller (Hrsg.): Der Feldberg. L. Bielefelds Verlag KG., Freiburg i. Br.. S. 525-586.
- Liehl, E. (1986): Hinterzarten. Rosgarten Verlag GmbH., Konstanz.
- Liehl, E. (1997): Geschichte der Hinterzartener Hofgüter, Band 2/1. Stadler Verlagsgesellschaft mbH., Konstanz.
- Liehl, E. (2000): Geschichte der Hinterzartener Hofgüter, Band 2/2. Stadler Verlagsgesellschaft mbH., Konstanz.
- Liehl, E. & W.D. Sick (1984): Der Schwarzwald - für den, der mehr erfahren möchte. Veröffentlichungen des Alemannischen Instituts Freiburg i. Br., Konkordia Verlag GmbH, Bühl/Baden.
- Lindenmayer, D.B., Margules, C.R. & D.B. Botkin (2000): Indicators of Biodiversity for Ecologically Sustainable Forest Management. *Conservation Biology*, 14(4):941-950.
- Londo, G. (1974): The decimal scale for relevés of permanent quadrats. In: R. Knapp (Hrsg.): Sampling methods in vegetation science (pp. 45-49). W. Junk Publishers, The Hague, Boston, London.
- Ludemann, T. (1994a): Vegetations- und Landschaftswandel im Schwarzwald unter anthropogenem Einfluß. *Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft*, 6(7):39.
- Ludemann, T. (1994b): Zum Samenvorrat von Waldböden im Feldberggebiet. *Carolinea*, 52:45-60.
- Ludemann, T. (1999): Das Waldbild des Hohen Schwarzwaldes im Mittelalter - Ergebnisse neuer holzkohleanalytischer und vegetationskundlicher Untersuchungen. *Alemannisches Jahrbuch 1999/2000*:43-64.
- Ludemann, T. (2003): Large-scale reconstruction of ancient forest vegetation by anthracology - A contribution from the Black Forest. *Phytocoenologia*, 33(4):645-666.
- Ludemann, T. (2006): Großmaßstäbliche Vegetationskartierung im Südschwarzwald - mit einer Neubewertung des natürlichen Vorkommens der Fichte. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 44:47-61.
- Ludemann, T. & T. Britsch (1997): Wald und Köhlerei im nördlichen Feldberggebiet / Südschwarzwald. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 16(3/4):487-526.
- Ludemann, T., Röske, W. & M. Krug (2007): Atlas zur Vegetation des Südschwarzwaldes - Feldberg, Belchen, Oberes Wiesetal. *Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung*, 45:1-100.
- Luftensteiner, H.W. (1982): Untersuchungen zur Verbreitungsbiologie von Pflanzengemeinschaften an vier Standorten in Niederösterreich. E. Schweitzerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Lüst, Ch. & L. Giani (2006): Merkmale von Böden unter rezenten Wäldern, die auf ehemals landwirtschaftlich genutzten Flächen stocken. *Drosera - Naturkundliche Mitteilungen aus Norddeutschland*, 1-2:27-34.
- MacArthur, R.H. & E.O. Wilson (1967): The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press., Princeton.
- Mäkel, R., Glawion, R., Steuer, H. & T. Uhlendahl (2007): Landschaft verstehen - Zur Entwicklung des Oberrheingebietes und angrenzender Gebiete. *Freiburger Universitätsblätter*, 175(1):5-13.
- Manier, D.J. & R.D. Laven (2002): Changes in landscape patterns associated with the persistence of aspen (*Populus tremuloides* Michx.) on the western slope of the Rocky Mountains, Colorado. *Forest Ecology and Management*, 167(1-3):263-284.
- Matlack, G.R. (1993): Microenvironment Variation Within and Among Forest Edge Sites in the Eastern United-States. *Biological Conservation*, 66(3):185-194.
-

- Matlack, G.R. (1994): Plant-Species Migration in A Mixed-History Forest Landscape in Eastern North-America. *Ecology*, 75(5):1491-1502.
- McCollin, D., Jackson, J.I., Bunce, R.G.H., Barr, C.J. & R. Stuart (2000): Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management*, 60(1):77-90.
- McLachlan, S.M. & D.R. Bazely (2001): Recovery Patterns of Understory Herbs and Their Use as Indicators of Deciduous Forest Regeneration. *Conservation Biology*, 15(1):98-110.
- Meineke, J.-U. (1998): NSG Hinterzartener Moor. In: P. Donie (Hrsg.): *Die Naturschutzgebiete im Regierungsbezirk Freiburg*. Regierungspräsidium Freiburg, Kempten. S. 195-197.
- Milberg, P. (1995): Soil seed bank after eighteen years of succession from grassland to forest. *Oikos*, 72(1):3.
- Miller, G.R. & R.P. Cummins (2003): Soil seed banks of woodland, heathland, grassland, mire and montane communities, Cairngorm Mountains, Scotland. *Plant Ecology*, 168(2):255-266.
- Mitchell, R.J., Marrs, R.H. & M.H.D. Auld (1998): A comparative study of the seedbanks of heathland and successional habitats in Dorset, Southern England. *Journal of Ecology*, 86(4):588-596.
- Mohr, B. & E.J. Schröder (1997): *Landwirtschaft des hohen Schwarzwaldes - Beispiel Hinterzarten*. Stadler, Konstanz.
- Mohr, H. & P. Schopfer (1992): *Pflanzenphysiologie*. Springer, Berlin, Heidelberg u.a.
- Moore, H.I. & S. Burr (1948): The control of rushes on newly reseeded land in Yorkshire. *Journal of the British Grassland Society*, 3:283-290.
- Mrotzek, R., Halder, M. & W. Schmidt (1999): Die Bedeutung von Wildschweinen für die Diasporenausbreitung von Phanerogamen. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 29:437-443.
- Murach, D. (1984): Die Reaktion der Feinwurzeln von Fichte (*Picea abies* Karst.) auf zunehmende Bodenversauerung. *Göttinger Bodenkundliche Berichte* 77:1-126.
- Murcia, C. (1995): Edge Effects in Fragmented Forests - Implications for Conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2):58-62.
- Mühr, B. (2000): Das Klima in Hinterzarten. <http://www.klimadiagramme.de/Bawue/-hinterzarten.html>.
- Müller, K. (1939): Das Waldbild am Feldberg jetzt und einst. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 4(3):120-156.
- Müller, K. (1948a): Die Vegetationsverhältnisse im Feldberggebiet. In K. Müller (Hrsg.): *Der Feldberg*. L. Bielefelds Verlag KG Freiburg i. Br. S. 211-362.
- Müller, K. (1948b): Geschichte des Feldbergs. In: K. Müller (Hrsg.): *Der Feldberg*. L. Bielefelds Verlag KG., Freiburg i. Br. S. 493-524.
- Nilsson, S.G., Arup, A.L.F., Baranowski, R.I.C.K. & S.T.E.F. Ekman (1995): Tree-Dependent Lichens and Beetles as Indicators in Conservation Forests. *Conservation Biology*, 9(5):1208-1215.
- Norden, B. & Appelqvist, T. (2001): Conceptual problems of Ecological Continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 10(5):779-791.
- Nordhagen, R. (1938): Studien über die monotypische Gattung *Calluna* Salisb. I. u. II. *Bergens Mus. Aarb.*, 4.
- Oberdorfer, E. (1982a): Erläuterungen zur vegetationskundlichen Karte Feldberg. Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden-Württemberg 27, Landesamt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe.
- Oberdorfer, E. (1982b): Die hochmontanen Wälder und subalpinen Gebüsche. In: Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Institut für Ökologie und Naturschutz (Hrsg.) (1982):
-

Der Feldberg im Schwarzwald: subalpine Insel im Mittelgebirge. Die Natur- und Landschaftsschutzgebiete Baden-Württembergs 12, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg, Karlsruhe. S. 317-364.

Oberdorfer, E. (1992): Süddeutsche Pflanzengesellschaften, Teil IV, Tabellenband. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.

Oberdorfer, E. (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. Ulmer, Stuttgart.

Ohlson, M., Soderstrom, L., Hornberg, G., Zackrisson, O. & J. Hermansson (1997): Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biological Conservation*, 81(3):221-231.

Oksanen, J. (2008): Multivariate Analysis of Ecological Communities in R: vegan tutorial. online: <http://cc.oulu.fi/~jarioksa/opetus/metodi/vegantutor.pdf> [pdf-Datei].

Olano, J.M., Caballero, I., Laskurain, N.A., Loidi, J. & A. Escudero (2002): Seed bank spatial pattern in a temperate secondary forest. *Journal of Vegetation Science*, 13(6):775.

Olano, J.M., Caballero, I., Loidi, J. & A. Escudero (2005): Prediction of plant cover from seed bank analysis in a semi-arid plant community on gypsum. *Journal of Vegetation Science*, 16(2):215-222.

Olsson, B.A. & O. Kellner (2006): Long-term effects of nitrogen fertilization on ground vegetation in coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 237(1-3):458-470.

Onaindia, M. & I. Amezaga (2000): Seasonal variation in the seed banks of native woodland and coniferous plantations in Northern Spain. *Forest Ecology and Management*, 126(2):163-172.

Onaindia, M., Dominguez, I., Albizu, I., Garbisu, C. & I. Amezaga (2004): Vegetation diversity and vertical structure as indicators of forest disturbance. *Forest Ecology and Management*, 195(3):341-354.

Otte, V. (1996): Das Alter des Waldstandortes als Ursache floristischer Unterschiede in Forsten des Alvensleber Hügellandes. *Hercynia*, 30:53-68.

Otto, H.J. (1994): Waldökologie. Ulmer, Stuttgart.

Pardo, L.H. (1997): Changes in Soil $\delta^{15}\text{N}$ over Time for a Clearcut and a Mature Forest. *Biogemon*, 2(2):2-266.

Pascarella, J.B., Aide, T.M., Serrano, M.I. & J.K. Zimmerman (2000): Land-use history and forest regeneration in the Cayey Mountains, Puerto Rico. *Ecosystems*, 3(3):217-228.

Peterken, G.F. (1974): A method for assessing woodland flora for conservation using indicator species. *Biological Conservation*, 6(4):239-245.

Peterken, G.F. (1976): Long-Term Changes in the Woodlands of Rockingham Forest and Other Areas. *Journal of Ecology*, 64(1):123-146.

Peterken, G.F. (1996): Woodland conservation and management. Chapman and Hall, London.

Peterken, G.F. (1977): Habitat conservation priorities in British and European woodlands. *Biological Conservation*, 11(3):223-236.

Peterken, G. & Game, M. (1981): Historical factors affecting the distribution of *Mercurialis perennis* in central Lincolnshire. *Journal of Ecology*, 69(3):781-796.

Peterken, G.F. & M. Game (1984): Historical Factors Affecting the Number and Distribution of Vascular Plant-Species in the Woodlands of Central Lincolnshire. *Journal of Ecology*, 72(1):155-182.

Petersen, P.M. (1994): Flora, Vegetation, and Soil in Broadleaved Ancient and Planted Woodland, and Scrub on Rosnaes, Denmark. *Nordic Journal of Botany*, 14(6):693-709.

Peterson, B.J. & B. Fry (1987): Stable isotopes in ecosystem studies. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 18:293-320.

- Peterson, C.J. & S.T.A. Pickett (2000): Patch type influences on regeneration in a western Pennsylvania, USA, catastrophic windthrow. *Oikos*, 90(3):489-500.
- Petit, S., Griffiths, L., Smart, S.S., Smith, G.M., Stuart, R.C. & S.M. Wright (2004): Effects of area and isolation of woodland patches on herbaceous plant species richness across Great Britain. *Landscape Ecology*, 19(5):463-471.
- Pfab, H. (2006): Diasporenbank und Epiphytenvegetation in Wäldern unterschiedlich historischen Alters im südlichen Schwarzwald. Diplomarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät Biologie. Unveröffentlicht.
- Pfab, H., Bogenrieder, A., Manegold, M. & M. Neumann (2007): Flechtenvegetation in Wäldern unterschiedlichen historischen Alters in den Hochlagen des Südlichen Schwarzwalds. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 20(1):129-138.
- Pfündel, T., Walter, E. & T. Müller (2000): Die Pflanzenwelt der Schwäbischen Alb. Verlag des Schwäbischen Albvereins, Stuttgart.
- Philippi, G. (1987): A guide to bryologically interesting regions in Germany - Exkursionsführer zum 14. Botanischen Kongress in Berlin. online: <http://www.bryologie.uni-bonn.de/Archive/Guide.pdf> [PDF-Datei].
- Pickard, J. (2002): Assessing vegetation change over a century using repeat photography. *Australian Journal of Botany*, 50(4):409-414.
- Pickett, S.T.A. & M.J. McDonnell (1989): Seed bank dynamics in temperate deciduous forest. In: M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (Hrsg.): *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego, USA. S. 123-148.
- Pielou, E.C. (1975): *Ecological diversity*. Wiley, New York.
- Pigott, C.D. (1969): The status of *Tilia cordata* and *T. platyphyllos* on the Derbyshire Limestone. *Journal of Ecology*, 57(2):491-504.
- Pigott, C.D. (1977): The scientific basis of practical conservation: aims and methods of conservation. *Proceedings of the Royal Society of London, Series B*, 197:59-68.
- Pigott, C.D. (1990): The influence of evergreen conifers nurse-crop on the field layer in two woodland communities. *Journal of Applied Ecology*, 27:448-459.
- Pollard, E. (1973): Hedges: VII. Woodland Relic Hedges in Huntingdon and Peterborough. *Journal of Ecology*, 61(2):343-352.
- Poschlod, P. (1991): Diasporenbanken in Böden - Grundlagen und Bedeutung. In: B. Schmid & J. Stöcklin (Hrsg.): *Populationsbiologie der Pflanzen*. Birkhäuser, Basel u.a. S. 15-35.
- Pott, M. (2003): Von Strukturparametern zu Nachhaltigkeitskriterien. Dissertation TU München, Fakultät für Ernährung, Landnutzung und Umwelt, Wissenschaftszentrum Weißenstephan. online: <http://tumb1.biblio.tu-muenchen.de/publ/diss/ww/2003/pott.pdf> [PDF-Datei]
- Pott, R. (1996): Biotoptypen: schützenswerte Lebensräume Deutschlands und angrenzender Regionen. Ulmer, Stuttgart.
- Prevosto, B., Dambrine, E., Moares, C. & T. Curt (2004): Effects of volcanic ash chemistry and former agricultural use on the soils and vegetation of naturally regenerated woodlands in the Massif Central, France. *Catena*, 56(1-3):239-261.
- Rackham, O. (1975): *Hayley Wood. Its history and ecology*. Cambridge and Isle of Ely Naturalist Trust Ltd., Cambridge.
- Rackham, O. (1980): *Ancient Woodland*. Arnold, London.
- Ranger, J. & C. Nys (1994): The effect of spruce (*Picea abies* Karst.) on soil development: an analytical and experimental approach. *European Journal of Soil Science*, 45(2):193-204.
- Rassmus, J. (1991): Das Pobüller Bauernholz. *Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein und Hamburg*, 2/3:62-148.
-

- Raulund-Rasmussen, K. & H. Vejre (1995): Effect of tree species and soil properties on nutrient immobilization in the forest floor. *Plant and Soil*, 168-169(1):345-352.
- R Development Core Team (2007): R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Wien. online: <http://www.r-project.org/>
- Reineking, A., Langel, R. & J. Schikoski (1993): ^{15}N , ^{13}C -on-line measurement with an elemental analyser (Carlo Erba, NA 1500): a modified trapping box and a gas isotope mass spectrometer (Finnigan Mat 251): *Isotopenpraxis, Environmental and Health Studies*, 29:169-174.
- Rice, K.J. (1989): Impacts of Seed Banks on Grassland Community Structure and Population Dynamics. In: M.A. Leck, V.T. Parker & R.L. Simpson (Hrsg.): *Ecology of Soil Seed Banks*. Academic Press, San Diego, CA, USA. S. 211-230.
- Riga, A., Van Praag, H.J. & N. Brigode (1971): Rapport isotopique naturel de l'azote dans quelques sols forestiers et agricoles de Belgique soumis à divers traitements cultureux. *Geoderma*, 6:213-222.
- Rogers, G.F., Malde, H.E. & R.M. Turner (1984): *Biobibliography of repeat photography for evaluating landscape change*. University of Utah Press. Utah.
- Roisin, P. & A. Thill (1952): Aperçu de la végétation forestière de quelquebois de la région Sablo-Limoneuse (District Picardobrabancon): Centre Cart.phytosoc.et Centre rech.écol.et phytosoc.Comm., 19:1-55.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Gundersen, V.S. & M. Saetersdal (2002): Use of Indicator Species to Assess Forest Continuity: a Critique. *Conservation Biology*, 16(1):253-257.
- Rose, F. (1976): Lichenological Indicators of Age and Environmental Continuity in Woodlands. In: D.H. Brown, D.L. Hawksworth & R.H. Bailey (Hrsg.): *Lichenology: Progress and Problems*. Acad. Pr., London. S. 279-307.
- Rose, F. (1999): Indicators of ancient woodland: the use of vascular plants in evaluating ancient woods for nature conservation. *British Wildlife*, 10(4):241-251.
- Rothe, A., Kreutzer, K. & H. Kuchenhoff (2002a): Influence of tree species composition on soil and soil solution properties in two mixed spruce-beech stands with contrasting history in Southern Germany. *Plant and Soil*, 240(1):47-56.
- Rothe, A., Huber, C., Kreutzer, K. & W. Weis (2002b): Deposition and soil leaching in stands of Norway spruce and European Beech: Results from the Heglwald research in comparison with other European case studies. *Plant and Soil*, 240(1):33-45.
- Rudner, M. (2003): Vegetationsentwicklung im Languedoc (Frankreich) - eine Analyse auf der Basis alter Postkarten aus dem Departement Herault. *Mitteilungen des Badischen Landesvereins für Naturkunde und Naturschutz*, 18(2):45-56.
- Runge, F. (1959): Pflanzengeographische Probleme in Westfalen. *Naturkunde Münster*, 21:3-51.
- Salaba, M. & G. Schenk (2001): Gemarkungspläne im Generallandesarchiv Karlsruhe: Inventar. Staatliche Archivverwaltung Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Sauer, M. & M. Ahrens (2006): Rote Liste und Artenverzeichnis der Moose Baden-Württembergs. Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz. *Naturschutz-Praxis, Artenschutz* 10. Karlsruhe.
- Sautter, R. (2000): Epiphytic lichen vegetation and forest damages in beech stands of Northern Bavaria. *Gefahrstoffe Reinhaltung der Luft*, 60(9):355-360.
- Savigny, B.v. (1998): Es begann mit St. Oswald im Höllental - 850 Jahre Breitnau und Hinterzarten. *Regio-Magazin*, 15(7):52-54.
- Schaal, R. (1991): Brennholzversorgung der Stadt Freiburg. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, 162(4):76-80.
- Schaal, R. (1999): Darstellung der Waldentwicklung durch Auswertung von sequenten Waldzuständen - Bedeutung der Ergebnisse für Forstwirtschaft, Naturschutz und Raum-
-

- planung. In: W.Schenk (Hrsg.): Aufbau und Auswertung "Langer Reihen" zur Erforschung von historischen Waldzuständen und Waldentwicklungen. Selbstverlag des Geographischen Institutes der Universität Tübingen, Tübingen. S. 179-206.
- Scheffer,F., Schachtschabel,P. & H.P.Blume (2002): Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg, Berlin.
- Scheifele,M. (2004): Aus der Waldgeschichte des Schwarzwaldes. Landesforstverwaltung Baden-Württemberg [u.a.], Stuttgart.
- Schilling,R. (1915): Das alte, malerische Schwarzwald-Haus. Freiburger Druck- und Verlagsgesellschaft m. b. H., Freiburg i.Brsg.
- Schlenker,G. & S.Müller (1978): Erläuterungen zur Karte der Regionalen Gliederung von Baden-Württemberg III. Teil (Wuchsgebiet Schwarzwald). Mitteilungen des Vereins für Forstliche Standortskunde und Forstpflanzenzüchtung, 26:3-52.
- Schlenker,S. (2001): Charakterisierung des Lichtklimas verschiedener Waldtypen mit dem Skiameter. Diplomarbeit. Albert-Ludwigs-Universität Freiburg, Fakultät Biologie. Unveröffentlicht.
- Schmidt,M., Ewald,J., Fischer,A., Oheimb,v.G., Kriebitzsch,W.-U., Schmidt,W. & H.Ellenberg (2003): Liste der Waldgefäßpflanzen Deutschlands. Mitteilungen der Bundesforschungsanstalt für Forst- und Holzwirtschaft, 212:1-34.
- Schmidt,U.E. (1989): Entwicklungen in der Bodennutzung im mittleren und südlichen Schwarzwald seit 1780. Forstl.Versuchs- u.Forschungsanst.Baden-Württemberg. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 146, Freiburg im Breisgau.
- Schmidt,U.E. (2002a): Der Wald in Deutschland im 18. und 19. Jahrhundert. Conte Verlag, Saarbrücken.
- Schmidt,W. (2002b): Einfluss der Bodenschutzkalkungen auf die Waldvegetation. Forstarchiv, 73:43-54.
- Schneider,Ch. & P.Poschlod (1999): Die Waldvegetation ausgewählter Flächen der Schwäbischen Alb in Abhängigkeit von der Nutzungsgeschichte. Zeitschrift für Ökologie und Naturschutz, 8:135-146.
- Scholze-Stubenrecht,W. (2006): Duden, die deutsche Rechtschreibung. Dudenverl. Mannheim, Leipzig, Wien, Zürich.
- Schubert,H.H. (2002): Hinterzarten im 20. Jahrhundert. Stadler, Konstanz.
- Schuhwerk,F. (1988): Naturnahe Vegetation im Hotzenwald (Südöstlicher Schwarzwald). Dissertation Universität Regensburg, Naturwissenschaftliche Fakultät III.
- Schulze,E.D., Beck,E. & K.Müller-Hohenstein (2002): Pflanzenökologie. Spektrum Akad. Verl., Heidelberg, Berlin.
- Schumacher,A. (2000): Die Ökologie der Moose in mitteleuropäischen Buchenwäldern unter dem Einfluß der Forstwirtschaft. Cramer in der Gebr.-Borntraeger-Verl.-Buchh., Berlin, Stuttgart.
- Schwabe-Braun,A. (1980a): Weidfeld-Vegetation im Schwarzwald: Geschichte der Nutzung - Gesellschaften und ihre Komplexe - Bewertung für den Naturschutz. Kassler Schriften zur Geographie und Planung, 18:1-207.
- Schwabe-Braun,A. (1980b): Wirtschaftsbedingte Vegetationstypen auf Extensivweiden im Schwarzwald. Berichte der Naturforschenden Gesellschaft zu Freiburg i.Br., 7:57-95.
- Shearer,G., Duffy,J., Kohl,D.H. & B.Commoner (1974): A steady-state model of isotopic fractionation accompanying nitrogen transformations in soils. Soil Science Society of America Proceedings, 38:315-422.
-

- Singleton, R., Gardescu, S., Marks, P.L. & M.A. Geber (2001): Forest herb colonization of postagricultural forests in central New York State, USA. *Journal of Ecology*, 89(3):325-338.
- Smith, B.H., Derivera, C.E., Bridgman, C.L. & J.J. Woida (1989): Frequency-Dependent Seed Dispersal by Ants of 2 Deciduous Forest Herbs. *Ecology*, 70(6):1645-1648.
- Snäll, T., Pennanen, J., Kivisto, L. & I. Hanski (2005): Modelling epiphyte metapopulation dynamics in a dynamic forest landscape. *Oikos*, 109(2):209-222.
- Sponagel, H., Grottenthaler, W., Hartmann, K.-J., Hartmann, R., Hartwich, R., Janetzko, P., Joisten, H., Kühn, D., Sabel, K.J. & R. Traidl (2005): *Bodenkundliche Kartieranleitung*. E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- Ssymank, A. (1994): Indikatorarten der Fauna für historisch alte Wälder. *NNA Berichte*, 7:134-141.
- Staaf, H., Jonsson, M. & L.G. Olsen (1987): Buried germinative seeds in mature beech forests with different herbaceous vegetation and soil types. *Holarctic Ecology*, 10(4):268-277.
- Stapper, N.J. (2000): Epiphytische Moose und Flechten auf Walddauerbeobachtungsflächen. *LÖBF-Mitteilungen*, 25(4):67-74.
- Statistisches Landesamt Baden-Württemberg (2006): Struktur- und Regionaldaten Baden-Württemberg. online: <http://www.statistik-portal.de/SRDB/home.asp?H=Landwirtschaft&U=02&T=&K=6>
- Stoll, H. (1948): Wald und Waldnutzung im Feldberggebiet. In: K. Müller (Hrsg.): *Der Feldberg*. L Bielefelds Verlag KG, Freiburg i. Br.. S. 423-492.
- Stützer, A. (2000): Die Wald- und Baumgrenze der Saualpe: Ein Vergleich alter und neuer Bilder. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, 119:20-31.
- Sydes, C. & J.P. Grime (1981): Effects of Tree Leaf Litter on Herbaceous Vegetation in Deciduous Woodland .1. Field Investigations. *Journal of Ecology*, 69(1):237-248.
- Tackenberg, O., Romermann, C., Thompson, K. & P. Poschlod (2006): What does diaspore morphology tell us about external animal dispersal? Evidence from standardized experiments measuring seed retention on animal-coats. *Basic and Applied Ecology*, 7(1):45-58.
- Templer, P., Arthur, M., Lovett, G. & K. Weathers (2007): Plant and soil natural abundance $\delta^{15}\text{N}$: indicators of relative rates of nitrogen cycling in temperate forest ecosystems. *Oecologia*, 153(2):399-406.
- ter Braak, C.J.F. (1987): The analysis of vegetation-environment relationships by Canonical Correspondence Analysis. *Vegetatio*, 69:69-77.
- ter Braak, C.J.F. & P. Smilauer (2002): *Canoco 4.5*. Biometrics, Wageningen, Ceske Budejovice.
- ter Heerdt, G.N.J., Verweij, G.L., Bekker, R.M. & J.P. Bakker (1996): An improved method for seed-bank analysis: Seedling emergence after removing the soil by sieving. *Functional Ecology*, 10(1):144-151.
- Thiere, J. (1969): Vergleichende Untersuchungen an Wald- und Ackerböden des Jungmoränengebietes der DDR. *Albrecht-Thaer-Archiv*, 13(9):787-810.
- Thompson, K. (1986): Small-Scale heterogeneity in the seed bank of an acidic grassland. *Journal of Ecology*, 74(3):733-738.
- Thompson, K. (2000): The functional ecology of soil seed banks. In: M. Fenner (Hrsg.): *Seeds: The Ecology of Regeneration in Plant Communities*. CABI Publishing, New York. S. 215-235.
- Thompson, K. & J.P. Grime (1979): Seasonal-variation in the seed banks of herbaceous species in 10 contrasting habitats. *Journal of Ecology*, 74(3):733-738.
- Thompson, K., Bakker, J.P. & R.M. Bekker (1997): *The soil seed banks of North West Europe*. Cambridge University Press, Cambridge.
-

- Thomsen, R.P., Svenning, J.C. & H. Balslev (2005): Overstorey control of understorey species composition in a near-natural temperate broadleaved forest in Denmark. *Plant Ecology*, 181(1):113-126.
- Thorne, J.F. & S.P. Hamburg (1985): Nitrification Potentials of an Old-Field Chronosequence in Campton, New Hampshire. *Ecology*, 66(4):1333-1338.
- Tibell, A. (1992): Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. *Nordic Journal of Botany*, 12:427-450.
- Traba, J., Levassor, C. & B. Peco (1998): Concentrating samples can lead to seed losses in soil bank estimations. *Functional Ecology*, 12(6):975-982.
- Trüby, P. & E. Aldinger (1989): Eine Methode zur Bestimmung der austauschbaren Kationen in Waldböden. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 152:301-306.
- Turner, R.M., Webb, R.H. & J.E. Bowers (2003): The Changing Mile Revisited: An Ecological Study of Vegetation Change with Time in the Lower Mile of an Arid and Semiarid Region. University of Arizona Press, Tucson, AZ.
- Uotila, A. & J. Kouki (2005): Understorey vegetation in spruce-dominated forests in eastern Finland and Russian Karelia: Successional patterns after anthropogenic and natural disturbances. *Forest Ecology and Management*, 215(1-3):113-137.
- Urbanska, K.M. (1992): *Populationsbiologie der Pflanzen*. G. Fischer, Stuttgart, Jena.
- Van Assche, J., Van Nerum, D. & P. Darius (2002): The comparative germination ecology of nine *Rumex* species. *Plant Ecology*, 159(2):131-142.
- Van Oijen, D., Feijen, M., Hommel, P., Den Ouden, J. & R. De Waal (2005): Effects of tree species composition on within-forest distribution of understorey species. *Applied Vegetation Science* 89(2):155-166.
- Verheyen, K., Bossuyt, B., Hermy, M. & G. Tack (1999): The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. *Journal of Biogeography*, 26(5):1115-1128.
- Verheyen, K. & M. Hermy (2001a): An integrated analysis of the spatio-temporal colonization patterns of forest plant species. *Journal of Vegetation Science*, 12(4):567-578.
- Verheyen, K. & M. Hermy (2001b): The relative importance of dispersal limitation of vascular plants in secondary forest succession in Muizen Forest, Belgium. *Journal of Ecology*, 89(5):829-840.
- Verheyen, K., Bossuyt, B., Honnay, O. & M. Hermy (2003a): Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types. *Basic and Applied Ecology*, 4(6):537-546.
- Verheyen, K., Guntenspergen, G.R., Biesbrouck, B. & M. Hermy (2003b): An integrated analysis of the effects of past land use on forest herb colonization at the landscape scale. *Journal of Ecology*, 91(5):731-742.
- Verheyen, K., Honnay, O., Bossuyt, B. & M. Hermy (2004): What history can teach us about present and future forest biodiversity. In: O. Honnay, K. Verheyen, B. Bossuyt & M. Hermy (Hrsg.): *Forest Biodiversity - Lessons from History for Conservation*. CABI Publ., Wallingford u.a. S. 1-9.
- Vetter, A. (1982): *Feldberg im Schwarzwald*. Selbstverlag der Gemeinde Feldberg, Feldberg.
- Vitoria, L., Otero, N., Soler, A. & A. Canals (2004): Fertilizer characterization: Isotopic data (N, S, O, C, and Sr): *Environmental Science & Technology*, 38(12):3254-3262.
- Vogelmann, V. (1871): *Die Reutberge des Schwarzwaldes*. Braunsche Hofbuchhandlung, Karlsruhe.
- Volk, H. (1985): Wieviel Wald gehört zur Erholungslandschaft? *Natur und Landschaft*, 60(12):500-504.
-

- v.Oheimb,G. (1996): Ausbreitung und Verbreitung krautiger Pflanzenarten im Vergleich alter und junger Laubwälder in Südschweden. Diplomarbeit Universität Göttingen. Unveröffentlicht.
- Wagner,H., Werth,S., Kalwij,J., Bolli,J. & C.Scheidegger (2006): Modelling forest recolonization by an epiphytic lichen using a landscape genetic approach. *Landscape Ecology*, 21(6):849-865.
- Waldhardt,R., Fuhr-Bossdorf,K. & A.Otte (2001): The significance of the seed bank as a potential for the reestablishment of arable-land vegetation in a marginal cultivated landscape. *Web Ecology*, 2(1):83.
- Warr,S., Kent,M. & K.Thompson (1994): Seed bank composition and variability in five woodlands in south-west England. *Journal of Biogeography*, 21:151-168.
- Weckesser,M. (2003): Die Bodenvegetation von Buchen-Fichten-Mischbeständen im Solling. Dissertation Georg-August-Universität Göttingen, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät.
- Weller, F. (1990): Ökologische Standorteignungskarte für den Landbau in Baden-Württemberg 1:250000. Ministerium für Ländlichen Raum, Ernährung, Landwirtschaft und Forsten Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Wellstein,C., Otte,A. & R.Waldhardt (2007): Seed bank diversity in mesic grasslands in relation to vegetation type, management and site conditions. *Journal of Vegetation Science*, 18(2):153-162.
- Werner,R., Bruch,B. & W.Brand (1999): ConFlo III - an interface for high precision $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ analysis with an extended dynamic range. *Rapid Communication an Mass Spectrometry*, 13:1237-1241.
- Wernet,K.F. (1951): Die Stellung St. Blasians und der Grafschaft Hauenstein im vorderösterreichischen Staatsverband. *Zeitschrift für die Geschichte des Oberrheins*, 99:621-626.
- Whitney,G.G. (1986): A demographic analysis of *Rubus idaeus* und *Rubus pubescens*. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne de Botanique*, 64(12):2916-2921.
- Willi,J.C., Mountford,J.O. & T.H.Sparks (2005): The Modification of Ancient Woodland Ground Flora at Arable Edges. *Biodiversity and Conservation*, 14(13):3215-3233.
- Willson,M.F. (1993): Dispersal mode, seed shadows, and colonization patterns. *Vegetatio*, 107/108:261-280.
- Wilmanns,O. (1984): Geschichtlich bedingte Züge in der heutigen Vegetation des Schwarzwaldes. In: E.Liehl & W.D.Sick (Hrsg.): *Der Schwarzwald für den, der mehr erfahren möchte*. Konkordia Verlag GmbH., Bühl/Baden. S. 129-154.
- Wilmanns,O. (1993): *Ökologische Pflanzensoziologie*. Quelle und Meyer, Heidelberg u.a.
- Wilmanns,O. (2001): *Exkursionsführer Schwarzwald - eine Einführung in Vegetation und Landschaft mit 45 Wanderrouen*. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.
- Wilmanns,O., Bogenrieder,A. & W.H.Müller (1986): Der Nachweis spontaner, teils autogener, teils immisionsbedingter Änderung von Eichen-Hainbuchenwälder - ein Fallstudie im Kauserstuhl/Baden. *Natur und Landschaft*, 61(11):415-422.
- Wilson,B.R., Nortcliff,S. & A.J.Moffat (1997): The nature of three ancient woodland soils in southern England. *Journal of Biogeography*, 24(5):633-646.
- Wimmenauer,W. & A.Schreiner (1990): Geologische Karte 1:25000 von Baden-Württemberg, Erläuterungen zum Blatt 8114 Feldberg. Landesvermessungsamt Baden-Württemberg, Stuttgart.
- Wimmenauer,W. & A.Schreiner (1999): Geologische Karte 1:25000 von Baden-Württemberg, Erläuterungen zum Blatt 8014 Hinterzarten. Landesamt für Geologie, Rohstoffe und Bergbau, Freiburg i.Br..
-

- Windeballe, B.S., Svenning, J.C. & H. Balslev (2004): The influence of past land-use on understory plant distributions in a near-natural deciduous forest in Denmark. *Nordic Journal of Botany*, 23(1):69-81.
- Wirth, V. (1976): Veränderung der Flechtenflora und Flechtenvegetation in der Bundesrepublik Deutschland. Sonderdruck aus der Schriftenreihe für Vegetationskunde, 10:177-202.
- Wirth, V. (1978): Die Kartierung der Flechten in Baden-Württemberg und ihr Beitrag zum Schutz von Arten und Biotopen. Beihefte zur Veröffentlichung Naturschutz und Landespflege Baden-Württemberg, 11:135-154.
- Wirth, V. (1995): Die Flechten Baden-Württembergs, Teil 1 und 2. Ulmer, Stuttgart.
- Wirth, V. & Fuchs, M. (1980): Zur Veränderung der Flechtenflora in Bayern - Forderungen und Möglichkeiten des Artenschutzes. *Schriftenreihe Naturschutz und Landschaftspflege*, 12:29-43.
- Wohlgemuth, T., Burgi, M., Scheidegger, C. & M. Schutz (2002): Dominance reduction of species through disturbance - a proposed management principle for central European forests. *Forest Ecology and Management*, 166(1-3):1-15.
- Wulf, M. (1993): Zur Bedeutung historisch alter Waldflächen für den Pflanzenschutz. *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie*, 22:269-272.
- Wulf, M. (1994): Überblick zur Bedeutung des Alters von Lebensgemeinschaften, dargestellt am Beispiel "historisch alter Wälder". *NNA Berichte*, 7(3):3-14.
- Wulf, M. (1995): Historisch alte Wälder als Orientierungshilfe zur Waldvermehrung. *LÖBF-Mitteilungen*, 4:62-70.
- Wulf, M. (1997): Plant species as indicators of ancient woodland in northwestern Germany. *Journal of Vegetation Science*, 8(5):635-642.
- Wulf, M. (2003a): Historisch alte Wälder als potenzielle Wuchsorte gebietseigener ("autochthoner") Gehölze. Das Beispiel Prignitz (Nordwest-Brandenburg): In: B. Seitz & I. Kowarik (Hrsg.): *Perspektiven für die Verwendung gebietseigener Gehölze* (pp. 105-112).
- Wulf, M. (2003b): Preference of plant species for woodlands with differing habitat continuities. *Flora*, 198(6):444-460.
- Wulf, M. (2004a): Auswirkungen des Landschaftswandels auf die Verbreitungsmuster von Waldpflanzen. Cramer, Stuttgart, Berlin.
- Wulf, M. (2004b): Beitrag historisch alter Wälder für den Aufbau eines Biotopverbundes. *Schriftenreihe des Deutschen Rates für Landespflege*, 76:64-70.
- Wulf, M. (2004c): Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest Ecology and Management*, 195(1-2):191-204.
- Wulf, M. & H.-J. Kelm (1994): Zur Bedeutung "historisch alter Wälder" für den Naturschutz - Untersuchungen naturnäher Wälder im Elbe-Weser-Dreieck. *NNA Berichte*, 7(3):15-50.
- Zacharias, D. (1994): Bindung von Gefäßpflanzen an Wälder alter Waldstandorte im nördlichen Harzvorland Niedersachsens - ein Beispiel für die Bedeutung des Alters von Biotopen für den Pflanzenschutz. *NNA Berichte*, 7(3):76-88.
- Zacharias, D. & D. Brandes (1990): Species Area-Relationships and Frequency - Floristical Data-Analysis of 44 Isolated Woods in Northwestern Germany. *Vegetatio*, 88(1):21-29.
- Zerbe, S. (1992): Fichtenforste als Ersatzgesellschaften von Hainsimsen-Buchenwäldern. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosystem*, Reihe A, Bd. 100. Forschungszentrum Waldökosysteme der Universität Göttingen, Göttingen.
- Zerbe, S. (2002): Restoration of natural broad-leaved woodland in Central Europe on sites with coniferous forest plantations. *Forest Ecology and Management*, 167(1-3):27-42.
- Zielonkowski, W., Preiß, H. & J. Heringer (1986): Natur und Landschaft im Wandel. *Berichte der ANL* 10:1-70.
-

Zier, J.L. & W.L. Baker (2006): A century of vegetation change in the San Juan Mountains, Colorado: An analysis using repeat photography. *Forest Ecology and Management*, 228(1-3):251-262.

Anhang

Tabelle-A 1: Eigentümer und Lage der Klimamessstationen im Raum Hinterzarten.

Eigentümer	Höhe	Koordinaten		Standort
		Breite	Länge	
Deutscher Wetterdienst	883 m ü. NN	47°54`	08°06`	Bergackerweg Hinterzarten
Deutscher Wetterdienst	1486 m ü. NN	47°53`	08°00`	Feldberg
Meteomedia	900 m ü. NN	47°56`	8°06`	Kaffee Faller in Bretnau
Meteomedia	1281 m ü. NN	47°52`	8°02`	Feldberger Hof

Tabelle-A 2: Gauß-Krüger Koordinaten und Höhe (m ü. NN) der Untersuchungsflächen sowie Bezeichnung der Flächen in Tabelle-A 8 und Tabelle-A 9. Name = Name der Untersuchungsfläche, VT = Bezeichnung in den Vegetationstabellen.

Name	Rechtswert	Hochwert	Höhe	VT	Name	Rechtswert	Hochwert	Höhe	VT
HAW 01	3429911	5307722	1060	9	AW-2 18	3429588	5306616	1085	67
HAW 02	3430644	5307419	1130	13	AW-2 19	3431009	5305600	1020	68
HAW 03	3429910	5307737	1120	14	AW-2 20	3428059	5308748	1160	69
HAW 04	3430485	5308006	1030	21	AW-2 21	3435682	5307003	915	70
HAW 05	3432842	5305243	1010	24	AW-2 22	3429708	5303770	1060	71
HAW 06	3433149	5305402	1060	25	AW-2 23	3430205	5307193	1120	72
HAW 07	3434732	5306992	980	27	AW-2 24	3430326	5305386	1150	73
HAW 08	3431483	5306376	1080	31	AW-2 25	3429608	5307047	1110	74
HAW 09	3430443	5308379	1010	32	AW-2 26	3429650	5306575	1080	75
HAW 10	3427750	5304891	1210	33	AW-2 27	3429658	5306456	1175	76
HAW 11	3429103	5306592	1140	34	AW-2 28	3430148	5307064	1100	77
HAW 12	3428997	5305154	1060	35	AW-2 29	3428184	5308301	1155	78
HAW 13	3430556	5308281	1050	36	AW-2 30	3428175	5308608	1130	79
HAW 14	3430407	5307901	1075	37	AW-2 31	3431125	5307831	960	80
HAW 15	3429194	5307759	1080	38	AW-2 32	3429624	5303783	1040	81
HAW 16	3429201	5307644	1130	39	AW-2 33	3428660	5305243	1100	83
HAW 17	3430257	5308515	1155	40	AW-2 34	3431102	5307710	960	84
HAW 18	3430201	5308512	950	41	AW-2 35	3429722	5306969	1100	85
HAW 19	3428692	5307070	1160	43	AW-2 36	3431805	5305645	980	86
HAW 20	3434472	5307145	940	46	AW-2 37	3430329	5305094	970	87
HAW 21	3432986	5305024	920	47	AW-2 38	3430274	5305494	1035	88
HAW 22	3427231	5305092	1175	147	AW-2 39	3430431	5304522	1070	89
HAW 23	3430306	5308144	1030	148	AW-2 40	3428563	5307654	1180	90
HAW 24	3430521	5308305	1015	149	AW-2 41	3434063	5307191	920	91
HAW 25	3429920	5307718	1140	150	AW-2 42	3434051	5307098	930	92
HAW 26	3429913	5307688	1140	151	AW-2 43	3431789	5308373	910	93
HAW 27	3429520	5307241	1150	152	AW-2 44	3428653	5305379	880	94
HAW 28	3428414	5307199	1240	153	AW-2 45	3430186	5305047	990	95
HAW 29	3428464	5305766	1160	154	AW-2 46	3429921	5307009	1190	96
HAW 30	3427330	5306230	1290	155	AW-2 47	3431755	5305639	1000	97
HAW 31	3429615	5303979	1015	156	AW-2 48	3428713	5305405	1130	98
HAW 32	3432641	5307120	1015	157	NW-1 01	3429323	5308092	1030	123
HAW 33	3430764	5304717	1015	158	NW-1 02	3431642	5308502	960	124
HAW 34	3427412	5306267	1275	159	NW-1 03	3431640	5308276	935	125
HAW 35	3428495	5306066	1100	160	NW-1 04	3435198	5306053	870	126
HAW 36	3428376	5307596	1270	161	NW-1 05	3433574	5305314	950	127
AW-1 01	3429201	5307455	1180	1	NW-1 06	3432082	5305201	990	128
AW-1 02	3430853	5306686	1180	2	NW-1 07	3430925	5304365	975	129
AW-1 03	3431250	5307749	1000	3	NW-1 08	3430630	5304533	950	130
AW-1 04	3430004	5306754	1100	4	NW-1 09	3431478	5305821	1080	131
AW-1 05	3430622	5306624	1150	5	NW-1 10	3429872	5307254	1120	132
AW-1 06	3430424	5306387	1140	6	NW-1 11	3429387	5308183	1030	133
AW-1 07	3430303	5305902	1070	7	NW-1 12	3431464	5306659	1140	138
AW-1 08	3430508	5305553	1100	8	NW-1 13	3429054	5308874	1050	115
AW-1 09	3430975	5304770	1120	10	NW-1 14	3433103	5304897	890	139
AW-1 10	3432404	5305315	1080	11	NW-1 15	3432255	5306066	950	140
AW-1 11	3431095	5307596	980	12	NW-1 16	3432997	5307099	900	141
AW-1 12	3428539	5307570	1200	15	NW-1 17	3429886	5308573	950	142

Name	Rechtswert	Hochwert	Höhe	VT	Name	Rechtswert	Hochwert	Höhe	VT
AW-1 13	3427352	5304659	1320	16	NW-1 18	3435321	5306163	875	143
AW-1 14	3428088	5306742	1260	17	NW-1 19	3431291	5306889	1130	118
AW-1 15	3429530	5304169	1040	18	NW-1 20	3429463	5307999	1070	119
AW-1 16	3429663	5305508	1030	19	NW-1 21	3432710	5306941	980	122
AW-1 17	3430627	5306088	1120	20	NW-1 22	3431565	5305933	1050	116
AW-1 18	3430116	5304700	1070	22	NW-1 23	3431036	5306987	1200	117
AW-1 19	3432300	5304916	950	23	NW-1 24	3431992	5305366	1020	121
AW-1 20	3432579	5305703	980	26	NW-1 25	3431663	5307340	900	106
AW-1 21	3431234	5304911	1050	28	NW-2 01	3435103	5306093	860	99
AW-1 22	3428952	5306442	1170	29	NW-2 02	3433927	5307253	920	100
AW-1 23	3430832	5305384	1080	30	NW-2 03	3432256	5305273	1050	101
AW-1 24	3429213	5309055	1020	42	NW-2 04	3431670	5306028	1060	102
AW-1 25	3431720	5305795	1020	44	NW-2 05	3433871	5307319	920	103
AW-1 26	3431528	5304741	970	45	NW-2 06	3428326	5306315	1140	104
AW-1 27	3429092	5306098	1000	48	NW-2 07	3431327	5308153	980	105
AW-1 28	3429228	5307822	1070	120	NW-2 08	3429382	5306690	1100	107
AW-2 01	3430289	5306954	1130	49	NW-2 09	3428549	5306518	1135	108
AW-2 02	3430311	5305498	1170	50	NW-2 10	3430069	5305444	1100	109
AW-2 03	3430820	5304960	1050	51	NW-2 11	3430415	5304880	990	110
AW-2 04	3430354	5305282	1050	52	NW-2 12	3429761	5306266	1050	111
AW-2 05	3431227	5308019	950	53	NW-2 13	3433051	5307466	880	113
AW-2 06	3428610	5308311	1110	54	NW-2 14	3433945	5305977	900	114
AW-2 07	3428277	5308749	1100	55	NW-2 15	3432194	5304717	910	134
AW-2 08	3428698	5308210	1070	56	NW-2 16	3431820	5305026	1010	135
AW-2 09	3431781	5308353	890	57	NW-2 17	3428276	5308921	1090	136
AW-2 10	3434918	5306379	930	58	NW-2 18	3428374	5308878	1090	137
AW-2 11	3434071	5307145	915	59	NW-2 19	3430170	5305183	1000	144
AW-2 12	3433801	5307231	915	60	NW-2 20	3430151	5305295	1030	145
AW-2 13	3430915	5304494	1000	61	NW-2 21	3429142	5308178	1000	146
AW-2 14	3430290	5305722	1050	63	NW-2 22	3434012	5308191	900	162
AW-2 15	3428454	5305342	1125	64	NW-2 23	3435101	5306125	880	163
AW-2 16	3429706	5308256	1000	65	NW-2 24	3429849	5307307	1130	164
AW-2 17	3430696	5305997	1085	66					

Tabelle-A 3: Literatursauswertung für Zeigerarten historisch alter Wälder (A) und Zeigerarten neuer Wälder (B) (Strauch-, Kraut- und Moosschicht). Kodierung der Literaturangaben siehe (C).

(A)

Arten	Quelle
<i>Aconitum vulparia</i>	42
<i>Actea spicata</i>	3, 11, 13, 15,
<i>Adoxa moschatellina</i>	5, 7, 6, 13, 15, 18, 21, 23, 34, 35, 37, 38, 41, 42
<i>Agrimonia procera</i>	42
<i>Agropyrum caninum</i>	13, 15, 23, 25, 26, 30
<i>Ajuga reptans</i>	25
<i>Allium ursinum</i>	11, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 37, 41, 42
<i>Anemone nemorosa</i>	1, 5, 7, 10, 13, 14, 15, 21, 24, 23, 25, 26, 28, 30, 32, 34, 35, 36, 40
<i>Anemone ranunculoides</i>	13, 15, 35, 37, 42
<i>Anthriscus sylvestris</i>	3, 5, 18, 26
<i>Aquilegia vulgaris</i>	23, 30, 42
<i>Arum maculatum</i>	10, 16, 36
<i>Asarum europaeum</i>	5, 6, 7, 13, 15, 34, 42
<i>Asperula odorata</i>	30, 37
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	42
<i>Athyrium filix-femina</i>	12, 13, 15, 18, 40
<i>Berberis vulgaris</i>	37
<i>Betonica officinalis</i>	25
<i>Blechnum spicant</i>	16, 19
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	16, 18, 38, 40, 41, 42
<i>Bromus benekenii</i>	2, 3, 11, 13, 15, 18, 42
<i>Bromus racemosus</i>	2, 11
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	8
<i>Calamagrostis canescens</i>	23, 25
<i>Calamagrostis epigejos</i>	23, 25, 32
<i>Calluna vulgaris</i>	16, 18
<i>Campanula latifolia</i>	11, 18, 23, 25, 37
<i>Campanula persicifolia</i>	15, 42
<i>Campanula trachelium</i>	9, 13, 16, 18, 20, 21, 23, 26, 30, 37, 42
<i>Cardamine flexuosa</i>	37
<i>Carex acutiformis</i>	23, 25, 37
<i>Carex brizoides</i>	42
<i>Carex digitata</i>	9, 11, 13, 15
<i>Carex laevigata</i>	13, 15, 21, 23, 30, 37
<i>Carex pallescens</i>	16, 21, 23, 25, 30, 37
<i>Carex pendula</i>	11, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 30, 32, 37
<i>Carex pilosa</i>	15, 37
<i>Carex pilulifera</i>	16, 40
<i>Carex remota</i>	7, 12, 13, 14, 15, 21, 23, 25, 30, 32, 37, 38, 42
<i>Carex strigosa</i>	13, 15, 16, 21, 23, 28, 30, 37
<i>Carex sylvatica</i>	3, 13, 14, 15, 16, 20, 23, 25, 26, 32, 34, 38, 40, 41
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	5
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	5
<i>Chaerophyllum temulum</i>	16
<i>Chrysosplenium alternifolium</i>	4, 13, 14, 15, 21, 23, 30, 37, 41, 42
<i>Chrysosplenium oppositifolium</i>	4, 13, 14, 15, 16, 21, 23, 30, 37, 41, 42

Arten	Quelle
<i>Circaea alpina</i>	11, 41
<i>Circaea lutetiana</i>	3, 4, 5, 6, 7, 16, 35, 37, 38
<i>Circaea x intermedia</i>	4, 37
<i>Clematis vitalba</i>	42
<i>Conopodium majus</i>	13, 15, 21, 23, 25, 30
<i>Convallaria maialis</i>	1, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 26, 27, 28, 30, 37, 40, 41
<i>Cornus mas</i>	13, 15, 37
<i>Cornus sanguinea</i>	13, 16
<i>Corydalis cava</i>	42
<i>Corydalis claviculata</i>	23
<i>Corydalis intermedia</i>	26, 42
<i>Corydalis solida</i>	13, 15, 37
<i>Corylus avellana</i>	13, 14, 15, 39, 40
<i>Crataegus laevigata</i>	13, 29, 37
<i>Crataegus monogyna</i>	18
<i>Crepis paludosa</i>	41, 42
<i>Dactylis polygama</i>	13, 15, 18, 37
<i>Dactylorhiza fuchsii</i>	15, 25
<i>Dactylorhiza maculata</i> agg.	13, 42
<i>Daphne mezereum</i>	13, 15, 34, 42
<i>Daucus carota</i>	5
<i>Dentaria bulbifera</i>	3
<i>Dentaria glandulosa</i>	15
<i>Deschampsia cespitosa</i>	12, 14, 16, 18, 36
<i>Deschampsia flexuosa</i>	8, 16, 40
<i>Dianthus armeria</i>	42
<i>Digitalis purpurea</i>	25, 42
<i>Dipsacus pilosus</i>	23, 25, 37, 42
<i>Dryopteris affinis</i>	13, 19
<i>Dryopteris carthusiana</i>	13, 15, 40
<i>Dryopteris filix-mas</i>	5, 51, 26
<i>Endymion non-scriptus</i>	25
<i>Epilobium montanum</i>	4, 16, 33, 37, 42
<i>Epilobium obscurum</i>	25
<i>Epipactis helleborine</i>	18, 34, 40, 42
<i>Epipactis purpurata</i>	13, 15, 37
<i>Equisetum arvense</i>	5
<i>Equisetum hyemale</i>	41
<i>Equisetum sylvaticum</i>	5, 13, 15, 16, 21, 23, 30, 38, 40, 41, 42
<i>Equisetum telmateia</i>	16, 42
<i>Euonymus europaeus</i>	13, 14, 15, 21, 32, 37, 38, 39, 40, 41, 42
<i>Eupatorium cannabinum</i>	25
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	13, 15, 32, 34
<i>Euphorbia dulcis</i>	15, 37
<i>Festuca altissima</i>	2, 37
<i>Festuca gigantea</i>	3, 5, 6, 7, 32, 37, 38, 41, 42
<i>Festuca heterophylla</i>	15, 37
<i>Ficaria verna</i>	26
<i>Fragaria vesca</i>	16, 23, 25
<i>Frangula alnus</i>	5, 39, 40
<i>Gagea lutea</i>	13, 15, 26, 42
<i>Gagea spathacea</i>	37, 38, 40, 41, 42
<i>Galium odoratum</i>	3, 4, 15, 16, 21, 23, 25, 30, 34, 37, 38, 40, 41, 42

Arten	Quelle
<i>Galium saxatile</i>	16
<i>Galium sylvaticum</i>	20, 42
<i>Galium verum</i>	42
<i>Geranium palustre</i>	42
<i>Geum rivale</i>	13, 15, 21, 23, 25, 30, 37, 41, 42
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	3, 6, 33, 37, 42
<i>Hedera helix</i>	3, 5, 7, 20, 37, 39, 40
<i>Helleborus viridis</i>	13, 15, 37
<i>Hepatica nobilis</i>	11, 13, 15, 41, 42
<i>Heracleum shondylium</i>	26
<i>Hieracium fuscocinereum</i>	11
<i>Hieracium lachenalii</i>	16, 40, 42
<i>Hieracium murorum</i>	5, 7, 16, 42
<i>Hieracium sabaudum</i>	37, 42
<i>Hieracium umbellatum</i>	42
<i>Holcus mollis</i>	36
<i>Hordelymus europaeus</i>	13, 15, 26, 37
<i>Humulus lupulus</i>	25
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	15, 16, 23, 25, 28, 30, 32
<i>Hypericum hirsutum</i>	16, 21, 23, 25, 30, 37
<i>Hypericum humifusum</i>	25
<i>Hypericum perforatum</i>	25
<i>Hypericum pulchrum</i>	16, 25, 37
<i>Hypericum quadrangulum</i>	23
<i>Hypericum tetrapterum</i>	25
<i>Ilex aquifolium</i>	41
<i>Impatiens noli-tangere</i>	5, 20
<i>Impatiens parviflora</i>	5, 40
<i>Isopyrum thalictroides</i>	15
<i>Juncus acutiflorus</i>	25
<i>Juncus effusus</i>	12
<i>Lamium galeobdolon</i>	3, 5, 6, 7, 9, 13, 14, 15, 16, 20, 21, 23, 25, 30, 32, 34, 35, 36, 37, 40, 41, 42
<i>Lathraea squamaria</i>	13, 15, 23, 30, 37, 42
<i>Lathyrus linifolius</i>	23
<i>Lathyrus montanus</i>	21, 23, 30, 37
<i>Lathyrus sylvestris</i>	16, 42
<i>Lathyrus vernus</i>	11, 13, 15, 34, 42
<i>Lilium martagon</i>	34, 42
<i>Listera ovata</i>	14, 41, 42
<i>Lonicera periclymenum</i>	16, 39, 40
<i>Lonicera xylosteum</i>	42
<i>Luzula luzuloides</i>	4, 13, 15, 37, 42
<i>Luzula multiflora</i>	12
<i>Luzula pilosa</i>	5, 7, 12, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 26, 30, 37, 40, 42
<i>Luzula sylvatica</i>	3, 11, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 30, 37
<i>Lychnis flos-cululi</i>	25
<i>Lysimachia nemorum</i>	4, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 30, 33, 37, 38, 41
<i>Lysimachia vulgaris</i>	23, 25, 37
<i>Maianthemum bifolium</i>	1, 5, 7, 13, 15, 16, 21, 23, 30, 35, 36, 40
<i>Medicago x varia</i>	42
<i>Melampyrum nemorosum</i>	13, 15, 37, 42
<i>Melampyrum pratense</i>	12, 16, 21, 23, 25, 27, 30, 40

Arten	Quelle
Melica nutans	5, 6, 7, 9, 13, 15, 34, 37, 40, 42
Melica uniflora	3, 4, 13, 15, 16, 20, 21, 23, 25, 26, 30, 32, 35, 37, 38, 40, 41, 42
Melittis melissophyllum	15, 37
Mentha aquatica	25, 37
Mercurialis perennis ag.	I, 9, 13, 16, 20, 23, 25, 28, 29, 30, 35, 37, 38, 40, 41, 42
Mespilus germanica	13, 15, 16
Milium effusum	3, 5, 6, 7, 12, 13, 15, 16, 18, 21, 23, 25, 26, 28, 30, 35, 40, 42
Moehringia trinervia	5, 7, 32, 40
Mycelis muralis	40
Myosotis sylvatica	23, 32, 42
Nacrissus pseudonarcissus	9, 15, 16, 37
Neottia nidus-avis	11, 13, 15, 21, 23, 25, 30, 37
Orchis mascula	9, 11, 13, 15, 21, 23, 25, 26, 30, 37, 42
Osmundia regalis	16
Oxalis acetosella	5, 7, 13, 15, 16, 21, 23, 25, 26, 30, 35, 40
Paris quadrifolia	3, 9, 13, 14, 15, 16, 21, 23, 25, 26, 27, 28, 30, 31, 34, 36, 37, 38, 40, 41, 42
Phyteuma nigrum	4, 33, 37, 38, 41, 42
Phyteuma spicatum	13, 15, 20, 34, 37, 40, 41, 42
Picris hieracioides+echioides	16
Pimpinella major	25
Platanthera chlorantha	21, 23, 25, 30, 37, 38, 41
Poa nemoralis	16, 18, 32, 25, 40
Polygonatum multiflorum	1, 5, 7, 9, 10, 13, 15, 16, 18, 20, 26, 28, 34, 36, 40, 42
Polygonatum verticillatum	11, 18
Polystichum aculeatum	13, 15, 30, 37
Potentilla sterilis	16, 23, 25, 32, 37, 42
Primula acaulis	15, 23
Primula elatior	9, 10, 13, 14, 15, 20, 27, 28, 30, 36, 37, 41, 42
Primula vulgaris	11, 13, 14, 21, 25, 28, 32, 37
Prunus serotina	39, 40
Pteridium aquilinum	5, 7, 12, 13, 15, 16, 36, 40
Pulmonaria obscura	5, 6, 7, 13, 15, 20, 37, 41, 42
Pulmonaria officinalis	3, 13, 15, 16, 26, 34
Ranunculus auricomus	9, 13, 14, 15, 18, 21, 23, 25, 26, 30, 32, 38, 40, 42
Ranunculus ficaria	14, 31, 37
Ranunculus lanuginosus	5, 7, 13, 15, 34, 37, 42
Ranunculus tuberosus	42
Rhamnus catharticus	37, 41
Ribes rubrum	18, 39, 40
Ribes spicatum	5
Ribes uva-crispa	5, 7
Rosa arvensis	16
Rosa corymbifera	42
Rosa micrantha	42
Rubus caesius	25, 39, 40
Rubus plicatus	5
Rubus saxilis	3
Rumex sanguineus	18
Ruscus aculeatus	15
Sambus nigra	12, 18
Sanicula europaea	3, 13, 14, 15, 16, 18, 20, 21, 25, 26, 32, 34, 37, 38, 40, 41, 42
Sarothamnus scoparius	16

Arten	Quelle
Scilla bifolia	9
Scilla non-scripta	37
Scrophularia nodosa	3, 23, 25, 34
Scutellaria galericulata	30
Senecio ovatus	16
Senecio sylvaticus	42
Silene dioica	18
Solidago virgaurea	16, 42
Stachys sylvatica	3, 5, 7, 14, 18, 26, 31, 34, 38, 40, 41, 42
Stellaria holostea	3, 10, 23, 25, 26, 35, 40, 42
Stellaria nemorum	3, 16
Succisa pratensis	16, 25
Symphytum tuberosum	5, 13, 15
Tamnus communis	16, 32
Teucrium scorodonia	16
Thamnium alopecurum	14
Thelypteris limbosperma	11
Thelypteris phegopteris	4, 33, 37, 41
Thuidium tamariscinum	3
Trientalis europaea	12
Trifolium medium	42
Vaccinium myrtillus	5, 7, 13, 15, 16, 39, 40
Valeriana officinalis	23, 25
Valeriane dioica	41
Verbascum thapsus	42
Veronica chamaedrys	18
Veronica montana	15, 16, 21, 23, 25, 33, 34, 37, 38, 41
Veronica officinalis	5, 7, 13, 25, 40
Veronica teucrium	42
Vicia sepium	3, 25
Vicia sylvatica	15, 23, 30, 37, 42
Vinca minor	13, 16, 42
Viola mirabilis	15, 37
Viola reichenbachiana ag.	3, 5, 6, 7, 13, 15, 21, 23, 25, 26, 30, 32, 34, 37, 38, 40
Viola riviniana	3, 16, 20, 23, 32, 40
Virburnum opulus	37

(B)

Arten	Quelle
Aegopodium podagraria	25
Agrostis capillaris	37
Agrostis stricta	12
Alliaria petiolata	25
Anthoxantum odoratum	3, 37
Anthriscus sylvestris	21, 22, 25, 37
Arcticum minus	22, 25
Arrhenaterum elatius	25, 37
Artemisia vulgaris	37
Arum maculatum	22
Asarum europaeum	5
Blechnum spicant	25
Brachypodium sylvaticum	5, 21, 22

Arten	Quelle
Bryonia dioica	25
Calluna vulgaris	4, 19, 25
Caltha palustris	40
Campanula rotundifolia	3
Cardamine flexuosa	42
Cardamine pratensis	40
Carex acutiformis	40
Carex arenaria	12
Chaerophyllum temulum	26
Cirsium vulgare	25
Convolvulus arvensis	37
Crataegus monogyna	22
Daboecia cantabrica	19
Dactylis glomerata	25, 26
Deschampsia flexuosa	25
Dicranum scoparium	36
Dryopteris dilatata	21
Epilobium angustifolium	25
Equisetum arvense	37
Erica vagans	19
Euonymus europaeus	5
Fallopia dumentorum	40
Festuca gigantea	37
Festuca tenuifolia	4, 12
Galanthus nivalis	25
Galeopsis tetrahit ag.	25, 36
Galium aparine	5, 21, 25, 26, 40
Galium odoratum	17
Galium saxatile	3, 4, 25
Genista hispanica occidentalis	19
Geranium robertianum ag.	17, 25, 26
Geum urbanum	17, 22, 25
Glechoma hederacea	14, 22, 25
Hedera helix	17, 25
Heracleum sphondylium	22, 25, 40
Hieracium laevigatum	12
Holcus lanatus	37
Hypericum maculatum	3
Ilex aquifolium	19
Impatiens parviflora	17
Impatiens noli-tangere	17
Jasione montana	4
Lamium album	25
Leucobryum glaucum	36
Lychnis flos-cuculi	14
Lycopus europaeus	40
Lysimachia nemorum	17
Lysimachia nummularia	14, 40
Melampyrum pratense	3, 4, 42
Melica uniflora	17
Mentha aquatica	40
Milium effusum	17
Moehringia trinervia	17, 25, 26

Arten	Quelle
<i>Molinia caerulea</i>	25
<i>Myosotis arvensis</i>	25, 37
<i>Myosotis scorpioides</i>	40
<i>Plagiomnium undulatum</i>	17
<i>Poa pratense</i>	3
<i>Poa trivialis</i>	21, 22, 25, 26
<i>Polygonatum multiflorum</i>	5
<i>Polypodium vulgare</i>	3, 12
<i>Potentilla erecta</i>	3
<i>Potentilla sterilis</i>	17
<i>Primula veris</i>	25, 26
<i>Prunus padus</i>	5, 14
<i>Pteridium aquilinum</i>	3, 42
<i>Ranunculus ficaria</i>	22
<i>Ranunculus repens</i>	25, 40
<i>Rhizomnium punctatum</i>	17
<i>Ribes nigrum</i>	42
<i>Ribes rubrum</i>	14, 36
<i>Ribes uva-crispa</i>	5
<i>Rubus fruticosus</i>	25
<i>Rubus idaeus</i>	25
<i>Rubus</i> sp.	19
<i>Rumex acetosa</i>	3, 37
<i>Rumex acetosella</i>	25
<i>Rumex obtusifolius</i>	25
<i>Rumex sanguineus</i>	25
<i>Ruscus aculeatus</i>	19
<i>Sambucus nigra</i>	5
<i>Scrophularia auriculata</i>	25
<i>Scrophularia nodosa</i>	36
<i>Silene dioica</i>	25, 37
<i>Solanum dulcamara</i>	25
<i>Solidago virgaurea</i>	3
<i>Stachys sylvatica</i>	17, 25
<i>Stellaria holostea</i>	5
<i>Stellaria media</i>	3, 25, 37, 40
<i>Stellaria neglecta</i>	42
<i>Taraxacum</i> sp.	26
<i>Teucrium scorodonia</i>	25, 42
<i>Torilis japonica</i>	25
<i>Trientalis europaea</i>	3, 42
<i>Urtica dioica</i>	1, 22, 25, 40
<i>Vaccinium myrtillus</i>	3
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	3
<i>Veronica chamaedrys</i>	25
<i>Veronica hederifolia</i>	25, 26
<i>Veronica officinalis</i>	19
<i>Viola odorata</i>	22, 25

(C)

1 Bossuyt et al. 1999b	15 Hermy et al. 1993	29 Pollard 1973
2 Brunet 1993	16 Honnay et al. 1998	30 Rackham 1980
3 Brunet 1994	17 Koerner et al. 1997	31 Roisin & Thill 1952
4 Dinter 1991, vermutet	18 Lawesson et al. 1998	32 Rose (1999)
5 Dzwonko 2001a	19 Onaindia et al. 2004	33 Runge 1959
6 Dzwonko & Loster 1988	20 Otte 1996	34 Schneider & Poschlod 1999
7 Dzwonko & Loster 1989a	21 Peterken 1974	35 van Oijen et al. 2005
8 Dzwonko & Gawronski 1994	22 Peterken 1976	36 Verheyen et al. 2003a
9 Froment & Tanghe 1967	23 Peterken 1996	37 Wulf 1995
10 Götde et al. 1985	24 Peterken & Game 1981	38 Wulf 1997
11 Härdtle 1996	25 Peterken & Game 1984	39 Wulf 2003b
12 Heinken 1998	26 Petersen 1994	40 Wulf 2004a
13 Hermy 1994	27 Pigott 1969	41 Wulf & Kelm 1994
14 Hermy & Stieperaere 1981	28 Pigott 1977	42 Zacharias 1994

Tabelle-A 4: Ergebnisse der Tests auf Normalverteilung mittels Kolmogorov-Smirnov-Anpassungstests ($p = 0,05$ mit Signifikanzkorrektur nach Lilliefors) zwischen den Untersuchungsflächen (UF) der einzelnen Nutzungskategorien (NK) (A), der verschiedenen Waldtypen (B) und der Samenbank (C). df = Freiheitsgrade. (SPSS, Version 15.0.1).

(A)

Unterschiede zwischen den verschiedenen NK			
NK	Statistik	df	Signifikanz
Artenzahl [n] je UF			
HAW	0,091172954	36	0,2
AW-1	0,175847982	28	0,026523624
AW-2	0,120291039	48	0,079569072
NW-1	0,14791939	25	0,164861498
NW-2	0,104027233	24	0,2
Anzahl Bäume [n] je UF			
HAW	0,205528546	36	0,000517637
AW-1	0,138047842	28	0,183943986
AW-2	0,220107052	48	3,72875E-06
NW-1	0,220069913	25	0,002968084
NW-2	0,33220242	24	1,99402E-07
mittlerer BHD [cm] je UF			
HAW	0,079810641	36	0,2
AW-1	0,069258693	28	0,2
AW-2	0,110309144	48	0,191804814
NW-1	0,126750111	25	0,2
NW-2	0,170427053	24	0,069556184
Shannon-Wiener-Diversitätsindex Kraut- und Moosschicht je UF			
HAW	0,150400581	36	0,03844025
AW-1	0,095173052	28	0,2
AW-2	0,134506648	48	0,029674294
NW-1	0,172963696	25	0,051980853
NW-2	0,108272959	24	0,2
Eveness Kraut- und Moosschicht je UF			
HAW	0,112713176	36	0,2
AW-1	0,105156479	28	0,2
AW-2	0,114207632	48	0,150623608
NW-1	0,079724552	25	0,2
NW-2	0,295197703	24	8,79269E-06
gewichtete Deckung von <i>Dryopteris dilatata</i> je UF			
HAW	0,269083728	36	4,639E-07
AW-1	0,345765414	28	2,19656E-09
AW-2	0,309096304	48	1,29882E-12
NW-1	0,30439761	25	2,0367E-06
NW-2	0,437912955	24	2,35389E-13
gewichtete Deckung von <i>Vaccinium myrtillus</i> je UF			
HAW	0,269807847	36	4,22868E-07
AW-1	0,198931236	28	0,006015724
AW-2	0,167174787	48	0,001782849
NW-1	0,196010249	25	0,01427063
NW-2	0,36539464	24	4,31243E-09

NK	Statistik	df	Signifikanz
Anzahl Moosarten [n] je UF			
HAW	0,211364212	36	0,000297834
AW-1	0,182280137	28	0,017952541
AW-2	0,115811807	48	0,117789146
NW-1	0,110565307	25	0,2
NW-2	0,102644485	24	0,2
Deckung Moosschicht [%] je UF			
HAW	0,1953143	36	0,001302646
AW-1	0,192227195	28	0,009478022
AW-2	0,108809378	48	0,2
NW-1	0,186051211	25	0,025589789
NW-2	0,239692517	24	0,000981376
pH (CaCl₂) je UF			
HAW	0,119294059	36	0,2
AW-1	0,152503927	28	0,09411537
AW-2	0,141227483	48	0,017705085
NW-1	0,186562689	25	0,024857067
NW-2	0,198496937	24	0,015372013
C/N [mg/g] je UF			
HAW	0,117709571	36	0,2
AW-1	0,105449124	28	0,2
AW-2	0,11401179	48	0,152692356
NW-1	0,110941399	25	0,2
NW-2	0,127955423	24	0,2
C_{org} [%] je UF			
HAW	0,220447556	36	0,00012143
AW-1	0,162547772	28	0,05617358
AW-2	0,180054747	48	0,0004774
NW-1	0,237253886	25	0,000842243
NW-2	0,26724772	24	0,000109163
Basensättigung [%] je UF			
HAW	0,098673003	36	0,2
AW-1	0,201771226	28	0,004933
AW-2	0,074325308	48	0,2
NW-1	0,192226461	25	0,01789701
NW-2	0,110556689	24	0,2
Kationenaustauschkapazität [μmol C/g] je UF			
HAW	0,162808942	36	0,016838966
AW-1	0,087330287	28	0,2
AW-2	0,156675122	48	0,004782236
NW-1	0,173678448	25	0,050093677
NW-2	0,332775486	24	1,87287E-07
δ¹⁵N [‰] je UF			
HAW	0,122022733	36	0,194631614
AW-1	0,14258373	28	0,151544788
AW-2	0,105658006	48	0,2
NW-1	0,091237437	25	0,2
NW-2	0,068560835	24	0,2

NK	Statistik	df	Signifikanz
jährliche globale Strahlung [Wh/m²] je UF			
HAW	0,109176893	36	0,2
AW-1	0,108849329	28	0,2
AW-2	0,083824081	48	0,2
NW-1	0,175631573	25	0,045232991
NW-2	0,167253517	24	0,080978662
Na⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,218043359	36	0,000154652
AW-1	0,13734854	27	0,2
AW-2	0,091827516	47	0,2
NW-1	0,282134444	24	2,95988E-05
NW-2	0,209330731	23	0,01021849
K⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,106772898	36	0,2
AW-1	0,085884811	27	0,2
AW-2	0,093962539	47	0,2
NW-1	0,158379292	24	0,122776793
NW-2	0,250195746	23	0,000638218
Ca²⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,187587134	36	0,002521521
AW-1	0,232009932	27	0,00066179
AW-2	0,238533446	47	3,87077E-07
NW-1	0,191692117	24	0,02277547
NW-2	0,262995602	23	0,000236476
Mg²⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,307525857	36	2,29063E-09
AW-1	0,280098824	27	8,48424E-06
AW-2	0,283748554	47	2,64652E-10
NW-1	0,231326878	24	0,001806692
NW-2	0,251184828	23	0,000592335
Fe³⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,201878685	36	0,000724558
AW-1	0,197473112	27	0,008332859
AW-2	0,196170687	47	9,79007E-05
NW-1	0,335264625	24	1,42445E-07
NW-2	0,281205184	23	5,20038E-05
Mn²⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,190316476	36	0,002004284
AW-1	0,2917204	27	2,56102E-06
AW-2	0,147049227	47	0,012469821
NW-1	0,175743256	24	0,053460781
NW-2	0,134861749	23	0,2
Al³⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,079636525	36	0,2
AW-1	0,104877366	27	0,2
AW-2	0,125137058	47	0,06293892
NW-1	0,128421002	24	0,2
NW-2	0,093359264	23	0,2

NK	Statistik	df	Signifikanz
H⁺ [μmol C/g] je UF			
HAW	0,143219956	36	0,05965099
AW-1	0,196046171	27	0,009153579
AW-2	0,206028165	47	3,02139E-05
NW-1	0,25619968	24	0,000272491
NW-2	0,405369152	23	6,96851E-11
Shannon-Wiener-Diversitätsindex Moosschicht je UF			
HAW	0,205790965	36	0,00050513
AW-1	0,097113105	28	0,2
AW-2	0,093344132	48	0,2
NW-1	0,115466252	25	0,2
NW-2	0,099002562	24	0,2
Eveness Moosschicht je UF			
HAW	0,172731631	36	0,008193775
AW-1	0,330311092	28	1,62042E-08
AW-2	0,121777308	48	0,072257667
NW-1	0,280151298	25	2,19672E-05
NW-2	0,414275831	24	7,16987E-12
Dicke [cm] Humusschicht je UF			
HAW	0,264153827	36	8,64884E-07
AW-1	0,09742428	28	0,2
AW-2	0,238086522	48	2,91224E-07
NW-1	0,177246307	25	0,04152602
NW-2	0,283348647	24	2,65125E-05
C [mg/g] je UF			
HAW	0,220449003	36	0,000121412
AW-1	0,171444838	28	0,034292317
AW-2	0,180054747	48	0,0004774
NW-1	0,237253886	25	0,000842243
NW-2	0,267247578	24	0,000109164
N [mg/g] je UF			
HAW	0,204414444	36	0,000574036
AW-1	0,150675349	28	0,103482059
AW-2	0,192261135	48	0,000122806
NW-1	0,189697355	25	0,02075673
NW-2	0,255141404	24	0,00029673
Deckung [%] Strauchschicht je UF			
HAW	0,298948719	36	8,032E-09
AW-1	0,293898051	28	1,19527E-06
AW-2	0,189521758	48	0,000168098
NW-1	0,226125	25	0,001929382
NW-2	0,312781099	24	1,55101E-06
Deckung [%] Krautschicht je UF			
HAW	0,155045403	36	0,028500913
AW-1	0,182449029	28	0,01776522
AW-2	0,147655766	48	0,0104835
NW-1	0,177380439	25	0,041230229
NW-2	0,223754097	24	0,0030688

(B)

Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen			
Waldtyp	Statistik	df	Signifikanz
Moosdeckung [%] je UF			
Fichte (Rein-)	0,131049459	77	0,00226387
Fichte (Misch-)	0,155763783	60	0,000956374
Buche (Misch-)	0,280261816	11	0,015779959
Tanne (Misch-)	0,260876227	7	0,163015723
pH (CaCl₂) je UF			
Fichte (Rein-)	0,174630574	77	4,21192E-06
Fichte (Misch-)	0,087516384	60	0,2
Buche (Misch-)	0,138102101	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,270821561	7	0,130178656
C_{org} [%] je UF			
Fichte (Rein-)	0,192378901	77	1,77038E-07
Fichte (Misch-)	0,180209303	60	4,59538E-05
Buche (Misch-)	0,135437665	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,183952945	7	0,2
C/N [mg/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,075116116	77	0,2
Fichte (Misch-)	0,071708265	60	0,2
Buche (Misch-)	0,226615636	11	0,119609821
Tanne (Misch-)	0,106785809	7	0,2
jährliche globale Strahlung (Wh/m²) je UF			
Fichte (Rein-)	0,068958187	77	0,2
Fichte (Misch-)	0,121038903	60	0,028869015
Buche (Misch-)	0,152390694	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,230861316	7	0,2
Na⁺ [μmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,167736125	77	1,31182E-05
Fichte (Misch-)	0,135389362	60	0,008031353
Buche (Misch-)	0,154531533	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,172795688	7	0,2
K⁺ [μmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,134300886	77	0,001524084
Fichte (Misch-)	0,146132389	60	0,002737036
Buche (Misch-)	0,188824662	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,150433782	7	0,2
Ca²⁺ [μmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,217767072	77	1,03058E-09
Fichte (Misch-)	0,173350238	60	0,000113575
Buche (Misch-)	0,177669116	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,271321637	7	0,128725592
Mg²⁺ [μmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,303524493	77	1,40517E-19
Fichte (Misch-)	0,264379161	60	2,37257E-11
Buche (Misch-)	0,230382632	11	0,106322392
Tanne (Misch-)	0,288151727	7	0,08137509
Fe³⁺ [μmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,234954514	77	2,10003E-11
Fichte (Misch-)	0,255403715	60	1,49515E-10
Buche (Misch-)	0,221568317	11	0,137413374
Tanne (Misch-)	0,246530339	7	0,2

Waldtyp	Statistik	df	Signifikanz
Mn²⁺ [µmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,132869665	77	0,001816703
Fichte (Misch-)	0,158705538	60	0,000682463
Buche (Misch-)	0,245186784	11	0,063411775
Tanne (Misch-)	0,191634549	7	0,2
Al³⁺ [µmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,085673086	77	0,2
Fichte (Misch-)	0,11080677	60	0,064346207
Buche (Misch-)	0,207492396	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,201205713	7	0,2
H⁺ [µmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,211315131	77	4,08081E-09
Fichte (Misch-)	0,209622657	60	5,93222E-07
Buche (Misch-)	0,178910186	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,328009006	7	0,021936926
Kationenaustauschkapazität [µmol C/g] je UF			
Fichte (Rein-)	0,214744616	77	1,97506E-09
Fichte (Misch-)	0,161474074	60	0,000493329
Buche (Misch-)	0,168538776	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,175418257	7	0,2
Basensättigung [%] je UF			
Fichte (Rein-)	0,099986379	77	0,054650016
Fichte (Misch-)	0,148325811	60	0,002169718
Buche (Misch-)	0,138736646	11	0,2
Tanne (Misch-)	0,25061493	7	0,2

(C)

Unterschiede zwischen den Samenbanken			
Waldtyp	Statistik	df	Signifikanz
Anzahl Arten [n] in der Tiefenschicht 0-5 cm			
HAW	0,152678119	12	0,2
AW-1	0,219394455	12	0,115101451
AW-2	0,225904126	12	0,091787242
NW-1	0,184307106	6	0,2
NW-2	0,213786697	6	0,2
Anzahl Arten [n] in der Tiefenschicht 5-15 cm			
HAW	0,154868783	12	0,2
AW-1	0,177782168	12	0,2
AW-2	0,124358821	12	0,2
NW-1	0,309959554	6	0,073669413
NW-2	0,121994296	6	0,2
Keimlingsdichte [n/m²]			
HAW	0,23919057	12	0,056374665
AW-1	0,393259976	12	1,36644E-05
AW-2	0,406759771	12	5,21158E-06
NW-1	0,177641827	6	0,2
NW-2	0,169608809	6	0,2

Tabelle-A 5: Ergebnisse der Kruskal-Wallis-Tests auf signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsflächen (UF) zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien (NK) (A), den verschiedenen Waldtypen (B) und der Samenbank (C) ($p = 0,05$, SPSS, Version 15.0.1)

(A)

Unterschiede zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien			
Nutzungskategorien	Chi-Quadrat	df	Asymptotische Signifikanz
Artenzahl [n] je UF	18,58043885	4	0,000950022
Anzahl Bäume [n] je UF	30,20523947	4	4,44541E-06
mittlerer BHD [cm] je UF	22,82763055	4	0,000137072
Shannon-Wiener-Index Kraut- und Moosschicht je UF	17,97529566	4	0,001247893
Eveness Kraut- und Moosschicht je UF	8,30162083	4	0,081133742
gewichtete mittlere Licht-Zeigerwerte je UF	11,97256343	4	0,017556461
gewichtete mittlere Feuchte-Zeigerwerte je UF	4,048831129	4	0,399437611
gewichtete mittlere Reaktions-Zeigerwerte je UF	7,479146582	4	0,112632364
gewichtete mittlere Stickstoff-Zeigerwerte je UF	13,55781944	4	0,008848622
gewichtete mittlere Humus-Zeigerwerte je UF	8,681111268	4	0,06958363
Deckung [%] Strauchschicht je UF	14,69914932	4	0,005367655
Deckung [%] Krautschicht je UF	7,831146656	4	0,097963048
gewichtete Deckungen von <i>Vaccinium myrtillus</i> je UF	18,56587561	4	0,000956288
gewichtete Deckungen von <i>Dryopteris dilatata</i> je UF	18,28420764	4	0,001085832
Anzahl Moosarten [n] je UF	21,59525882	4	0,000241237
Deckung Moosschicht [%] je UF	14,56089371	4	0,005704215
pH [CaCl ₂] je UF	9,167792206	4	0,05703961
C/N [mg/g] je UF	29,14595915	4	7,30142E-06
C _{org} [%] je UF	10,91242961	4	0,027566015
Basensättigung [%] je UF	13,08024186	4	0,010890301
Kationenaustauschkapazität [μmol C/g] je UF	22,48138471	4	0,000160707
δ15N [‰] je UF	75,14671057	4	1,85518E-15
jährliche globale Strahlung [Wh/m ²] je UF	11,71881343	4	0,019569447
Na ⁺ [μmol C/g] je UF	19,16726591	4	0,000728645
K ⁺ [μmol C/g] je UF	14,09125339	4	0,007009436
Ca ²⁺ [μmol C/g] je UF	9,494172473	4	0,049867128
Mg ²⁺ [μmol C/g] je UF	17,23276989	4	0,00174166
Fe ³⁺ [μmol C/g] je UF	15,55673565	4	0,003675459
Mn ²⁺ [μmol C/g] je UF	19,15180078	4	0,000733764
Al ³⁺ [μmol C/g] je UF	17,44962316	4	0,001580315
H ⁺ [μmol C/g] je UF	12,15353004	4	0,016245357
Shannon-Wiener-Index Moosschicht je UF	18,63006112	4	0,000928975
Eveness Moosschicht je UF	8,952484439	4	0,062298179
N [mg/g] je UF	6,077965401	4	0,193400938
Dicke [cm] Humusschicht je UF	5,531928577	4	0,236937155
Humusart je UF	5,353579708	4	0,252902863
C [mg/g] je UF	11,28154191	4	0,023575603
N [mg/g] je UF	6,077965401	4	0,193400938

(B)

Unterschiede zwischen den verschiedenen Waldtypen			
Nutzungskategorien	Chi-Quadrat	df	Asymptotische Signifikanz
Deckung Moosschicht [%] je UF	6,394396801	3	0,093921575
pH [CaCl ₂] je UF	1,42371483	3	0,69998538
C _{org} [%] je UF	6,229034989	3	0,100983591
C/N [mg/g] je UF	0,454748512	3	0,928714356
jährliche globale Strahlung [Wh/m ²] je UF	2,321019183	3	0,508506153
Na ⁺ [μmol C/g] je UF	5,361031464	3	0,147190816
K ⁺ [μmol C/g] je UF	11,99920766	3	0,007385875
Ca ²⁺ [μmol C/g] je UF	8,829935049	3	0,031639567
Mg ²⁺ [μmol C/g] je UF	3,223767281	3	0,358394524
Fe ³⁺ [μmol C/g] je UF	4,980317845	3	0,173244055
Mn ²⁺ [μmol C/g] je UF	4,648359489	3	0,199432603
Al ³⁺ [μmol C/g] je UF	9,383583649	3	0,024602636
H ⁺ [μmol C/g] je UF	1,196550434	3	0,753831778
Kationenaustauschkapazität [μmol C/g] je UF	3,107080404	3	0,37540833
Basensättigung [%] je UF	6,48003764	3	0,090453103

(C)

Unterschiede zwischen den Samenbanken			
Nutzungskategorien	Chi-Quadrat	df	Asymptotische Signifikanz
Anzahl Arten [n] in der Tiefenschicht 0-5 cm	27,0739181	4	1,92064E-05
Anzahl Arten [n] in der Tiefenschicht 5-15 cm	21,29373148	4	0,000276907
Keimlingsdichte [n/m ²]	24,45307044	4	6,47932E-05

Tabelle-A 6: Ergebnisse der paarweisen Mann-Whitney-U-Tests zwischen den Untersuchungsflächen (UF) zwischen den verschiedenen Nutzungskategorien (NK) (A), den verschiedenen Waldtypen (B) und der Samenbank (C) als paarweise Vergleiche im Anschluss an die entsprechenden Kruskal-Wallis-Tests, für Einzeltests $p' = 0,005$ nach Bonferroni-Korrektur (SPSS, Version 15.0.1)

(A)

Unterschiede zwischen den verschiedenen NK					
Artenzahl [n] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,319	-			
AW-2	0,034	0,01	-		
NW-1	0,001	0	0,113	-	
NW-2	0,398	0,182	0,481	0,052	-
Anzahl Bäume [n] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,003	-			
AW-2	0,004	0,858	-		
NW-1	0,389	0,069	0,086	-	
NW-2	0,009	0	0	0,003	-
mittlerer BHD [cm] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,056	-			
AW-2	0,074	0,851	-		
NW-1	0,918	0,151	0,129	-	
NW-2	0,002	0	0	0,018	-
Shannon-Wiener-Index Kraut- und Moosschicht je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,201	-			
AW-2	0,002	0,081	-		
NW-1	0,001	0,023	0,534	-	
NW-2	0,002	0,11	0,816	0,337	-
gewichtete mittlere Licht-Zeigerwerte je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,008	-			
AW-2	0,12	0,111	-		
NW-1	0,649	0,002	0,036	-	
NW-2	0,667	0,078	0,579	0,352	-

gewichtete mittlere Stickstoff-Zeigerwerte je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,561	-			
AW-2	0,296	0,137	-		
NW-1	0,005	0,003	0,077	-	
NW-2	0,022	0,02	0,255	0,572	-
gewichtete Deckungen von <i>Vaccinium myrtillus</i> je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,698	-			
AW-2	0,936	0,761	-		
NW-1	0,022	0,036	0,066	-	
NW-2	0	0,001	0,001	0,089	-
gewichtete Deckungen von <i>Dryopteris dilatata</i> je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,006	-			
AW-2	0,041	0,371	-		
NW-1	0,004	0,861	0,444	-	
NW-2	0	0,23	0,033	0,143	-
Anzahl Moosarten [n] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,288	-			
AW-2	0,001	0	-		
NW-1	0,01	0,002	0,639	-	
NW-2	0,404	0,213	0,143	0,148	-
Deckung Strauschicht [%] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,285	-			
AW-2	0,001	0,03	-		
NW-1	0,014	0,16	0,478	-	
NW-2	0,403	0,96	0,054	0,204	-
Deckung Moosschicht [%] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,224	-			
AW-2	0,005	0,191	-		
NW-1	0,398	0,816	0,142	-	
NW-2	0,269	0,035	0,001	0,076	-
pH (CaCl ₂) je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,602	-			
AW-2	0,867	0,294	-		
NW-1	0,936	0,521	0,565	-	
NW-2	0,091	0	0,162	0,005	-

C/N [mg/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,05	-			
AW-2	0,193	0,003	-		
NW-1	0,044	0,001	0,446	-	
NW-2	0	0	0,006	0,038	-
C_{org} je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,102	-			
AW-2	0,307	0,842	-		
NW-1	0,918	0,154	0,315	-	
NW-2	0,043	0,002	0,013	0,084	-
Basensättigung [%] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,045	-			
AW-2	0,164	0,002	-		
NW-1	0,895	0,066	0,168	-	
NW-2	0,277	0,003	0,848	0,254	-
Kationenaustauschkapazität [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,011	-			
AW-2	0,031	0,667	-		
NW-1	0,003	0,423	0,243	-	
NW-2	0	0,011	0,002	0,039	-
δ¹⁵N [‰] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,066	-			
AW-2	0	0	-		
NW-1	0	0	0,377	-	
NW-2	0	0	0	0,002	-
jährliche globale Strahlung in [Wh/m²] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,02	-			
AW-2	0,05	0,395	-		
NW-1	0,202	0,301	0,701	-	
NW-2	0,651	0,01	0,011	0,072	-

Na⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,216	-			
AW-2	0,786	0,384	-		
NW-1	0,056	0,462	0,16	-	
NW-2	0	0,003	0,001	0,017	-
K⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,132	-			
AW-2	0,797	0,121	-		
NW-1	0,483	0,637	0,388	-	
NW-2	0,002	0,023	0,001	0,019	-
Ca²⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,249	-			
AW-2	0,067	0,004	-		
NW-1	0,546	0,095	0,243	-	
NW-2	0,792	0,189	0,149	0,782	-
Mg²⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,123	-			
AW-2	0,278	0,012	-		
NW-1	0,135	0,77	0,01	-	
NW-2	0,008	0,192	0,001	0,213	-
Fe³⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,496	-			
AW-2	0,676	0,801	-		
NW-1	0,092	0,111	0,096	-	
NW-2	0,003	0,001	0,002	0,11	-
Mn²⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,813	-			
AW-2	0,996	0,946	-		
NW-1	0,319	0,308	0,234	-	
NW-2	0	0,001	0	0,017	-
Al³⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,307	-			
AW-2	0,18	0,004	-		
NW-1	0,424	0,029	0,446	-	
NW-2	0,013	0	0,169	0,028	-

H⁺ [μmol C/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,589	-			
AW-2	0,801	0,644	-		
NW-1	0,531	0,809	0,629	-	
NW-2	0,001	0,008	0,005	0,009	-
Shannon-Wiener-Index Moosschicht					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,118	-			
AW-2	0	0,015	-		
NW-1	0,013	0,297	0,426	-	
NW-2	0,057	0,594	0,119	0,624	-
Dicke Humusschicht [cm] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,105	-			
AW-2	0,017	0,636	-		
NW-1	0,023	0,002	0	-	
NW-2	0,257	0,037	0,009	0,4	-
C [mg/g] je UF					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,81	-			
AW-2	0,307	0,784	-		
NW-1	0,918	0,125	0,315	-	
NW-2	0,043	0,002	0,013	0,084	-

(B)

Ca²⁺ [μmol C/g] je UF				
	Fichte (Rein-)	Fichte (Misch-)	Buche (Misch-)	Tanne (Misch-)
Fichte (Rein-)	-			
Fichte (Misch-)	0,751	-		
Buche (Misch-)	0,310	0,036	-	
Tanne (Misch-)	0,051	0,033	0,751	-
Al³⁺ [μmol C/g] je UF				
	FichteRein	FichteMisch	BucheMisch	TanneMisch
FichteRein	-			
FichteMisch	0,469	-		
BucheMisch	0,053	0,198	-	
TanneMisch	0,0757	0,035	0,179	-

(C)

Anzahl Arten Samenbank Tiefenschicht A					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,026	-			
AW-2	0,001	0	-		
NW-1	0,032	0,006	0,962	-	
NW-2	0,002	0,001	0,669	0,936	-
Anzahl Arten Samenbank Tiefenschicht B					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,35	-			
AW-2	0,022	0,014	-		
NW-1	0,002	0,004	0,962	-	
NW-2	0,001	0,002	0,323	0,188	-
Keimlingsdichte Samenbank					
	HAW	AW-1	AW-2	NW-1	NW-2
HAW	-				
AW-1	0,945	-			
AW-2	0,007	0,011	-		
NW-1	0,001	0,002	0,039	-	
NW-2	0,001	0,0049	0,349	0,109	-

Tabelle A-8: Übersichtstabelle Luzulo-Fagetum

A: saure Assoziation, B: nährstoffreiche Assoziation, C: feuchte Assoziation

[illegible]

Baumschicht

[illegible]

Strauchschicht

[illegible]

Fagetalia- und Fagion-Kennarten

<i>Fagus sylvatica</i>	.	2	.	2	2	3	2	2	3	3	2	1	.	2	2	2	6	2	2	3	.	2	.	2	.	4	.	1	.	2	2	.	3	2	2	.	2	.		
<i>Prenanthes purpurea</i>	2	.	3	.	2	.	.	.	.	2	2	2	3	.	2	2	2	3	.	2	2	2	.	2	.	2	.	2	2	2	.	3	3	.	3	.	2	.		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	4	.	2	.	.	.	2	2	2	2	2	2	3	3	.	.	5	3	2	.	.	.	.	.	.	2	2	.	2	.	2	2	2	3	3	.	3	2	2	.
<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	2	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	2	2	3	.	3	.	2	3	.	
<i>Polygonatum verticillatum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	4	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3	.	2	.	.	.	.	.		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	.	.	.	.	.	.	.	3	.	3	.	.	.	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	3	.	.	2	.	.	.		

Luzulo-Fagetum-Kennarten

Luzula luzuloides 3 3 3 . 3 4 2 . . 3 4 4 2

Kraut- und Moosschicht

Kennarten der standörtlichen Varianten

[illegible]

Begleiter

[illegible][illegible]

Tabelle A-9: Vegetationstabelle Aceri-Fagetum

A: saure Variante, B: nährstoffreiche Variante C: feuchte Variante

[illegible]

Baumschicht

[illegible]

Strauchschicht

[illegible]

Fagetalia- und Fagion-Kennarten

[illegible]

Aceri-Fagetum-Kennarten

[illegible]

Kraut- und Moosschicht

Kennarten der standörtlichen Varianten

[illegible]

Begleiten

[illegible]

MITTIGER STEIGEL (IN 1-3 AUFNAHMEN): Mysisosia nemoralis [6] 77; 3. 128; 13. 3. 134; Mysisosia scorpioides [6] 52; 3. 74; 4. 123; 2. Selerodipium purnum [6] 70; 10. 134; 4. 139; 3. Sphagnum pulstre [6] 74; 3. 77; 3. 142; 3. Calluna vulgaris [6] 45; 3. 314; 12. 127; 3. Ranunculus acrifolius [6] 85; 75. 92; 142; 2. Geum urinale [6] 84; 2. 163; 2. 162; 2. Poa hexali [6] 63; 134; 1. 164; 3. Rumex alpinus [6] 125; 2. 154; 2. 161; 3. Fraxinus excelsior [4] 72; 3. 74; 4. 142; 4. Brachycephalus sturki [7] 78; 94; 4. 139; 3. Leucanthemum vulgare [6] 99; 3. 134; 1. 163; 3. Cirsia alpina [6] 45; 3. 314; 1. 151; 3. Glyceria fluitans [6] 75; 77; 2. 142; 3. Gnaphalium sylvaticum [6] 45; 2. 123; 1. 34; 2. Juncus effusus [6] 74; 2. 134; 2. Vaccinium vitis-idaea [6] 60; 3. 131; 3. Maianthemum bifidum [6] 60; 3. 143; 3. Huperzia selago [6] 67; 3. 131; 3. Phegopteris connectilis [6] 151; 3. 142; 2. Sphagnum girgensohnii [6] 60; 3. Carex digitata var. pallens [6] 74; 2. 128; 2. Betula pubescens [6] 23; 1. 45; 2. Minium hornum [6] 119; 3. 130; 3. Carex ovalis [6] 63; 3. Luzula sylvatica [6] 154; 2. Ranunculus acris [6] 147; 1. 123; 3. Salix aurita [4] 23; 1. 77; 3. Pinus sylvestris [1] 630; 3. Lysimachia nemoralis [6] 74; 1. 32; 2. Plantanthera chlorantha [6] 60; 2. Betula pendula [1] 142; 1. 30; 3. Holcus lanatus [6] 34; 3. Sambucus nigra [6] 125; 2. Lepasana comm.

Diplophyllum albicans [6] 63; 3. Paraleucophyllum longifolium [6] 119; 3. Aruncus dioicus [6] 142; 2. Scorophularia nodosa [6] 84; 2. Actaea spicata [6] 80; 2. 146; 2. Trifolium pratense [6] 85; 2. 123; 2. Dactylis glomerata [6] 85; 2. 105; 2. Melampyrum pratense [6] 72; 2. Brachycephalus saluberrimus [6] 88; 3. 127; 3. Cardamine pratensis [6] 99; 1. Teucrium scorodonia [6] 127; 6. Lathyrus heterocarpus [6] 130; 3. Danthonia decumbens [6] 122; 2. 134; 2. Cerastium holostoides [6] 125; 9; 9; 2. Galinsoga ciliata [6] 123; 2. Anrus cana [6] 142; 2. 130; 3. Campanula patula [6] 103; 3. 134; 3. Plagioghecton latum [6] 111; 3. Stellaria germanica [6] 135; 3. 99; 2. Vicia cracca [6] 99; 1. 34; 2. Fallopia diuturna [6] 60; 2. Pseudotsuga menziesii [1] 157; 3. Moneses uniflora [6] 153; 3. Plagioghecton species [6] 154; 3. Ribes species [6] 154; 2. Aconitum napellus [6] 147; 3. Salix aurita [6] 1; 2. Galium odoratum [6] 42; 2. Cimicifuga dendroides [6] 23; 3. Senecio sylvaticus [6] 45; 2. Lepidopta reuteri [6] 63; 3. Hyprnum mammillatum [9] 63; 3. Barbelophya lycopodioides [9] 63; 3. Blepharostoma trichophyllum [9] 63; 3. Lophoclea cuspidata [9] 63; 3. Ranunculus species [6] 63; 2. Plantanthera bifolia [6] 52; 2. Pyschomittella patens [9] 70; 3. Anthoxanthum odoratum [6] 64; 2. Carex flexa [6] 85; 3. Knautia arvensis [6] 85; 2. Rubus idaeus [4] 72; 2. Stachys

Aegopodium podagraria [6] 139; *Sanicula europaea* [6] 139; *Cirsium species* [6] 142; *Luzula species* [6] 143; *Festuca rubra* [6] 117; *3. Thridium aquilinum* [6] 127; *5. Carex echinata* [6] 127; *4. Alchemilla monticola* [6] 128; *3. Holcus mollis* [6] 128; *2. Prunus padus* [6] 134; *1. Ustera cordata* [6] 138; *Geranium silvaticum* [6] 132; *Hypericum maculatum* [6] 135; *Anus incana* [1] 442; *Sorbus aria* [4] 142; *3. Viola riviniana* [6] 142; *3. Rosa pendula* [6] 142; *Theridium delicatulum* [6] 130; *Epipactis helleborine* [6] 128; *3. Pogonatum albidum* [6] 123; *3. Erythrorhynchum praelongum* [6] 103; *3. Platycladus orientalis* [6] 163; *2. Reynoutia japonica* [6] 163; *1. Metzgeria temperata* [9] 111; *3. Bistorta officinalis* [6] 111; *2. Veronica beccabunga* [6] 136; *3. Carlinia acalis* [6] 142; *4. Alchemilla vulgaris* [6] 135; *3. Tanacetum vulgare* [6] 99; *3. Stellaria media* [6] 99; *3. Viola arvensis* [6] 99; *3. Raphanus sativus* [6] 99; *2. Barbarea vulgaris* [6] 99; *2. Fallopia convolvulus* [6] 99; *2. Glechoma hederacea* [6] 99; *2. Sonchus species* [6] 99; *2. Trifolium repens* [6] 99; *1. Galium mollugo* ag. [6] 134; *1. Alchemilla sylvestris* [6] 134; *2. Eupatorium cannabinum* [6] 134; *2. Leontodon hispidus* [6] 134; *2. Laxa decidua* [4] 134; *1.*

Tabelle-A 10: Bestäubungs- und Ausbreitungsmodi, Ausbreitungspotenziale und Habitatpräferenzen der krautigen Arten des Untersuchungsgebiets. Daten zur Bestäubung und Ausbreitung sind Floraweb (Stand 15.06.2007) entnommen, woraus die Ausbreitungspotenziale entsprechend Frey & Lösch (2004) abgeleitet sind. Einteilung der Habitatpräferenzen siehe Kap. 4.2.5. Bestäubungsmodi: zooga = Zoogamie, anega = Anemogamie, autoga = Autogamie, apoga = Apomixie, kleiga = Kleistogamie; Ausbreitungsmodi: auto = Autochorie, endo = Endochorie, ane = Anemochorie, epi = Epizoochorie, hyd = Hydrochorie, myr = Myrmecochorie, ant = Anthropochorie; Ausbreitungspotenziale: Nah- = Nahausbreitung, Fern- = Fernausbreitung; Präferenz: w = Waldart, o = Offenlandart, i = Art mit indifferentem Verhalten; k.A. = keine Angabe.

Arten	Bestäubung	Ausbreitung	Ausbreitungspotenzial	Präferenz
<i>Aconitum napellus</i>	zooga	auto	Nah-	w
<i>Actaea spicata</i>	zooga	endo	Fern-	w
<i>Adenostyles alliariae</i>	k.A.	k.A.	k.A.	w
<i>Aegopodium podagraria</i>	zooga	auto	Nah-, Fern-	i
<i>Agrostis capillaris</i>	anega	ane, epi	Fern-	i
<i>Agrostis stolonifera</i>	anega	ane, epi	Fern-	o
<i>Alchemilla monticola</i>	k.A.	k.A.	k.A.	o
<i>Alchemilla vulgaris</i>	k.A.	k.A.	k.A.	o
<i>Anemone nemorosa</i>	zooga, autoga	myr	Nah-	w
<i>Angelica sylvestris</i>	zooga, autoga	ane, hyd	Nah-, Fern-	i
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	anega	ane, epi	Fern-	o
<i>Aruncus dioicus</i>	zooga	ane	Fern-	w
<i>Athyrium distentifolium</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Athyrium filix-femina</i>	k.A.	k.A.	k.A.	w
<i>Barbarea vulgaris</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	o
<i>Bistorta officinalis</i>	anega, zooga, autoga	ane, epi	Fern-	i
<i>Blechnum spicant</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	anega	ane, epi	Fern-	w
<i>Calluna vulgaris</i>	zooga	ane	Fern-	i
<i>Caltha palustris</i>	zooga	hyd	Nah-, Fern-	i
<i>Campanula patula</i>	k.A.	k.A.	Nah-, Fern-	o
<i>Campanula rotundifolia</i>	k.A.	k.A.	Nah-, Fern-	i
<i>Cardamine amara</i>	zooga, autoga	auto, ane, epi	Nah,	i
<i>Cardamine pratensis</i>	zooga, autoga	auto, ane, epi	Nah-,	i
<i>Carex brizoides</i>	anega	ane, epi, auto	Nah-, Fern-	w
<i>Carex canescens</i>	anega	ane, epi, auto	Fern-	i
<i>Carex echinata</i>	anega	epi, ane, auto	Nah-, Fern-	o
<i>Carex flacca</i>	anega	ane, epi, auto	Nah, Fern-	i
<i>Carex leporina</i>	k.A.	k.A.	k.A.	i
<i>Carex pallescens</i>	anega	ane, epi, auto	Nah-	i
<i>Carex pilulifera</i>	anega	myr, ane, epi, auto	Nah-, Fern-	i
<i>Carex sylvatica</i>	anega	ane, epi, auto	Nah-, Fern	w
<i>Carlina acaulis</i>	zooga, autoga	ane, epi	Fern-	o
<i>Cerastium holosteoides</i>	zooga, autoga	ane, hyd	Fern-	o
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	k.A.	k.A.	k.A.	i
<i>Chamaespartium sagittale</i>	zooga	auto	Nah-	o

Arten	Bestäubung	Ausbreitung	Ausbreitungspotenzial	Präferenz
<i>Cicerbita alpina</i>	zooga	auto, ane	Nah-, Fern	w
<i>Circaea alpina</i>	zooga	epi	Fern-	w
<i>Cirsium palustre</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	i
<i>Crepis paludosa</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	i
<i>Dactylis glomerata</i>	anega	ane, epi	Fern-	i
<i>Dactylorhiza maculata</i>	k.A.	k.A.	k.A.	i
<i>Danthonia decumbens</i>	anega	myr	Nah-	o
<i>Deschampsia cespitosa</i>	anega	ane, epi	Fern-	i
<i>Deschampsia flexuosa</i>	anega	ane, epi	Fern-	i
<i>Digitalis purpurea</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	w
<i>Dryopteris carthusiana</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Dryopteris dilatata</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Dryopteris filix-mas</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Epilobium angustifolium</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	i
<i>Epilobium montanum</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	w
<i>Epipactis helleborine</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	w
<i>Equisetum sylvaticum</i>	k.A.	ane, auto	Nah-, Fern	w
<i>Eupatorium cannabinum</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	i
<i>Fallopia convolvulus</i>	anega, zooga, autoga	myr	Nah-	o
<i>Fallopia dumetorum</i>	anega, zooga, autoga	myr	Nah-	o
<i>Fallopia japonica</i>	anega, zooga, autoga	ane, epi, ant	Nah-, Fern-	o
<i>Festuca altissima</i>	anega	ane, epi	k.A.	w
<i>Festuca rubra</i>	k.A.	k.A.	Fern-	o
<i>Filipendula ulmaria</i>	zooga	ane, hyd	Nah-, Fern-	i
<i>Fragaria vesca</i>	zooga, autoga	endo, auto	Fern-	i
<i>Galeopsis tetrahit</i>	zooga, autoga	epi	Nah-, Fern-	w
<i>Galinsoga ciliata</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Fern-	o
<i>Galium mollugo</i> ag.	zooga, autoga	epi, ane, endo	Fern-	o
<i>Galium odoratum</i>	zooga, autoga	epi, ane, endo	Fern-	w
<i>Galium rotundifolium</i>	zooga, autoga	epi, ane, endo	Fern-	w
<i>Galium saxatile</i>	zooga, autoga	epi, ane, endo	Nah-, Fern-	i
<i>Geranium robertianum</i>	zooga, autoga	epi, auto	Nah-, Fern-	i
<i>Geranium sylvaticum</i>	zooga, autoga	epi, auto	Fern-	i
<i>Geum urbanum</i>	zooga	epi	Nah-, Fern-	w
<i>Glechoma hederacea</i>	zooga	myr, epi, auto	Nah-, Fern-	i
<i>Glyceria fluitans</i>	anega	hyd, epi	Nah-, Fern-	i
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Fern-	i
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Heracleum sphondylium</i>	zooga, autoga	epi, ane	Nah-, Fern-	o
<i>Hieracium murorum</i>	zooga, autoga, apoga	ane, epi, myr	Fern-	i
<i>Holcus lanatus</i>	anega	ane, epi	Fern-	i
<i>Holcus mollis</i>	anega	ane, epi	Fern-	w
<i>Huperzia selago</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Hypericum maculatum</i>	zooga, autoga	ane	Fern-	o
<i>Hypericum perforatum</i>	zooga, autoga	ane	Nah-	o
<i>Impatiens noli-tangere</i>	zooga	auto	Fern-	w
<i>Juncus effusus</i>	anega	ane, epi	Nah-	i
<i>Knautia arvensis</i>	zooga	myr	Nah-	o

Arten	Bestäubung	Ausbreitung	Ausbreitungspotenzial	Präferenz
<i>Lamium galeobdolon</i>	zooga, autoga	auto	Nah-, Fern-	w
<i>Lapsana communis</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-	i
<i>Lathyrus pratensis</i>	zooga	auto	Nah-, Fern-	o
<i>Leontodon hispidus</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	k.A.	o
<i>Leucanthemum vulgare</i>	k.A.	k.A.	Fern-	o
<i>Listera cordata</i>	zooga, autoga	ane	Nah-	w
<i>Luzula campestris</i>	anega	myr	Nah-	i
<i>Luzula luzuloides</i>	anega	myr	Nah-	w
<i>Luzula multiflora</i>	anega	myr	Nah-	i
<i>Luzula sylvatica</i>	anega	myr	Fern-	w
<i>Lycopodium annotinum</i>	k.A.	ane	Nah-	w
<i>Lysimachia nemorum</i>	zooga, autoga	auto	Nah-	w
<i>Lysimachia nummularia</i>	zooga, autoga	auto	Fern-	i
<i>Maianthemum bifolium</i>	zooga, autoga	ane	Nah-	w
<i>Melampyrum pratense</i>	zooga, autoga	myr	Nah-	i
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	zooga, autoga	myr	Nah-	i
<i>Mercurialis perennis</i>	anega, zooga	auto, myr	Fern-	w
<i>Milium effusum</i>	anega	ane, epi	Nah-	w
<i>Moehringia trinervia</i>	autoga	myr	Fern-	w
<i>Moneses uniflora</i>	zooga, autoga	ane	Nah-, Fern-	w
<i>Mycelis muralis</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	i
<i>Myosotis nemorosa</i>	zooga	epi, myr	Fern-	i
<i>Myosotis scorpioides</i>	zooga	hyd	Fern-	i
<i>Nardus stricta</i>	anega	epi, ane	Nah-	o
<i>Nardus stricta</i>	zooga	auto	Fern-	i
<i>Oreopteris limbosperma</i>	k.A.	ane	Fern-	i
<i>Oxalis acetosella</i>	zooga, autoga	auto	Fern-	w
<i>Paris quadrifolia</i>	zooga	endo	Fern-	w
<i>Petasites albus</i>	zooga, autoga	ane, epi, hyd	Fern-	w
<i>Phalaris arundinacea</i>	anega	epi, ane	Fern-	i
<i>Phegopteris connectilis</i>	k.A.	ane	Fern-	w
<i>Phyteuma spicatum</i>	zooga	ane	Fern-	w
<i>Platanthera bifolia</i>	zooga	ane	Fern-	i
<i>Platanthera chlorantha</i>	zooga	ane	Nah-, Fern	i
<i>Poa chaixii</i>	anega	ane, epi	Nah-, Fern-	i
<i>Poa nemoralis</i>	anega	ane, epi	Nah-, Fern	w
<i>Polygonatum verticillatum</i>	zooga, autoga	auto, endo, ane	Nah-, Fern-	w
<i>Potentilla erecta</i>	zooga	ane, myr, endo	k.A.	o
<i>Prenanthes purpurea</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	w
<i>Pteridium aquilinum</i>	k.A.	ane, auto	Nah-	i
<i>Ranunculus aconitifolius</i>	k.A.	k.A.	Nah-, Fern-	i
<i>Ranunculus acris</i>	zooga, autoga	ane, epi, auto	Fern-	o
<i>Ranunculus repens</i>	zooga, autoga	auto	Fern-	o
<i>Raphanus sativus</i>	zooga, autoga	ane, ant	Fern-	o
<i>Rumex acetosella</i>	anega, autoga	ane, epi, hyd	Fern-	o
<i>Rumex arifolius</i>	anega, autoga	ane, epi, hyd	k.A.	i
<i>Sanicula europaea</i>	zooga, autoga	epi, ane	Nah-, Fern	w
<i>Scrophularia nodosa</i>	zooga, autoga	ane	Nah-, Fern	w

Arten	Bestäubung	Ausbreitung	Ausbreitungspotenzial	Präferenz
<i>Senecio hercynicus</i>	k.A.	k.A.	Nah-, Fern-	w
<i>Senecio ovatus</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-, Fern-	w
<i>Senecio sylvaticus</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Nah-	w
<i>Silene dioica</i>	zooga	ane, auto	Fern-	i
<i>Solidago virgaurea</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Fern-	i
<i>Stachys sylvatica</i>	zooga, autoga	auto	k.A.	w
<i>Stellaria graminea</i>	zooga, autoga	ane	Nah-, Fern-	o
<i>Stellaria media</i>	zooga, autoga	ane	Nah-	o
<i>Stellaria nemorum</i>	zooga, autoga	k.A.	Fern-	w
<i>Tanacetum vulgare</i>	zooga, autoga	ane, epi, myr	Fern-	o
<i>Teucrium scorodonia</i>	zooga	auto	Fern-	i
<i>Trifolium pratense</i>	zooga	ane, epi	Fern-	o
<i>Trifolium repens</i>	zooga	ane, epi	Fern-	o
<i>Urtica dioica</i>	anega	ane	Nah-, Fern-	o
<i>Vaccinium myrtillus</i>	zooga	endo	Nah-, Fern-	i
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	zooga	endo	Nah-	i
<i>Veronica beccabunga</i>	zooga, autoga	ane,hyd,myr,a uto	Nah-	i
<i>Veronica officinalis</i>	zooga, autoga	ane,hyd,myr,a uto	Nah-	i
<i>Vicia cracca</i>	zooga	auto	Nah-	o
<i>Viola arvensis</i>	zooga,autoga,kleiga	auto, myr	Nah-	o
<i>Viola palustris</i>	zooga,autoga,kleiga	auto, myr	k.A.	i
<i>Viola reichenbachiana</i>	zooga,autoga,kleiga	auto, myr	k.A.	w
<i>Viola riviniana</i>	zooga,autoga,kleiga	auto, myr	k.A.	w

Tabelle-A 11: Gesamtergebnisse der Diasporenbank-Analyse. A = Bodentiefe 0 -5 cm, B = Bodentiefe 5 – 15 cm. Abkürzungen der Nutzungskategorien siehe Kap. 4.1.3.

Name	HAW A	HAW B	AW-1 A	AW-1 B	AW-2 A	AW-2 B	NW-1 A	NW-1 B	NW-2 A	NW-2 B
<i>Agrostis canina</i>	1				67	64	1			
<i>Agrostis capillaris</i>			14	26	119	65	199	13	371	244
<i>Agrostis stolonifera</i>	1									
<i>Ajuga reptans</i>	1				16	7	6	1	1	1
<i>Alchemilla vulgaris</i>										2
<i>Calluna vulgaris</i>	2	23	18	128	43	153	4	53	1	72
<i>Capsella bursa-pastoris</i>					1					
<i>Cardamine flexuosa</i>					8	3				
<i>Cardamine pratensis</i>	1	2								
<i>Carex flava</i>						3				
<i>Carex pilulifera</i>	4	1	122	148	85	173	151	18	112	85
<i>Carex sylvatica</i>	26	29								
<i>Cerastium fontanum</i>					25	3		1		
<i>Chrysanthemum leucanthemum</i>									3	2
<i>Cirsium spec.</i>					1	3				
<i>Dactylis glomerata</i>		2								
<i>Deschampsia cespitosa</i>	1									
<i>Deschampsia flexuosa</i>							14	25		
<i>Digitalis purpurea</i>		1			3	9				
<i>Epilobium spec.</i>	12	17			46	5				
<i>Erigeron annuus</i>		3								
<i>Festuca rubra</i>					3	44	321	249		
<i>Fragaria vesca</i>		1	1	1	1	1				
<i>Galeopsis tetrahit</i>									1	2
<i>Galium palustre</i>					1	1				
<i>Galium rotundifolium</i>					1					
<i>Galium uliginosum</i>					4	2		3		
<i>Genista sagittalis</i>									1	2
<i>Glyceria fluitans</i>					1		1			
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	1		1	4	23	8	1	3	5	2
<i>Gnaphalium uliginosum</i>										1
<i>Hypericum humifusum</i>				4	32	37	6	28	48	165
<i>Hypericum perforatum</i>									19	
<i>Juncus articulatus</i>					26	73	332	29	7	6
<i>Juncus bulbosus</i>			1		26	359	27	55	1	5
<i>Juncus effusus</i>			15	33	1248	1594	256	751	25	57
<i>Juncus tenuis</i>	45	37								
<i>Knautia dipsacifolia</i>					3					
<i>Leucanthemum vulgare</i>	3									
<i>Lotus corniculatus</i>						2	2	2		1
<i>Luzula luzuloides</i>	4	2	9	2	1	41	5	13	5	8
<i>Moehringia trinervia</i>			19	14	1					
<i>Molinia caerulea</i>				1		1				

Name	HAW A	HAW B	AW-1 A	AW-1 B	AW-2 A	AW-2 B	NW-1 A	NW-1 B	NW-2 A	NW-2 B
<i>Mycelis muralis</i>			1							
<i>Nasturtium officinale</i>									1	
<i>Poa nemoralis</i>						1				
<i>Poa pratensis</i>			1	2	4	2				
<i>Poa remota</i>						9				
<i>Poa trivialis</i>										1
<i>Polygonum aviculare</i>	1									
<i>Potentilla erecta</i>	1	2	1	1	4	18	42	23	2	7
<i>Ranunculus repens</i>							1	1	5	3
<i>Rubus fruticosus</i>							4			
<i>Rubus idaeus</i>	23	168	9	63	65	9	2	14	36	1
<i>Rumex acetosella</i>	2	1	1	3	2	8			14	11
<i>Sambucus racemosa</i>	2	2	7	6	15	18				2
<i>Scirpus sylvaticus</i>					15	23				
<i>Scrophularia nodosa</i>			1							
<i>Silene dioica</i>	1									
<i>Solidago virgaurea</i>	2	1			2	2				
<i>Sonchus asper</i>	2									
<i>Spergularia spec.</i>		1								
<i>Stellaria media</i>	5	6		4	153	7			3	2
<i>Stellaria nemorum</i>	2	6								
<i>Stellaria uliginosa</i>					11	26				
<i>Taraxacum officinale</i>		1								
<i>Trifolium repens</i>					1	1	1		1	6
<i>Urtica dioica</i>					7					
<i>Veronica beccabunga</i>					7	1				
<i>Veronica officinalis</i>	13	13	18	4	37	3	8	15	4	7
<i>Veronica persica</i>							3	1	8	38
<i>Viola arvensis</i>										5
<i>Viola palustris</i>	2	1			4	2	1			